

ZIMOWA SZKOŁA LEŚNA
PRZY
INSTYTUCIE BADAWCZYM LEŚNICTWA

XI Sesja



**Zastosowanie geoinformatyki
w leśnictwie**

Organizatorzy



Sękocin Stary, 12–14 marca 2019 r.

Zastosowanie geoinformatyki
w leśnictwie

Application of geoinformatics
in forestry

ZIMOWA SZKOŁA LEŚNA
PRZY
INSTYTUCIE BADAWCZYM LEŚNICTWA
XI SESJA

Zastosowanie geoinformatyki
w leśnictwie

Application of geoinformatics
in forestry



Sękocin Stary, 12–14 marca 2019 r.

Rada Programowa:

Przewodniczący:

dr hab. Krzysztof Stereńczak, prof. IBL

Członkowie:

*prof. dr hab. Andrzej Grzywacz, prof. dr hab. Jacek Hilszczański, dr inż. Krzysztof Janeczko,
prof. dr hab. Andrzej Klocek, mgr inż. Jacek Przypaśniak, mgr inż. Marek Roman,
dr inż. Jacek Sagan, mgr inż. Adam Wasiak, prof. dr hab. Tomasz Zawila-Niedźwiecki*

Recenzenci:

*prof. dr hab. Heronim Olenderek (Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie)
dr hab. Jarosław Chormański, prof SGGW (Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie)*

Monografia pod redakcją:

dr hab. Krzysztofa Stereńczaka, prof. IBL

Tłumaczenia tekstów i rycin:

dr hab. Adam Kaliszewski

Opracowanie i korekta:

*dr inż. Joanna Szewczykiewicz
mgr inż. Magda Stasiak*

Przygotowanie do składu i druku:

mgr inż. Przemysław Szmit

Wydanie monografii współfinansowane przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych

© Copyright

Institut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary 2020

ISBN 978-83-62830-81-7

Institut Badawczy Leśnictwa

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

Skład i łamanie:

Kinga Grodzka

Druk i oprawa:

Proprint Usługi Poligraficzne
e-mail: biuro@proprint.biz.pl, Tel. 22 7119991

Spis treści

Wstęp.....	9
SESJA OTWIERAJĄCA	11
<i>Maurizio Santoro i zespół projektu GlobBiomass</i> GLOBALNA MAPA BIOMASY LEŚNEJ DLA 2010 R. – OSIĄGNIĘCIA I PROBLEMY.....	13
<i>Julia Maschler</i> EFEKT NAWOŻENIA CO₂; POTENCJAŁ WIĄZANIA WĘGLA PRZEZ ROŚLINNOŚĆ LEŚNĄ..	31
I. INWENTARYZACJA ZASOBÓW LEŚNYCH	39
<i>Erik Næsset</i> WYKORZYSTANIE DANYCH Z LOTNICZEGO SKANINGU LASEROWEGO DO INWENTARYZACJI ZASOBÓW LEŚNYCH – PERSPEKTYWA SKANDYNAWSKA.....	41
<i>Lars T. Waser</i> MAPY ZASIĘGU I TYPÓW LASÓW JAKO EFEKTY WIELKOBSZAROWEJ INWENTARYZACJI LASU W SZWAJCARII	51
<i>Gherardo Chirici</i> WSTĘPNE PORÓWNANIE ZDJĘĆ IMAGE2006 I LANDSAT 5 TM DO CELÓW CAŁOŚCIOWEGO PRZESTRZENNEGO OSZACOWANIA MIĄŻSZOŚCI DREWNA NA PNIU WE WŁOSZECH.....	59
<i>Krzysztof Stereńczak, Stanisław Miścicki, Karolina Parkitna, Grzegorz Krok, Łukasz Jełowicki, Marek Lisańczuk, Michał Laszkowski, Piotr Rysiak, Krzysztof Mitelsztedt, Martyna Wietecha, Piotr Mroczek</i> INWENTARYZACJA ZASOBÓW LEŚNYCH Z WYKORZYSTANIEM DANYCH TELEDETEKCYJNYCH W POLSCE – REMBIOFOR.....	67

Jarosław Socha, Bożydar Neroj

**MODELOWANIE PRODUKCYJNOŚCI LASU Z WYKORZYSTANIEM LOTNICZYCH DANYCH
TELEDETEKCYJNYCH – MOŻLIWOŚCI ZASTOSOWANIA W PRAKTYCE URZĄDZANIA
LASU I WIELKOBSZAROWEJ INWENTARYZACJI STANU LASU 77**

II. MONITOROWANIE STANU LASU 87

*Matthias Dees, Pawan Datta, Heinz Gallaun, Ursula Schmitt, Mathias Schardt,
Nikos Koutsias, Anastasia Krina, Magdalini Pleniou, Anastasia Karamitsou,
Eric Breton, Marjorie Robert, Svein Solberg, Osama Yousif, Johannes May,
Vahid Akbari, Oleh Chaskovskyy, Serhii Havryliuk, Dragan Borota, Damjan Pantić*
**MONITOROWANIE ZABURZEŃ W EUROPEJSKICH LASACH Z WYKORZYSTANIEM
DANYCH SENTINEL-1 I -2 Z SYSTEMEM KARTOWANIA OPARTYM NA SZEREGACH
ZASOWYCH W CZASIE NIEMAL RZECZYWISTYM I W UJĘCIU ROCZNYM 89**

*Krzysztof Stereńczak, Bartłomiej Kraszewski, Miłosz Mielcarek,
Agnieszka Kamińska, Maciej Lisiewicz, Aneta Modzelewska, Rafał Sadkowski,
Małgorzata Białczak, Żaneta Piasecka, Renata Wilkowska*
**MONITOROWANIE PUSZCZY BIAŁOWIESKIEJ Z WYKORZYSTANIEM DANYCH
TELEDETEKCYJNYCH 99**

Krzysztof Majsterkiewicz

**PRAKTYCZNE ASPEKTY WYKORZYSTANIA TELEDETEKCJI W SZACOWANIU
WIELKOBSZAROWYCH SZKÓD NA TERENACH LEŚNYCH 109**

Piotr Wężyk, Paweł Hawryło, Karolina Zięba-Kulawik

**WYKORZYSTANIE TELEDETEKCJI W OCENIE WIELKOŚCI USZKODZEŃ DRZEWOSTANÓW
NA PRZYKŁADZIE NAWALNICY Z 2017 ROKU 121**

*Leszek Rząsa, Wojciech Czajka, Marcin Leszczyński, Krzysztof Majsterkiewicz,
Wojciech Pardus, Agnieszka Ramion-Harkawik, Emilia Wiśniewska*
SZACOWANIE SZKÓD W DRZEWOSTANACH PO HURAGANIE W 2017 ROKU 131

III. RÓŻNORODNOŚĆ BIOLOGICZNA W LASACH 155

David Coomes

**OCENA LEŚNEJ RÓŻNORODNOŚCI BIOLOGICZNEJ I CECH FUNKCJONALNYCH
ROŚLINNOŚCI W OPARCIU O DANE TELEDETEKCYJNE 157**

Fabian Ewald Fassnacht

**NAJNOWSZE OSIĄGNIĘCIA W ZAKRESIE KARTOWANIA SKŁADU GATUNKOWEGO DRZEW
PRZY WYKORZYSTANIU TELEDETEKCJI 165**

<i>Julia Witczuk, Stanisław Pagacz, Anna Zmarz, Maciej Cypel, Katarzyna Szyg, Bogusław Borusiewicz</i> SAMOLOTY BEZZAŁOGOWE I TERMOGRAFIA JAKO NARZĘDZIA INWENTARYZACJI ZWIERZYNY.....	179
<i>Andrzej Grzywacz, Ewa Referowska-Chodak</i> GATUNKOWA RÓŻNORODNOŚĆ BIOLOGICZNA TERENÓW LEŚNYCH W POLSCE.....	193
IV. OCHRONA PRZECIWOŻAROWA W LASACH	217
<i>Evgenii Ponomarev</i> TELEDETEKCJA W MONITOROWANIU POŻARÓW NA SYBERII: TECHNOLOGIA, WYNIKI I WDRAŻANIE	219
<i>Mirostław Kwiatkowski, Edyta Woźniak, Bartłomiej Kołakowski</i> MOŻLIWOŚĆ WYKORZYSTANIA METOD TELEDETEKCYJNYCH W KLASYFIKACJI ZAGROŻENIA POŻAROWEGO LASU I MODELOWANIU ILOŚCI PALNEJ BIOMASY	239
<i>Arkadiusz Kaniak, Paweł Wciśło, Ryszard Szczygieł</i> GEOINFORMATYCZNE NARZĘDZIA WSPOMAGAJĄCE PLANOWANIE I ORGANIZOWANIE DZIAŁAŃ RATOWNICZYCH W LASACH	259
<i>Jan Kaczmarowski, Henryk Parapura, Jakub Kwiecień</i> ANALIZA PRZESTRZENNA ROZKŁADU NATĘŻENIA POŁA RADIOWEGO W LASACH ...	285
V. WYKORZYSTANIE INFORMACJI PRZESTRZENNEJ W ZARZĄDZANIU LASEM.....	301
<i>Andrzej Talarczyk, Stanisław Zajczkowski</i> INTEGRACJA INFORMACJI I PROGNOZOWANIE ROZWOJU ZASOBÓW LEŚNYCH WSZYSTKICH FORM WŁASNOŚCI.....	303
<i>Bartłomiej Janus</i> INFORMACJA PRZESTRZENNA JAKO NARZĘDZIE WSPOMAGAJĄCE ZARZĄDZANIE ZASOBAMI LEŚNYMI RDLP W WARSZAWIE	325
<i>Agata Hościło, Anna Lewandowska, Dariusz Ziótkowski, Krzysztof Stereńczak, Marek Lisańczuk</i> WYKORZYSTANIE DANYCH RADAROWYCH W SZACOWANIU WIELKOŚCI BIOMASY DRZEWNEJ W POLSCE.....	337

<i>Bożydar Neroj, Jarostaw Socha</i> GEOINFORMACJA O LASACH W SKALI KRAJU Z POMIARÓW NAZIEMNYCH. BAZA DANYCH WISL – WYKORZYSTANIE INFORMACJI POZA STANDARDOWYMI RAPORTAMI.....	351
<i>Marcin Mionskowski, Radomir Bałazy</i> KLASYFIKACJA OBSZARÓW DOSTĘPNYCH POD MECHANICZNE POZYSKANIE DREWNA ORAZ PROGNOZOWANIE POTOKU ŁADUNKÓW NA PODSTAWIE DANYCH SILP ORAZ ISOK	365
<i>Piotr S. Mederski, Krzysztof Rosiński, Martyna Rosińska, Zbigniew Karaszewski, Mariusz Bembenek</i> ELEKTRO WZ – APLIKACJA OKREŚLAJĄCA WSPÓŁCZYNNIKI ZAMIENNE DO OBLICZANIA MIĄŻSZOŚCI DREWNA KŁODOWANEGO.....	375
<i>Rafał Zapłata, Krzysztof Stereńczak</i> BADANIA ARCHEOLOGICZNE NA OBSZARACH LEŚNYCH – AKTUALNE WYZWANIA I MOŻLIWOŚCI W DOBIE TECHNOLOGII GEOINFORMACYJNYCH	383
VI. KOMUNIKOWANIE SIĘ ZE SPOŁECZEŃSTWEM.....	403
<i>Arkadiusz Kukliński, Wojciech Bajerowski, Mariusz Lewczuk</i> ZAGOSPODAROWANIE REKREACYJNO-TURYSTYCZNE LKP LASY ELBLĄSKO-ŻUŁAWSKIE.....	405
<i>Marcin Myszkowski, Jolanta Błasiak</i> BANK DANYCH O LASACH – NARZĘDZIE UDOSTĘPNIANIA INFORMACJI O LASACH I KOMUNIKACJI ZE SPOŁECZEŃSTWEM	417
<i>Mariusz Ciesielski</i> WYKORZYSTANIE DANYCH VGIS DO MONITOROWANIA RUCHU NA TERENACH LEŚNYCH.....	429
<i>Monika Figaj, Mariusz Błasiak</i> WYKORZYSTANIE GEOINFORMATYKI W OKREŚLANIU WIELKOŚCI POCHŁANIANIA CO₂ PRZEZ LAS	443
WNIOSKI Z XI SESJI ZIMOWEJ SZKOŁY LEŚNEJ PRZY IBL „ZASTOSOWANIE GEOINFORMATYKI W LEŚNICTWIE”	451

Wstęp

W dniach 12–14 marca 2019 r. w Instytucie Badawczym Leśnictwa odbyła się XI Sesja Zimowej Szkoły Leśnej (ZSL), której tematem było „Zastosowanie geoinformatyki w leśnictwie”. Współorganizatorem Sesji była Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych. Merytoryczne aspekty XI Sesji zostały przygotowane i opracowane przez Radę Programową Zimowej Szkoły Leśnej w składzie: prof. dr hab. Andrzej Grzywacz, prof. dr hab. Jacek Hilszczański, dr inż. Krzysztof Janeczko, prof. dr hab. Andrzej Klocek, mgr inż. Jacek Przypaśniak, mgr inż. Marek Roman, dr inż. Jacek Sagan, dr hab. Krzysztof Stereńczak, prof. IBL (przewodniczący), mgr inż. Adam Wasiak, prof. dr hab. Tomasz Zawila-Niedźwiecki. Rada Programowa określiła nie tylko zakres problematyki XI Sesji, ale także propozycje tematyczne referatów zamawianych oraz wytypowania ich autorów.

W trakcie XI Sesji referaty wygłosili zaproszeni goście zagraniczni reprezentujący Remote Sensing Research and Consulting Ltd. (Szwajcaria), Wyższą Szkołę Techniczną w Zurychu (Szwajcaria), Norweski Uniwersytet Przyrodniczy – NMBU, Federalny Instytut Badawczy Lasu, Śniegu i Krajobrazu (Szwajcaria), Uniwersytet we Fryburgu (Niemcy), Uniwersytet Florencki (Włochy), Instytut Geografii i Geoekologii i Instytut Technologii w Karlsruhe (Niemcy), Instytut Lasu im. Sukaczewa Syberyjskiej Filii Rosyjskiej Akademii Nauk, Federalne Centrum Badawcze «Krasnoyarsk Science Center SB RAS» i Syberyjski Uniwersytet Federalny (Rosja) oraz Uniwersytet w Cambridge (Wielka Brytania). Poza gośćmi z zagranicy na Zimowej Szkole Leśnej wystąpiło szerokie grono autorów z Polski, prezentujących wiele przykładów wykorzystania geoinformatyki w leśnictwie. W tym miejscu składam serdeczne podziękowanie autorom za przygotowanie i wygłoszenie interesujących referatów, a także za opracowanie tekstów wystąpień, które znajdują Państwo w niniejszych materiałach posesyjnych.

W XI Sesji ZSL wzięło udział prawie 400 osób reprezentujących m.in.: kierownictwo Lasów Państwowych oraz jednostki organizacyjne PGL LP i Ministerstwo Środowiska. Najliczniejszą grupę słuchaczy Szkoły stanowili zarówno geomatycy

reprezentujący szeroko rozumiany świat nauki, jak i firmy zajmujące się wdrożeniami i praktyką, pracownicy nadleśnictw oraz biur urządzania lasu i geodezji leśnej, na co dzień korzystających z narzędzi geoinformatycznych. Liczne grono stanowili przedstawiciele ośrodków naukowych, a także studentów polskich wydziałów leśnych.

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

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

Przewodniczący Rady Programowej
Zimowej Szkoły Leśnej



dr hab. Krzysztof Stereńczak, prof. IBL

SESJA OTWIERAJĄCA

Globalna mapa biomasy leśnej dla 2010 r. – osiągnięcia i problemy

1. WSTĘP

Rozważania na temat sposobów pozyskiwania informacji o leśnej biomase nadziemnej z danych Obserwacji Ziemi (EO – *Earth Observation*) we wczesnych latach 90. XX w. były zgodne co do zalet SAR (radaru z syntetyczną aperturą), o większych długościach fal i polaryzacji ortogonalnej. Zastosowanie danych SAR w szacowaniu biomasy głównie wykorzystywało metody półempiryczne lub różne formy regresji (Le Toan i in. 1992, Dobson i in. 1992, Ranson i in. 1994, Imhoff i in. 1995, Pulliainen i in. 1996). Radar z syntetyczną aperturą nie stał się częścią operacyjnego systemu pozyskiwania informacji w skali krajowej czy kontynentalnej ze względu na połączenie niejednorodnego pokrycia, trudności w dostępie do danych oraz fakt, że sygnał odbicia wstecznego na pojedynczym obrazie tracił swoją czułość dla obszarów pokrytych roślinnością o małej ilości biomasy. W rezultacie do czasu uzyskania danych hiperczasowego pasma ASAR C, SRTM, ALOS PALSAR i TanDEM-X, dane radarowe były w małym stopniu wykorzystywane w kartowaniu biomasy (Santoro i in. 2011, Kellndorfer i in. 2012, Askne i in. 2013, Rosenqvist i in. 2014, Treuhaft i in. 2015). Z kolei, pomimo braku bezpośredniego związku fizycznego między obserwacjami teledetekcyjnymi a biomasa, optyczna teledetekcja została wykorzystana przez niektóre kraje jako wsparcie inwentaryzacji lasów oraz kartowania biomasy i/lub powiązanych z nią zmiennych w skali krajowej (Reese i in. 2003, Baccini i in. 2004, Blackard i in. 2008, Tomppo i in. 2013, Beaudoin i in. 2014).

Dostępne na całym świecie zbiory danych EO mają swoje mocne i słabe strony w odniesieniu do kartowania biomasy:

- Rozpraszanie wsteczne SAR w paśmie C (*C-band SAR backscatter*) zostało wykorzystane do kartowania biomasy w lasach borealnych i umiarkowanych

półkuli północnej, ale metody te prawdopodobnie nie znajdą zastosowania w gęstych lasach tropikalnych z powodu utraty wrażliwości na zwiększającą się biomasę;

- Rozpraszanie wsteczne SAR w paśmie L (*L-band SAR backscatter*) ma większą wrażliwość na biomasę niż pasmo C, ale nadal traci ją przy wyższych poziomach biomasy;
- ICESAT GLAS został użyty do pomiaru pionowej struktury koron i stanowi kluczowy zbiór danych dla map tropikalnej biomasy, opracowanych przez Saatchi i in. (2011) i Baccini i in. (2012); próba jest jednak zbyt nieliczna, aby uzyskać precyzyjne przestrzennie szacunki;
- Dane optyczne (np. MODIS, Landsat, SPOT itp.) są wrażliwe na niektóre cechy lasu, co pozwala w pewnych warunkach na wnioskowanie o biomacie metodą regresji;
- Wysokości określone na podstawie danych interferometrycznych z SRTM i TANDEM-X są ściśle związane z wysokością koron, ale w obu przypadkach do oszacowania wysokości drzewostanu wymagany jest numeryczny model terenu i wartości wygaszania mikrofal w określonej strukturze lasu. Ponadto konwersja do biomasy nadziemnej opiera się na allometrii, a konwersja w skali globalnej obciążona jest dużymi niepewnościami.

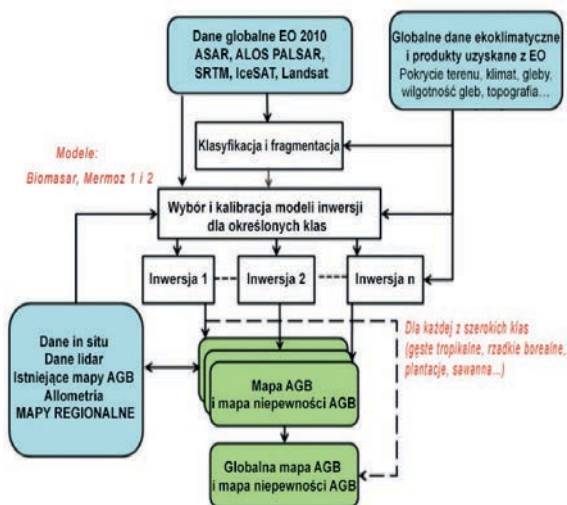
Jednym z kluczowych celów projektu GlobBiomass (2015–2017), finansowanego przez Europejską Agencję Kosmiczną, było określenie metod prowadzących do stworzenia globalnej mapy nadziemnej biomasy o wyższej rozdzielczości przestrzennej, zwiększonej dokładności i zmniejszonej niepewności w stosunku do dostępnych szacunków (Kindermann i in. 2008, Liu i in. 2015, Hu i in. 2016). Opierając się na wcześniejszych doświadczeniach wykorzystujących dane z jednego lub kilku sensorów i znając mocne oraz słabe strony ocen z danego sensora, w celu uniknięcia propagacji błędów i niepewności każdego osobnego oszacowania biomasy na produkt docelowy preferowane było szacowanie biomasy z wielu zbiorów danych EO, zamiast łączenia istniejących zbiorów. To ostatnie podejście zostało poprzedzone projektem GEOCARBON, mającym na celu wygenerowanie globalnego zbioru danych dotyczących biomasy leśnej z trzech istniejących całościowych (*wall-to-wall*) zbiorów (Saatchi i in. 2011, Baccini i in. 2012, Santoro i in. 2015), ważonych lokalnymi referencyjnymi zbiorami danych w celu zminimalizowania wpływu błędów na ostateczne szacunki biomasy w tropikach (Avitabile i in. 2016). Mocną stroną zbioru danych GEOCARBON było to, że po raz pierwszy dostarczył on globalnych szacunków w umiarkowanej rozdzielczości (0,01°). Niemniej jednak GEOCARBON wprowadził również pewne wzorce biomasy, które nie istnieją, w wyniku procedury przemieszania istniejących szacunków z lokalnymi danymi treningowymi.

2. MOŻLIWE ROZWIĄZANIA W ZAKRESIE NOWEGO GLOBALNEGO SYSTEMU POBIERANIA INFORMACJI O BIOMASIE

Techniki oparte na regresji, na parametrycznych regresjach półempirycznych lub empirycznych oraz nieparametrycznych drzewach regresyjnych (*non-parametric regression trees*) były szeroko stosowane do modelowania różnych dających się zaobserwować przez EO charakterystyk jako funkcji biomasy lub miąższości zapasu rosnącego (Reese i in. 2003, Houghton i in. 2007, Blackard i in. 2008, Nelson i in. 2009, Gallaun i in. 2010, Lucas i in. 2010, Saatchi i in. 2011, Baccini i in. 2012, Kellndorfer i in. 2012, Avtar i in. 2013, Carreiras i in. 2013, Tomppo i in. 2013, Beaudoin i in. 2014, Cartus i in. 2014, Mermoz i in. 2014). Wymaga to przeprowadzenia treningu modelu za pomocą zbioru danych treningowych, który powinien być reprezentatywny dla całego zakresu biomasy w obszarze objętym zobrazowaniem, a liczba prób powinna być wystarczająco duża, aby zapewnić, że niepewność szacunków parametrów modelu jest niska. Chociaż istnieją duże bazy danych z inwentaryzacji w skali krajowej (Reese i in. 2003, Blackard i in. 2008, Tomppo i in. 2013, Beaudoin i in. 2014), głównym problemem, w skali globalnej, jest brak danych referencyjnych dotyczących biomasy nadziemnej, pozwalających na dostosowanie modelu globalnego do warunków lokalnych. Opracowano dwustopniowe podejście, w którym ekstrapolowano lokalne szacunki w celu opisania powiązań między obserwacjami i zmierzonymi zmiennymi w skali kontynentalnej, służące wypełnieniu braku powszechnie dostępnych danych referencyjnych (Saatchi i in. 2011, Baccini i in. 2012).

Metody niewymagające zbioru danych treningowych mogą opierać się na modelach fizycznych, które łączą jedną lub więcej obserwacji ze zmienną związaną z lasem, zazwyczaj miąższością zapasu rosnącego (GSV – *growing stock volume*; jednostka: m³/ha) lub biomasą nadziemną (AGB – *above-ground biomass*; jednostka: Mg/ha) (Askne i in. 2009, Cartus i in. 2011, Santoro i in. 2011, Askne i Santoro 2012, Cartus i in. 2012, Santoro i in. 2015). W tym przypadku parametry modelu odpowiadają właściwościom rozproszenia przez las, np. w Modelu Wodnej Chmury (*Water Cloud Model*) (Pulliainen i in. 1994, Askne i in. 1997) istnieją parametry odpowiadające rozproszeniu wstecznemu z powierzchni nieporośniętych roślinnością oraz z pokrywy roślinnej. Informacje pomocnicze mogą więc być wykorzystane do lokalnego oszacowania parametrów na podstawie statystyk danych SAR. Wykazano, że takie metody, określane jako metody samokalibracji, dobrze sprawdzają się w lasach borealnych i lasach strefy umiarkowanej w skali regionalnej (Cartus i in. 2011, Cartus i in. 2012, Santoro i in. 2013) i kontynentalnej (Thurner i in. 2014, Santoro i in. 2015), ale w czasie realizacji projektu GlobBiomass nie zostały jeszcze zaprezentowane w środowisku tropikalnym.

Względy te zostały zobrazowane na rycinie 1. przedstawiającej, jakie powinno być globalne ustrukturyzowane podejście do biomasy i jakie zmienne są niezbędne. Dane wejściowe składają się z zestawu danych EO uzyskanych w roku kartowania (w naszym przypadku 2010 r.) i/lub w okolicach interesującego nas okresu, a także zestawu pomocniczych zbiorów danych wykorzystywanych do wsparcia procesu uczenia modelu. Lista sensorów na rycinie 1. przedstawia dostępność danych EO przy umiarkowanej rozdzielczości (< 100 m) i globalnym pokryciu dla wybranego okresu. Klasyfikacja i fragmentacja miały pierwotnie na celu generowanie klastrów, dla których zostałyby zastosowane jeden z modeli inwersji. Umożliwienie sterowania algorytmem pobierania (*retrieval algorithm*) przez dane pomocnicze może spowodować błędy estymacji z powodu niewłaściwego przyporządkowania algorytmu inwersji. Z tego powodu ostatecznie preferowano działanie piksel po pikselu, dostosowując modele pobierania i inwersji do działania na poziomie pikseli. W związku z tym ostateczna mapa AGB stanowi wynik połączenia indywidualnych szacunków z metod inwersji z regułami zdefiniowanymi na poziomie pikseli. Uwzględniono tu wiele modeli inwersji, ponieważ opracowane dotychczas metody pobierania danych o biomacie były zawsze stosowane na poziomie regionalnym i kontynentalnym lub najwyżej na poziomie biomu. Nierealistyczne jest przekonanie, że pojedyncze podejście, tj. pojedynczy model, może spełnić wymagania określone na początku projektu GlobBiomass, a mianowicie wysokość błędu pobierania poniżej 30% przy rozdzielczości przestrzennej lepszej niż 500 m, ze względu na zróżnicowanie lasów na całym świecie oraz nieoptymalne zbiory danych EO dostępne przy kartowaniu biomasy.



Rycina 1. Początkowa koncepcja metody globalnego kartowania; rycina 2. przedstawia aktualną strukturę przyjętą w globalnym kartowaniu biomasy

3. GLOBBIOMASS — GLOBALNY ALGORYTM POBIERANIA DANYCH O BIOMASIE

Algorytm szacowania GlobBiomass powstał w wyniku szczegółowego przeglądu istniejących algorytmów i ich projekcji w kontekście globalnym. W szczególności algorytm pozyskiwania danych dotyczących biomasy, który powinien działać globalnie, musi dostosować się do typów lasów i warunków środowiskowych na całym świecie. Ostatecznie nie chodziło o wymyślenie zupełnie nowej metody, ale raczej o zidentyfikowanie i ulepszenie tych o największym potencjale oraz sprawienie, by rzeczywiście działały globalnie. Ponadto opracowano algorytmy pobierania w celu obliczenia danych dostępnych dla 2010 r.

Zbiory danych obejmowały zbiory z EO i zbiory pomocnicze o globalnym zasięgu dla 2010 r., o wysokiej jakości i uznanych za nadające się do uzyskania informacji o biomacie. W tabeli 1. podsumowano wykorzystane zbiory danych oraz wskazano, którą część algorytmu obsługiwały. Ponadto do sparametryzowania konwersji z GSV (zmienna przewidywana) na AGB (końcowa zmienna będąca przedmiotem zainteresowania) wykorzystano szereg baz danych zawierających informacje o gęstości drewna i podziale biomasy.

Tabela 1. Lista zbiorów danych EO i zbiorów dodatkowych wykorzystanych do pobierania informacji o biomacie

Zbiór danych	Wielkość piksela	Wykorzystanie
<i>Envisat ASAR backscatter</i> (rozpraszanie wsteczne)	1000 m	Obserwowalne dane wejściowe do uzyskania danych o biomacie
<i>ALOS PALSAR backscatter</i> (rozpraszanie wsteczne)	25 m	Obserwowalne dane wejściowe do uzyskania danych o biomacie
<i>Landsat surface reflectance</i> (reflektancja powierzchniowa)	30 m	Obserwowalne dane wejściowe do uzyskania danych o biomacie
<i>MODIS Vegetation Continuous Fields tree cover percent</i> (udział pokrycia przez korony)	500 m	Matryca wspierająca trening modelu (BIOMASAR-C)
<i>Landsat canopy density and change</i> (pokrycie przez korony i zmiany)	30 m	Matryca wspierająca trening modelu (BIOMASAR-L)
<i>ICESAT GLAS</i>	wielkość plamki (<i>footprint</i>) 70 m	Oszacowanie parametrów modelu pobierania
<i>CCI Land Cover map 2010</i> (mapa pokrycia terenu 2010)	300 m	Matryca wspierająca trening modelu

<i>ERA Interim air temperature</i> (temperatura powietrza)	0,75 stopnia	Oszacowanie parametrów modelu pobierania
<i>Worldclim Bioclimatic Variables</i> (zmiennie bioklimatyczne)	1000 m	Oszacowanie parametrów modelu pobierania
<i>FAO Global Ecological Zones</i> (globalne strefy ekologiczne)	mapa wektorowa	Wsparcie w oszacowaniu parametrów modelu
<i>Global forest canopy height</i> (wysokość koron drzew w skali globalnej)	1000 m	Wspierający zbiór danych służący scaleniu szacunków dotyczących zapasu rosnącego
<i>GSV of dense forests; i.e., max GSV</i> (miąższość na pniu w gęstych lasach, tj. max GSV)	1000 m	Oszacowanie parametrów modelu pobierania

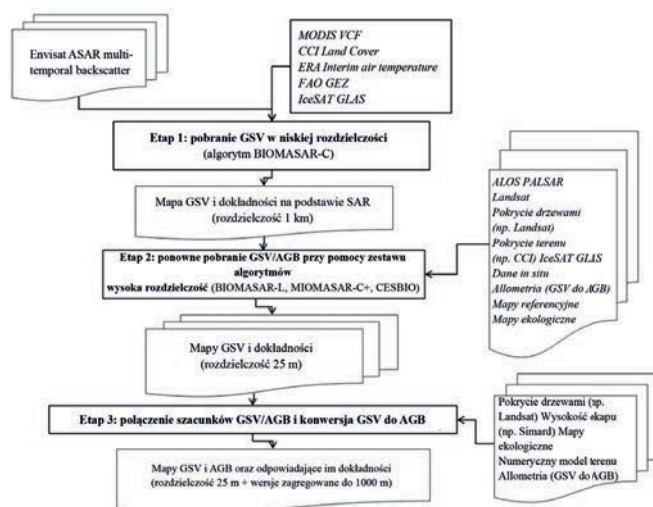
W celu umożliwienia operatorowi pełnej kontroli nad budową algorytmu i jego kalibracją preferowane były metody parametryczne przed nieparametrycznymi. Metody fizyczne, łączące obserwacje SAR z będącą przedmiotem zainteresowania zmienną związaną z lasem, również były bardziej preferowane niż relacje empiryczne, ponieważ model empiryczny i metody regresji były często opracowywane w warunkach lokalnych i nie zostały uogólnione do poziomu gwarantującego zadowalające wyniki w perspektywie globalnej. Wreszcie ze względu na niedostępność stosownych obserwacji na całym świecie przyjęto podejście do treningu wybranych modeli, które nie byłyby zależne od referencyjnych obserwacji biomasy.

W wyniku screeningu wybrano cztery metody (Santoro i in. 2011, Cartus i in. 2012, Santoro i in. 2013, Mermoz i in. 2014, Santoro i in. 2015). Aby pokonać ograniczenia każdego algorytmu, połączono je, co pozwoliło na wykorzystanie najistotniejszego aspektu każdego z nich i poprawienie szacunków biomasy w stosunku do uzyskanych za pomocą każdego z algorytmów. Rycina 2. przedstawia strukturę algorytmu pobierania informacji o biomase, obejmującą trzy kolejne etapy. Szczegółowy opis algorytmu pobierania i jego implementacji w: Algorithm Theoretical Basis Document projektu GlobBiomass (<http://globbiomass.org/products/global-mapping>).

Globalny zbiór danych GSV został po raz pierwszy uzyskany z hiperczasowego zbioru danych ze zobrażeń rozproszenia wstecznego ASAR z odstępem piksela $0,01^\circ$ przy użyciu algorytmu BIOMASAR (Santoro i in. 2011, Santoro i in. 2015). Głównym celem szacunków BIOMASAR-C było uchwycenie przestrzennego rozkładu biomasy.

Większość pobrań danych w projekcie GlobBiomass wiązała się z drugim etapem, który obejmował trzy metody pobierania zastosowane do wysokorozdzielczych danych SAR. Globalne szacunki biomasy uzyskano za pomocą dwóch

z trzech metod. W celu zmniejszenia potencjalnych mankamentów jednego podejścia albo ze względu na zbiór danych wejściowych lub uproszczone ramy modelowania w odniesieniu do biomasy, rozważano wiele różnych metod. Rozpraszanie wsteczne ALOS PALSAR zostało użyte jako predyktor w podejściu modelowym (określanym jako BIOMASAR-L) oraz w podejściu przeskalowania szacunków BIOMASAR-C wraz z pomiarami refleksyjności z satelitów Landsat. Oba podejścia zostały zaprojektowane do kalibracji bez pomiarów referencyjnych z pobranymi danymi o GSV w rozdzielczości przestrzennej wejściowych danych EO, tj. około 25 m. O ile BIOMASAR-L wydawał się działać w odniesieniu do lasów o wysokiej biomasy, przeskalowane oszacowania pasma C okazały się w mniejszym stopniu zależne od topografii i bliższe prawdziwej biomasy w lasach o niskiej biomasy. Trzecie podejście, określane jako metoda CESBIO, odwróciło model parametryczny z podejściem bayesowskim w celu pobrania danych o AGB. Tutaj faza treningowa modelu opierała się na pomiarach biomasy *in situ* i modelu rozpraszania elektromagnetycznego. Metoda pobierania została sparametryzowana tylko dla ograniczonego zakresu biomasy (< 100 Mg/ha), odpowiedniego dla suchych tropików. W związku z tym AGB oszacowaną za pomocą podejścia CESBIO uznano za punkt odniesienia dla wyników pozostałych dwóch podejść o wysokiej rozdzielczości w lasach tropikalnych i połączenia szacunków. Należy zauważyć, że algorytmy BIOMASAR wprowadziły estymację GSV, ponieważ uważa się, że rozproszenie wsteczne radaru wrażliwe na strukturę lasu jest ściślej związane z parametrem strukturalnym, takim jak GSV, niż z parametrem masy, takim jak AGB.



Rycina 2. Schemat algorytmu pobierania danych dotyczących biomasy projektu GlobBiomass

Ostateczne oszacowanie GSV dla każdego piksela uzyskano przez ważenie szacunków BIOMASAR-L i BIOMASAR-C+ z wagami określonymi przez ich podobieństwo do zachowania teoretycznego w odniesieniu do wysokości koron, procentowego pokrycia przez korony i przepuszczalności lasu. Integracja szacunków biomasy została sparametryzowana na poziomie krain zoogeograficznych.

Algorytm pobierania wygenerował szacunki GSV, odpowiednio do tego oszacowano błąd standardowy pobierania na poziomie piksela. Błąd standardowy indywidualnych oszacowań GSV uzyskanych za pomocą metod BIOMASAR-C i -L określono ilościowo przez propagację błędu standardowego (i) zmierzonego rozproszenia wstecznego SAR, (ii) szacunków parametrów modelu rozpraszania wstecznego i (iii) pomocniczych zbiorów danych wykorzystywanych w procedurze estymacji. W celu ilościowego określenia błędu związanego z predykcją GSV przez BIOMASAR-C+ uwzględniliśmy trzy źródła błędów: 1) błąd na 1 km mapie BIOMASAR-C, 2) modelowanie użyte do przeskalowania 1 km pikseli do 25 m, 3) skalowanie błędu standardowego. Każdy termin został sformalizowany jako równania odnoszące błąd standardowy do parametrów wejściowych. Błąd standardowy zintegrowanego produktu GSV podano za pomocą średniej ważonej dokładności zbiorów danych BIOMASAR-L i BIOMASAR-C+.

Po oszacowaniu GSV konwersja do AGB wymagała znajomości zarówno gęstości drewna, jak i zależności alometrycznej między masą pni a całą masą nadziemną, w tym gałęzi i liści. Po poznaniu tych parametrów konwersja jest prosta

$$AGB = GSV * WD * BEF \quad (1)$$

W równaniu (1) WD reprezentuje gęstość drewna (jednostka: g/cm^3), a BEF jest współczynnikiem ekspansji miąższości pni do nadziemnej biomasy. Wynik WD i BEF jest również określany jako współczynnik konwersji i ekspansji biomasy (BCEF – *Biomass Conversion and Expansion Factor*). Tradycyjnie wartości BCEF dostarczone przez Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu (IPCC) są stosowane zawsze, gdy brakuje szczegółowych pomiarów i równań do oszacowania WD i BEF (IPCC 2006). Biorąc pod uwagę silne przybliżenie dla kilku regionów świata, podjęto próbę wygenerowania globalnych zbiorów danych rastrowych WD i BEF z istniejących baz danych z pomiarów *in situ*.

W celu uzyskania globalnie obiektywnego i regionalnie silnego oszacowania gęstości drewna, wygenerowano podejście empiryczne, które połączyło prognozy z modeli wykorzystujących metody szacowania na podstawie drzew i w skali krajobrazu. Więcej szczegółów można znaleźć w ATBD projektu GlobBiomass (<http://globbiomass.org/products/global-mapping/>). Takie przybliżenie pierwszego rzędu służyło uzyskaniu globalnego, obiektywnego oszacowania gęstości drewna,

zgodnego z wyższymi obserwacjami w regionach gęsto zalesionych, z zachowaniem globalnych wzorców oszacowań GSV podczas przekształcania ich w AGB.

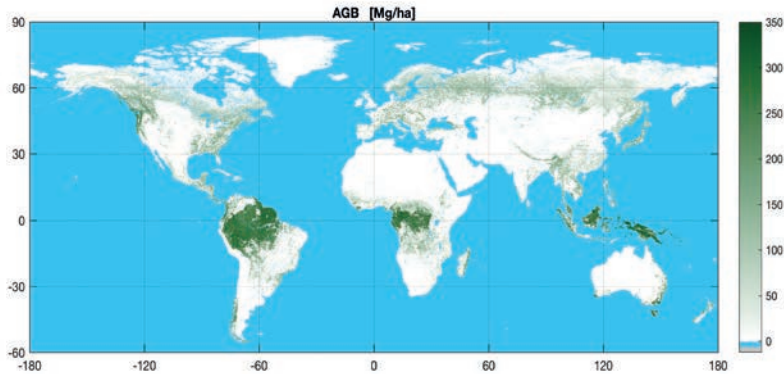
W przypadku współczynnika ekspansji biomasy podjęto decyzję o rozszerzeniu ram modelowania zainicjowanego przez Thurnera i in. (2014) w lasach borealnych i lasach strefy umiarkowanej do obszarów tropikalnych. Główną kwestią jest to, że zmienność rozmieszczenia biomasy w małej skali, wynikająca z warunków środowiskowych, nie została uchwycona w obszarach tropikalnych, ograniczając tym samym precyzyjną prognozę zmienności przestrzennej AGB. Jednak ogólniejsze, ale obiektywne przedstawienie ekspansji było ważniejsze niż uchwycenie jej zmienności przestrzennej, ponieważ sama mapa GSV nie została wystarczająco opracowana pod względem poziomu biomasy w gęstych lasach tropikalnych.

Charakterystyka błędów AGB opierała się na osobnych oszacowaniach związanych z algorytmem pobierania i współczynnikami konwersji. Dla gęstości drewna oszacowano błąd standardowy, dopasowując model liniowy do odchylenia standardowego obserwacji gęstości drewna dla danego oszacowania. Biorąc pod uwagę, że wykorzystana tutaj mapa gęstości drewna jest połączeniem dwóch map, opracowano i zastosowano dwa oddzielne modele liniowe w zależności od regionu zastosowania jednej lub drugiej mapy gęstości drewna. Błąd standardowy oszacowań AGB podano jako sumę kwadratów błędów zintegrowanego produktu GSV, gęstości drewna i BEF.

4. GLOBALNE MAPY BIOMASY PROJEKTU GLOBBIOMASS

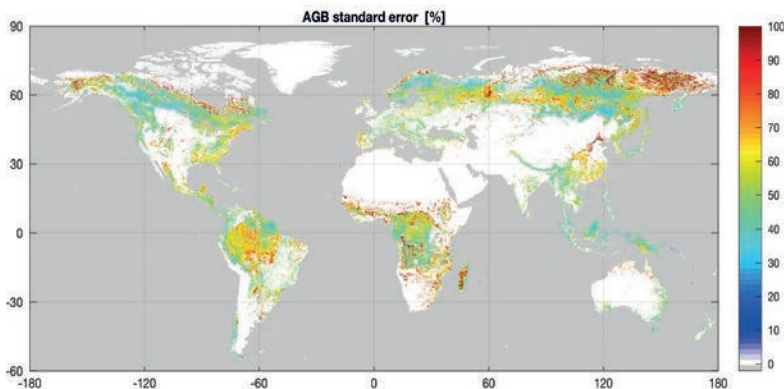
Dzięki algorytmowi pobierania projektu GlobBiomass uzyskano globalne mapy GSV i AGB. Mapa GSV została wygenerowana z wielkością pikseli zbioru danych o najwyższej rozdzielczości przestrzennej, tj. 25 m, i następnie zagregowana do 100 m, aby zmniejszyć obecność szumów pikseli i artefaktów (zakłóceń) w wysokorozdzielczym SAR i obrazach optycznych. Zbiory danych GSV i AGB są publicznie dostępne na stronie <http://globbiomass.org/products/global-mapping>.

Biorąc pod uwagę, że AGB i GSV mają taką samą strukturę przestrzenną, poniżej przedstawiono wyniki kartowania AGB. Rycina 3. przedstawia mapę oszacowanej wielkości AGB. Najwyższa AGB występuje w wilgotnych obszarach tropikalnych (Amazonia, dorzecze Kongo, Kalimantan (Borneo) i Papua-Nowa Gwinea), a następnie w lasach strefy umiarkowanej (Wybrzeże Północno-Zachodnie Ameryki Północnej, południowo-wschodnie wybrzeże Pacyfiku na kontynencie azjatyckim, Andy chilijskie, Australia Południowo-Wschodnia i Tasmania, Europa Środkowa) oraz lasy borealne na południe od 60° N (środkowa Syberia, Europa Północna). Biomasa suchych regionów tropikalnych była porównywalna z biomasą w lasach borealnych.



Rycina 3. Mapa leśnej AGB dla 2010 r. na podstawie mapy połączonego GSV, mapy gęstości drewna i modeli BEF opisanych w niniejszym raporcie. W celu zwiększenia kontrastu skala barwna obejmuje zakres od 0 Mg/ha do 350 Mg/ha

Rycina 4. przedstawia standardowy błąd oszacowań AGB, wyrażony jako wartości procentowe w odniesieniu do oszacowanej AGB. Tylko 3% kartowanego obszaru wykazało błąd standardowy wynoszący 100%. Średni błąd standardowy w głównych krainach zoogeograficznych wynosił 40% (strefa tropikalna, umiarkowana i borealna). Jednak niektóre regiony charakteryzowały się niższym błędem standardowym (granica strefy umiarkowanej i borealnej w Eurazji, wschodnie Chiny, północno-wschodnie Stany Zjednoczone, południowa Amazonia i rosyjski Daleki Wschód).



Rycina 4. Mapa standardowego błędu AGB. W celu zwiększenia kontrastu skala barwna obejmuje zakres od 0% do 100%

Wydaje się, że mapa AGB uchwyciła przestrzenny rozkład biomasy na całym świecie. Aby ocenić dokładność szacunków AGB globalnej mapy GlobBiomass,

przeprowadzono niezależną walidację na podstawie danych referencyjnych (powierzchni leśnych) na całym świecie. Walidację, proces, w którym ocenia się dokładność i spójność wyników uzyskanych na podstawie danych satelitarnych i kwantyfikuje związane z nimi niepewności, przeprowadzono według stosowanych standardów międzynarodowych. Walidacja potwierdziła jakość oszacowań AGB (w przypadku Rosji szacunków GSV) i wskazaną wiarygodność nawet w wilgotnych tropikach, które początkowo uznano za wykraczające poza możliwości zbiorów danych i algorytmów EO dostępnych dla tego badania (Santoro i in., w przygotowaniu). Szacunki nie są jednak wolne od błędów (miejscowe odchylenia i znaczne niepewności), głównie w regionach, w których dane teledetekcyjne dostępne dla tego projektu miały ograniczoną przydatność do analizowania struktur lasów lub wystarczającego scharakteryzowania pod względem gęstości drewna i ekspansji biomasy.

5. MOCNE I SŁABE STRONY ZBIORU DANYCH DOTYCZĄCYCH BIOMASY W PROJEKCIE GLOBBIOMASS

Jakość szacunków GSV i AGB wykracza poza pierwotne oczekiwania, biorąc pod uwagę brak danych EO odpowiednich do dokładnego oszacowania biomasy gęstych lasów. Ograniczone przenikanie mikrofal w paśmie C i L w warstwie koron, a zatem ograniczona wrażliwość rozpraszania wstecznego w sytuacji zwiększającej się biomasy, została w pewnym stopniu zrekompensowana przez sposób zorganizowania metody pobierania, tj. maksymalizację zawartości informacji dotyczącej biomasy w dostępnych danych.

Pomimo wyszukanych rozwiązań algorytmicznych mapy wykazały pewne błędy, dla których nie można znaleźć rozwiązań. Najbardziej rozpowszechniony artefakt występuje na pochyłym terenie, w regionach, w których mozaika w paśmie L miała większą wagę. Mozaiki rozproszenia wstecznego ALOS PALSAR miały niezrekompensowane zniekształcenia topograficzne, co przełożyło się na wadliwe szacunki biomasy (np. wyższej biomasy na zboczach zwróconych w stronę radaru, w odróżnieniu od zboczy skierowanych w drugą stronę, wykazujących niską biomasę). Lokalnie zidentyfikowaliśmy ponadto niespójności w szacunkach biomasy z powodu: (i) artefaktów rozproszenia wstecznego wywołanych efektami jonosferycznymi (dane PALSAR w Amazonii); (ii) występowania pasków w mozaice PALSAR (Borneo, Amazonia, Kongo); (iii) błędnej klasyfikacji pokrycia przez korony dla danych Landsat w gęstych lasach (Jukatan); (iv) silnej absorpcji mikrofal w paśmie L, powodującej niskie rozproszenie wsteczne w lasach namorzynowych (PALSAR, Malezja i Papua-Nowa Gwinea); (v) podwójnego odbicia w lasach zalewowych, powodującego duże rozproszenie wsteczne (np. dorzecze

rzeki Kongo); (vi) występowania pasów na zobrażowaniach Landsat (np. Jukatan lub Kongo). Ogólnie rzecz biorąc, efekty te występowały na bardzo niewielkiej części kartowanego obszaru i mają one prawie nieistotny wpływ na globalne statystyki rozkładu przestrzennego biomasy, jak również na dalsze wykorzystanie globalnego zbioru danych dotyczących biomasy.

Oszacowanie BCEF, pierwsze tego rodzaju, ukazuje uzupełnianie się metod (poziom drzewa, poziom krajobrazu), służące rozwiązaniu kwestii specyficznych dla tych metod. Wyniki uzyskane w projekcie GlobBiomass wskazują na: (i) opracowanie dalszych metod opartych na zasadach na poziomie krajobrazu lub zbiorowiska, gęstości drewna na podstawie informacji o bogactwie gatunków dla powierzchni próbnych; oraz, w tym względzie, (ii) zbadanie szeregów czasowych danych optycznych – obejmujących obecnie ponad trzy dekady – jako strumienia danych o wyższej rozdzielczości, niosącego informacje o fazie rozwoju lasów; oraz (iii) potrzebę lepszego przedstawienia zmienności gęstości drewna w regionach tropikalnych i subtropikalnych.

Projekt GlobBiomass ugotował drogę do zharmonizowanego wykorzystania wielu zbiorów danych w celu oszacowania AGB, w scenariuszu, w którym żadne z obserwacji nie wykazują szczególnej wrażliwości na biomasę. W przyszłości przewidujemy zdecydowaną poprawę szacunków i związanych z nimi błędów oszacowania dzięki dostępności kilku zbiorów danych, zapewniających bezpośredni pomiar komponentów biomasy, takich jak struktura pionowa z instrumentów LIDAR (GEDI, MOLI) i struktura 3-D (BIOMASS, NISAR). Nie należy jednak zapominać o wkładzie obecnie działających satelitów (seria ALOS, seria Sentinel-1), w szczególności w zakresie zapewnienia globalnego spójnego zestawu szacunków w czasie i w różnych skalach.

6. PODZIĘKOWANIA

Praca została wsparta przez Europejską Agencję Kosmiczną (ESA) w obrębie Data User Element (DUE) projektu GlobBiomass (ESRIN kontrakt Nr 4000113100/14/1-NB).

Summary

Maurizio Santoro & GlobBiomass project team

GAMMA Remote Sensing Research and Consulting Ltd., Switzerland
santoro@gamma-rs.ch

A global map of forest biomass for the epoch 2010: achievements and issues

The large number of spaceborne missions currently in operation and targeting repeated observations of land surfaces allows for improved estimation of vegetation biophysical parameters compared to previous decades and continuous monitoring. Yet, forest aboveground biomass, and thereof carbon, cannot be measured by any remote sensing instrument. Given the availability of global data coverages by several spaceborne missions acquiring data with optical, radar and laser instruments, algorithms having the ultimate scope of providing wall-to-wall estimates of forest aboveground biomass have flourished in recent times. The result is a number of forest biomass maps, each characterized by own errors and uncertainties, which are related to how biomass has been inferred from the observations.

This presentation introduces the audience to a recent endeavor where synthetic aperture radar (SAR) images, as well as optical images and LIDAR waveform data, have been used to generate a global map of forest aboveground biomass for the epoch 2010. The overall strategy was to identify maximize the information content related to biomass in each input dataset so to improve the estimation of biomass compared to a retrieval based on a single observations and/or from a single sensor. This activity was supported by the European Space Agency in the framework of the GlobBiomass project and is now continued under the umbrella of ESA's Climate Change Initiative (CCI) in the CCI Biomass project. As part of such activities, we identified three major innovative aspects, unique to this endeavor.

- While none of the spaceborne image data globally available from space presents a pronounced sensitivity to biomass, repeated data acquisitions and data acquired by multiple observing systems allowed to extend the range of biomass that could be reliably estimated with a single observation.
- The methods to estimate biomass were tailored in a way that the parameters of the models relating remote sensing observations to biomass adapt to the local imaging conditions and forest conditions, thus avoiding “hard boundaries” and unnatural offsets in the resulting biomass map.
- Remote sensing data were used to estimate the biomass variable that is “seen” from space, namely the density of tree volumes, which was then converted to AGB with a separate data layer including wood density and stem-to-total biomass estimated from a wealth of in situ measurements.

As a trade-off between keeping a high level of spatial detail and reducing unavoidable point-wise noise in the original remote sensing data (20–30 m spatial resolution), the global dataset produced by the GlobBiomass project is released with a spacing of 100 m. The GlobBiomass biomass datasets are freely available at: <http://globbiomass.org/products/global-mapping/>

Comparison of the biomass estimates with reference biomass data at multiple scales (inventory plot, inventory stand, LIDAR-based map and provincial averages) indicate that the spatial distribution of biomass and the biomass levels are mostly well captured although local deviations, i.e. biases, occur.

As such, the use of the GlobBiomass dataset on a pixel basis is discouraged. It is instead a reliable and consistent portrait of biomass distribution worldwide that targets needs by communities that run models where an observations-based biomass can replace biomass simulated from a number of variables such as climate, topography etc. To this scope, a quantification of the uncertainty of the biomass estimates is mandatory. Uncertainty, in the form of a spatially explicit raster of standard errors has been computed by propagating individual variances throughout the retrieval algorithm. The limited sensitivity of the remote sensing observables to biomass converted in standard error mostly between 40% and 80% of the estimated AGB at the pixel level.

With respect to current knowledge of biomass stored in forests, the GlobBiomass dataset indicates a substantially larger biomass, and thereof, carbon pool in the Earth's forest compared to inventory-based forest resources assessments provided by the Food Agricultural Organization (FAO). Compared to other remote sensing based estimates of biomass at continental and global scale, the GlobBiomass dataset appears to be rather conservative, with a difference of almost to half of the biomass compared to pan-tropical estimates in the moist and dry tropics.

The GlobBiomass dataset is not free from errors, which are mainly due to approximations introduced in the retrieval models and the limited sensitivity of the remote sensing observations to biomass. In the next years, space agencies will launch and operate a number of sensors that will observe more accurately the major components of the forest biomass (laser systems such as GEDI and MOLI, SAR systems such as BIOMASS, NISAR and TanDEM-L). The combination of such observations with existing observations (from ALOS, Sentinel-1, ICESAT etc.) is, however, recommended to achieve a more complete vision of forests from space that enables a precise characterization of vegetation structure and, thereof, biomass and carbon.

LITERATURA

- Askne J., Dammert P.B.G., Ulander L.M.H., Smith G. 1997. C-band repeat-pass interferometric SAR observations of the forest. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35: 25–35.
- Askne J., Santoro M. 2009. Automatic model-based estimation of boreal forest stem volume from repeat pass C-band InSAR coherence. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47: 513–516.

- Askne J., Santoro M. 2012. Experiences in boreal forest stem volume estimation from multitemporal C-band InSAR. [W:] I. Padron (red.): Recent Interferometry Applications in Topography and Astronomy. InTech.
- Askne J.I.A., Fransson J.E.S., Santoro M., Soja M.J., Ulander L.M.H. 2013. Model-based biomass estimation of a hemi-boreal forest from multitemporal TanDEM-X acquisitions. *Remote Sensing*, 5: 5574–5597.
- Avitabile V., Herold M., Heuvelink G.B.M., Lewis S.L., Phillips O.L., Asner G.P., Armston J., Asthon P., Banin L., Bayol N., Berry N.J., Boeckx P., de Jong B.H.J., DeVries B., Girardin C., Kearsley E., Lindsell J., Lopez-Gonzalez G., Lucas R., Malhi Y., Morel A., Mitchard E.T.A., Nagy L., Qie L., Quinones M., Ryan C.M., Slik F., Sunderland T.C.H., Vaglio Laurin G., Valentini R., Verbeeck H., Wijaya A., Willcock S. 2016. An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. *Global Change Biology*, 22: 1406–1420.
- Avtar R., Suzuki R., Takeuchi W., Sawada H. 2013. PALSAR 50 m mosaic data based national level biomass estimation in Cambodia for implementation of REDD+ mechanism. *PLoS ONE*, 8: e74807.
- Baccini A., Friedl M.A., Woodcock C.E., Warbington R. 2004. Forest biomass estimation over regional scales using multisource data. *Geophysical Research Letters*, 31: L10501. DOI: 10.1029/2004GL019782
- Baccini A., Goetz S.J., Walker W.S., Laporte N.T., Sun M., Sulla-Menashe D., Hackler J., Beck P.S.A., Dubayah R., Friedl M.A., Samanta S., Houghton R.A. 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2: 182–185.
- Beaudoin A., Bernier P.Y., Guindon L., Villemaire P., Guo X.J., Stinson G., Bergeron T., Magnussen S., Hall R.J. 2014. Mapping attributes of Canada's forests at moderate resolution through kNN and MODIS imagery. *Canadian Journal of Forest Research*, 44: 521–532.
- Blackard J.A., Finco M.V., Helmer E.H., Holden G.R., Hoppus M.L., Jacobs D.M., Lister A.J., Moisen G.G., Nelson M.D., Riemann R., Ruefenacht B., Salajanu D., Weyermann D.L., Winterberger K.C., Brandeis T.J., Czaplewski R.L., McRoberts R.E., Patterson P.L., Tymcio R.P. 2008. Mapping U.S. forest biomass using nationwide forest inventory data and moderate resolution information. *Remote Sensing of Environment*, 112: 1658–1677.
- Carreiras J.M.B., Melo J.B., Vasconcelos M.J. 2013. Estimating the above-ground biomass in miombo savanna woodlands (Mozambique, East Africa) using L-band synthetic aperture radar data. *Remote Sensing*, 5: 1524–1548.
- Cartus O., Santoro M., Schmillius C., Li Z. 2011. Large area forest stem volume mapping in the boreal zone using synergy of ERS-1/2 tandem coherence and MODIS vegetation continuous fields. *Remote Sensing of Environment*, 115: 931–943.

- Cartus O., Santoro M., Kellndorfer J. 2012. Mapping forest aboveground biomass in the Northeastern United States with ALOS PALSAR dual-polarization L-band. *Remote Sensing of Environment*, 124: 466–478.
- Cartus O., Kellndorfer J., Walker W., Bishop J., Franco C., Santos L., Michel Fuentes J.M. 2014. A national, detailed map of forest aboveground carbon stocks in Mexico. *Remote Sensing*, 6: 5559–5588.
- Dobson M.C., Ulaby F.T., Le Toan T., Beaudoin A., Kasichke E.S., Christensen N. 1992. Dependence of radar backscatter on coniferous forest biomass. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30: 412–416.
- Gallaun H., Zanchi, G., Nabuurs G.J., Hengeveld G., Schardt M., Verkerk P.J. 2010. EU-wide maps of growing stock and above-ground biomass in forests based on remote sensing and field measurements. *Forest Ecology and Management*, 260: 252–261.
- Houghton R.A., Butman D., Bunn A.G., Krankina O.N., Schlesinger P., Stone T.A. 2007. Mapping Russian forest biomass with data from satellites and forest inventories. *Environmental Research Letters*, 2: 045032.
- Hu T., Su Y., Xue B., Liu J., Zhao X., Fang J., Guo Q. 2016. Mapping global forest aboveground biomass with spaceborne LIDAR, optical imagery and forest inventory data. *Remote Sensing*, 8. DOI: 10.3390/rs8070565
- Imhoff M.L. 1995. Radar backscatter and biomass saturation: Ramifications for global biomass inventory. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33: 511–518.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use, 4.
- Kellndorfer J., Walker W., LaPoint E., Bishop J., Cormier T., Fiske G., Hoppus M., Kirsch K., Westfall J., NACP Aboveground Biomass and Carbon Baseline Data (NBCD 2000), Available online at <http://daac.ornl.gov> from ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1081>
- Kindermann G.E., McCallum I., Fritz S., Obersteiner M. 2008. A global forest growing stock, biomass and carbon map based on FAO statistics. *Silva Fennica*, 42: 387–396.
- Le Toan T., Beaudoin A., Riom J., Guyon D. 1992. Relating forest biomass to SAR data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30: 403–411.
- Liu Y.Y., van Dijk A.I.J.M., de Jeu R.A.M., Canadell J.G., McCabe M.F., Evans J.P., Wang G. 2015. Recent reversal in loss of global terrestrial biomass. *Nature Climate Change*, 5: 470–474.
- Lucas R., Armston J., Fairfax R., Fensham R., Accad A., Carreiras J., Kelley J., Bunting P., Clewley D., Bray S., Metcalf D., Dwyer J., Bowen M., Eyre T., Laidlaw M., Shimada M. 2010. An evaluation of the ALOS PALSAR L-band

- backscatter – Above ground biomass relationship Queensland, Australia: Impacts of surface moisture condition and vegetation structure. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 3: 576–593.
- Mermoz S., Le Toan T., Villard L., Réjou-Méchain M., Seifert-Granzin J. 2014. Biomass assessment in the Cameroon savanna using ALOS PALSAR data. *Remote Sensing of Environment*, 155: 109–119.
- Nelson R., Ranson K.J., Sun G., Kimes D.S., Kharuk V., Montesano P. 2009. Estimating Siberian timber volume using MODIS and ICESat/GLAS. *Remote Sensing of Environment*, 113: 691–701.
- Pulliainen J.T., Heiska K., Hyypä J., Hallikainen M.T. 1994. Backscattering properties of boreal forests at the C- and X-bands. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 32: 1041–1050.
- Pulliainen J.T., Mikkilä P.J., Hallikainen M.T., Ikonen J.-P. 1996. Seasonal dynamics of C-band backscatter of boreal forests with applications to biomass and soil moisture estimation. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 34: 758–770.
- Ranson K.J., Sun G. 1994. Mapping biomass of a northern forest using multi-frequency SAR data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 32: 388–396.
- Reese H., Nilsson M., Granqvist Pahlén T., Hagner O., Joyce S., Tingelöf U., Egberth M., Olsson H. 2003. Countrywide estimates of forest variables using satellite data and field data from the National Forest Inventory. *Ambio*, 32: 542–548.
- Rosenqvist A., Shimada M., Suzuki S., Ohgushi F., Tadono T., Watanabe M., Tsuzuku K., Watanabe T., Kamijo S., Aoki E. 2014. Operational performance of the ALOS global systematic acquisition strategy and observation plans for ALOS-2 PALSAR-2. *Remote Sensing of Environment*, 155: 3–12.
- Saatchi S.S., Harris N.L., Brown S., Lefsky M., Mitchard E.T.A., Salas W., Zutta B.R., Buermann W., Lewis S.L., Hagen S., Petrova S., White L., Silman M., Morel A. 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108: 9899–9904.
- Santoro M., Beer C., Cartus O., Schmullius C., Shvidenko A., McCallum I., Wegmüller U., Wiesmann A. 2011. Retrieval of growing stock volume in boreal forest using hyper-temporal series of Envisat ASAR ScanSAR backscatter measurements. *Remote Sensing of Environment*, 115: 490–507.
- Santoro M., Cartus O., Fransson J.E.S., Shvidenko A., McCallum I., Hall R.J., Beaudoin A., Beer C., Schmullius C. 2013. Estimates of forest growing stock volume for Sweden, Central Siberia and Québec using Envisat Advanced Synthetic Aperture Radar backscatter data. *Remote Sensing*, 5: 4503–4532.

- Santoro M., Beaudoin A., Beer C., Cartus O., Fransson J.E.S., Hall R.J., Pathe C., Schepaschenko D., Schmullius C., Shvidenko A., Thurner M., Wegmüller U. 2015. Forest growing stock volume of the northern hemisphere: spatially explicit estimates for 2010 derived from Envisat ASAR data. *Remote Sensing of Environment*, 168: 316–334.
- Santoro M. i in., GlobBiomass team (w przygotowaniu). Forest aboveground biomass pool of 2010 estimated from high-resolution spaceborne remote sensing observations.
- Thurner M., Beer C., Santoro M., Carvalhais N., Wutzler T., Schepaschenko D., Shvidenko A., Kompter E., Ahrens B., Levick S.R., Schmullius C. 2014. Carbon stock and density of northern boreal and temperate forests. *Global Ecology and Biogeography*, 23: 297–310.
- Tomppo E., Katila M., Mäkisara K., Peräsaari J. 2013. The Multi-source National Forest Inventory of Finland – methods and results 2009. *Metlan työraportteja / Working Papers of the Finnish Forest Research Institute*, 273, 1–216. ISBN 978-951-40-2428-3 (PDF), <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2013/mwp273.htm>
- Treuhaft R., Gonçalves F., dos Santos J.R., Keller M., Palace M., Madsen S.N., Sullivan F., Graça P.M.L.A. 2015. Tropical-forest biomass estimation at X-band from the spaceborne TanDEM-X interferometer. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 12: 239–243.

Efekt nawożenia CO₂: potencjał wiązania węgla przez roślinność leśną

1. WSTĘP

Obecny globalny poziom atmosferycznego CO₂ jest najwyższy od 800 tys. lat (Lüthi i in. 2008, World Meteorological... 2017), a zmiany klimatu stanowią jedno z największych wyzwań stojących przed ludzkością. By mu sprostać, konieczne jest poznanie konsekwencji różnych wariantów polityki klimatycznej. Z tego względu potrzebne są modele klimatyczne, stworzone przy wykorzystaniu Modeli Ziemskiego Systemu Klimatycznego (ESM) (Smith i Dukes 2013). Ważny komponent ESM stanowią lądowe pochłaniacze węgla (Smith i Dukes 2013). Większość ESM (jeśli nie wszystkie) przewiduje, że rosnąca koncentracja CO₂ wpływa stymulująco na produktywność roślin („efekt nawożenia CO₂”) (Huntingford i in. 2013, van der Sleen i in. 2014, Sitch i in. 2008, Galbraith i in. 2010, Friedlingstein i in. 2006, Frank i in. 2015), co potencjalnie może częściowo wpłynąć na zmniejszenie tempa zmian klimatu (Jarvis 1995, Farquhar 1997). Mimo to wpływ podwyższonego poziomu CO₂ na wzrost roślin stanowi jedną z największych niewiadomych w ESM (Friedlingstein i in. 2006). Nasze rozumienie wpływu podwyższonego poziomu dwutlenku węgla na wzrost roślin wynika głównie z krótkookresowych, kilkuletnich badań. Zdecydowana większość tych badań rejestruje początkowe zwiększenie fotosyntezy i przyrostu w warunkach podwyższonego poziomu CO₂ (Ainsworth i Long 2004, Leakey i in. 2009, de Graaff i in. 2006). Zasugerowano jednak, że intensywniejszy wzrost roślin przy zwiększonym stężeniu CO₂ będzie prawdopodobnie przejściowy (Andresen i in. 2016). Oprócz niepewności co do wpływu zwiększonego poziomu CO₂ na wzrost roślin, brakuje wiedzy na temat znaczenia czynników powodujących uwalnianie węgla, które mogą być powiązane ze zwiększonym przyrostem w warunkach podwyższonego poziomu CO₂, np. zwiększonej śmiertelności (Bugmann i Bigler 2011) lub zmniejszonej szybkości rozkładu (Hattenschwiler i in. 1996). Mogłyby one znacznie osłabić lub nawet zrównoważyć możliwą długoterminową stymulację wzrostu z powodu podwyższonego poziomu CO₂. Dopóki nie będziemy w stanie zidentyfikować głównych mechani-

zmów leżących u podstaw efektu nawożenia CO₂, prognozy ESM nie będą mogły przedstawiać wiarygodnych, długofalowych zmian w zakresie magazynowania węgla w ekosystemach lądowych w różnych scenariuszach zmian klimatycznych (Smith i Dukes 2013, Tietjen i in. 2010).

2. WIEDZA UZYSKANA Z TELEDETEKЦИИ, PIERŚCIENI PRZYROSTOWYCH DRZEW I MODELOWANIA

Globalny poziom atmosferycznego CO₂ wzrósł od początków industrializacji o około 40% (World Meteorological... 2017, Wigley 1983). Jeśli podwyższony poziom CO₂ wpływa stymulująco na wzrost roślin, powinien od tamtego czasu skutkować wzrostem produkcji biomasy. I rzeczywiście, globalna powierzchnia zadrzewiona wzrosła od 1982 r. o 7,1% (Song i in. 2018), a dane MODIS z okresu 1982–2009 pokazują wzrost wskaźnika pokrycia liściowego (LAI – *Leaf Area Index*) na 25–50% obszarów pokrytych roślinnością na Ziemi (Zhu i in. 2016). Niektóre modele wskazują, że wpływ CO₂ na wzrost roślin wyjaśnia od 49% do 70% obserwowanego trendu „zazielenienia”, natomiast za mniej istotne uznaje się depozyt azotu i temperaturę (9%, 8–31%) (Zhu i in. 2016, Piao i in. 2006). Są jednak również dowody na to, że trend globalnego „zazielenienia” może wynikać z nasilenia intensywności rolnictwa. Dlatego pozostaje niejasne, czy efekt nawożenia CO₂ prowadzi do wzrostu „zazielenienia” w skali globalnej, wykazanego przez badania wykorzystujące dane satelitarne.

Najbardziej długoterminowy wgląd w miniony efekt nawożenia CO₂ umożliwiają badania określające wzrost drzew w przeszłości na podstawie pomiaru pierścieni przyrostowych. Pokazują one, że wzrost atmosferycznego CO₂ nie miał istotnego wpływu na wzrost drzew w ciągu ostatnich 150 lat (van der Sleen i in. 2014, Gedalof i Berg 2010, Peñuelas i in. 2011). Wyniki te sugerują, że obecne ECM zawyżają skalę stymulacji wzrostu drzew spowodowaną wyższym poziomem CO₂.

3. WIEDZA Z BADAŃ NAD WPŁYWEM PODWYŻSZONEGO POZIOMU CO₂

3.1. MECHANISTYCZNE PODSTAWY EFEKTU NAWOŻENIA CO₂

Podwyższony poziom CO₂ może stymulować wzrost roślin. Istnieją (co najmniej) dwa powody występowania tego efektu. Po pierwsze, podwyższona koncentracja CO₂ może wpływać na szybkość fotosyntezy (Ainsworth i Long 2004, Drake i in. 1997). CO₂ oraz O₂ konkurują o to samo miejsce wiązania w uczestniczącym w fotosyntezie enzymie Rubisco. Wykorzystując O₂, Rubisco tworzy cząsteczkę, która nie może być użyta do fotosyntezy i musi być ponownie rozbita

(fotooddychanie). Z kolei razem z CO₂ w miejscu wiązania Rubisco tworzy pożądaną cząsteczkę potrzebną do fotosyntezy. Po drugie, podwyższony poziom CO₂ może powodować wzrost dostępności wody dla roślin (Drake i in. 1997). Dzieje się tak, ponieważ otwieranie i zamykanie aparatów szparkowych stanowi kompromis między pozyskiwaniem CO₂ a utratą wody. Przy wyższej koncentracji CO₂ w atmosferze zapotrzebowanie roślin na dwutlenek węgla jest zaspokajane podczas krótszego czasu otwarcia aparatu szparkowego. Oznacza to, że utrata wody w wyniku parowania jest mniejsza, a więc więcej jest wody dostępnej dla roślin. Dlatego jeśli wzrost rośliny ograniczony jest przez węgiel lub wodę, zwiększona koncentracja CO₂ może przyczynić się do wzrostu rośliny.

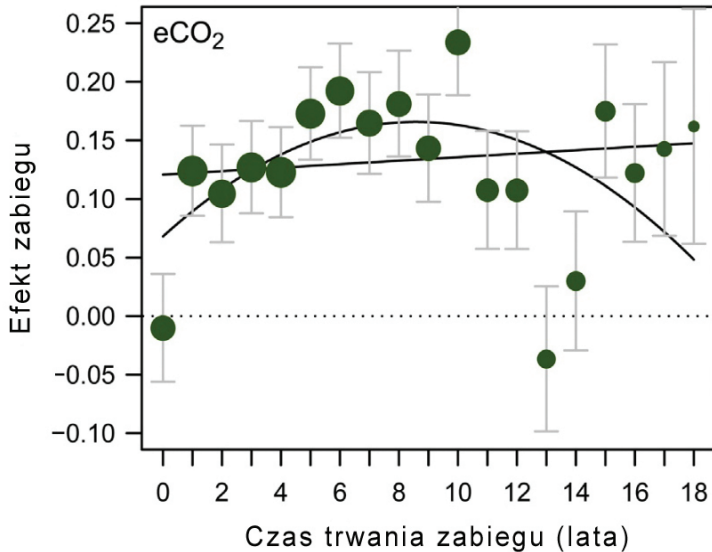
3.2. CZASOWA REAKCJA WZROSTOWA NA PODWYŻSZONY POZIOM CO₂

W przeciwieństwie do wymienionych wcześniej studiów, badania nad wzbogacaniem dwutlenkiem węgla mierzą efekt nawożenia CO₂ przez porównanie modeli wzrostu w warunkach niedawnych/obecnych koncentracji CO₂ względem spodziewanych w roku 2050 (~350–400 ppm (World Meteorological... 2017) vs ~550 ppm (Prentice i in. 2001). Powszechnie przyjmuje się, że podwyższony poziom CO₂ wpływa na wzrost produkcji biomasy w pierwszych latach (Ainsworth i Long 2004, Leakey i in. 2009, de Graaff i in. 2006). Dzięki pogłębionej metaanalizie przeprowadzonej w ramach badań Free-Air CO₂ Enrichment (FACE) oceniono, że stymulowany dwutlenkiem węgla wzrost nadziemnej biomasy drzew sięga 28% (Ainsworth i Long 2004). Jednak eksperymenty, na podstawie których uzyskano ten wynik, trwały zazwyczaj jedynie kilka lat. Ostatnia metaanaliza pokazuje, że wpływ podwyższonego poziomu CO₂ na biomasę roślin zwiększa się w ciągu mniej więcej pierwszych 10 lat, ale po tym okresie ten trend jest dużo mniej wyraźny (Andresen i in. 2016). Oznacza to, że powszechnie przyjmowana krótkookresowa stymulacja wzrostu może nie odzwierciedlać trendów długookresowych.

4. PERSPEKTYWY

Większość badań nad wpływem podwyższonego poziomu CO₂ na rośliny skupia się na wzroście. Chociaż jest to ważny aspekt wiązania węgla, chcę podkreślić, że nie tylko wzrost roślin, ale również czas związania węgla określa, jak wiele tego pierwiastka zostanie zmagazynowane w biomacie roślin. Jeśli podwyższony poziom CO₂ będzie miał wpływ na ten czas, będzie to rzutowało w zasadniczy sposób na pochłanianie węgla przez ekosystemy lądowe. Z tego powodu pracuję obecnie nad szerokim przeglądem literatury dotyczącym wpływu podwyższonego poziomu CO₂ na wzrost roślin i czas wiązania węgla w biomacie roślin. W celu poznania

wpływu podwyższonej koncentracji CO₂ na szybkość rozkładu drewna prowadzę eksperyment z drewnem z wielu badań FACE.



Rycina 1. Roczny wpływ wzbogacenia dwutlenkiem węgla (otoczenie + ~200 ppm) na nadziemną (N) biomasa roślin. Oś pionowa: efekt wykonania zabiegu, oś pozioma: rok wykonania zabiegu. Efekt zabiegu = $\ln(\text{biomasa nadziemna w warunkach podwyższonego poziomu CO}_2) - \ln(\text{biomasa nadziemna w warunkach otaczającego poziomu CO}_2)$. Zmodyfikowana rycina z metaanalizy (Andresen i in. 2016)

Liczne eksperymenty pokazują, że na długookresowy efekt wpływu podwyższonego poziomu CO₂ na wzrost roślin, duże znaczenie ma dostępność azotu (Terrer i in. 2016). Brakuje jednak wiedzy o ilości azotu dostępnego dla roślin w różnych częściach świata. Aby wypełnić tę lukę, pracuję nad mapą tempa mineralizacji azotu obecnie i w przyszłości (2050 r.).

Dotychczasowe badania pokazały, że reakcja drzew na podwyższony poziom CO₂ zależy również od wieku lasu (Kallarackal i Roby 2012). Na podwyższoną koncentrację CO₂ szczególnie łatwo reagują młode drzewa (Kallarackal i Roby 2012). Młode drzewostany mogą również mieć więcej miejsca do akumulacji dodatkowej biomasy niż drzewostany dojrzałe i dlatego dokładne szacunki przyszłego potencjału wiązania węgla w lasach mogą wymagać zróżnicowania ze względu na wiek. Z tego względu realizuję projekt dotyczący kartowania dojrzałości lasów w skali globalnej.

Summary

Julia Maschler

Institute of Integrative Biology, ETH Zürich, Switzerland
julia.maschler@usys.ethz.ch

CO₂ fertilization: Its potential for carbon sequestration in forest vegetation

Global atmospheric CO₂ levels have risen considerably since the preindustrial times and are projected to continue rising. Despite the direct impacts of elevated CO₂ on future climate conditions, it is expected that rising concentrations might also stimulate plant productivity ('CO₂ fertilization'), with the potential to partially dampen the rate of climate change. Still, the effect of rising CO₂ on plant growth is one of the largest uncertainties in terrestrial biogeochemical models. Identifying the magnitude and duration of this potential carbon cycle feedback is critical if we are going to improve confidence in future climate change scenarios.

Net primary productivity (NPP) is an important parameter of Earth System Models (ESMs), which are used to make climate change projections. Most – if not all – ESMs assume a positive long-term effect of elevated CO₂ on plant growth. This is in line with several remote sensing and modeling studies that report 'global greening' over the last decades and attribute this to a great degree to CO₂ fertilization. However, our understanding of the effect of elevated CO₂ on plant growth stems primarily from short-term studies of a few years. The vast majority of these studies captures initial increases in photosynthesis and growth under elevated CO₂. However, it has been proposed that the increased growth of plants under elevated CO₂ is likely to be transient, which is underscored by results of tree ring studies. Besides uncertainties on the effect of elevated CO₂ on plant growth, knowledge is lacking on the relevance of associated carbon releasing effects from terrestrial ecosystems. Such effects might be able to significantly dampen or even offset a possible long-term growth stimulation due to elevated CO₂. Until we can identify the dominant mechanisms underpinning the CO₂ fertilization effect, ESM predictions will not be able to represent reliable long-term changes in terrestrial carbon storage under climate change scenarios.

We review the current state of understanding on the direct long-term effects of elevated CO₂ on carbon sequestration in trees. We differentiate between 1) carbon uptake of terrestrial ecosystems through plant growth and 2) how carbon storage in plant biomass is affected. For 1), we report that soil nutrient levels, particularly nitrogen, are likely to limit long-term CO₂-induced tree growth in multiple regions of the globe. However, when associated with ectomycorrhizal fungi or in proximity to nitrogen-fixing plant species, trees might be able to sustain increased growth under high CO₂ levels. As growth of young trees seems to be more responsive to elevated CO₂ conditions than old trees, we suggest

the creation of a global forest maturity map and present an approach. For 2), we argue that tree mortality does likely increase in a high CO₂ setup, due to both increased aging speed as well as a higher susceptibility to environmental stresses. Yet, the carbon release might be outbalanced if changes in tissue chemistry lead to a lower decomposition rate. However, this issue requires more research. In combination, these factors suggest that it is unlikely that the high short-term growth response will be sustained at a global scale. Furthermore, forest trees grown under elevated CO₂ might store carbon for a shorter period than those grown under ambient conditions. This suggests that current ESM simulations might substantially overestimate the climate change mitigating effect of CO₂ fertilization.

LITERATURA

- Ainsworth E.A., Long S.P. 2004. What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO₂. *New Phytologist*, 165: 351–372.
- Andresen L.C. i in. 2016. [W:] *Advances in Ecological Research*. DOI: 10.1016/bs.aecr.2016.07.001
- Bugmann H., Bigler C. 2011. Will the CO₂ fertilization effect in forests be offset by reduced tree longevity? *Oecologia*. DOI:10.1007/s00442-010-1837-4
- de Graaff M.-A., van Groenigen K.-J., Six J., Hungate B., van Kessel C. 2006. Interactions between plant growth and soil nutrient cycling under elevated CO₂: a meta-analysis. *Global Change Biology*. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01240.x
- Drake B.G., González-Meler M.A., Long S.P. 1997. More Efficient Plants: A Consequence of Rising Atmospheric CO₂? *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 48: 609–639.
- Farquhar G.D. 1997. Carbon dioxide and vegetation. *Science*, 278: 1411.
- Frank D.C. i in. 2015. Water-use efficiency and transpiration across European forests during the Anthropocene. *Nature Climate Change*, 5.
- Friedlingstein P. i in. 2006. *Climate-Carbon Cycle Feedback Analysis: Results from the C 4 MIP Model Intercomparison*.
- Galbraith D. i in. 2010. Multiple mechanisms of Amazonian forest biomass losses in three dynamic global vegetation models under climate change. *New Phytologist*, 187: 647–665.
- Gedalof Z., Berg A.A. 2010. Tree ring evidence for limited direct CO₂ fertilization of forests over the 20th century. *Global Biogeochemical Cycles*, 24.
- Hattenschwiler S., Schweingruber F.H., Korner C. 1996. Tree ring responses to elevated CO₂ and increased N deposition in *Picea abies*. *Plant, Cell & Environment*, 19: 1369–1378.
- Huntingford C. i in. 2013. Simulated resilience of tropical rainforests to CO₂-induced climate change. *Nature Geoscience*. DOI: 10.1038/ngeo1741

- Jarvis P.G. 1995. [W:] DOI: 10.1007/978-94-011-0343-5_15, Springer, Dordrecht: 157–174.
- Kallarackal J., Roby T.J. 2012. Responses of trees to elevated carbon dioxide and climate change. *Biodiversity Conservation*, 21: 1327–1342.
- Leakey A.D.B. i in. 2009. Elevated CO₂ effects on plant carbon, nitrogen, and water relations: six important lessons from FACE. *Journal of Experimental Botany*, 60: 2859–2876.
- Lüthi D. i in. 2008. High-resolution carbon dioxide concentration record 650,000–800,000 years before present. *Nature*, 453: 379–382.
- Peñuelas J., Canadell J.G., Ogaya R. 2011. Increased water-use efficiency during the 20th century did not translate into enhanced tree growth. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 597–608.
- Piao S., Friedlingstein P., Ciais P., Zhou L., Chen A. 2006. Effect of climate and CO₂ changes on the greening of the Northern Hemisphere over the past two decades. *Geophysical Research Letters*, 33: L23402.
- Prentice I.C. i in. 2001. [W:] J.T. Houghton i in. (red.): *Climate Change 2001: the Scientific Basis. Contributions of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press: 185–237.
- Sitch S. i in. 2008. Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs). *Global Change Biology*, 14: 2015–2039.
- Smith N.G., Dukes J.S. 2013. Plant respiration and photosynthesis in global-scale models: Incorporating acclimation to temperature and CO₂. *Global Change Biology*. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2012.02797.x
- Song X.P. i in. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560: 639–643.
- Terrer C. i in. 2016. Mycorrhizal association as a primary control of the CO₂ fertilization effect. *Science*, 353: 72–74.
- Tietjen B. i in. 2010. Full Costs of Climate Change WP 2F: Ecosystems and Forests Report Analysis for Europe. *Climate Cost. ENV.2007.1.1.6.1*.
- van der Sleen P. i in. 2014. No growth stimulation of tropical trees by 150 years of CO₂ fertilization but water-use efficiency increased. *Nature Geoscience*, 8: 24–28.
- Wigley T.M.L. 1983. The pre-industrial carbon dioxide level. *Climate Change*, 5: 315–320.
- World Meteorological Organization. 2017. Greenhouse gas concentrations surge to new record. <https://public.wmo.int/en/media/press-release/greenhouse-gas-concentrations-surge-new-record> [dostęp: 28.06.2018].
- Zhu Z. i in. 2016. Greening of the Earth and its drivers. *Nature Climate Change*, 6: 791–795.

I. INWENTARYZACJA ZASOBÓW LEŚNYCH

Erik Næsset

Norweski Uniwersytet Przyrodniczy – NMBU
erik.naasset@nmbu.no

Wykorzystanie danych z lotniczego skaningu laserowego do inwentaryzacji zasobów leśnych – perspektywa skandynawska

1. TŁO I HISTORIA

W 2020 r. przypadnie 25. światowa rocznica podjęcia badań z zastosowaniem lotniczego skaningu laserowego (ALS) jako technologii służącej udoskonaleniu operacyjnej inwentaryzacji lasu. Pierwsze dane próbne ALS zostały pozyskane w 1995 r., pierwszy test metody opartej na modelowaniu parametrów uzyskanych z powierzchni próbnych (*area-based method*) został przeprowadzony w 1999 r. (1000 ha), pierwszy kontrakt komercyjny na podjęcie operacyjnej inwentaryzacji lasu przy pomocy ALS podpisano w 2002 r. (49 000 ha) i wreszcie pierwsze inwentaryzacje w drugim cyklu przy zastosowaniu ALS rozpoczęły się w 2017 r. Wszystkie te kluczowe wydarzenia miały miejsce w Skandynawii, a właściwie w Norwegii.

Spoglądając wstecz, w szczególności Norwegia miała idealne warunki do uzyskania tych osiągnięć. Zasadnicze znaczenie miały cztery czynniki, które być może mogą zainspirować do podjęcia działań w innych krajach.

PLATFORMA CYFROWA: istniał już w pełni zdigitalizowany ciąg produkcyjny planów urządzenia lasu w firmach wykonujących inwentaryzację w oparciu o fotogrametrię cyfrową.

SEKTOR PRZEMYSŁOWY: w tym czasie Norwegia dysponowała wiodącą branżą geodezyjną, dokonującą prób i wykorzystującą ALS już w 1995 r. Kilka innych krajów było w podobnej sytuacji (np. Niemcy, Holandia i Szwecja), ale z wyjątkiem Szwecji interakcja z sektorem leśnym wydawała się tam słabsza.

BADANIA: silna współpraca między sektorem leśnym a społecznością akademicką, wraz z badaczami, którzy już aktywnie wykorzystywali najnowsze technologie do usprawnienia inwentaryzacji lasu.

EKONOMIA/ORGANIZACJA: publiczne dotacje zachęcające małe gospodarstwa leśne do połączenia sił i współpracy w zakresie zbierania danych na rozległych

obszarach – wymóg niezbędny do osiągnięcia korzyści wynikającej ze skali działania. Istniała także silna konkurencja między firmami wykonującymi inwentaryzację lasu, stymulująca rozwój i wdrażanie skuteczniejszych metod.

2. METODA OPARTA O POWIERZCHNIE PRÓBNE

O ile metoda oparta o powierzchnie próbne, wykorzystująca ALS, objęła większą część rynku całościowej inwentaryzacji lasu w Norwegii oraz Szwecji w okresie do 2010 r., to w nową erę do tego czasu nie weszła w pełni Finlandia. Jednak już wkrótce w Finlandii powstał największy rynek inwentaryzacji lasu w oparciu o ALS, obejmującej corocznie powierzchnię ok. 3 mln ha. Od 2010 r. większość inwentaryzacji w Finlandii i Norwegii było prowadzonych przy pomocy ALS. Przyjęta metodyka w Norwegii i Szwecji była mniej więcej taka sama, z dedykowanymi systematycznymi pomiarami powierzchni próbnych na docelowym obszarze i kampaniami ALS. Technika przyjętą do określenia relacji między zmiennymi docelowymi a danymi ALS była statystyczna estymacja regresji. Typowymi zmiennymi docelowymi na poziomie drzewostanu są: średnia wysokość, dominująca wysokość, średnia pierśnica, powierzchnia przekroju drzewostanu, liczba drzew i miąższość. Informacje na przykład o gatunkach drzew i bonitacji są zazwyczaj pobierane ze źródeł innych niż ALS; w Norwegii często w wyniku interpretacji stereoskopowej. Większość właścicieli lasów potrzebuje danych jedynie na poziomie drzewostanu. Szczególnie w Norwegii drzewostany mają niewielką powierzchnię – średnio ok. 1,5 ha. Bardziej zaawansowani użytkownicy informacji o zasobach leśnych coraz częściej oczekują bardziej szczegółowych danych, na przykład dla każdej pojedynczej jednostki przestrzennej, dla której określa się wspomniane zmienne celowe. Te mniejsze jednostki mają zazwyczaj wielkość około 250 m² i wielu zarządców lasów ceni sobie tak wysoki poziom szczegółowości w codziennej pracy. W Finlandii metoda ta jest zasadniczo taka sama jak w innych krajach, ale o ile standardowa powierzchnia projektu w Norwegii wynosi około 20 tys. – 80 tys. ha, to powierzchnie w Finlandii są większe. W Finlandii szacunki są oparte na metodach nieparametrycznych, jak kNN (algorytm k najbliższych sąsiadów), w przeciwieństwie do regresji. kNN zazwyczaj wymaga większej liczby powierzchni próbnych. Lista zmiennych na poziomie drzewostanu w Finlandii jest zazwyczaj bardziej rozbudowana, z większą liczbą informacji powiązanych z gatunkami drzew.

W miarę upływu lat nastąpiło stopniowe ulepszenie tych metod. Początkowo inwentaryzacje z wykorzystaniem ALS obejmowały dojrzałe drzewostany lub przynajmniej te drzewostany, które osiągnęły wiek trzebieży (pow. 8–10 m wysokości). W ostatnich latach włączono również młodsze drzewostany – od fazy odnowienia i sadzenia (typowe wysokości drzew od 0 do 8 m). Oznacza to, że

szacowaniu podlegają inne zmienne niż te odnoszące się do zapasu na pniu, jak np. liczba drzew lub rozmieszczenie gatunków. Inne rodzaje informacji są obecnie również powszechnie uzyskiwane z ALS, np. takie jak wskaźniki pokazujące potrzebę pielęgnacji, trzebieży i innych czynności hodowlanych oraz związanych z użytkowaniem. Dodatkowo rutynowo opracowywane są inne produkty przydatne podczas pozyskania drewna, takie jak mapy uwilgotnienia terenu. Metoda bazująca na wykorzystaniu parametrów pojedynczych drzew pozostała raczej marginalną metodą w Skandynawii. Kilka projektów zrealizowano jedynie w Norwegii i Szwecji.

Niektóre z firm prowadzących inwentaryzację są obecne we wszystkich wymienionych krajach, a niektóre działają również w innych częściach Europy, szczególnie w krajach bałtyckich, chociaż dekadę temu miały miejsce próby uruchomienia działań biznesowych w zakresie inwentaryzacji lasu nawet w Europie Południowej (np. w Hiszpanii) i poza Europą (np. w Kanadzie). Rynek w krajach skandynawskich jest obecnie bardziej podzielony niż jakiś czas temu, z firmami działającymi zasadniczo tylko w jednym kraju.

3. OBECNE TRENDY I NOWE PRODUKTY

Należy zwrócić uwagę na przynajmniej pięć trendów w operacyjnej inwentaryzacji lasu – niektóre z nich są uzależnione od technologii, niektóre od badań, a za innymi stoją czyste uwarunkowania komercyjne.

BARDZIEJ SZCZEGÓŁOWE INFORMACJE. Nawet najpowszechniejsze kampanie ALS o względnie niskim zagęszczeniu (1–2 punkty ALS/m²) dostarczają przypuszczalnie danych zawierających więcej informacji o strukturze lasu niż te, które są obecnie wykorzystywane do oszacowania tradycyjnych zmiennych drzewostanu (wysokość, miąższość itp.). Dotyczy to informacji o dystrybucji klas wymiarowych, np. dystrybucja średnicy. Takie produkty są promowane na rynku od prawie 15 lat i wydaje się, że w przyszłości zyskają na znaczeniu. Obejmuje to również bardziej szczegółowe informacje o gatunkach, które mogą ulec poprawie dzięki polepszeniu czujników (wielospektralny ALS) i ich połączeniu (ALS i zdjęcia lotnicze).

NOWE RODZAJE INFORMACJI. Ponieważ dane ALS zawierają strukturalne informacje o terenie oraz o drzewach i drzewostanach, dane te najprawdopodobniej mogą być również wykorzystane do wyodrębnienia informacji o innych usługach ekosystemowych, które sektor leśny często ma prawny obowiązek zidentyfikować i zachować. Przykładami są pozostałości kulturowe i różne aspekty różnorodności biologicznej, które w takiej lub innej formie są związane z procesem certyfikacji jednostki leśnej.

PRODUKTY KRAJOWE. Wiele krajów w Europie prowadziło w ostatnich latach ogólnokrajowe kampanie ALS w celu stworzenia nowych i ulepszonych numerycznych modeli terenu dla całego obszaru. Kilka krajowych instytucji realizujących inwentaryzację lasu skorzystało z okazji połączenia danych z ALS z krajowymi bazami danych z powierzchni próbnych w celu stworzenia siatki zawierającej wszystkie istotne zmienne dotyczące lasów na poziomie komórki (komórki z reguły wielkości około 200–250 m²). Produkty te opierają się na metodzie powierzchni próbnych. W Szwecji produkt ten, bezpłatnie udostępniony w internecie do pobierania danych, został już przyjęty przez wielu właścicieli lasów jako podstawowe źródło informacji w planowaniu gospodarczym. Tego samego trendu w pewnym zakresie można spodziewać się w innych krajach. Jednak dokładność będzie raczej mniejsza niż w dedykowanych lokalnych inwentaryzacjach ALS, więc z pewnością będzie przedmiotem kompromisu między bardzo niskimi kosztami danych a kosztami wynikającymi z niewłaściwych decyzji i utraty pieniędzy na skutek nieoptymalnych zaleceń gospodarczych spowodowanych błędnymi danymi.

DOSTOSOWANIE OBRAZU. Wiele krajów w Europie ma ogólnokrajowe programy regularnego pozyskiwania obrazów lotniczych. Ostatnie postępy w technologii kamer cyfrowych, oprogramowanie do dostosowywania obrazów i ekstrakcji chmury punktów, a także możliwości obliczeniowe komputerów sprawiły, że dopasowanie obrazów 3D stało się realną alternatywą dla ALS w zakresie wytwarzania danych 3D dla inwentaryzacji lasu, pod warunkiem, że istnieje już dokładny model terenu z ALS. Takie dane są tańsze do pozyskania niż dane ALS i w przypadkach, gdy stanowią one część istniejącej krajowej infrastruktury danych, sektor leśny może często uzyskać dostęp do nich bezpłatnie lub przy niewielkich kosztach. Ostatnie badania wskazują, że metoda oparta na powierzchniach próbnych z zastosowaniem danych z dopasowania obrazów 3D może pozwolić na oszacowanie miąższości, średniej wysokości i innych zmiennych z dokładnością porównywalną do tej z ALS. Dopasowanie obrazów jest teraz zalecane jako źródło danych dla inwentaryzacji lasu w Norwegii i jest do pewnego stopnia także wykorzystywane jako podstawowe źródło danych dla produktów krajowych opisanych powyżej.

INFORMACJA CZASOWA. Powtarzanie inwentaryzacji lasu z ALS (lub dopasowaniem obrazu) w czasie, jak pokazano na podstawie drugiego cyklu inwentaryzacji przy użyciu ALS, otwiera możliwości szacowania nowego pakietu zmiennych, mającego charakter czasowy. Odnosi się to do informacji dotyczących zmian w stanie lasu spowodowanych pozyskaniem drewna, innymi działaniami gospodarczymi i zmianami naturalnymi. Szczególne znaczenie ma szacowanie bonitacji. Bonitacja – w wielu krajach wyrażona w formie wskaźnika opartego na dominującej wysokości i wieku, może być dokładnie określona na podstawie danych 3D z ALS (lub dopasowania obrazu) w dwóch momentach czasowych. Istnieją

dwie alternatywy, mianowicie 1) oszacowanie wskaźników na podstawie metody powierzchni próbnych przy wykorzystaniu wartości wskaźników z powierzchni próbnych i metryk 3D z obu momentów w czasie, odzwierciedlających przyrost wysokości lub 2) oszacowanie wskaźnika na podstawie długości okresu między dwoma pobraniami i przyrostu wysokości w tym okresie. Ostatnie badania w Norwegii wskazują, że obie metody są równie dokładne. Wskaźnik produktywności siedliska jest jedną z najmniej dokładnych zmiennych drzewostanowych w obecnie prowadzonych inwentaryzacjach i w drugim cyklu inwentaryzacji opartym na ALS określone zostaną szacunki tego wskaźnika na podstawie danych z dwóch momentów czasowych, dla tych części powierzchni podlegającej inwentaryzacji, które nie były przedmiotem jakiegokolwiek działania od czasu poprzedniej inwentaryzacji.

4. UWAGA KOŃCOWA

Inwentaryzacje w oparciu o powierzchnie próbne wykorzystujące ALS przedstawiały zmianę paradygmatu w inwentaryzacji lasu. Od czasu pierwszych eksperymentów blisko 25 lat temu nastąpiła stopniowa poprawa stosowanych metod w kierunku obniżania kosztów, zwiększenia dokładności i wprowadzania nowych produktów informacyjnych, które wcześniej nie były ekonomicznie lub technicznie wykonalne. Przyszły postęp technologiczny spowoduje prawdopodobnie dalsze polepszenie tych metod.

Summary

Erik Næsset

Norwegian University of Life Sciences
erik.naesset@nmbu.no

The use of ALS data in forest management inventory – a Scandinavian perspective

BACKGROUND AND HISTORY

The year 2020 will be the 25th global anniversary for research on use of airborne laser scanning (ALS) as a technology to improve operational forest management inventories. The first ALS test data were acquired in 1995, the first test of the so-called area-based method was conducted in 1999 (1000 ha), the first commercial contract to undertake an operational forest inventory with ALS was signed in 2002 (49000 ha) and, finally, the first operational inventories in the second cycle with ALS was started in 2017. All these milestones were reached in Scandinavia, and basically in Norway.

Looking back, in particular Norway seemed to have ideal conditions for these early achievements. Four factors seemed to be essential, which perhaps also can inspire activities in other countries:

DIGITAL PLATFORM: there was already a fully digitized production pipeline of forest management plans in the inventory companies based on digital photogrammetry (1997).

INDUSTRY: Norway had at this time a leading surveying industry that experimented and adopted ALS as early as in 1995. A few other countries were in a similar position (e.g. Germany, The Netherlands and Sweden), but with Sweden as an exception, the interaction with the forest sector seemed weaker in many countries.

RESEARCH: a strong interaction between the operational forest sector and the academic community, and with researchers who already worked actively with the most recent technologies to improve forest inventory.

ECONOMY/ORGANIZATION: public subsidies that encouraged small forest holdings to join forces and collaborate on data collection over vast areas – a necessary requirement to provide a sufficient land base needed to benefit from economies of scale. Also, there was a strong competition among the forest inventory companies which stimulated development and adoption of more efficient methods.

THE AREA-BASED METHOD

As the area-based method utilizing ALS took over a greater share of the market for wall-to-wall forest inventories in Norway as well as in Sweden in the period up to 2010,

Finland did not fully enter into the new era until around 2010. However, Finland soon became the largest ALS-based forest inventory market with an annually inventoried area of around 3 million ha per year. By 2010, most of the inventories in Finland and Norway were conducted by ALS. The adopted methodology in Norway and Sweden was more or less the same, with dedicated systematic sample plots surveys in the target area and dedicated ALS campaigns. Statistical regression estimation was the technique adopted to develop relationships between the target variables and the ALS data. Typical target variables at stand level is mean height, dominant height, mean stem diameter, basal area, stem number and volume. Information on for example tree species and site productivity is typically taken from other sources than ALS; in Norway, often as a result of stereo aerial image interpretation. Most forest owners have only requested data at stand level. In Norway in particular, stands are small in size – on average around 1.5 ha. More advanced users of forest resource information have more frequently had a demand for more detailed data, for example data for every single spatial unit subject to prediction of the mentioned target variables. These smaller units are typically around 250 m² in size, and many forest managers have appreciated this high level of detail in their daily forest management. In Finland, the methodology for the area-based method has basically been the same as in the other countries, but while a typical project area in Norway has been around 20000–80000 ha, the areas in Finland tend to be larger. In Finland, the estimation has been based on non-parametric methods like kNN as opposed to regression. kNN usually requires a larger sample of field plots. The list of variables on stand level in Finland is typically more extensive with more dedicated tree species-wise information.

Over the years, there have been incremental improvements of the methods. In the early days, the ALS inventories focused on mature forest stands or at least forests that had reached a stage where thinning was a relevant treatment (>8–10 m in height). In recent years, also younger stands – from the time of regeneration and planting (typical tree heights of 0–8 m), have been included. This implies that other variables are estimated than those related to growing stock, like for example stem numbers and species distribution. Other types of information are nowadays also commonly derived from ALS, such as indices indicating need for tending, thinning and other silvicultural and harvest operations. Additional products found useful for harvest operations, such as terrain wetness maps, are produced on a routine basis.

The single-tree method has remained a rather marginal method in Scandinavia. Only a few projects have been conducted in Norway and Sweden.

Some of the same commercial inventory companies are present in all the mentioned countries, and some of the companies also operate throughout Europe, especially in the Baltic countries, although there were attempts to establish business activities in forest inventory even in the south (e.g. Spain) and outside Europe (e.g. Canada) a decade ago. The Nordic market is today more segmented than some years ago, with companies that basically operate in only one country.

CURRENT TRENDS AND NEW PRODUCTS

At least five trends in operational forest management inventory should be noticed – some of them are technology-driven, some are purely research-driven, and some are driven by pure profit considerations.

MORE DETAILED INFORMATION: Even the relatively low-density ALS campaigns that have been most common (1–2 ALS points/m²) probably provide data that contain more information about the structure of the forest than what is currently being exploited for estimation of the traditional forest variable (height, volume etc.). This includes information on distribution on size classes, e.g. diameter distributions. Such products have been promoted in the market for almost 15 years, and seem to become more important in the future. This also includes more detailed species-wise information, which may be improved with sensor improvements (multispectral ALS) and sensor fusion (ALS and aerial imagery).

NEW TYPES OF INFORMATION: Because the ALS data contains structural information about the terrain and the trees and forest stands, the data may most likely also be used to extract proxies for other ecosystem services in the forests that the forest sector often has an obligation by law to identify and preserve. Examples are cultural remains and various aspects of biodiversity, which in one form or the other is related to the certification process of a forest entity.

NATIONAL PRODUCTS: Many countries in Europe have conducted nation-wide ALS campaigns in recent years to established new and improved digital terrain models for their entire territory. Several national forest inventory institutions have taken the opportunity to combine these nation-wide ALS data with the nation-wide datasets of sample plots to produce gridded products with all relevant forest variables at cell level (cells typically around 200–250 m² in size). The methodology behind these products is the area-based method. In Sweden, this product which can be accessed freely on the internet for download of data, has already been adopted by many forest owners as the primary source of information for management planning. The same trend may to some extent be expected in other countries. However, the accuracy is expected to be smaller than in dedicated local ALS inventories, so there will clearly be an issue of trade-off between the very low costs of the data and the costs that may be expected in terms of poorer decisions and loss of money due to suboptimal management recommendations cause by erroneous data.

IMAGE MATCHING: Many countries in Europe have nation-wide programs for regular aerial image acquisition. Recent advances in digital camera technology, software for image matching and 3D point cloud extraction, and computer processing capacity have made 3D image matching a viable alternative to ALS for production 3D data for forest inventory, provided that there already is an existing and accurate terrain model from ALS in place. Such data are cheaper to acquire than ALS data and in cases such data are part of an existing national data infrastructure, the forestry sector can often get access to these data at a low cost or even free of charge. Recent studies suggest that the area-based method applying 3D data from image matching can provide estimates of volume, mean height and other variables with an accuracy comparable to that of ALS. Image matching is now recommended as a source of data for forest management inventories in Norway and is to some extent also used as primary source of data for the gridded national products detailed above.

TEMPORAL INFORMATION: Repetition of forest inventories with ALS (or image matching) through time, as illustrated by the second inventory cycle with ALS, opens up for estimation of a new suite of variables that is of temporal nature. This pertains to information on changes in the state of the forest caused by harvests, other management actions and natural changes. Of particular relevance and importance, is estimation of site productivity. Site productivity – in many countries expressed in the form of site index based on dominant height and age, can be accurately determined in bi-temporal 3D data from ALS (or image

matching). Two alternatives exist, namely 1) to estimate site index by the area-based method using site index values from the field plots and 3D metrics from both points in time reflecting height growth, or 2) to estimate site index from the length of the time period between the two acquisitions and the change in height due to growth over the same period. Recent research in Norway suggests that the two methods are equally accurate. Site index is one of the least accurate forest stand variables in current management inventories, and in the second cycle of the ALS-based inventories ALS-supported estimates of site index from bi-temporal data will be provided for those parts of the inventory area that have not been subject to any treatment since the previous inventory.

CONCLUDING REMARK

The area-based management inventories using ALS represented a change of paradigm in forest inventory. Since the early experiments almost 25 years ago, there has been a gradual improvement of the methodology to lower the costs, increase accuracy and introduce new information products that were previously not economically or technically feasible to provide. Future technological developments are expected to nurse a continued improvement of inventory practices.

Lars T. Waser

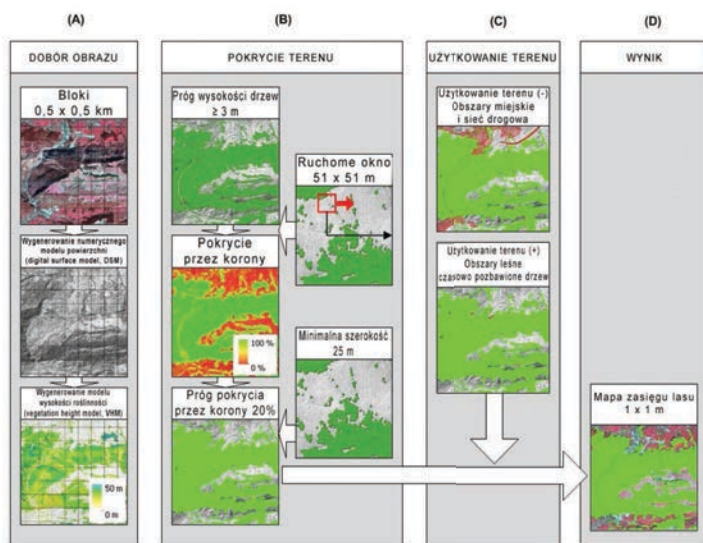
Federalny Instytut Badawczy Lasu, Śniegu i Krajobrazu, Szwajcaria
waser@wsl.ch

Mapy zasięgu i typów lasów jako efekty wielkoobszarowej inwentaryzacji lasu w Szwajcarii

Potrzeba aktualnych i dokładnych informacji na temat zasobów leśnych w ostatnich latach gwałtownie wzrosła. Kartowanie lasu jest ważnym źródłem informacji do oceny zasobów leśnych i kluczową kwestią dla każdej krajowej inwentaryzacji lasu (NFI – *National Forest Inventory*). Dokładne i regularnie aktualizowane informacje na temat stanu, zmian i rozmieszczenia obszarów pokrytych lasem i ich składu gatunkowego są niezbędne nie tylko dla sektora leśnego. Inwentaryzacja lasów, np. Szwajcarska Krajowa Inwentaryzacja Lasu (Abegg i in. 2014), zapewnia precyzyjną, statystyczną ocenę składu gatunkowego na dużych obszarach, np. dla całej Szwajcarii, opartą na doborze warstwowym, ale brakuje przestrzennie sprecyzowanych informacji opartych na ocenie całościowej (McRoberts i Tomppo 2007, White i in. 2016). Pełne, całościowe mapy (*wall-to-wall maps*) wnoszą istotny wkład do zmieniających się wymagań dotyczących regionalnych i krajowych inwentaryzacji lasu. O ile do NFI włączone zostały powtarzane i rutynowo pozyskiwane cyfrowe obrazy lotnicze, to nadal ograniczone jest wykorzystanie danych optycznych, szczególnie w trudnym terenie jak europejskie Alpy (Barrett i in. 2016). W niniejszym artykule omówiono dwie nowe i wysoce zautomatyzowane metody kartowania zasięgu lasu i składu gatunkowego, opracowane przez grupę teledetekcyjną w szwajcarskim Federalnym Instytucie Badawczym Lasu, Śniegu i Krajobrazu (WSL). Badania te są uzasadnione rosnącą potrzebą przestrzennie sprecyzowanych informacji i wcześniejszym skoncentrowaniem na badaniach ograniczonych do analizy przypadków, a tym samym brakiem rozwiązań mających zastosowanie dla całego kraju (Fassnacht i in. 2016).

Pierwsze podejście – mapa zasięgu lasu – (opisane szczegółowo przez Waser i in. 2015) opiera się na modelu wysokości roślinności VHM – *Vegetation Height Model*. VHM składa się z numerycznych modeli powierzchni terenu uzyskiwanych z chmur punktów tworzonych na podstawie cyfrowych zdjęć lotniczych oraz numerycznych modeli terenu tworzonych w oparciu o dane z lotniczego skaningu

laserowego ALS – *Airborne Laser Scanning* (Ginzler i Hobi 2015). Metoda kartowania zasięgu lasu w pełni uwzględnia cztery kluczowe kryteria: minimalnej wysokości drzew, pokrycia przez korony, szerokości oraz użytkowania gruntu, a zatem spełnia wymagania definicji lasu przyjętej przez szwajcarską NFI. Przebieg prac przedstawiono na rycinie 1.

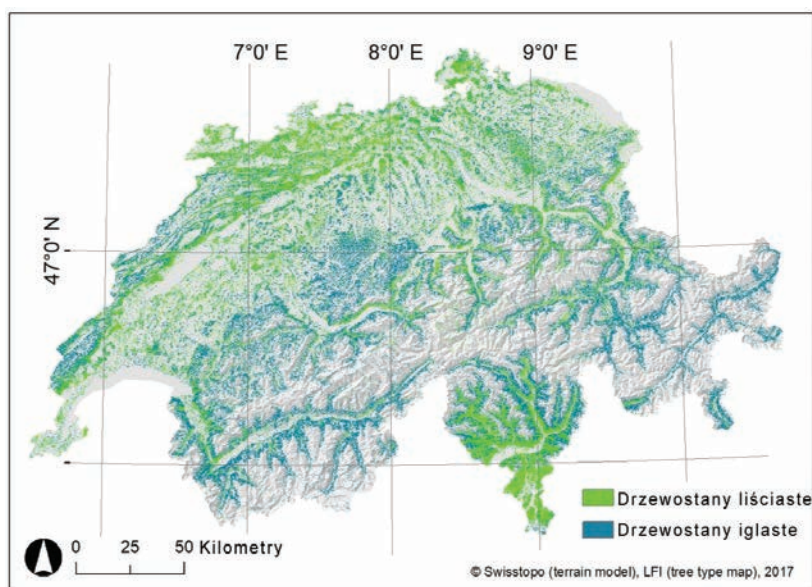


Rycina 1. Przebieg prac nad mapą zasięgu lasu, uwzględniającą definicję lasu stosowaną w szwajcarskiej krajowej inwentaryzacji lasu. (A) dobór zdjęć, (B) wstępna mapa zasięgu lasu na podstawie pokrycia terenu oraz progów i kryteriów definicji lasu w NFI (minimalna wysokość drzew, pokrycie przez korony oraz szerokość), (C) usunięcie lasów z gruntów innych kategorii i dodanie obszarów leśnych czasowo pozbawionych drzew, (D) ostateczna mapa zasięgu lasu

Mapa obszarów zalesionych została zweryfikowana na prawie 10 000 naziemnych i zinterpretowanych stereoskopowo powierzchniach i uzyskana w efekcie zgodność ogółem wyniosła 97%. Weryfikacja obejmuje różne kategorie, takie jak pięć regionów produkcyjnych, wysokość nad poziomem morza, typ drzew i odległość do granicy lasu. Ogólna dokładność była niższa przy granicach lasu, ale rosła wraz z odległością od tej granicy. Błędy przeszacowania pozostały stabilne na poziomie około 10%, ale wzrosły do 17,6% przy górnej granicy lasu. Błędy pominięcia były niskie i wynosiły od 1% do 10%, ale także wzrastały wraz z wysokością i występowały głównie przy górnej granicy lasu (19,7%). Wynika to przede wszystkim z niższej jakości obrazu i wysokości lasu przyjętej w NFI, która faktycznie wyklucza zakrzewienia. Obecne podejście do kartowania lasów zostało niedawno zaktualizowane i przewyższa dotychczasowe produkty ze względu na

ogólnokrajowy zasięg, wysoki poziom szczegółowości i uwzględnienie kryteriów użytkowania gruntów.

Drugie podejście stanowi kontynuację pionierskich prac z zakresu opracowania wysokorozdzielczej krajowej mapy typów lasu (Waser i in. 2017b), opartej na optycznych danych teledetekcyjnych i powodującej nieznaczne przeszacowanie udziału drzew iglastych w trudnym terenie. Minimalizuje ono te ograniczenia i umożliwia generowanie powtarzalnych i obiektywnych map składu gatunkowego (liściaste, iglaste o rozdzielczości przestrzennej 10 m dla całej Szwajcarii – 41 285 km²). Obejmuje ona klasyfikator Random Forest (RF), zmienne objaśniające z danych Sentinel-1/-2, numeryczny model terenu ze zbioru danych lotniczego skaningu laserowego, dane treningowe i niezależne dane z pomiarów NFI, służące weryfikacji. Jednorazowe wykorzystanie wieloczasowych zdjęć Sentinel-2 częściowo umożliwiło zmniejszenie wcześniejszych przeszacowań drzew iglastych, ale wyniki wciąż były niezadowolające na obszarach o złożonej topografii. Połączenie obu serii czasowych Sentinel-1/-2 i trening modeli klasyfikacji w określonych obszarach problemowych za pomocą danych rozproszenia wstecznego Sentinel-1 SAR ostatecznie zminimalizowało przeszacowania dla drzew iglastych. Dziesięciokrotna walidacja krzyżowa wykazała wysoką ogólną dokładność modelu (95–98%), z niewielkimi odchyleniami pomiędzy różnymi regionami. Porównanie przewidywań z niezależnymi danymi z powierzchni inwentaryzacyjnych ujawniło różnice w zakresie 5–8%. Na rycinie 2. przedstawiono mapę typów lasów w Szwajcarii.



Rycina 2. Mapa typów lasów Szwajcarii z podziałem na drzewostany liściaste (kolor zielony) i iglaste (kolor granatowy)

Dla Szwajcarii, charakteryzującej się bardzo niejednorodnym krajobrazem obejmującym tereny od Wyżyny Szwajcarskiej po Alpy, potrzebna była duża próba reprezentatywna (treningowa) oraz wdrożenie zmiennych topograficznych do określenia zmienności widmowej typów drzew. Prezentowane podejście jest obecnie rozszerzane przez zastosowanie algorytmów głębokiego uczenia (Rehush i in. 2018) do klasyfikacji 5 głównych gatunków drzew. Pierwsze wyniki są bardzo obiecujące, a obliczenia dla całej Szwajcarii zostaną wykonane w ciągu najbliższych kilku miesięcy. Mapa typów lasów Szwajcarii jest lepsza od już istniejących produktów ze względu na ogólnokrajowy zasięg i wysoki poziom szczegółowości. Korzystanie z oprogramowania R i bezpłatnych baz danych teledetekcyjnych gwarantuje elastyczne dostosowanie tego podejścia, regularną aktualizację i możliwość zastosowania go w innych krajach.

Mapy zasięgu i typów lasów są potencjalnie przydatne do optymalizacji działań gospodarczych i planistycznych, a także stanowią cenne źródło informacji dla zastosowań wykraczających poza sektor leśny. Zbiory danych, wyniki i kody programowania są publicznie dostępne. Skorzystaliśmy z najnowszych danych teledetekcyjnych, charakteryzujących się zarówno spójnymi szeregami czasowymi, jak i wysoką jakością, które są dostępne bezpłatnie i obejmują całe kraje. Wierzymy, że pod względem metodycznym nasze podejście będzie stanowiło motywację dla innych badaczy do wykorzystania tych doświadczeń i zastosowania ich na własne specyficzne potrzeby.

Summary

Lars T. Waser

Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Swiss National Forest Inventory, Switzerland
waser@wsl.ch

Wall-to-wall NFI products of Switzerland: forest cover and tree type maps

Precise and regularly updated information on the state, change and distribution of forest cover and tree types is essential for the forestry sector and beyond. Wall-to-wall maps are fundamental inputs for the changing requirements of regional and National Forest Inventories (NFIs). While repeated and routinely acquired digital aerial images have been incorporated into operational NFIs, limitations of optical data remain particularly in complex terrain, such as the European Alps (Barrett et al. 2016). Two novel and highly automated approaches for countrywide forest cover and tree type mapping have been developed by the remote sensing group at the Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research. This research is motivated by the increasing need of spatially explicit information and on the former focus of the research reduced to case studies, and thus the lack of research for countrywide applications (Fassnacht et al. 2016).

The first approach, the forest cover map (Waser et al. 2015), is based on digital surface models from image-based point clouds of airborne digital sensor data and digital terrain models from Airborne Laser Scanning (ALS) data. It fully takes into account the four key criteria of minimum tree height, crown coverage, width, and land use – and thus meets the requirements of the Swiss NFI forest definition. The forest cover map was validated using almost 10,000 terrestrial and stereo-interpreted NFI plots, which verified 97% agreement overall. The currently updated forest mapping approach (Waser et al. 2017a) has recently been updated and is superior to existing products due to its national coverage, high level of detail, and implementation of the land use criteria.

The second approach is a follow-up of the pioneer work of a high-resolution countrywide tree type map (Waser et al. 2017b) which is based on optical remote sensing data and resulted in a slight overestimation of coniferous trees in complex terrain. It minimizes these limitations and allows to generate repeatable and objective tree type maps (broadleaved, coniferous with a spatial resolution of 10m for the whole of Switzerland (41,285 km²). It incorporates a Random Forest (RF) classifier, explanatory variables from Sentinel-1/-2 data, a DTM from a countywide ALS data set, training data, and independent validation data from NFI surveys. The single usage of multi-temporal Sentinel-2 imagery partly enabled to reduce previous overestimations of conifers but results were still unsatisfactory

in areas with complex topography. Combining both Sentinel-1/-2 time series and training the classification models in the specific problem areas with Sentinel-1 SAR backscatter data finally minimized overestimations of conifers. 10-fold-cross-validation showed high overall model accuracies (95–98%) with small variations between different regions. A comparison of the predictions with independent NFI plot data revealed differences in the range of 5–8%. The presented approach is currently being extended by applying deep learning algorithms (Rehush et al. 2018) for the classification of 5 main tree species. First results are very promising and the whole of Switzerland will be calculated within the next few months. The tree type map of Switzerland is superior to existing products due to its national coverage and high level of detail. The usage of R and free available basis remote sensing data sets guarantee a flexible adapting of the approach, regular updating and the possibility to apply it for other countries.

Both the forest cover and tree type map are potentially useful for optimizing forest management and planning activities and are also a valuable information source for applications beyond the forestry sector.

LITERATURA

- Abegg M., Brändli U.-B., Cioldi F., Fischer C., Herold-Bonardi A., Huber M., Keller M., Meile R., Rösler E., Speich S. i in. 2014. Fourth National Forest Inventory – Result Tables and Maps on the Internet for the NFI 2009–2013 (NFI4b). Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Birmensdorf, Switzerland.
- Barrett F., McRoberts R.E., Tomppo E., Cienciala E., Waser L.T. 2016. A questionnaire-based review of the operational use of remotely sensed data by national forest inventories. *Remote Sensing of Environment*, 174: 279–289.
- Fassnacht F.E., Latifi H., Stereńczak K., Modzelewska A., Lefsky M., Waser L.T., Straub C., Ghosh A. 2016. Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 186: 64–87.
- Ginzler C., Hobi M. 2015. Countrywide stereo-image matching for updating digital surface models in the framework of the Swiss national forest inventory. *Remote Sensing*, 7: 4343–4370.
- McRoberts R.E., Tomppo E.O. 2007. Remote sensing support for national forest inventories. *Remote Sensing of Environment*, 110(4): 412–419.
- Rehush N., Abegg M., Waser L.T., Brändli U. 2018. Identifying tree-related microhabitats in TLS point clouds using machine learning. *Remote Sensing*, 10(11): 1735.
- Waser L.T., Fischer C., Wang Z., Ginzler C. 2015. Wall-to-wall forest mapping based on digital surface models from image-based point clouds and a NFI forest definition. *Forests*, 6(12): 4510–4528.

- Waser L.T., Boesch R., Wang Z., Ginzler C. 2017a. Towards automated forest mapping. [W:] T.K. Remmel, A.H. Perera (red.): Mapping forest landscape patterns. Springer, New York: 263–304.
- Waser L.T., Ginzler C., Rehush N. 2017b. Wall-to-wall tree type mapping from countrywide airborne remote sensing surveys. *Remote Sensing*, 9(8): 766.
- White J.C., Coops N.C., Wulder M.A., Vastaranta M., Hilker T., Tompalski P. 2016. Remote sensing technologies for enhancing forest inventories: A review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42: 619–641.

Gherardo Chirici

Uniwersytet Florencki, Włochy
gherardo.chirici@unifi.it

Wstępne porównanie zdjęć IMAGE2006 i Landsat 5 TM do celów całościowego przestrzennego oszacowania miąższości drewna na pniu we Włoszech

1. WSTĘP

Zrównoważona gospodarka leśna w porównaniu z tradycyjnym zarządzaniem lasami potrzebuje większej ilości informacji opisujących i kwantyfikujących zmienne dotyczące lasów (Chirici i in. 2008). Kilka procesów międzynarodowych, np. Ministerialna Konferencja nt. Ochrony Lasów w Europie (<https://foresteurope.org/>) i Proces Montrealski (<https://www.montrealprocess.org/>), wymaga takich informacji dla celów okresowego raportowania dotyczącego trwałej zrównoważonej gospodarki leśnej. Wskaźniki zrównoważonej gospodarki leśnej są tradycyjnie obliczane na podstawie zmiennych dotyczących lasów, uzyskiwanych w drodze czasochłonych i kosztownych badań terenowych. Informacje te są głównym elementem wspierającym modelowanie i zarządzanie zasobami leśnymi. W szczególności mapy charakterystyk lasów (np. składu gatunkowego, struktury pionowej, biomasy, wysokości drzewostanu, liczby drzew) są ważnymi źródłami danych dla wielu zadań z zakresu modelowania, takich jak: ocena pochłaniania węgla, ocena dogodności siedlisk zwierząt czy ocena różnorodności biologicznej na poziomie krajobrazu (Mura i in. 2015).

Tradycyjne inwentaryzacje oparte na powierzchniach próbnych są w stanie zapewnić właściwą statystyczną ocenę atrybutów lasów, ale biorąc pod uwagę typową intensywność próbkowania, mogą dostarczyć tylko zagregowane szacunki dla dużych obszarów (Chirici i in. 2016). Techniki teledetekcyjne są zatem postrzegane jako cenne źródło informacji do stworzenia całościowych map (*wall-to-wall maps*) charakterystyk lasu (składu gatunkowego, biomasy drzewostanu, zwarcia itp.). Potencjał danych satelitarnych w operacyjnym monitorowaniu lasów nie jest

jednak w pełni znany, ponieważ wykorzystanie tych danych często komplikuje istnienie kilku oddziałujących czynników, które jednocześnie wpływają na sygnatyry spektralne obserwowanych powierzchni leśnych (różnice w gatunkach drzew, wiek i zwarcie, zwarcie koron itp.) (Chirici i in. 2008).

Dalsze komplikacje pojawiają się na obszarach trudnych ze względu na nieregularności topograficzne oraz zmienne gleby i roślinność dolnych pięter drzewostanu. Sytuacja jest szczególnie problematyczna w większości środowisk w rejonie śródziemnomorskim, gdzie, ze względu na klimatyczne i edaficzne czynniki ograniczające, stopień pokrycia koronami jest często niski i występują złożone struktury gatunków roślin, zagęszczenia, wieku i rozmiarów (Maselli i in. 2005).

W niniejszym opracowaniu zamierzaliśmy porównać dwa potencjalnie użyteczne źródła zobrazowań teledetekcyjnych: uzyskane przez satelity SPOT 4/5 i IRS-P6 (tak zwany zbiór danych IMAGE2006) oraz bardziej znane źródło wielospektralnych zobrazowań optycznych z sensora Landsat 5 Thematic Mapper (TM). Celem jest stworzenie całościowego oszacowania zasobów drzewnych na pniu w lasach objętych pomiarami terenowymi w trakcie ostatniej krajowej inwentaryzacji lasów na obszarze badań w środkowych Włoszech. Porównanie zostało przeprowadzone za pomocą dobrze znanego algorytmu k najbliższych sąsiadów (k -NN – k -Nearest Neighbours), często używanego do takich zastosowań.

2. MATERIAŁY I METODY

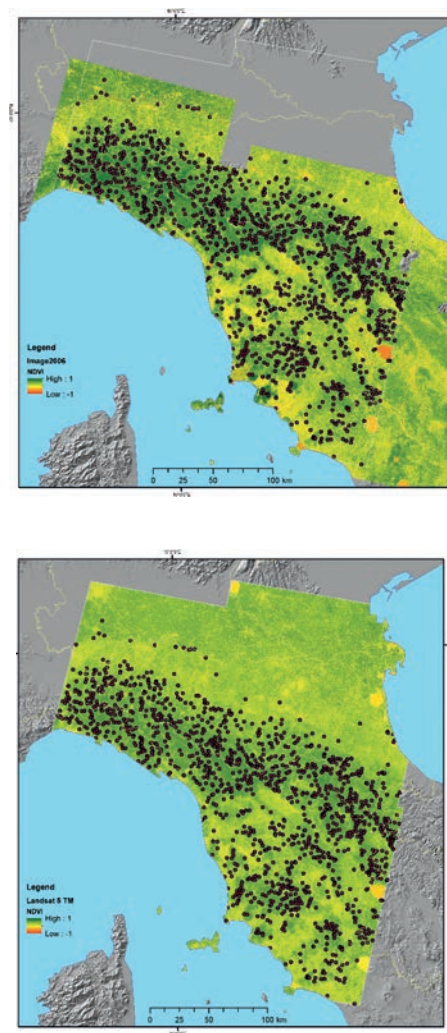
W badaniach wykorzystaliśmy miąższość zasobów drzewnych na pniu, pomierzonych na 1350 powierzchniach próbnych w ramach ostatniej dostępnej włoskiej krajowej inwentaryzacji lasów (INFC 2005). Dane terenowe zebrano w latach 2005–2007 na podstawie systematycznego losowania prób w siatce kilometrowej (Fattorini i in. 2006).

Wykorzystaliśmy trzy sceny Landsat 5 TM: 192030 i 192029, zarejestrowane 23 czerwca 2005 r., oraz 193029, zarejestrowaną 30 czerwca 2005 r. Na leśnej części badanej powierzchni wszystkich obrazów nie występowały chmury. Przyjęliśmy wartości radiancji dla górnej granicy atmosfery (TOA – *top of atmosphere*), bez przeprowadzenia procedury mozaikowania, ponieważ obrazy zostały zarejestrowane w krótkim odstępie czasowym (ryc. 1).

Wykorzystaliśmy również zbiór danych IMAGE2006, który zawiera zobrazowania satelitarne SPOT 4/5 i IRS-P6, użyte do implementacji bazy danych Corine Land Cover 2006. Dalsze informacje dostępne są w opracowaniu Lima i in. (2007). Listę obrazów wykorzystanych w tym badaniu przedstawiono w tabeli 1.

IMAGE2006 został utworzony w dwóch etapach. Najpierw manualnie usunęliśmy powierzchnię obrazów pokrytą chmurami i związanymi z nimi cieniami,

a następnie skalibrowaliśmy wartości radiometryczne mozaiki za pomocą metody dopasowywania histogramu zgodnie z metodą zastosowaną przez Helmer i Rufenacht (2006). Obrazem wzorcowym była scena IRS 13786. Ostateczna mozaika IMAGE2006 ma rozdzielczość 20 m i 4 pasma spektralne: 3 w zakresach widzialnych i jedno w bliskiej podczerwieni (NIR – *near infrared*) (ryc. 1). Wartości spektralne wyrażono w wartościach radiancji TOA przy użyciu parametrów kalibracji pochodzących od dostawcy danych.



Rycina 1. Rozmieszczenie powierzchni próbnych włoskiej krajowej inwentaryzacji lasu na tle NDVI (znormalizowanego różnicowego wskaźnika wegetacji) obliczonego na podstawie zobrazowań IMAGE2006 (góra) oraz pasm Landsat 5 TM (dół)

Tabela 1. Obrazy użyte do stworzenia mozaiki IMAGE2006, wykorzystanej w badaniu

Sensor	Scena	Data zarejestrowania
SPOT 4 HRVIR	101608	26.06.2006
SPOT 5 HRG	1101642	1.08.2006
SPOT 5 HRG	100342	1.08.2006
IRS P6 LISS III	7577	2.04.2005
IRS P6 LISS III	7989	1.05.2005
IRS P6 LISS III	8742	2.07.2005
IRS P6 LISS III	8870	2.07.2005
IRS P6 LISS III	9282	31.07.2005
IRS P6 LISS III	13516	25.05.2006
IRS P6 LISS III	13786	13.06.2006

Dla każdej z 1350 powierzchni krajowej inwentaryzacji lasu wyodrębniliśmy średnią wartość z 3 x 3 sąsiadujących pikseli dla każdego z czterech pasm IMAGE2006 i sześciu pasm obrazowań Landsat (wykluczaliśmy pasmo 6 ze zbioru pasm Landsat ze względu na jego słabą rozdzielczość). Taki zbiór danych był następnie analizowany w celu stworzenia prognoz zapasu rosnącego z wykorzystaniem algorytmu k -NN na podstawie techniki walidacji krzyżowej w wariancie LOO (*leave-one-out*). Pełniejszy opis procedury LOO przedstawiono w opracowaniu Chirici i in. (2008).

Estymacje k -NN zostały utworzone na podstawie trzech metryk odległości (euklidesowej, Mahalanobisa, rozmytej) dostępnych w oprogramowaniu K-NN FOREST, działającym w środowisku Terrset. Pełny opis funkcji oprogramowania i metody k -NN przedstawili Chirici i in. (2012).

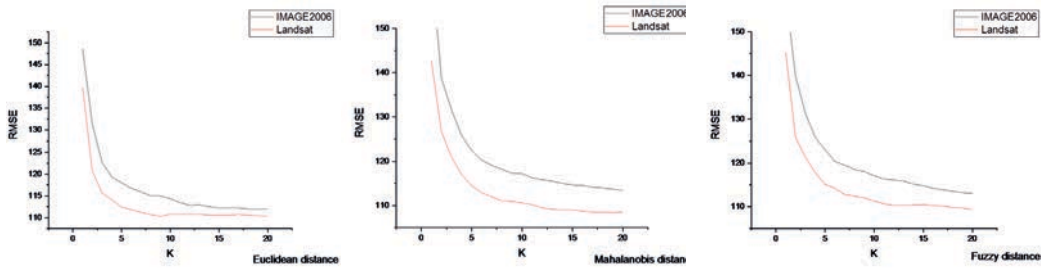
Dla każdej metody k -NN obliczono średnią kwadratową błędów (RMSE – *Root Mean Squared Error*) między przewidywaniami opartymi na procedurze LOO a wartościami zmierzonymi. RMSE obliczono jako:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}}$$

gdzie n jest równe 1350 (liczba powierzchni próbnych), y_i jest miąższością zasobów na pniu, obserwowaną w terenie, a \hat{y}_i jest miąższością przewidywaną przez algorytm k -NN.

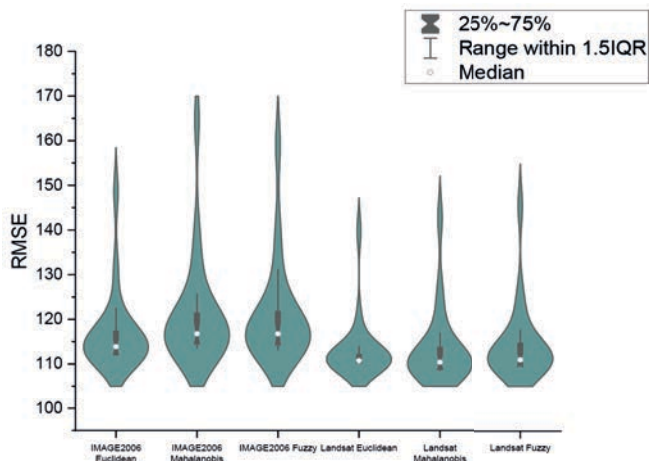
3. WYNIKI

Wyniki pod względem RMSE szacunków na poziomie pikseli pokazują wyraźne korzyści z zastosowania zestawu pasm Landsat w porównaniu z zestawem IMAGE2006, niezależnie od trzech rodzajów wielowymiarowych odległości stosowanych przez algorytm k -NN (ryc. 2).



Rycina 2. Oszacowanie zapasu rosnącego na poziomie pikseli pod względem RMSE ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) przy różnych metrykach odległości k -NN i dla dwóch zbiorów zobrażeń (IMAGE2006 oraz Landsat 5 TM)

Średnia wartość RMSE dla 20 wartości k z odległością euklidesową wynosiła odpowiednio dla Landsat i IMAGE2006: 113,17 i 117,05 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. W przypadku odległości Mahalanobisa było to 113,46 i 121,45, a dla odległości rozmytej 114,5 i 120,96 (ryc. 3).



Rycina 3. Rozkład oszacowań zasobów na pniu pod względem RMSE ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) dla wartości k w zakresie pomiędzy 1 a 20 dla dwóch zestawów zobrażeń (IMAGE2006 i Landsat 5 TM) oraz trzech odległości wielowymiarowych (euklidesowej, Mahalanobisa, rozmytej)

Zarówno w przypadku zobrazowań IMAGE2006, jak i Landsat dla odległości euklidesowej zawsze osiągnano najlepszy wynik, podczas gdy odległości Mahalanobisa i rozmyta dawały bardzo podobne wyniki (ryc. 3).

Biorąc pod uwagę wyniki tej wstępnej analizy, lokalnie najlepsze podejście do estymacji z wykorzystaniem algorytmu k -NN wiązało się z zastosowaniem Landsat 5 TM i odległości euklidesowej. W warunkach, gdy k równe jest 8, możliwe było osiągnięcie RMSE $110 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

4. WNIOSKI

W niniejszym artykule przedstawiliśmy wstępne wyniki porównania obrazów IMAGE2006 i Landsat 5 TM w celu oszacowania zasobów drzewnych na pniu, pomierzonych w terenie na obszarze badań w środkowych Włoszech. Do porównania szacunków wykorzystaliśmy dobrze znany algorytm k -NN dostępny w oprogramowaniu przedstawionym przez Chirici i in. (2012).

Niezależnie od metryk odległości stosowanych przez algorytm k -NN, wykorzystując zobrazowania Landsat 5 TM, zawsze osiągnano lepsze wyniki niż w przypadku IMAGE2006. Najprawdopodobniej wynik ten jest związany z innym obszarem objętym obrazami SPOT i IRS, używanymi w mozaice IMAGE2006 w porównaniu z rozmiarem sceny Landsat 5 TM. Sceny IRS mają wielkość około $140 \times 140 \text{ km}$, a sceny SPOT są znacznie mniejsze: około $60 \times 60 \text{ km}$. Oznacza to, że do stworzenia pozbawionej chmur mozaiki w IMAGE2006 potrzebna jest duża liczba scen, w wyniku czego są one często uzyskiwane w dłuższym przedziale czasowym. W tym badaniu utworzono mozaikę IMAGE2006 z 10 scen, a mozaikę Landsat jedynie z 3 scen. Większa liczba scen uzyskanych w dłuższym okresie oznacza większe szумы podczas tworzenia modelu wiążącego miąższość zapasu rosnącego z wartościami spektralnymi. Ponadto IMAGE2006 składa się tylko z 4 pasm, natomiast Landsat obejmuje 6 pasm (pasma Landsat 5 TM 6 zostało wykluczone z powodu jego słabej rozdzielczości).

Głównym rezultatem tych prac jest konkluzja, że w przyszłych badaniach obrazy Landsat 5 TM powinny być używane bez dalszych testów związanych z wykorzystaniem mozaiki IMAGE2006, która ma stałe ograniczenia dla tego rodzaju zastosowań. Proponujemy, aby obrazy Landsat były połączone z dodatkowymi zmiennymi i innymi metodami szacowania w celu zapewnienia dokładniejszej całościowej przestrzennej oceny miąższości zapasu rosnącego we włoskich lasach.

Summary

Gherardo Chirici

University of Florence, Italy
gherardo.chirici@unifi.it

A preliminary comparison between IMAGE2006 and Landsat 5 TM imagery for the wall-to-wall spatial estimation of growing stock volume in Italy

In this contribution we present a preliminary analysis carried out in the framework of the wall-to-wall estimation of the growing stock volume of forests measured in the field in the framework of the last National Forest Inventory (NFI) in Italy. The work is aimed at comparing two potentially competing source of remotely sensed images acquired by SPOT 4/5 and IRS-P6 (the so called IMAGE2006 dataset) against a more well-known source of multispectral optical imagery from the Landsat 5 TM. The comparison is carried out using a well-known algorithm, frequently used for such NFI application, the k -Nearest Neighbors (k -NN). We find that, independently of the optimization carried out in determining the best k -NN configuration (in terms of number of k and type of distance metrics), the Landsat imagery performed more accurate predictions than the IMAGE2006 imagery.

LITERATURA

- Chirici G., Barbati A., Corona P., Marchetti M., Travaglini D., Maselli F., Bertini R. 2008. Non-parametric and parametric methods using satellite images for estimating growing stock volume in alpine and Mediterranean forest ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 112: 2686–2700.
- Chirici G., Corona P., Marchetti M., Mastronardi A., Maselli F., Bottai L., Travaglini D. 2012. K-NN FOREST: a software for the non-parametric prediction and mapping of environmental variables by the k -Nearest Neighbors algorithm. *European Journal of Remote Sensing*, 45: 433–442.
- Chirici G., McRoberts R.E., Fattorini L., Mura M., Marchetti M. 2016. Comparing echo-based and canopy height model-based metrics for enhancing estimation of forest aboveground biomass in a model-assisted framework. *Remote Sensing of Environment*, 174: 1–9.

- Helmer E.H., Rufenacht B. 2005. Cloud-Free Satellite Image Mosaics with Regression Trees and Histogram Matching. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 71: 1079–1089.
- Lima M.V.N.d., Bielski C., Nowak J. 2007. IMAGE2006: A component of the GMES precursor fast track service on land monitoring. [W:] 2007 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium: 2669–2672.
- Maselli F., Chirici G., Bottai L., Corona P., Marchetti M. 2005. Estimation of Mediterranean forest attributes by the application of k-NN classifiers to multitemporal Landsat ETM+ images. *International Journal of Remote Sensing*, 26: 3781–3796.
- Mura M., McRoberts R.E., Chirici G., Marchetti M. 2015. Estimating and mapping forest structural diversity using airborne laser scanning data. *Remote Sensing of Environment*, 170: 133–142.

Krzysztof Stereńczak¹, Stanisław Miścicki², Karolina Parkitna¹,
Grzegorz Krok¹, Łukasz Jełowicki¹, Marek Lisańczuk¹,
Michał Laszkowski¹, Piotr Rysiak¹, Krzysztof Mitelsztedt¹,
Martyna Wietecha¹, Piotr Mroczek¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa
k.sterenczak@ibles.waw.pl

² Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
stanislaw_miscicki@sggw.pl

Inwentaryzacja zasobów leśnych z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych w Polsce – REMBIOFOR

1. WSTĘP

Racjonalną i zrównoważoną gospodarkę leśną można prowadzić jedynie na podstawie rzetelnych informacji o stanie lasów. Posiadanie dokładnej informacji o zasobach leśnych pozwala planować aktualną i przyszłą gospodarkę zarówno przez zarządców pojedynczych leśnictw, jak i dla prowadzenia polityki leśnej w skali kraju. Standardowo, aby pozyskać informację o zasobach leśnych, należy wykonać tzw. inwentaryzację lasu, której istotnym elementem jest pomiar terenowy wykonywany przez wykwalifikowanych pracowników. Proces ten jest czasochłonny i kosztowny, z tego powodu ciągle poszukuje się alternatywnych rozwiązań, które zoptymalizują ten proces.

W ostatnich latach technologie teledetekcyjne, w szczególności wykorzystanie lotniczego skanowania laserowego (ALS – *Airborne Laser Scanning*), spowodowały rewolucję w prowadzeniu inwentaryzacji lasu. W wielu krajach prowadzi się „wzmocnione inwentaryzacje lasu” (*enhanced forest inventory*), które wykorzystują dane teledetekcyjne w połączeniu z pomiarami terenowymi (White i in. 2016). Umożliwia to oszacowanie cech taksacyjnych dla pojedynczych wydzieleń leśnych z wcześniej niespotykaną dokładnością (Næsset 2002, 2004). Do krajów, które wykorzystują dane ALS w operacyjnym leśnictwie, należą m.in. Norwegia, Szwecja, Finlandia, Estonia, Litwa, Szwajcaria, Hiszpania, Kanada czy Stany Zjednoczone.

Widząc możliwość zaadaptowania metod inwentaryzacji lasu z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych do warunków polskich, Instytut Badawczy Leśnictwa jako

lider konsorcjum w latach 2014–2019 realizował projekt badawczy REMBIOFOR – „Teledetekcyjne określanie biomasy drzewnej i zasobów węgla w lasach”. Projekt ten współfinansowany był przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju (NCBR) w ramach programu BIOSTRATEG (umowa nr BIOSTRATEG1/267755/4/NCBR/2015).

Projekt realizowany był przez konsorcjum składające się z ośmiu jednostek: Instytutu Badawczego Leśnictwa, Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe, Instytutu Dendrologii Polskiej Akademii Nauk w Kórniku, Wydziału Leśnego Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydziału Leśnego Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Wydziału Leśnego Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Instytutu Geodezji i Kartografii w Warszawie oraz Instytutu Technologii Drewna w Poznaniu. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych jako partner biznesowy zobowiązana jest do wdrożenia wyników projektu w działalności gospodarczej, przy wsparciu merytorycznym jednostek naukowych.

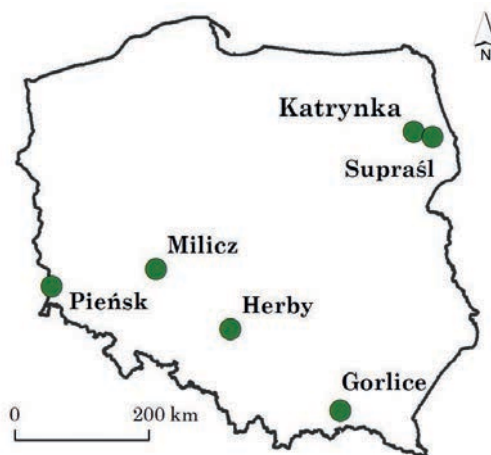
Faza badawcza projektu zakończyła się sukcesem i pozwoliła na opracowanie metod inwentaryzacji ilości biomasy drzew i związanego w nich węgla, wykorzystując technologie teledetekcyjne. Przeprowadzone badania pozwoliły na opracowanie metod inwentaryzacji zapasu (Stereńczak i in. 2018) i wybranych cech taksacyjnych, bazując na danych lotniczego skanowania laserowego. W wyniku projektu powstała aplikacja komputerowa umożliwiająca oszacowanie zasobności pojedynczych wydzieleń na podstawie danych lotniczego skanowania laserowego oraz danych terenowych. Wykorzystując dane uzyskane z naziemnego skanowania laserowego, opracowano metody lokalnej korekty wzorów dendrometrycznych. Istotnym osiągnięciem było również opracowanie wzorów allometrycznych oraz wskaźników akumulacji biomasy (BEF – *Biomass Expansion Factor*), co umożliwiło przeliczanie miąższości grubizny drzew na biomasę nadziemnej części drzew oraz wielkości związanego w niej węgla. W prezentowanej pracy szerzej omówione zostaną wyniki związane z wykorzystywaniem danych lotniczego skanowania laserowego.

2. OBSZAR BADAŃ I METODYKA PRAC

Mając na uwadze zmienność lasu w skali kraju, dane teledetekcyjne uzyskano dla sześciu różnych obrębów leśnych: Gorlice, Herby, Katryńka, Milicz, Pieńsk i Supraśl (ryc. 1).

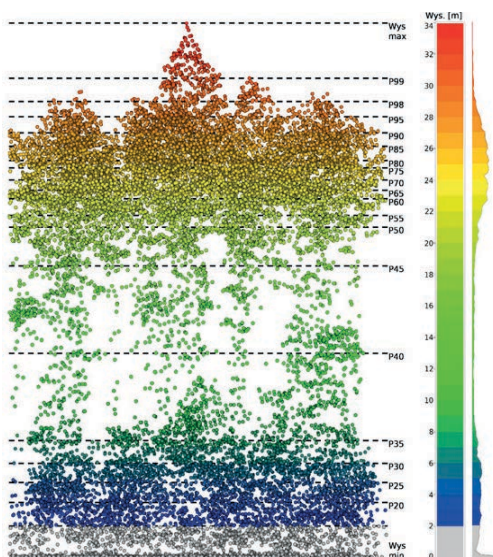
W każdym z obrębów przeprowadzono tradycyjne pomiary biometryczne na powierzchniach badawczych. Za tę część prac odpowiedzialne było Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, oddziały w Brzegu, Białymstoku i Krakowie. Łącznie

zarejestrowano dane dla ponad 140 000 drzew na 3800 kołowych powierzchniach próbnych. Dodatkowo, w badanych obrębach pracownicy Instytutu Badawczego Leśnictwa wykonali łącznie pełen pomiar 360 drzewostanów kontrolnych, które wykorzystano do walidacji opracowanych metod.



Rycina 1. Lokalizacja obszarów, dla których pozyskano dane teledetekcyjne

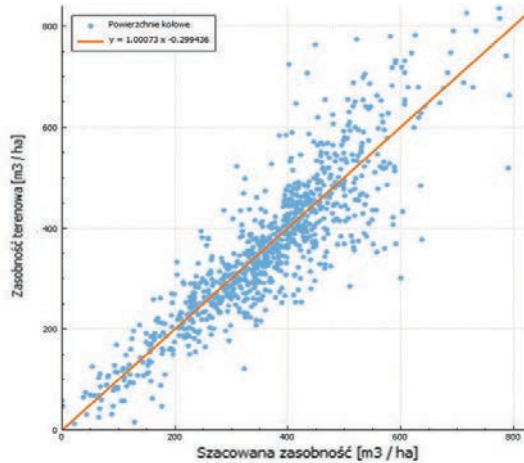
Produktem lotniczego skanowania laserowego jest chmura punktów (ryc. 2) o znanych współrzędnych przestrzennych, które reprezentują miejsca odbić promieni lasera od napotkanych obiektów.



Rycina 2. Chmura punktów uzyskana w wyniku lotniczego skanowania laserowego

3. WYNIKI I DYSKUSJA

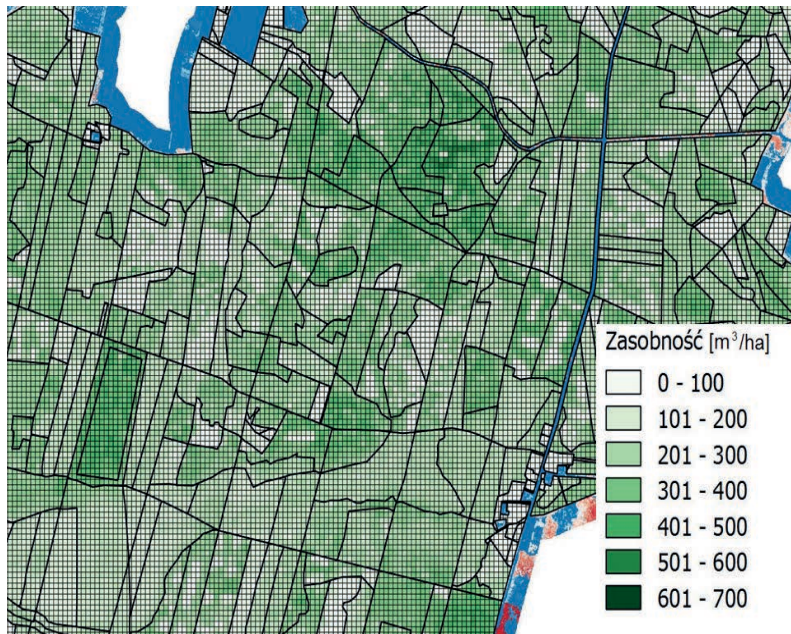
Najczęściej stosowaną metodą przetworzenia danych ALS w inwentaryzacji lasu jest tzw. metoda powierzchniowa (ABA – *Area Based Approach*). Wykorzystuje ona zależności pomiędzy charakterystykami chmury punktów a pomiarami naziemnymi wykonanymi na powierzchni próbnej (Næsset 2002) w celu opracowania modelu predykcyjnego danej cechy drzewostanu (ryc. 3). Finalnym etapem jest obliczenie wartości danej cechy na całym obszarze skanowania (ryc. 4).



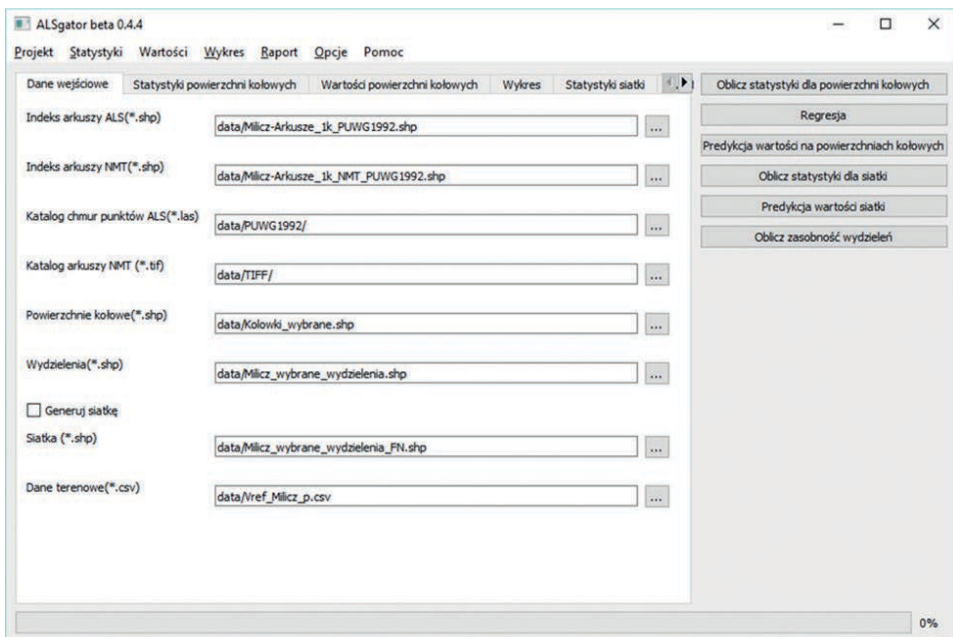
Rycina 3. Wartości zasobności oszacowane na podstawie modelu predykcyjnego (oś X) oraz referencyjne – uzyskane podczas prac terenowych (oś Y)

Dokładność metody powierzchniowej w różnym stopniu zależy od szeregu zmiennych związanych z inwentaryzowanym obiektem oraz samymi procedurami inwentaryzacji. Do głównych czynników drzewostanowych należy zaliczyć: skład gatunkowy, wiek oraz budowę pionową. Kluczową kwestią jest wybór właściwego modelu statystycznego służącego do predykcji danej cechy taksacyjnej oraz prawidłowe rozmieszczenie i liczba naziemnych powierzchni próbnych niezbędnych do jego kalibracji. W projekcie wdrożono metodę regresyjną, która umożliwia dość prostą interpretację wyników.

W efekcie projektu opracowano metodę oszacowania zasobności wydziełów, która umożliwia oszacowanie zasobności wydziełów dla poszczególnych obrębów ze średnią wartością błędu (RMSE) około 15%. Jest to dokładność nieosiągalna dla obecnie obowiązującej metody inwentaryzacji zapasu. Opracowany model zaimplementowany został w aplikacji komputerowej (ryc. 5), która umożliwia przetworzenia danych ALS oraz lokalną kalibrację modelu, przy wykorzystaniu powierzchni naziemnych.

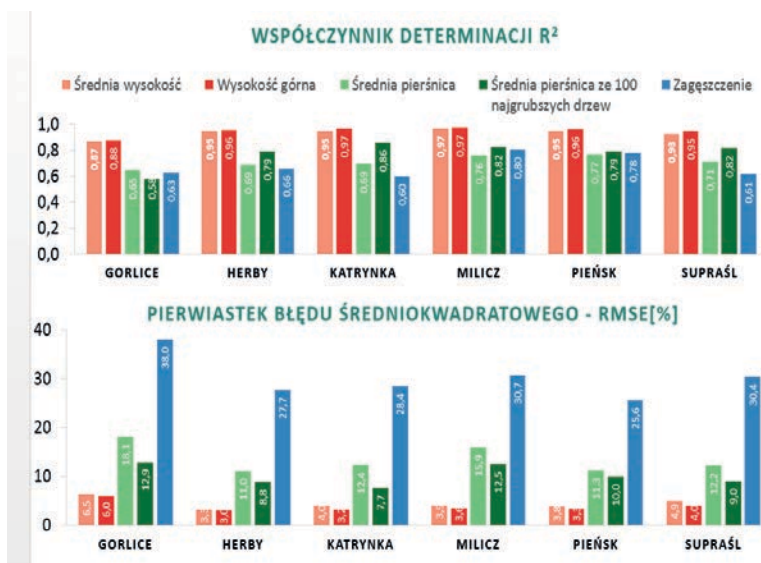


Rycina 4. Wynik oszacowania zasobności dla pót podstawowych (500 m²) – ciągła informacja dla powierzchni nadleśnictwa o zasobności



Rycina 5. Widok głównego ekranu aplikacji – wprowadzanie danych wejściowych

Dla wszystkich 6 obiektów opracowano ponadto metody oszacowania wysokości drzewostanów – w kilku wariantach. Uzyskane dane (ryc. 6) pokazują, że wyniki przetworzeń danych ALS są bardzo dokładne i umożliwiają osiągnięcie wysokich dokładności oraz pełnej informacji o zmianie wysokości na powierzchni wydzielania.



Rycina 6. Wyniki oszacowania wysokości dla 6 obrębów leśnych

4. PODSUMOWANIE

Efekty projektu oraz praktyczne wytyczne jego wdrożenia można podsumować w następujący sposób:

- Lotnicze skanowanie laserowe umożliwia automatyczne, precyzyjne i jednolodne metodycznie określenie wielu cech taksacyjnych drzewostanów.
- Zastosowanie danych lotniczego skanowania laserowego umożliwia wysoką precyzję określenia cech taksacyjnych na poziomie drzewostanu i jednocześnie zmniejsza pracochłonność prac taksacyjnych – wartość dodana.
- Specyfikacja zamawiania danych powinna być opracowana centralnie, co pozwoli m.in. na obniżenie kosztów prac, poprawi standaryzację danych, może przyczynić się do wykorzystania tych danych podczas opracowań o zasięgu regionalnym (kilka nadleśnictw itp.).
- Koszty pozyskania danych lotniczego skanowania laserowego, podobnie jak ortofotomapy, powinny spoczywać na zleceniodawcy i być elementem danych przekazywanych wykonawcy planu urządzenia lasu.

- Pierwszy pomiar stałych powierzchni próbnych jest bardziej pracochłonny niż pomiar czasowych powierzchni próbnych. Przy kolejnych terminach pomiarów stałych powierzchni różnica kosztów jest znikoma.

Celem projektu REMBIOFOR było opracowanie metody zastosowania danych ALS w inwentaryzacji zapasu. Musimy pamiętać, że idea wdrożenia projektu wymagała opracowanie jednego modelu dla całej Polski, który lokalnie może być kalibrowany z wykorzystaniem naziemnych powierzchni próbnych. Nie zakładano prac badawczych na poziomie poszczególnych nadleśnictw. W związku z tym prawdopodobnie inicjatywy badawcze na poziomie niektórych nadleśnictw mogą skończyć się nieznacznym polepszeniem wyników. W fazie wdrożenia wyników tego typu działania będą sprawdzane.

Ważnym osiągnięciem projektu było stworzenie aplikacji komputerowej umożliwiającej wdrożenie projektu w praktyce. Oprogramowanie powstało już w 3. roku projektu i przed zakończeniem fazy A przeszło 2 serie testów. W fazie B projektu i w trakcie wdrożenia prowadzone będą dalsze prace rozwojowe tego oprogramowania i implementacja metod szacowania innych cech taksacyjnych opracowanych w fazie A – badawczej.

5. PODZIĘKOWANIA

Publikacja powstała w ramach projektu REMBIOFOR „Teledetekcyjne określanie biomasy drzewnej i zasobów węgla w lasach”, współfinansowanego ze środków Narodowego Centrum Badań i Rozwoju w ramach programu „Środowisko naturalne, rolnictwo i leśnictwo” BIOSTRATEG, na podstawie umowy nr BIOSTRATEG1/267755/4/NCBR/2015.

Zespół badawczy dziękuje wszystkim pracownikom LP za wsparcie w realizacji projektu REMBIOFOR.

Summary

*Krzysztof Stereńczak¹, Stanisław Miścicki², Karolina Parkitna¹,
Grzegorz Krok¹, Łukasz Jełowicki¹, Marek Lisańczuk¹,
Michał Laszkowski¹, Piotr Rysiak¹, Krzysztof Mitelsztedt¹,
Martyna Wietecha¹, Piotr Mroczek¹*

¹ Forest Research Institute
k.sterenczak@ibles.waw.pl

² Warsaw University of Life Sciences
stanislaw_miscicki@sggw.pl

Remote sensing data in forest resources inventory in Poland – REMBIOFOR

Airborne laser scanning is more and more often used to determine selected taxation features of forest stands. The growing popularity of this technology is related to the fact that it offers automation of data processing and objective determination of selected features of trees and stands. The presentation focuses on results of the REMBIOFOR project – “Remote sensing based assessment of woody biomass and carbon storage in forests”, co-financed by the National Center for Research and Development under the BIOSTRATEG program – “Natural environment, agriculture and forestry”. This project is an example of comprehensive implementation of remote sensing data, mainly airborne laser scanning, to determine selected characteristics of tree stands.

Selected project results will be presented. Mostly, the results of processing of airborne laser scanning data and airborne spectral data for determining, among others, taxation features of stands: growing stock per unit area, an average and upper height, basal area, average diameter at breast height and stand density will be presented.

The presented results confirm the possibilities of implementing methods for determining selected taxonomic features of tree stands based on remote sensing data to forest management planning in Poland, which is going to occur in the coming years.

LITERATURA

Næsset E. 2002. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, 80: 88–99.

- Næsset E. 2004. Accuracy of forest inventory using airborne laser scanning: Evaluating the first Nordic full-scale operational project. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19: 554–557.
- Stereńczak K., Lisańczuk M., Parkitna K., Mitelsztedt K., Mroczek P., Miścicki S. 2018. The influence of number and size of sample plots on modelling growing stock volume based on airborne laser scanning. *Drewno*, 61(201). DOI: 10.12841/wood.1644-3985.D11.04
- White J.C., Coops N.C., Wulder M.A., Vastaranta M., Hilker T., Tompalski P. 2016. Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42: 619–641.

Jarosław Socha¹, Bożydar Neroj²

¹ Uniwersytet Rolniczy w Krakowie

jaroslaw.socha@ur.krakow.pl

² Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej

bozydar.neroj@zarzad.buligl.pl

Modelowanie produktywności lasu z wykorzystaniem lotniczych danych teledetekcyjnych – możliwości zastosowania w praktyce urządzania lasu i wielkoobszarowej inwentaryzacji stanu lasu

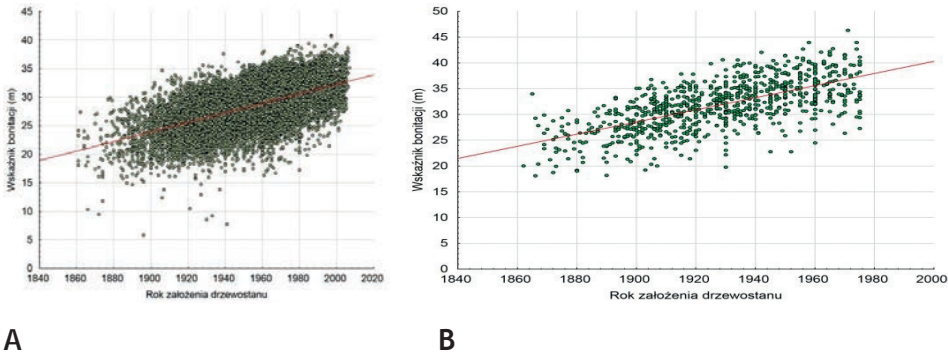
Produkcyjność siedliska jest ilościową oceną możliwości siedliska produkcji biomasy roślin i obejmuje dwie koncepcje: 1 – aktualną produktywność siedliska – rzeczywisty roczny przyrost drewna ($\text{m}^3/\text{ha}/\text{rok}$) lub biomasy ($\text{ton}/\text{ha}/\text{rok}$); 2 – potencjalną produktywność siedliska – potencjał do wzrostu drzew danego gatunku na danym siedlisku i związany z nim potencjał przyrostowy (Skovsgaard i Vanclay 2008).

Produkcyjność wyrażana jest najczęściej przyrostem miąższości lub wskaźnikiem bonitacji. Informacje dotyczące produktywności siedliska dla danego gatunku stanowią podstawę do formułowania strategicznych celów gospodarki leśnej i powinny być podstawowym kryterium uwzględnianym przy podejmowaniu specyficznych dla danych siedlisk i gatunków decyzji gospodarczych dotyczących:

- Ustalania docelowego składu gatunkowego drzewostanów;
- Ustalania wieku rębności oraz etatów cięć (im lepsze siedlisko, tym niższy wiek rębności oraz częstsze i silniejsze trzebieże);
- Oceny pilności przebudowy drzewostanów;
- Oceny możliwości produkcji biomasy i sekwestracji węgla;
- Oceny wpływu zmian warunków klimatycznych na ekosystemy leśne.

W latach 2014–2017 podjęto szeroko zakrojone badania dotyczące produktywności siedlisk w ramach projektu „Aktualna i potencjalna produktywność siedlisk leśnych Polski dla głównych gatunków lasotwórczych”. W jego efekcie powstały między innymi modele opisujące produktywność siedliska jako funkcję właściwości

gleb, geologii, klimatu i topografii. Na podstawie danych z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów (WISL) oraz powierzchni próbnych ze szczegółowymi analizami glebowymi oraz pomiarami przyrostu (łącznie ponad 30 tys. powierzchni) przy użyciu metody GAM (uogólnionych modeli addytywnych) wykonano modelowanie produktywności siedlisk. W wyniku przeprowadzonych analiz potwierdzono występowanie silnego trendu wiekowego dla większości głównych gatunków lasotwórczych w Polsce (ryc. 1). Podobne zjawisko daje się obserwować również w innych częściach Europy.



Rycina 1. Zależność pomiędzy wskaźnikiem bonitacji a rokiem założenia drzewostanów dla sosny zwyczajnej (A) i buka pospolitego (B) w Polsce

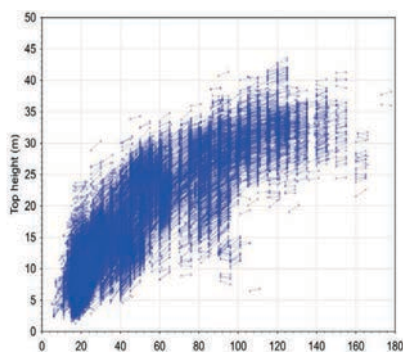
Obserwowane zmiany klimatu i warunków środowiskowych, a w szczególności zwiększająca się depozycja azotu (średnia depozycja w Polsce to około 9,1 kg/ha) oraz wzrost koncentracji CO₂ w atmosferze, wpływają na wydłużanie się okresu wegetacyjnego, są uważane za podstawowe przyczyny zmian w bonitacjach większości gatunków lasotwórczych w Polsce i Europie (Pretzsch i in. 2014, Sharma i in. 2012, Yue i in. 2014).

Biorąc pod uwagę aktualne potrzeby gospodarki leśnej i problemy związane z gwałtownymi zmianami produktywności siedlisk leśnych, narastającym zagrożeniem ze strony czynników biotycznych i abiotycznych związanym z akumulacją zapasu oraz zagrożeniem rozpadami drzewostanów sosnowych w Polsce, ocena produktywności siedlisk leśnych w kontekście możliwości hodowli gatunków lasotwórczych powinna być zadaniem priorytetowym.

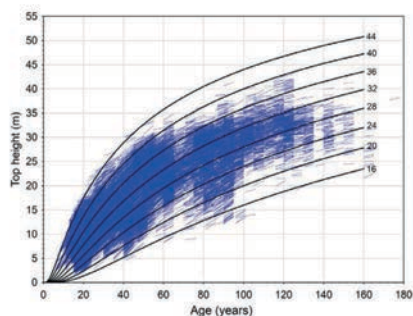
Dotychczas dane wykorzystywane do budowy modeli bonitacyjnych pochodziły z okresowo powtarzanych pomiarów na czasowych powierzchniach próbnych, stałych powierzchniach próbnych bądź danych z analizy wzrostu pojedynczych drzew – analiz strzał. Okazuje się jednak, że również dane z powtarzanego lotniczego skanowania laserowego (ALS) są pełnowartościowym źródłem danych do określania wzrostu lasów i produktywności siedlisk leśnych.

BUDOWA MODELI BONITACYJNYCH NA PODSTAWIE POWTARZANEGO ALS

Pierwsza na świecie próba budowy modeli bonitacyjnych na podstawie powtarzanego ALS dla drzewostanów świerkowych z nadleśnictw Świeradów i Szklarska Poręba została wykonana na podstawie skanowania lotniczego z 2007 i 2012 roku. Dane ALS dla obszaru badawczego zebrano w dwóch okresach pod koniec fazy wzrostu wysokości: sierpień–wrzesień 2007 r. i lipiec–sierpień 2012 r. Metoda polega na utworzeniu bardzo dużej liczby serii przyrostowych z kilku lat, które po połączeniu pozwalają na uzyskanie sztucznych chronosekwencji (ryc. 2). Stosując odpowiednią funkcję wzrostu, która została opracowana przez Bailey'a i Cluttera (1974) i była często wykorzystywana w tworzeniu lokalnych modeli dla różnych gatunków na całym świecie, zostały wykreślone krzywe bonitacyjne (ryc. 3).

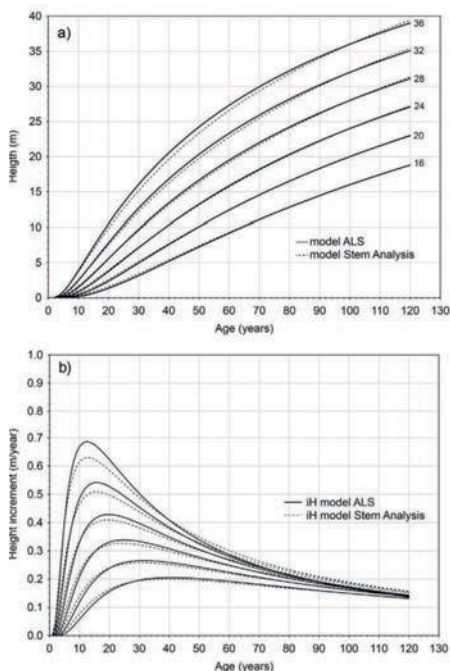


Rycina 2. Sztuczne chronosekwencje zmian z wiekiem (Age) wysokości górnej (Top height – TH) powstałe w wyniku połączenia 5-letnich serii wzrostowych (Socha i in. 2017)



Rycina 3. Trajektorie wzrostu wysokości górnej (Top height) obliczane zgodnie z lokalnym modelem wzrostu dla świerka (czarne linie) opracowanego na danych z 5-letnich zmian wysokości (niebieskie linie łączące wysokości górne określone dla powierzchni o wielkości 50 × 50 m) pomiędzy rokiem 2007 i rokiem 2012 (Socha i in. 2017)

Tak zbudowany model dla świerka, oparty na 5-letnich seriach wzrostowych uzyskanych z ALS, porównano z modelem zbudowanym na podstawie danych analiz strzał 156 świerków zebranych na terenie nadleśnictw Świeradów i Szklarska Poręba (ryc. 4). Różnice w przebiegu krzywych porównywanych modeli były nieznaczne, co świadczy o dużej przydatności danych ALS do pomiaru wzrostu drzewostanów i budowania modeli bonitacyjnych.



Rycina 4. Wzrost wysokości górnej (a) i odpowiadający jej przyrost wysokości (b). Trajektorie wzrostu dla świerka pospolitego wykreślone zgodnie z modelem wzrostu wysokości opracowanym na danych z powtarzanego ALS (linie ciągłe) i dane z analiz strzał drzew – SA (linie kropkowane). Liczby odnoszą się do wysokości górnej w wieku 100 lat (Socha i in. 2017)

METODY OKREŚLANIA WYSOKOŚCI GÓRNEJ (TH) NA PODSTAWIE DANYCH Z ALS

Wybór prawidłowej metody określania wysokości drzewostanu jest niezwykle istotny, ponieważ wynik określenia przyrostu wysokości i związanego z nim modelowego przebiegu krzywych wzrostu jest zależny od rodzaju metody. Wyróżniamy dwa podejścia do określania wysokości górnej:

Podejście powierzchniowe (ABA – Area Based Approach) i detekcję pojedynczych drzew (ITD – Individual Tree Detection).

W celu oceny przydatności do określania wysokości metod ABA i ITD przeprowadzono badania na danych z powtarzanego skanowania laserowego w Nadleśnictwie Milicz. W tym celu określono wysokość metodą ABA, stosując: 100%, 99% i 95% chmury punktów.

Wielkość powierzchni:

- 10×10 m,
- 30×30 m,
- 50×50 m.

Detekcja pojedynczych drzew (*Individual Tree Detection*):

- pow. 10×10 m – najwyższe drzewo na powierzchni,
- pow. 30×30 m – średnia wysokość drzew (≤ 9) na niepustych podpowierzchniach 10×10 m,
- pow. 50×50 m – średnia wysokość (≤ 25) na niepustych podpowierzchniach 10×10 m.

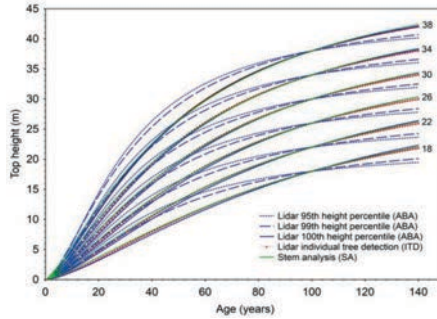
Porównanie opracowanych modeli z modelem referencyjnym opartym o dane z analiz strzał (ryc. 5) wskazuje, że właściwymi metodami określania zmian wysokości górnej są: metoda powierzchniowa (ABA) z 100. percentylem chmury punktów i metoda detekcji pojedynczych drzew (ITD). Wykorzystanie 99-tego i 95-tego percentyla chmury punktów powoduje niedoszacowanie przyrostu wysokości górnej (TH), zwłaszcza w starszych drzewostanach, w których następuje duże zróżnicowanie i wydzielanie drzew. Niezależnie od wielkości powierzchni próbnych wysokość górna powinna być obliczana na podstawie średniej wartości wysokości uzyskanych dla podpowierzchni o wielkości 0,01 ha (10×10 m).

METODA OKREŚLANIA ZASOBNOŚCI DRZEWOSTANÓW SOSNOWYCH Z WYKORZYSTANIEM CHMUR PUNKTÓW ALS ORAZ DANYCH WISL

W ramach prowadzonych badań opracowano również nową metodę określania zasobności drzewostanów z wykorzystaniem danych w postaci chmur punktów lotniczego skanowania laserowego (ALS). Założeniem było opracowanie metody, która oparta jest o dane z powierzchni kołowych, ale nie wymaga dokładnych informacji o lokalizacji tych powierzchni w terenie. Jako dane wejściowe do opracowania wzorów allometrycznych wykorzystano pomiary z 6195 powierzchni kołowych wykonane w ramach Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów w Polsce (WISL).

Badania obejmowały drzewostany sosnowe, w których udział sosny zwyczajnej wynosił co najmniej 75%. Na podstawie wartości współczynnika determinacji (R^2) oraz analizy wykresów reszt regresyjnych do opracowania wzoru na zasobność drzewostanu wybrano ostatecznie dwie zmienne objaśniające: TH oraz wskaźnik

zagęszczenia RSI (*relative space index*). Zarówno TH jak i RSI są silnymi predyktorami zasobności drzewostanów sosnowych i mogą być określane bezpośrednio z danych ALS.



Rycina 5. Porównanie trajektorii wzrostu wysokości (TH) dla sosny zwyczajnej utworzonych z wykorzystaniem danych empirycznych z analizy strzał 174 drzew (zielone linie) z trajektoriami wzrostu TH uzyskanymi z modeli opracowanych na podstawie danych TH uzyskanych dla poletek rastrowych 50×50 m przy użyciu powierzchni podejścia (ABA, niebieskie linie) z wysokością 95. percentyla (niebieskie linie kropkowane), 99. percentyla (niebieskie linie kropkowane), 100. percentyla (niebieska linia ciągła) i detekcji pojedynczych drzew (ITD, czarne linie ciągłe z czerwonymi okręgami). Liczby oznaczają wskaźnik bonitacji obliczony dla wieku bazowego 100 lat (Socha i in. 2019)

Testy zmieniającej się dokładności modelu w zależności od wykorzystania do obliczeń RSI tylko pewnej części najwyższych drzew (h/TH) wykazały, że optymalne jest wykorzystanie drzew o wysokości $\geq 60\%$ wysokości górnej.

Predykcja zasobności wg proponowanej metody powinna być wykonywana w siatce 20×20 m, co pozwala zminimalizować wartość błędu systematycznego.

Walidacja opracowanego modelu wykazała, że dokładność mierzona procentowym błędem średniokwadratowym (RMSE) wyniosła: w skali powierzchni kołowych 21,2% ($R^2 = 0,68$), a w skali drzewostanów 17,6% ($R^2 = 0,67$). Ze względu na stosunkowo dużą dokładność określania zasobności oraz możliwość integracji danych WISL z chmurami punktów ALS, opracowana metoda jest atrakcyjna w kontekście wdrożeń praktycznych w przypadku braku konieczności najwyższej dokładności określania zasobności, nie wymaga też wykonywania dodatkowych pomiarów na powierzchniach kołowych.

PODSUMOWANIE

Powtarzane lotnicze skanowanie laserowe jest nowym pełnowartościowym źródłem danych do modelowania wzrostu wysokości, bonitacji i określania zasobności drzewostanów.

Zwiększanie wielkości powierzchni próbnych zmniejsza błąd określania przyrostu wysokości, jednak średnie przyrosty wysokości nie są zależne od wielkości powierzchni. Optymalne wydaje się stosowanie w obliczeniach przyrostu wysokości powierzchni 50 x 50 m.

Wynik określenia przyrostu wysokości i związanego z nim modelowego przebiegu krzywych wzrostu jest zależny od metody określania wysokości drzewostanu. Właściwymi metodami określania zmian wysokości górnej są: metoda powierzchniowa (ABA) z 100. percentylem chmury punktów i metoda detekcji pojedynczych drzew (ITD).

Niezależnie od wielkości powierzchni próbnych wysokość górna powinna być obliczana na podstawie średniej wartości wysokości uzyskanych dla podpowierzchni o wielkości 0,01 ha (10×10 m).

Można przypuszczać, że szybki rozwój technologii LIDAR, przy obniżeniu kosztu pozyskania danych oraz coraz szerszej ich dostępności, zwiększa szanse na lepsze określanie cech taksacyjnych drzewostanów, ich dynamiki i przyrostu czy ocenę zdrowotności. Praktyczne wykorzystanie może podnieść jakość informacji, szczególnie w lasach poza PGL LP. Obecnie wykonywane uproszczone plany urządzenia lasu w lasach prywatnych charakteryzuje bardzo zróżnicowana jakość. Szczególnie w tym obszarze technologie geoinformatyczne mogą wesprzeć planowanie i zarządzanie lasami prywatnymi. W Lasach Państwowych dostarczane informacje w połączeniu z wykonywanymi szczegółowymi planami urządzenia lasu mogą również dostarczyć szczegółowych informacji do wykorzystania w planowaniu, jak i realizacji gospodarki leśnej.

Summary

Jarosław Socha¹, Bożydar Neroj²

¹ University of Agriculture in Kraków
jaroslaw.socha@ur.krakow.pl

² Bureau for Forest Management and Geodesy
bozydar.neroj@zarzad.buligl.pl,

Modelling forest productivity with the use of aerial remote sensing data – possibilities of practical application in forest management planning and in large-scale forest inventory

Knowledge of forest productivity is fundamental for making strategic decisions in forest management. Site productivity is a quantitative assessment of plant biomass productivity and includes two concepts: 1) current stand productivity, 2) potential productivity possibilities. Potential productivity of the habitat is of particular importance when determining species composition of tree stands and may be helpful in determining potential, current and future areas of forest-forming species occurrence and also may give a scientific argument in ongoing discussions concerning criteria for determining natural ranges of forest tree species.

Current productivity of a habitat expressed in current annual volume increment may be helpful when making strategic decisions regarding annual allowable cuts. In addition to many practical applications, models of potential sites productivity, combined with information on the current productivity of stands, can form the basis for assessing the ability of forest areas to sequester carbon dioxide.

The paper presents the results of research carried out as part of the REMBIOFOR project – “Remote sensing based assessment of woody biomass and carbon storage in forests” (2015–2018), financed by the National Center for Research and Development under the BIOSTRATEG program (contract No. BIOSTRATEG1/267755/4/NCBR/2015).

As part of the conducted research, a new approach to modelling of stands growth using data from repeated laser scanning was developed. Using a very large number of repeated observations for spruce and pine, for the first time globally a repeated aerial laser scanning was used to develop an original method of modelling growth of tree stands. The method consists in creating a very large number of incremental series over several years, which after combining allow for obtaining artificial chronosequences.

The accuracy of the method was checked by comparing the developed model with a model built based on data from stems analysis. As a result, it was found that model growth

curves depend on the method of determining height of a stand. As a result of the research, a method for determining the volume increment of stands with the use of data from repeated Airborne Laser Scanning (ALS) was also developed. Moreover, a new method for determining growing stock using data in the form of point clouds from the ALS was also developed. The aim was to develop a method that would be based on data from circular sampling plots, but would not need detailed information on the location of these areas in a forest. The works included development of an allometric equation for stand's growing stock and its implementation as a part of the commonly used method based on area-based approach (ABA).

As input data for the allometric models, measurements made on 6,195 circular sampling plots within the large-scale forest inventory in Poland (WISL) were used. The studies included pine stands with the share of Scots pine of at least 75%. On the basis of the value of the determination coefficient (R^2) and the analysis of regression residues finally two explanatory variables – TH and RSI – were selected for development of a formula for tree stand volume. Validation of the model showed that the accuracy measured with root mean square error (RMSE) amounted to: 21.2% ($R^2 = 0.68$) on the scale of circular sample plots, and 17.6% ($R^2 = 0.67$) on the scale of tree stands. Due to a relatively high accuracy of determining the wood volume and the ability to integrate the WISL data with ALS point clouds, the developed method seems to be attractive in the context of practical implementation when the highest accuracy of the volume determination is not needed.

LITERATURA

- Bailey R.L., Clutter J.L. 1974. Base-age invariant polymorphic site curves. *Journal of Forest Science*, 20: 155–159.
- Pretzsch H., Biber P., Schütze G., Uhl E., Rötzer T. 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communications*, 5.
- Sharma R.P., Brunner A., Eid T. 2012. Site index prediction from site and climate variables for Norway spruce and Scots pine in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27: 619–636.
- Skovsgaard J.P., Vanclay J.K. 2008. Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry*, 81: 13–31.
- Socha J., Hawryło P., Pierzchalski M., Stereńczak K., Miścicki S., Tymińska-Czabańska L., Gruba P. 2019. Modeling of site productivity using bitemporal laser scanning data: looking for a reliable approach to estimation of stand top height and optimal plot size. *Journal of Forestry* (in press).
- Socha J., Pierzchalski M., Bałazy R., Ciesielski M. 2017. Modeling top height growth and site index using repeated laser scanning data. *Forest Ecology and Management*, 406: 307–317.
- Yue C., Mäkinen H., Klädtke J., Kohnle U. 2014. An approach to assessing site index changes of Norway spruce based on spatially and temporally disjunct measurement series. *Forest Ecology and Management*, 323: 10–19.

II. MONITOROWANIE STANU LASU

*Matthias Dees^{1,2}, Pawan Datta¹, Heinz Gallaun³, Ursula Schmitt³,
Mathias Schardt³, Nikos Koutsias⁴, Anastasia Krina⁴,
Magdalini Pleniou⁴, Anastasia Karamitsou⁴, Eric Breton⁵,
Marjorie Robert⁵, Svein Solberg⁶, Osama Yousif⁶, Johannes May⁶,
Vahid Akbari⁶, Oleh Chaskovskyy⁷, Serhii Havryliuk⁷,
Dragan Borota⁸, Damjan Pantić⁸*

¹ Instytut Nauk Leśnych, Uniwersytet we Fryburgu, Niemcy

² UNIQUE forestry and land use GmbH, Fryburg, Niemcy

Matthias.Dees@felis.uni-freiburg.de

³ Joanneum Research, Graz, Austria

⁴ Uniwersytet Patraski, Grecja

⁵ IGN-Espace, Tuluza, Francja

⁶ Norweski Instytut Badań nad Bioekonomią, NIBIO, Oslo

⁷ Narodowy Uniwersytet Leśnictwa Ukrainy, Lwów

⁸ Uniwersytet w Belgradzie, Serbia

Monitorowanie zaburzeń w europejskich lasach z wykorzystaniem danych Sentinel-1 i -2 z systemem kartowania opartym na szeregach czasowych w czasie niemal rzeczywistym i w ujęciu rocznym

1. WSTĘP

W XX wieku zwiększył się zakres występowania w lasach Europy zaburzeń spowodowanych przez burze, korniki i pożary. Zakres ten będzie prawdopodobnie rosnać nadal, niosąc za sobą szereg negatywnych następstw dla lasów i różnorodności biologicznej, jakości życia, gospodarki i środowiska. W związku z tym istnieje pilna potrzeba zapewnienia aktualnych wysokojakościowych informacji dotyczących zaburzeń w lasach (tj. pożarów, szkód od wiatru, stresu wywołanego suszą, gradacji owadów i ognisk chorób), łatwo dostępnych dla właścicieli i zarządców lasów, jednostek zarządzania lasu, administracji leśnej, a także organów odpowiedzialnych za politykę leśną, w formacie wymaganym przez te i inne grupy interesariuszy.

Ogólnym celem Pakietu Roboczego 4 w projekcie DIABOLO było zaprojektowanie, opracowanie i demonstracja Europejskiego Systemu Monitorowania

Zaburzeń Lasu w oparciu o dane z satelity Sentinel-2, uzupełnione przez radar z syntetyczną aperturą (SAR – *Synthetic Aperture Radar*), mającego na celu zaspokojenie następujących potrzeb informacyjnych:

- dostarczanie informacji o zaburzeniach lasu w postaci rocznych map zaburzeń obejmujących pożary, huragany, susze, uszkodzenia biotyczne i znaczące pozyskanie drewna;
- dostarczanie informacji o zaburzeniach w czasie niemal rzeczywistym w portalu internetowym dostępnym dla użytkowników, poprzez wdrożenie zautomatyzowanych metod pobierania, wstępnego przetwarzania i przetwarzania zasadniczego.

Przewidywany system musi obejmować zautomatyzowane pobieranie danych satelitarnych, automatyczne przetwarzanie wstępne i kartowanie zaburzeń na platformie przetwarzania, a także platformę internetową umożliwiającą łatwy dostęp oraz współpracę użytkowników. Na podstawie map zaburzeń w czasie niemal rzeczywistym muszą być sporządzane roczne mapy zaburzeń, stanowiące element przewidywanego powtarzanego corocznie długofalowego ogólnoeuropejskiego monitoringu zaburzeń.

2. MATERIAŁY I METODY

Aby osiągnąć cel polegający na demonstracji monitoringu zaburzeń w lasach, wyznaczone zostały powierzchnie próbne w regionach podatnych na różne rodzaje zdarzeń (Grecja – pożary lasów; Niemcy, Francja i Serbia – szkody biotyczne i uszkodzenia przez wiatr; Ukraina i Irlandia – zręby zupełne).

PRZETWARZANIE WSTĘPNE

Głównym wymogiem monitorowania zaburzeń w lasach na podstawie optycznych szeregów czasowych jest dokładne, wysokojakościowe przetwarzanie wstępne danych dla ogromnej liczby obrazowań. W ramach projektu DIABOLO wdrożono proces przetwarzania wstępnego, oparty na pakiecie oprogramowania IMPACT (IMPACT Tool). Przetwarzanie obejmuje automatyczne pobieranie obrazów, korektę atmosferyczną do refleksyjności powierzchniowej, automatyczne wykrywanie chmur i cieni w celu wykluczenia tych części obrazów, a następnie specyficzną dla lasu i zoptymalizowaną normalizację topograficzną i odwzorowanie w wybranym układzie współrzędnych. Całkowicie skalibrowane szeregi czasowe Sentinel-2 są następnie wykorzystywane jako dane wejściowe w procesie automatycznego wykrywania zmian, który został zoptymalizowany dla różnych regionów biogeograficznych (Dees i in. 2017).

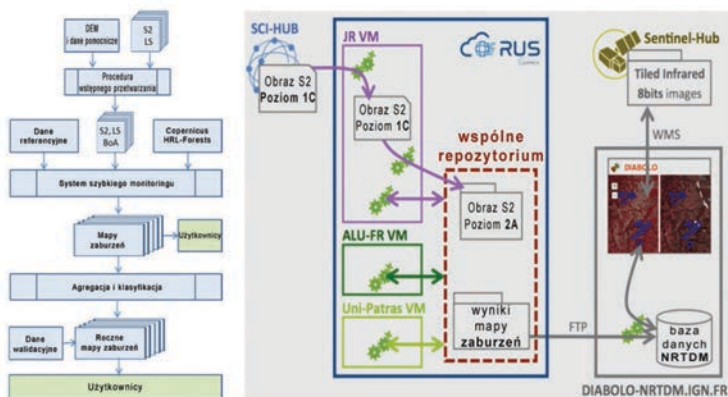
PRZETWARZANIE

Opracowano i wdrożono trzy podejścia:

(1) Podejście oparte na regułach (*rule based approach*), opracowane w celu wykrywania pożarów lasów, składa się z zestawu reguł opracowanych na podstawie właściwości spektralnych obszarów dotkniętych pożarem, porównanych z roślinnością niezniszczoną przez ogień oraz sygnaturami spektralnymi innych rodzajów pokrycia terenu, obecnymi na obrazach satelitarnych wykonanych po wystąpieniu pożaru. Podejście to zostało wcześniej opracowane dla Landsat 7 i 8 (Koutsias i in. 2013) i zostało dostosowane do Sentinel-2 i Landsat 8 OLI (Dees i in. 2017).

(2) Podejście NDVI (*NDVI approach*; podejście oparte na znormalizowanym różnicowym wskaźniku wegetacji – przyp. tłum.), opracowane dla szerokiej gamy zaburzeń w lasach, wykorzystywane dla długich, ale również krótkich szeregów czasowych, polega na identyfikacji zaburzeń na podstawie różnic NDVI między kolejnymi obrazami a obrazem „wyjściowym” przy użyciu dynamicznego progno przestrzenno-czasowego (Dees i in. 2017).

(3) Podejście oparte na trajektorii (*trajectory based approach*), opracowane dla szerokiej gamy zaburzeń w lasach i pozwalające na zastosowanie dla długich szeregów czasowych, opiera się na filtrowaniu Kalmana, w którym zmiany są uzyskiwane poprzez porównanie odpowiedniej obserwacji w dniu *t* z prognozą z wyprzedzeniem o jeden krok, opierającą się na obserwacjach z okresu odniesienia (Dees i in. 2017).



Rycina 1. Ogólna koncepcja i architektura platformy NRTDM – *Near Real Time Disturbance Mapping* – kartowanie zaburzeń w czasie niemal rzeczywistym

Oprócz obrazów superspektralnych Sentinel-2, przeanalizowano obrazy SAR z Sentinel-1, które wykorzystują współczynniki przekształcone logarymicznie,

posiadające tę zaletę, że zmniejszają wpływ wartości ekstremalnych i mają rozkład Gaussa (Dees i in. 2017).

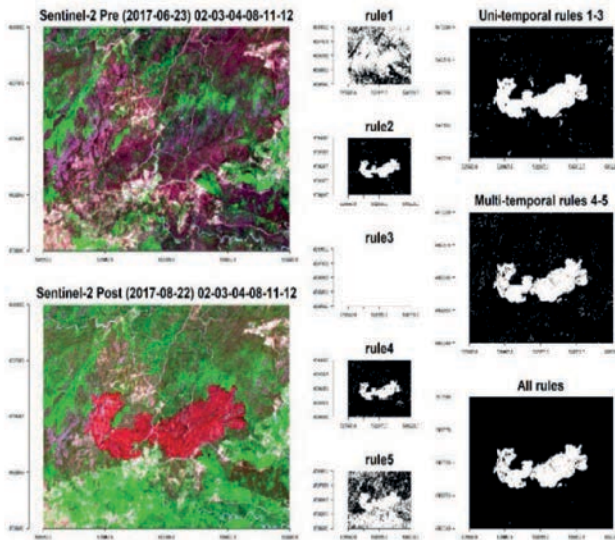
WDROŻENIE

Przetwarzanie zostało wdrożone na platformie przetwarzania RUS ICT – *Copernicus Research and User Support* (RUS 2019), wykorzystując połączenie z sci-hub (*The Copernicus Open Access Hub*) (Sci-hub... 2019), w celu uzyskania dostępu do obrazów Sentinel, oraz wyniki zwizualizowane na platformie interfejsu użytkownika (*User-Interface Platform “Diabolo – Near Real Time Disturbance mapping”*) (Diabolo... 2019). Zostało to przedstawione na rycinie 1.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

WYNIKI KARTOWANIA

Podejście oparte na regułach zostało zastosowane i przedstawione na rycinie 2.



Rycina 2. Zastosowanie nowego podejścia opartego na regułach na przykładzie włoskiego obszaru dla sensora Sentinel-2

Podejście oparte na NDVI polegało na zastosowaniu dynamicznego progu przewidywanego na podstawie sezonowości, zachmurzenia analizowanego obrazu oraz optymalizacji błędów przy użyciu funkcji ważonej dla błędu w przewidywaniu

lasów stabilnych i zaburzonych. Głównym zadaniem tej metody było monitorowanie zrębów zupełnych w ukraińskich Karpatach (zob. ryc. 3). Wyzwaniem w przypadku obszaru badawczego było duże pokrycie chmurami na większości obrazów, ale przetworzone mapy rocznych zmian mają bardzo wysoką dokładność.



Rycina 3. Zobrazowania Sentinel przed i po wystąpieniu zaburzenia oraz – na czerwono – zagregowany obraz przedstawiający zręby zupełne w ukraińskich Karpatach (na dole po prawej stronie)

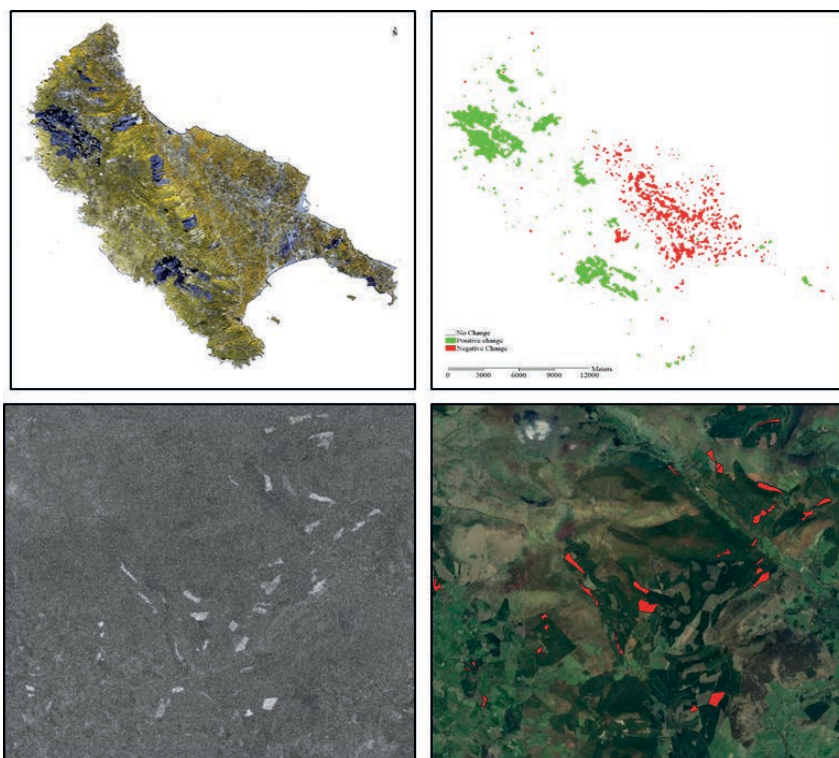
Możliwości Sentinel-1 zostały przetestowane do wykrycia obszarów dotkniętych przez pożary w Grecji i zrębów zupełnych w Irlandii (ryc. 4).

DOSTĘP UŻYTKOWNIKÓW I WALIDACJA

Mapy zmian są gromadzone w bazie danych i udostępniane potencjalnym użytkownikom za pośrednictwem specjalnie zaprojektowanego portalu internetowego (Diabolo 2019). Użytkownicy mogą na nim przeglądać zmiany za pomocą mapy bazowej, w tle i pobierać je jako całość lub wybrane elementy. W celu walidacji po stronie użytkownika narzędzie oceny zapewnia możliwość przeglądania obok siebie obrazów przed i po zdarzeniu w fałszywym kolorze z warstwą kartowanych zmian.

W celu walidacji zastosowano mocne niezależne narzędzie internetowe. Ułatwia interpretację dużej liczby powierzchni przez interpretatora przy użyciu szerokiego

zakresu danych walidacyjnych. Część systemu stanowi narzędzie wprowadzone w ramach pakietu oprogramowania IMPACT, służące do analizy statystycznej produktów rocznych (IMPACT Tool) i wykorzystywane do walidacji. Za pomocą tego narzędzia można ocenić dokładność całościowych map zaburzeń. Umożliwia ono, wraz z ilościowym określeniem (kwantyfikacją) dokładności, wyznaczenie przedziałów ufności dla oceny dokładności w oparciu o próbę.



Rycina 4. Detekcja pożarzyska w Grecji (góra) oraz zrębów zupełnych w Irlandii (dół) na podstawie danych Sentinel-1

4. WNIOSKI

Skuteczne wdrożenie podstawowych elementów europejskiego systemu monitorowania zaburzeń lasu oraz wysoka jakość uzyskanych wyników kartowania wykazały duże możliwości wykorzystania danych Sentinel-2 do kartowania zaburzeń w lasach europejskich.

Jednocześnie taki system może równie dobrze zostać stworzony na poziomie krajowym, z uwzględnieniem informacji o formach własności lasów oraz faktu, że polityka leśna jest realizowana na poziomie krajowym, a w niektórych krajach

nawet na poziomie regionalnym (np. w federacjach) lub stanowi kombinację obu przypadków. Wprowadzenie systemu na poziomie krajowym przez krajowe organizacje sektora leśnego umożliwiłoby silną integrację specjalistycznej wiedzy na poziomie regionalnym zarówno w zakresie optymalizacji algorytmów kartowania, jak i w walidacji końcowego produktu, co jest szczególnie potrzebne w przypadku rocznych map zaburzeń, zapewniając spójne kartowanie i monitorowanie w miarę upływu czasu.

Konieczne są dalsze badania i prace rozwojowe, mające na celu zintegrowanie wypracowanych metod. Po opracowaniu i wdrożeniu takich systemów na poziomie krajowym mogą one zostać połączone z danymi z krajowych inwentaryzacji lasów, umożliwiając np. po latach, w których wystąpiły silne zaburzenia, terminową aktualizację wyników krajowej inwentaryzacji lasu poprzez połączone wykorzystanie kartowania zaburzeń i danych z powierzchni inwentaryzacji wielkoobszarowej.

5. PODZIĘKOWANIA

Dziękujemy zespołowi RUS Service (*Copernicus Research and User Support*) za udzielone wsparcie; RUS jest finansowane przez Komisję Europejską i zarządzane przez Europejską Agencję Kosmiczną (umowa: 4000119093/17/I-LG).

Uniwersytet we Fryburgu dziękuje: (i) Panu dr. Geraldowi Kändlerowi z Instytutu Badawczego Leśnictwa Badenii-Wirtembergii (FVA) za udostępnienie cennych danych, mianowicie zdjęć lotniczych i danych z powierzchni inwentaryzacyjnych oraz danych GIS związanych z lasami; (ii) Panu Dyrektorowi Johannesowi Beckowi, Landesbetrieb ForstBW, Regierungspräsidium Freiburg, Wydział 8, Dyrekcja Lasów, Ref. 83, Obszar Działania FGeo, za udostępnienie danych ze zbioru "Nachhaltige Waldwirtschaft ForstBW"; Panu Helge von Gilsa, Kierownikowi Okręgowego Urzędu Leśnego Waldshut w Niemczech za udostępnienie map uszkodzeń pohuraganowych w okręgu leśnym.

IGN składa podziękowania za dostęp do platform Sentinel Hub i usług związanych z przeglądaniem obrazowań. Wykorzystanie tego serwisu jest możliwe dzięki programowi badawczo-rozwojowemu finansowanemu przez Europejską Agencję Kosmiczną.

Wydział Leśnictwa Uniwersytetu w Belgradzie dziękuje "PE Serbiasume" oraz "PE Vojvodinasume" za wsparcie w realizacji projektów.

Summary

Matthias Dees^{1,2}, Pawan Datta¹, Heinz Gallaun³, Ursula Schmitt³, Mathias Schardt³, Nikos Koutsias⁴, Anastasia Krina⁴, Magdalini Pleniou⁴, Anastasia Karamitsou⁴, Eric Breton⁵, Marjorie Robert⁵, Svein Solberg⁶, Osama Yousif⁶, Johannes May⁶, Vahid Akbari⁶, Oleh Chaskovskyy⁷, Serhii Havryliuk⁷, Dragan Borota⁸, Damjan Pantić⁸

¹ Institute of Forest Science, University of Freiburg, Germany

² UNIQUE forestry and land use GmbH, Freiburg, Germany

Matthias.Dees@felis.uni-freiburg.de

³ Joanneum Research, Graz, Austria

⁴ University of Patras, Greece

⁵ IGN-Espace, Toulouse, France

⁶ NIBIO, Oslo, Norway

⁷ National Forestry University of Ukraine, Lviv

⁸ Faculty of Forestry, University of Belgrade, Serbia

Monitoring disturbances in European forests using Sentinel-1 and -2 data with a time series based near real time and annual mapping system

Within the project DIABOLO (<http://diabolo-project.eu/>) and therein in Work Package 4 a European Forest Disturbance Monitoring System based on Sentinel-2 was designed and core elements were developed and demonstrated on test sites distributed all over Europe. A processing system with fully automated time series based change detection, and user interface system was implemented and is run for demonstration purposes. Semi-automated monitoring with Sentinel-1 was also developed and studied for burnt-areas and clear-cuts. The successful implementation of core elements of such forest disturbance monitoring systems in Europe and the high quality of the achieved mapping results demonstrated the high capabilities of using Sentinel data for near real time monitoring as well as for harmonised national annual reporting of forest disturbances in European forests. Such systems could be established as well at supra national and as well as national level. Pathways are presented and discussed.

LITERATURA

Dees M., Gallaun H., Solberg S., Koutsias N., Chaskovskyy O., Pantić D., Datta P., Schardt M., Borota D., May J., Pleniou M., Dawar S. 2017. Methodology &

methodology development report of the European Forest Disturbance Monitoring System – Version 1. Project Report of the project DIABOLO, Distributed, Integrated and Harmonised Forest Information for Bioeconomy Outlooks. Co-funded from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 633464. Chair of Remote Sensing and Landscape Information Systems (FeLIS). Institute of Forest Sciences. University of Freiburg: 1–117.

“Diabolo – Near Real Time Disturbance mapping”, a web platform. <https://diabolo-nrtm.ign.fr> [dostęp: 1.02.2019]

IMPACT Tool, Joanneum Research, Graz.

Koutsias N., Pleniou M., Mallinis G., Nioti F., Sifakis N.I. 2013. A rule-based semi-automatic method to map burned areas: exploring the USGS historical Landsat archives to reconstruct recent fire history. *International Journal of Remote Sensing*, 34: 7049–7068.

RUS – Copernicus Research and User Support is a initiative from the European Commission. <https://rus-copernicus.eu/portal/> [dostęp: 1.02.2019]

Sci-hub – The Copernicus Open Access Hub (previously known as Sentinels Scientific Data Hub) provides complete, free and open access to Sentinel-1, Sentinel-2, Sentinel-3 and Sentinel-5P user products, starting from the In-Orbit Commissioning Review (IOCR). <https://scihub.copernicus.eu/> [dostęp: 1.02.2019]

Uwaga: Tekst zmodyfikowany na podstawie referatu przedstawionego podczas konferencji zamykającej projekt DIABOLO w dniach 12–14 lutego 2019 r.

*Krzysztof Stereńczak, Bartłomiej Kraszewski, Miłosz Mielcarek,
Agnieszka Kamińska, Maciej Lisiewicz, Aneta Modzelewska,
Rafał Sadkowski, Małgorzata Białczak, Żaneta Piasecka,
Renata Wilkowska*

Instytut Badawczy Leśnictwa
k.sterenczak@ibles.waw.pl

Monitorowanie Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych

1. WSTĘP

Dotychczas określano stan i zmiany w zbiorowiskach leśnych polskiej części Puszczy Białowieskiej jedynie na powierzchniach próbnych, z których zdecydowana większość znajdowała się w granicach Białowieskiego Parku Narodowego. Jak dotąd brakowało opracowań dotyczących kompleksowej oceny stanu drzewostanów, które pozwoliłyby na szersze i bardziej szczegółowe zaprezentowanie stanu aktualnego, jak i kierunków zmian zachodzących w drzewostanach PB.

W projekcie LIFE+ ForBioSensing zaproponowano wykorzystanie danych teledetekcyjnych w celu pozyskania informacji ciągłej o całej powierzchni lasów polskiej części PB. Integracja danych z powierzchni naziemnych wraz z informacją z danych teledetekcyjnych pozwala na odzwierciedlenie pełnego obrazu PB wraz z określeniem kierunków zachodzących zmian. Działania podejmowane w projekcie, poza aspektami praktycznymi, pozwalają na wykonanie opracowań metodycznych – istotnych dla rozwoju nauki i metod monitorowania obszarów leśnych. Wykorzystywane w projekcie dane teledetekcyjne mają szerokie zastosowanie, pozwalają m.in. określać kondycję drzewostanów, ich skład gatunkowy, a także wykryć i definiować luki w drzewostanach. Dane te umożliwiają ciągły monitoring, obrazując trendy zmian zachodzących w Puszczy Białowieskiej.

Celem projektu jest opracowanie i zastosowanie metody monitoringu dużego kompleksu leśnego z wykorzystaniem innowacyjnych technik i danych. Dostęp do zbioru danych przestrzennych i drzewostanowych umożliwia zastosowanie najnowszych technik w analizie ekosystemu leśnego. Integracja danych teledetekcyjnych (LIDAR, zobrazowania lotnicze i satelitarne) wraz

z pomiarami naziemnymi daje możliwość kompleksowego ujęcia aktualnego stanu oraz dynamiki drzewostanów. Do głównych zadań w projekcie należy zaliczyć w szczególności:

- Monitorowanie dynamiki drzewostanów w Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem pomiarów naziemnych i danych teledetekcyjnych;
- Analizę sposobów odnawiania się, odmładzania i regeneracji drzewostanów, w tym z wykorzystaniem naturalnie powstających luk;
- Monitorowanie drzewostanów świerkowych, ze szczególnym uwzględnieniem dynamiki aktualnej gradacji kornika drukarza;
- Opracowanie zestawienia różnego rodzaju technik i danych teledetekcyjnych, optymalnego dla potrzeb monitorowania lasów;
- Promocję Puszczy Białowieskiej, programu LIFE+ oraz wyników projektu.

2. POZYSKIWANE DANE

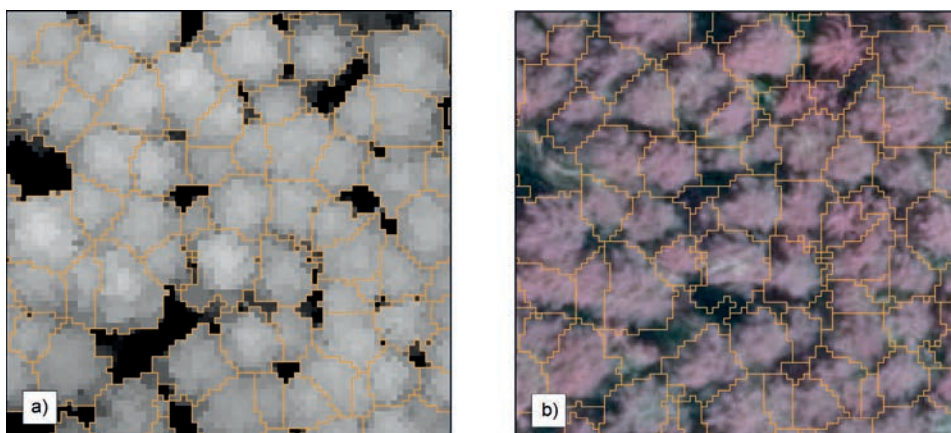
W projekcie pozyskiwany jest szereg zestawów danych z pułapu naziemnego, lotniczego oraz satelitarnego, które służą do precyzyjnego scharakteryzowania stanu oraz dynamiki zmian drzewostanów PB.

Pomiary terenowe wykonywane były w latach 2015 i 2017 oraz zostaną przeprowadzone w roku 2019. Informacje pochodzące z naziemnych powierzchni monitoringowych pozwalają na kalibrację danych teledetekcyjnych oraz weryfikację analiz opartych na tych danych. Prace inwentaryzacyjne obejmują taksację, pomiary biometryczne drzew oraz fitosocjologię. Dane teledetekcyjne z pułapu naziemnego pozyskiwane są na 100 powierzchniach monitoringowych i obejmują zdjęcia hemisferyczne oraz dane naziemnego skanowania laserowego. Lotnicze i satelitarne dane teledetekcyjne pozyskiwane są w sposób ciągły, umożliwiającą kompleksową analizę drzewostanów Puszczy Białowieskiej w latach 2015–2019. Punktem wyjściowym analiz był rok 2015, w czasie którego pozyskano trzy różne zestawy danych – dane lotniczego skanowania laserowego (ALS – *Airborne Laser Scanning*), dane hiperspektralne oraz wielospektralne obrazy satelitarne. Rok później w lipcu i październiku wykonano wielospektralne zobrazowania satelitarne. W 2017 roku pozyskano ponownie zobrazowania hiperspektralne, a satelitarne zobrazowania wielospektralne zastąpiono wielospektralnymi zobrazowaniami lotniczymi, które wykonano również w 2018 roku. Na rok 2019 przewidziano ponowne pozyskanie trzech różnych zestawów danych – dane z lotniczego skanowania laserowego, zobrazowania lotnicze hiperspektralne oraz zobrazowania lotnicze wielospektralne. W każdym roku trwania projektu dane pozyskiwane były kilkakrotnie w okresie trwania sezonu wegetacyjnego.

3. WYNIKI ANALIZ TELEDETEKCYJNYCH

DETEKCJA POJEDYNCZYCH DRZEW

Podstawą w większości analiz teledetekcyjnych była warstwa pojedynczych drzew (ryc. 1). Do wygenerowania tej warstwy posłużył Wysokościowy Model Koron (WMK) opracowany z danych lotniczego skanowania laserowego (Erfani-fard i in. 2018). Detekcja pojedynczych drzew przeprowadzona została z użyciem opracowanego w ramach projektu autorskiego algorytmu do detekcji pojedynczych drzew, bazującego na metodzie Watershed (Vincent i in. 1991) i trójstopniowym wysokościowym podziale procesu detekcji. Dla każdego z progów wysokościowych możliwe jest zoptymalizowanie parametrów detekcji w celu uzyskania jak najlepszych wyników. Dodatkowo algorytm filtruje powstałe segmenty tak, aby wyeliminować potencjalne błędy z wynikowej warstwy. Zastosowane rozwiązanie pozwoliło na poprawną detekcję drzew górnego piętra z dokładnością 80,6% w drzewostanach liściastych, 83,9% w drzewostanach iglastych i 75,3% w drzewostanach mieszanych. Do każdego z drzew przypisane zostały dodatkowe informacje z WMK, takie jak: wysokość drzewa, wysokość korony, powierzchnia rzutu korony i objętość korony.

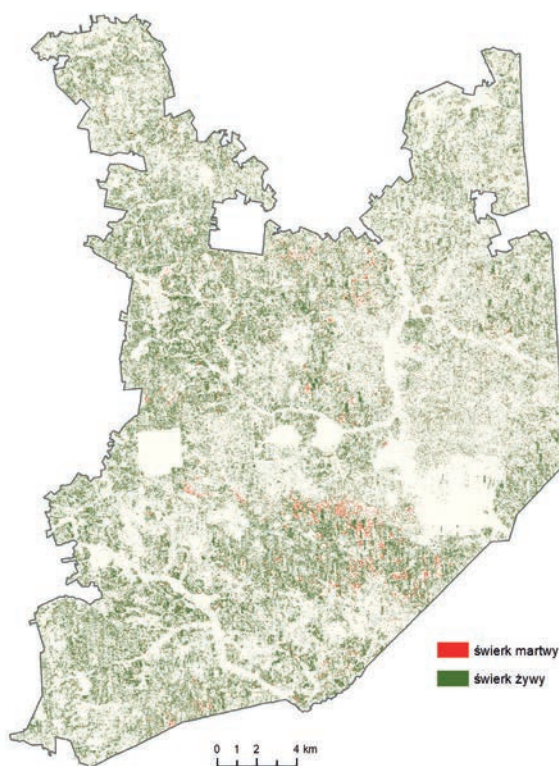


Rycina 1. Warstwa koron pojedynczych drzew na Wysokościowym Modelu Koron (a) oraz zdjęciu w barwach umownych (b)

KLASYFIKACJA GATUNKOWA ALS

Zamieranie świerka pospolitego (*Picea abies*) w Puszczy Białowieskiej jest spowodowane gradacją kornika drukarza (*Ips typographus*), którego uznaje się za sprawcę największych strat w świerczynach na obszarze całej Polski (Grodzki 2013).

Aby w dokładny sposób badać dynamikę zamierania świerka na terenie polskiej części PB, niezbędne było wyodrębnienie świerka spośród innych gatunków drzew. Z tego względu opracowana została metoda klasyfikacji pojedynczych drzew w PB na gatunki: świerk, sosna, liściaste, w podziale na żywe i martwe. Pozwoliło to na oszacowanie liczebności analizowanych gatunków drzew w górnych warstwach drzewostanów oraz ich kondycji zdrowotnej. Analizy zostały przeprowadzone na podstawie pozyskanych danych ALS z dwóch terminów w roku 2015: letniego (lipiec) i zimowego (grudzień) oraz zdjęć lotniczych w barwach umownych (CIR) pozyskanych równoległe z danymi ALS z sezonu letniego. Do klasyfikacji pojedynczych drzew wykorzystany został algorytm Random Forest, którego działanie polega na klasyfikacji za pomocą grupy drzew decyzyjnych (Breiman 2001). Dla najlepszego wariantu łączącego wybrane predyktory ze wszystkich zestawów danych dokładność całkowita wyniosła 94,3%, a współczynnik Kappa 0,93 (Kamińska i in. 2018). Efekty klasyfikacji (wydzielone martwe i żywe świerki) oraz nowe dane teledetekcyjne (pozyskiwane do końca projektu – 2019 rok) umożliwiają wieloczasowe analizy rozwoju gradacji kornika drukarza na terenie PB.



Rycina 2. Stan świerka pospolitego w Puszczy Białowiejskiej w 2015 roku

DYNAMIKA ZAMIERANIA ŚWIERKA

Zaburzenia powodowane przez czynniki biotyczne i abiotyczne są procesami zachodzącymi w ekosystemach leśnych i często odgrywają kluczową rolę w ich kształtowaniu. Mogą one również negatywnie wpływać na produkcję drewna i zmieniać usługi ekosystemowe. Dlatego też precyzyjne i aktualne informacje przestrzenne o obecności i dynamice gradacji owadźch są niezbędne przy planowaniu działań ochronnych i sanitarnych. Gromadzenie takich danych w sposób tradycyjny może być problematyczne w szczególności na dużych obszarach leśnych, o ograniczonym dostępie (np. tereny podmokłe, bagniste itp.). Tu z pomocą przychodzą dane teledetekcyjne oraz oparte na nich metody monitorowania zjawisk zakłócających działanie ekosystemów leśnych.

W ramach projektu stworzono metodykę, która w oparciu o wieloczasowe dane teledetekcyjne o wysokiej rozdzielczości pozwala opisać rozprzestrzenianie się ognisk gradacyjnych kornika poprzez mapowanie martwych drzew (na poziomie pojedynczych drzew) oraz szacować straty drewna związane z gradacją kornika drukarza w polskiej części Puszczy Białowieskiej w 2015 r. Wyniki analiz pokazują, że gradacja kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej w 2015 r. była bardzo dynamiczna. Miąższość martwych świerków określona dla kolejnych terminów pozyskania danych była następująca: lipiec – 503 410 m³; sierpień – 640 692 m³; październik – 737 978 m³. Nowe grupy martwych drzew w płaskim krajobrazie Puszczy Białowieskiej pojawiły się najczęściej (ale nie tylko) w bezpośrednim sąsiedztwie drzew sklasyfikowanych jako martwe w poprzednim okresie. Nowe ogniska gradacyjne zidentyfikowano również w odległości ponad 100 m od wcześniej porażonych drzew. Nie zidentyfikowano żadnych tendencji w zakresie kierunku rozprzestrzeniania się gradacji, co sprawia, że przewidywanie dynamiki rozprzestrzeniania się w naszym obszarze badań jest trudne.

ANALIZA SKŁADU GATUNKOWEGO NA PODSTAWIE ZDJĘĆ HIPERSPEKTRALNYCH

Na podstawie obrazów hiperspektralnych (HySpex VNIR-1800 i SWIR-384) pozyskanych w lipcu, sierpniu i październiku 2015 r. przeanalizowano skład gatunkowy Puszczy Białowieskiej (ryc. 3). Trzykrotnie pozyskano obrazy o rozdzielczości przestrzennej 5 m w zakresie spektralnym 400–2500 nm. Po wstępnych przetworzeniach przeprowadzono klasyfikację gatunkową z rozróżnieniem 8 klas: brzoza, dąb, grab, lipa, olsza, sosna, świerk oraz inne liściaste. Jako dane referencyjne posłużyły lokalizacje drzew z powierzchni kołowych oraz dane z SILP. Do klasyfikacji zastosowano algorytm uczenia statystycznego Support Vector Machine

(Vapnik 1995). Dokładności klasyfikacji wahały się od 54% do 77% w zależności od fragmentu obszaru i terminu klasyfikacji. Najlepsze wyniki uzyskano dla terminu sierpniowego (77% – lasy gospodarcze, 66% – rezerваты na terenie nadleśnictw i park narodowy poza obszarem ochrony ścisłej, 64% – obszar ochrony ścisłej BPN). Finalną mapę składu gatunkowego dla roku 2015 opracowano na podstawie połączenia wyników klasyfikacji z różnych terminów z zastosowaniem tzw. metody ‘głosowania’. Udział poszczególnych gatunków w PB wynosił (w górnej warstwie drzewostanu): w BPN: 20% – olsza, 16% – grab, 15% – świerk, 13% – sosna, 12% – lipa, 9% – dąb, 6% – brzoza oraz 9% – inne; poza BPN: 23% – świerk, 19% – olsza, 17% – sosna, 8% – dąb, 8% – grab, 7% – lipa, 7% – brzoza oraz 11% – inne.



Rycina 3. Klasyfikacja gatunkowa drzew z wykorzystaniem danych hiperspektralnych z 2015 roku

4. PODSUMOWANIE

Przedstawiony w tej publikacji projekt zakończy się 2021 roku. W efekcie projektu pierwszy raz w historii zobrazowane zostaną wielkopowierzchniowe zmiany drzewostanów Puszczy Białowieskiej, związane głównie z gracją kornika drukarza. Ponadto dane zebrane w projekcie oraz wyniki ich przetworzeń będą rewelacyjnym materiałem, który może stanowić podstawę do dyskusji na temat przyszłości polskiej części Puszczy Białowieskiej.

Uzyskane wyniki do tej pory prezentują rzeczywisty obraz Puszczy Białowieskiej. Dokładność mapy gatunkowej jest dobra. Musimy pamiętać, że przedmiotem analizy był bardzo różnorodny las o skomplikowanej strukturze pionowej i poziomej. W analizie wykorzystane były dane o rozdzielczości przestrzennej wynoszącej 5 metrów (Modzelewska i in. 2019). Jest to dość mała rozdzielczość. Lepsze wyniki mogłyby zostać osiągnięte przy zastosowaniu danych o wyższej rozdzielczości i ich integracji z danymi lotniczego skanowania laserowego.

Ogromne zainteresowanie, jakim cieszą się wyniki projektu (ponad 60 wdrożeń wyników w kraju i za granicą), pokazuje, że niezbędne jest zaplanowanie w przyszłości jednego wspólnego metodycznie systemu monitorowania drzewostanów Puszczy Białowieskiej, by móc w sposób optymalny i zrównoważony zarządzać tym cennym przyrodniczo obszarem.

5. PODZIĘKOWANIA

Badania sfinansowano ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE+ oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW), nr umowy: LIFE13 ENV/PL/000048; nr umowy NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D (Projekt LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych).

Summary

Krzysztof Stereńczak, Bartłomiej Kraszewski, Miłosz Mielcarek, Agnieszka Kamińska, Maciej Lisiewicz, Aneta Modzelewska, Rafał Sadkowski, Małgorzata Białczak, Żaneta Piasecka, Renata Wilkowska

Forest Research Institute
k.sterenczak@ibles.waw.pl

The Białowieża Forest monitoring with the use of remote sensing data

The Białowieża Forest (Puszcza Białowieska, PB) is a naturally diversified forest complex. Currently, there are dynamic changes ongoing in stands of PB, caused mainly by the bark beetle gradation. This process has coincided with the launch of the LIFE+ ForBio-Sensing PL project “Comprehensive monitoring of stand dynamics of Białowieża Forest supported with remote sensing techniques”. One of the elements of the project is monitoring of spruce stands in the Białowieża Forest. Therefore, within the project, analyses to determine dynamics of the bark beetle gradation and, consequently, to determine the current state of spruce stands are carried out. In addition, as part of the project, other remote sensing analyses are conducted, which enable to describe selected characteristics of PB stands.

The presentation is going to demonstrate the results of PB stand monitoring using various types of remote sensing data. It will cover the period of four years of the project (2015–2018), and will demonstrate the quantitative and spatial diversity of stands and ongoing changes in the Białowieża Forest. In addition to the quantitative and qualitative characterisation of the bark beetle gradation, we will also show the use of integration of many different types of remote sensing data for monitoring the state of the forest.

LITERATURA

- Breiman L. 2001. Random forests. *Machine Learning*, 45: 5–32.
- Erfanifard Y., Stereńczak K., Kraszewski B., Kamińska A. 2018. Development of a robust canopy height model derived from ALS point clouds for predicting individual crown attributes at the species level. *International Journal of Remote Sensing*, 39(23): 9206–9227.
- Grodzki W. (red.). 2013. Kornik drukarz i jego rola w ekosystemach leśnych. CILP, Warszawa.

- Kamińska A., Lisiewicz M., Stereńczak K., Kraszewski B., Sadkowski R. 2018. Species-related single dead tree detection using multi-temporal ALS data and CIR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 219: 31–43.
- Modzelewska A., Fassnacht F.E., Stereńczak K. 2020. Tree Species Identification within an extensive forest area using airborne hyperspectral data. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 84, 101960.
- Vapnik V. 1995. *The Nature of Statistical Learning Theory*. Springer-Verlag, New York.
- Vincent L., Soille P. 1991. Watersheds in digital spaces: An efficient algorithm based on immersion simulations. *IEEE Transactions of Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 13(6): 583–598.

Krzysztof Majsterkiewicz

Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Katowicach
k.majsterkiewicz@katowice.lasy.gov.pl

Praktyczne aspekty wykorzystania teledetekcji w szacowaniu wielkoobszarowych szkód na terenach leśnych

1. WSTĘP

Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Katowicach wykorzystuje teledetekcję do szacowania rozmiaru szkód od roku 2008, w którym to przeprowadzono pierwszą inwentaryzację drzewostanów uszkodzonych przez gwałtowne wiatry. Od tego czasu w skali RDLP w Katowicach wykorzystano teledetekcję jeszcze dwukrotnie w latach 2016 i 2017. Każde z szacowań uszkodzeń zostało przeprowadzone w nieco inny sposób. Artykuł przedstawia doświadczenia zebrane przez RDLP w Katowicach oraz zawiera krótkie omówienie zastosowanych metod.

2. METODYKA

PRZYPADEK PIERWSZY — TRĄBA POWIETRZNA Z 2008 ROKU

W dniu 15 sierpnia 2008 roku szkody wystąpiły na terenie pięciu nadleśnictw: Strzelce Opolskie, Rudziniec, Koszęcin, Herby i Gidle. Zasięg uszkodzeń przedstawia rycina 1.

Na potrzeby szacowania rozmiaru szkód pozyskano zdjęcia analogowe w trzech kanałach (RGB), które po przetworzeniu do ortofotoszkiegu w formacie cyfrowym zostały poddane klasyfikacji manualnej – wizualnej interpretacji zdjęć przez grupę operatorów. W wyniku klasyfikacji powstała warstwa obszaru uszkodzonego przez wiatr. W czasie klasyfikacji oznaczano tylko obszary z drzewostanem uszkodzonym całkowicie. Rycina 2. przedstawia fragment drzewostanu z oznaczonym obszarem uszkodzonym przez wiatr. W kolejnych etapach postępowania w oprogramowaniu typu desktop GIS dokonano określenia części wspólnej warstwy powierzchni uszkodzonych i warstwy wydzielen, następnie na podstawie opisów taksacyjnych

wydział z baz SILP nadleśnictw obliczono miąższości uszkodzonego drewna w poszczególnych wydziałach.

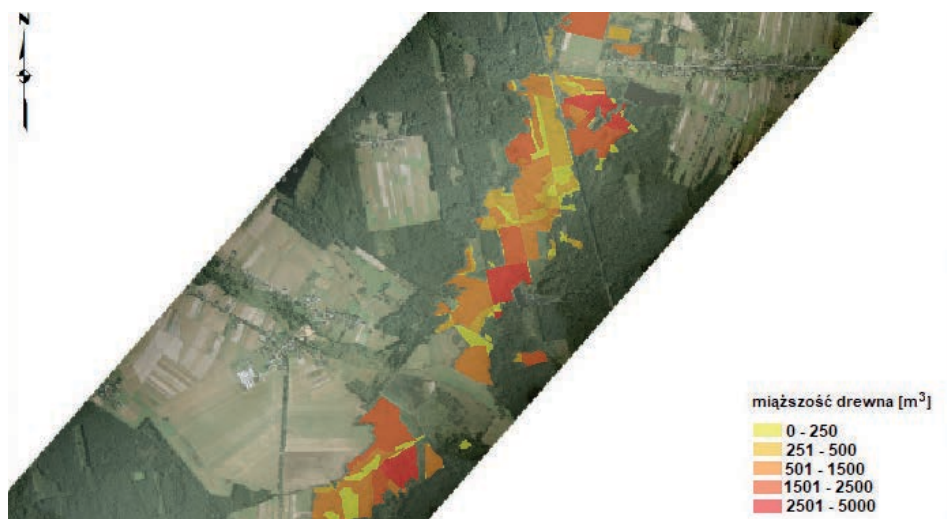


Rycina 1. Zasięg szkód od wiatru sierpień 2008 roku



Rycina 2. Fragment drzewostanu z zaznaczonymi obszarami uszkodzonymi przez wiatr

Rycina 3. przedstawia fragment mapy obszarów uszkodzonych w 2008 roku, która została przygotowana w ramach procedury szacowania szkód. Intensywność koloru czerwonego rośnie wraz z miąższością uszkodzonego drewna w wydzieleniach.



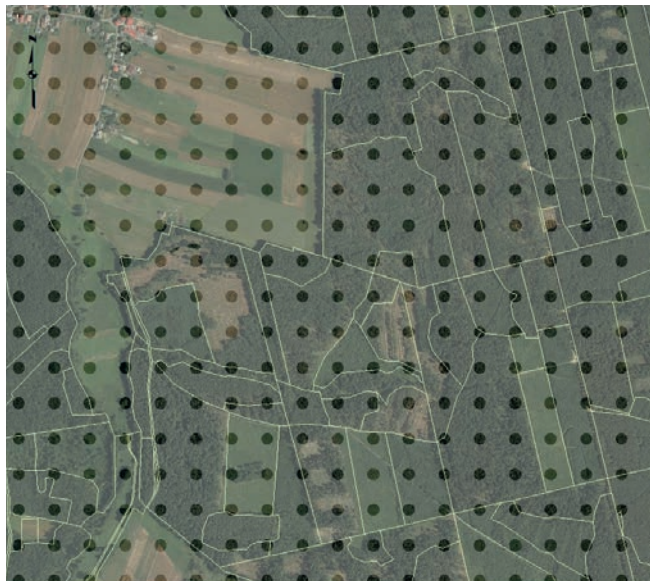
Rycina 3. Rozmiar uszkodzeń drewna w wydzieleniach

PRZYPADEK DRUGI – SZKODY OD WIATRU Z 2016 ROKU

W roku 2016 po raz kolejny metody teledetekcji zostały wykorzystane do określenia rozmiaru uszkodzeń po wystąpieniu szkód od wiatru na terenie RDLP w Katowicach. Tym razem szkody również dotknęły pięć nadleśnictw, przy czym szczególnie trzy: Lubliniec, Brynek i Herby, na terenie dwóch: Kobiór i Rybnik wystąpiły w mniejszej skali. W związku z powyższym zdjęcia lotnicze wykonano tylko na obszarze trzech nadleśnictw. Ważnym czynnikiem, który w tym przypadku ograniczył praktyczne wykorzystanie wyników analizy teledetekcyjnej był czas, który upłynął od wystąpienia szkody do podjęcia decyzji o wykonaniu nalotu, a następnie ograniczenie możliwości jego wykonania ze względu na niekorzystne warunki atmosferyczne. Co do zasady postępowanie przy określaniu uszkodzeń było analogiczne do przeprowadzonego w roku 2008.

Istotną różnicą ze względu na charakter uszkodzeń na terenie jednego z nadleśnictw, gdzie wystąpiły w dużej ilości pojedynczo uszkodzone drzewa, była próba określania uszkodzonej miąższości na podstawie obliczenia sumy miąższości pojedynczych drzew. Próba zinwentaryzowania wszystkich uszkodzonych drzew (na podstawie pozyskanych zdjęć) na dość dużym obszarze byłaby bardzo czasochłonna. W związku z tym wyznaczono 10-arowe powierzchnie próbne w siatce 100 x 100 m.

Rycina 4. przedstawia siatkę powierzchni próbnych na terenie Nadleśnictwa Brynek. Na powierzchniach próbnych oznaczono obszary całkowicie uszkodzonego drzewostanu oraz określono liczbę uszkodzonych pojedynczych drzew (ryc. 5).

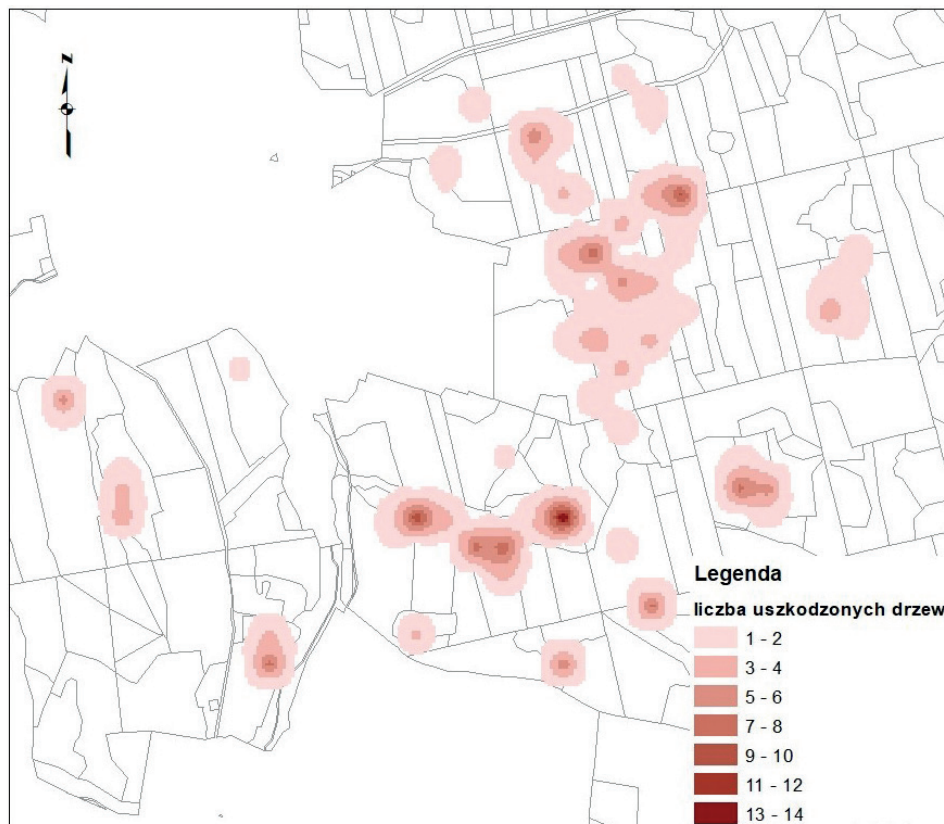


Rycina 4. Siatka powierzchni próbnych



Rycina 5. Powierzchnie próbne, na których oznaczono obszar uszkodzeń całkowitych oraz liczbę uszkodzonych drzew

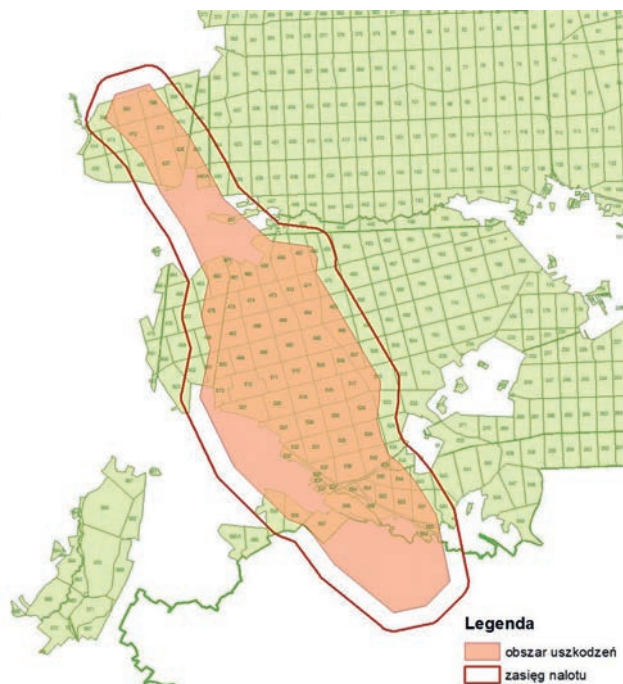
Następnie wykonano interpolację uzyskanych na powierzchniach próbnych wyników na całą powierzchnię uszkodzonych drzewostanów i obliczono miąższość uszkodzonego drewna dla całego obszaru (ryc. 6).



Rycina 6. Interpolacja liczby uszkodzonych drzew

PRZYPADEK TRZECI – SZKODY OD WIATRU Z 2017 ROKU

Po raz kolejny teledetekcja została wykorzystana do określenia rozmiaru szkód spowodowanych przez wiatr na terenie RDLP w Katowicach w 2017 roku. Szkody tym razem wystąpiły głównie na terenie jednego Nadleśnictwa Rudy Raciborskie. Biorąc pod uwagę wcześniejsze doświadczenia, zwłaszcza to, że kluczowy jest czas na podjęcie decyzji o wykonaniu nalotów oraz konieczność wykorzystania pierwszego okna pogodowego, decyzja o nalocie została podjęta w trzecim dniu od wystąpienia szkody i w tym samym dniu udało się wykonać nalot. Po tygodniu od wystąpienia szkody w siedzibie wykonawcy ortofotomapy nastąpiło przekazanie produktu oraz interpretacja wizualna na stacjach 3D.



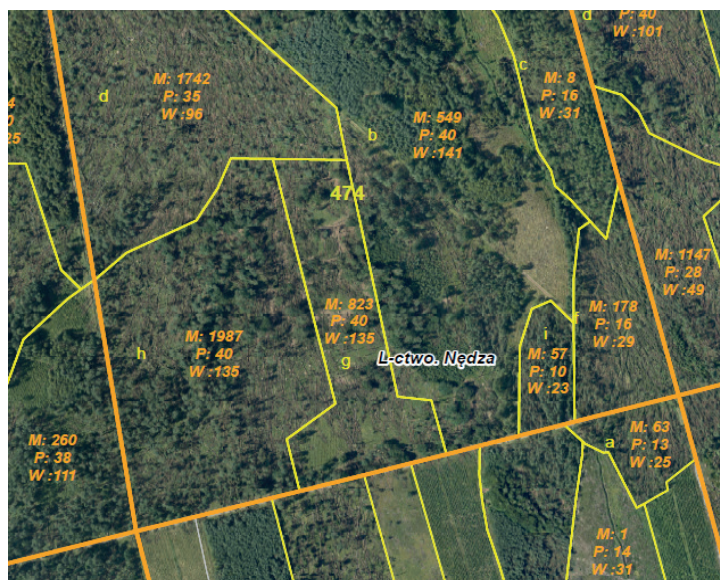
Rycina 7. Obszar uszkodzeń (jasnoczerwone wypełnienie) oraz obszar wykonania ortofotomapy (czerwona linia) uszkodzonych przez wiatr drzewostanów w roku 2017 w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie

W odróżnieniu od wcześniejszych założeń interpretacji, tym razem korzystając z możliwości analizy zdjęć w 3D, określano stopień uszkodzenia w czterech klasach: pojedyncze drzewa, do 25%, 26–50%, 51–75%, 76–100% (tab. 1). Po wstępnej analizie wyników połączono klasy 51–75% i 76–100% ze względu na to, że drzewostany uszkodzone w takim stopniu zostaną najprawdopodobniej usunięte całkowicie w czasie likwidacji szkody.

Tabela 1. Wyniki szacowania uszkodzonych drzewostanów według leśnictw

Leśnictwo	miąższość drewna [m ³]	powierzchnia uszkodzonych drzewostanów wg stopnia uszkodzeń [ha]				
		pojedyncze	do 25%	do 50%	do 100%	Razem
Nędza	26194,1	58,44	90,81	51,6	491,34	692,19
Solarnia	173908,0	46,35	33,03	23,83	88,76	191,97
Szymocice	59310,6	66,58	109,36	58,29	109,89	344,12
Ogółem	259412,7	171,37	233,2	133,72	689,99	1228,28

Sposób obliczenia miąższości drewna w wydzieleniach pozostał analogiczny do wcześniej prowadzonych analiz. Jednym z istotnych celów wykonania zobrazowań i szacowania miąższości uszkodzonych drzew była identyfikacja i koncentracja na pozyskaniu w pierwszej kolejności drewna wielkowymiarowego. W celu realizacji tego założenia dla pracowników terenowych zostały przygotowane i wydrukowane mapy na podkładzie ortofotomap, zawierające informacje o szacowanej miąższości (M), pierśnicy (P) i wieku (W) pobierane z opisu taksacyjnego dla gatunku głównego w wydzieleniu. Rycina 8. przedstawia fragment mapy dla pracowników terenowych.



Rycina 8. Mapa dla pracowników terenowych zawierająca podstawowe informacje o uszkodzonych drzewostanach

3. WYNIKI

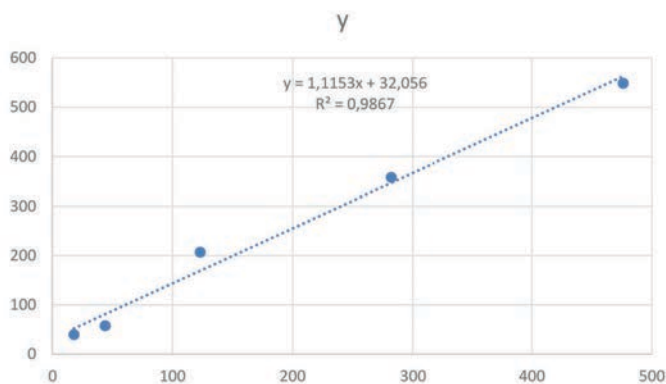
PRZYPADK PIERWSZY — TRĄBA POWIETRZNA Z 2008 ROKU

Po zakończeniu pozyskania na obszarach uszkodzonych została podjęta próba oszacowania różnicy między miąższościami. W tabeli poniżej zaprezentowano przybliżone różnice między szacunkiem uszkodzonej powierzchni z wykorzystaniem ortofotomap a faktyczną powierzchnią, na której został usunięty drzewostan. Przybliżenie wyniku z braku pewności przypisania pozyskiwanego drewna do likwidacji szkody, sposób prowadzenia ewidencji w SILP nie dawał wtedy takich możliwości.

Tabela 2. Różnice w powierzchni szacowanej i wykonanej wg nadleśnictw

Nadleśnictwo	Powierzchnia szacowana [ha]	Powierzchnia wykonana [ha]	różnica [ha]	różnica [%]
Gidle	44	58	14	32
Herby	282	358	76	27
Koszęcin	476	549	73	15
Rudziniec	123	207	84	68
Strzelce Opolskie	18	40	22	122
Razem	943	1212,00	269	29

Błędy oszacowania powierzchni wynikały głównie z braku możliwości dokładnego określenia pochyleń drzew w czasie analizy ortofotoszkiegu. Analiza wzrokowa drzewostanu w 2D nie pozwalała na jednoznaczne ustalenie, czy drzewo jest pochylone. Dodatkowo podczas porządkowania powierzchni okazało się, że część drzew miała uszkodzone systemy korzeniowe i też została usunięta, mimo że na zobrazowaniach ich stan wydawał się dobry. Błędy dotyczące określenia powierzchni wraz z błędami określenia zapasu na poszczególnych wydzieleniach przeniosły się na ogólny błąd określenia miąższości przy szacowaniu uszkodzeń. Warto zauważyć, że błąd określenia powierzchni ma postać funkcji liniowej, co przedstawia wykres na rycinie 9. Wskazuje on na prawdopodobną ostrożność w interpretacji przez operatora obszarów z pochylonymi drzewami i pewien optymizm, że jednak te fragmenty drzewostanu nie zostaną usunięte. Po przebadaniu pod tym kątem większej próby, można by korygować wyniki uzyskane przez operatorów interpretujących materiały fotogrametryczne w 2D (ortofotomapy) odpowiednim równaniem. Błędy określenia zapasu wynikają z metodyki PUL oraz algorytmów aktualizujących opisy taksacyjne bazy LAS w SILP.



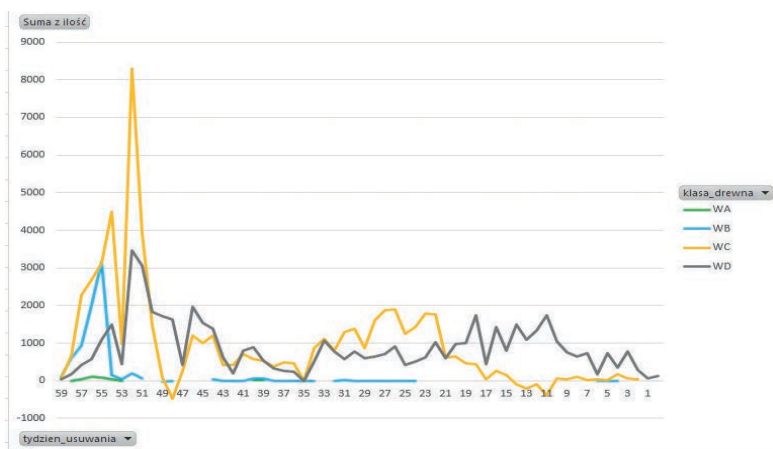
Rycina 9. Zależność między powierzchnią szacowaną a wykonaną

PRZYPADEK DRUGI – SZKODY OD WIATRU Z 2016 ROKU

Ze względu na to, że szacowanie miąższości zostało wykonane po ustaleniu miąższości drewna planowanego do pozyskania w ramach likwidacji szkody, analiza błędów szacowania uszkodzeń została wykonana tylko częściowo dla Nadleśnictwa Brynek. Analiza uszkodzeń metodą powierzchni próbnych dała obiecujące rezultaty, jednak przed ewentualnym wdrożeniem produkcyjnym wymagałaby sparametryzowania interpolacji i dostosowania jej do charakteru czynnika powodującego szkodę – w tym przypadku wiatru.

PRZYPADEK TRZECI – SZKODY OD WIATRU Z 2017 ROKU

W wyniku podjętych działań w pierwszych tygodniach likwidacji szkody udało się skoncentrować prace na pozyskaniu drewna wielkowymiarowego. Pozyskanie drewna wielkowymiarowego w czasie przedstawia rycina 10.



Rycina 10. Pozyskanie drewna wielkowymiarowego w czasie

Różnice w określeniu miąższości w szacunkach a wykonaniem pozyskania na dzień 31.12.2018 r. przedstawia tabela 3. Jak widać, miąższości określone w wyniku szacowania dały całkiem dobre wyniki. Oszacowane miąższości były wystarczające do zaplanowania akcji porządkowania terenu, jak i prognozowania miąższości, które należało uwzględnić w budowie planu sprzedaży drewna.

Reasumując doświadczenia RDLP w Katowicach w szacowaniu szkód, należy stwierdzić, że metoda zdalnego określania rozmiaru uszkodzeń to:

- metoda bezpieczna, nie wymaga wysyłania pracowników w obszary potencjalnie niebezpieczne,

- obiektywna metoda określania rozmiaru szkód,
- metoda umożliwiająca szybkie określenie rozmiaru szkód,
- metoda wymagająca zaktualizowanych opisów taksacyjnych i LMN,
- forma dokumentacji szkody.

Tabela 3. Różnice w szacunku i rzeczywistym wykonaniu pozyskania na obszarze objętym szkodami spowodowanymi przez wiatr

Leśnictwo	szacunek [m ³]	wykonanie [m ³]	różnica [m ³]	różnica [%]
<i>Nędza</i>	26194,1	41572,4	15378,3	59,0
<i>Solarnia</i>	173908,0	162342,6	-11565,4	-7,0
<i>Szymocice</i>	59310,6	83677,8	24367,2	41,0
Ogółem	259412,7	287592,8	28180,1	11,0

4. PODSUMOWANIE

Metody teledetekcji są źródłem obiektywnych i miarodajnych danych o rozmiarze szkody, wymagają jednak dopracowania metody interpretacji pozyskanych materiałów oraz analizy błędów. W celu szybkiego przeprowadzenia procedury szacowania, niezbędne jest opracowanie szczegółowej instrukcji postępowania. W momencie, gdy występuje szkoda, nie ma czasu na rozważanie i porównywanie różnych możliwych do wykorzystania metod. Wskazane by było opracowanie wariantowych scenariuszy w zależności od rozmiaru i charakteru uszkodzeń. Obecnie SILP wspiera obliczanie miąższości uszkodzonego drewna dla wskazanych poligonów o określonych stopniach uszkodzeń wyrażonych w procentach. Dzięki temu w metodyce wystarczyłoby się ograniczyć do sposobu określania stopnia uszkodzeń. Biorąc pod uwagę przetestowaną wstępnie metodykę powierzchni próbnych, można by sprawdzić, czy taka metoda sprawdziłaby się w szacowaniu szkód na większych obszarach. W związku z problemami z interpretacją ortofotomap oraz problemami z warunkami ich wykonania, zwłaszcza w czasie przechodzenia frontów atmosferycznych i dużego zachmurzenia, dobrze byłoby sprawdzić możliwość zastosowania aktywnej techniki LIDAR do wykonania NMPT po wystąpieniu szkody i porównania jej z NMPT z projektu ISOK, po uwzględnieniu wykonanych zadań gospodarczych. Doświadczenie z 2016 roku wskazuje też na istotne (krytyczne) znaczenie czasu, w którym zostanie wykonane szacowanie. Jeśli nie zostanie ono wykonane w ciągu 2–3 tygodni po wystąpieniu zjawiska klęskowego, do organizacji prac związanych z likwidowaniem skutków klęski zostaną wykorzystane dane pozyskane w inny sposób.

Summary

Krzysztof Majsterkiewicz

Regional Directorate of the State Forests in Katowice
k.majsterkiewicz@katowice.lasy.gov.pl

Practical aspects of the use of remote sensing in large-scale damage assessment in forest areas

For estimating the size of damage caused by wind in the Regional Directorate of State Forests in Katowice remote sensing methods were used for the first time after the storm on 15 August 2008. The damage occurred then in the area of five forest districts. For the purposes of estimating the size of the damage, analogue photographs were acquired in three channels (RGB), which, after being processed into an orthophoto in a digital format, were subjected to a visual interpretation of the photos by a group of operators. As a result of classification, a layer of the area damaged by wind was created. During the classification, only areas with completely damaged tree stands were marked. In the next stages of the procedure in the desktop GIS software, a part of the common layer of damaged areas was determined with the layer of forest sub-compartments, then on the basis of taxation descriptions of the SILP bases of forest districts, the volume of damaged wood in individual sub-compartments was calculated.

In 2016, remote sensing methods were used once again to determine the extent of damage after occurrence of damage caused by wind in the Regional Directorate of the State Forests (RDLP) in Katowice. The damage also affected five forest districts, while the largest occurred in three of them. Therefore, aerial photographs were taken only in the area of three forestry districts. An important factor, which in this case limited the practical use of results of remote sensing analysis, was the time that elapsed from the occurrence of the damage to the decision on the flight, and then possibilities of its implementation due to unfavourable weather conditions. As a rule, the procedure for determining damages was analogous to that carried out in 2008.

An important difference, due to the nature of damages in one of the forest districts, where there was a large number of single damaged trees, was an attempt to determine the damaged volume based on calculating the total volume of individual trees. Because of the fact that based on the pictures taken the inventory of all damaged trees in a large area would be very time-consuming, 10-are sample plots in a 100x100 m grid were determined. On the sample plots, areas with completely damaged stands and the number of damaged individual trees were determined. Then, interpolation of the results obtained on the sample plots on the entire area of damaged stands was performed and the volume of damaged wood for the whole area was calculated.

Once again, losses caused by wind with remote sensing methods were determined in the RDLP in Katowice in 2017. This time the damage occurred mainly in one forest district. Taking into account the previous experience, especially of that time is crucial for making a decision on flights and that the first weather window must be used, the decision on the flight was taken on the third day after the damage occurred and it was implemented on the same day. One week after the damage occurrence, at the orthophoto map accomplisher's office the product was delivered and visual interpretation on 3D stations was made. Contrary to the earlier interpretation assumptions, having the possibility to analyse photos in 3D this time the degree of damage was determined in four classes: single trees, up to 25%, 26–50%, 51–75%, 76–100%. After preliminary analysis of the results, the classes 51–75% and 76–100% were combined due to the fact that stands damaged to such a degree will most likely be removed completely during the damage removing. The method of calculating volume of wood in forest sub-compartments was analogous to the previous analyses.

The paper discusses in detail the methods, their advantages and disadvantages, and it presents the conclusions from the previous experience and suggestions for how to proceed in the future. Time plays an important role in damage estimation, especially for organizational reasons. For managers it is necessary to know what the size of damage is, because it is decisive for choosing a way of proceeding and answering key questions: whether it is necessary to involve additional services to harvest damaged wood and how additional volumes of timber may influence the timber market.

Piotr Wężyk, Paweł Hawryło, Karolina Zięba-Kulawik

Uniwersytet Rolniczy w Krakowie

{piotr.wezyk, pawel.hawrylo, karolina.zieba}@urk.edu.pl

Wykorzystanie teledetekcji w ocenie wielkości uszkodzeń drzewostanów na przykładzie nawałnicy z 2017 roku

1. WSTĘP

W obliczu zachodzących zmian klimatu z coraz większą częstotliwością występują ekstremalne zjawiska pogodowe powodujące wielkopowierzchniowe zniszczenia obszarów leśnych. Do takich zjawisk zalicza się m.in. silne wiatry, będące dużym zagrożeniem dla trwałości i stabilności ekosystemów leśnych. W okresie ostatnich kilkunastu lat, na terenie Polski, wielokrotnie zanotowano występowanie silnych wiatrów huraganowych powodujących uszkodzenia drzewostanów (Ciesielski i in. 2016). Jednym z ostatnich był huragan z 11/12 sierpnia 2017 roku, który spowodował szkody na ogromną skalę, niszcząc niemal 120 tys. ha lasów (10 mln m³ powalonych i połamanych drzew), z czego 39,2 tys. ha zniszczonych drzewostanów kwalifikuje się do całkowitego odnowienia. W sytuacji uszkodzeń lasów obejmujących tak dużą powierzchnię, niezmiernie ważne jest odpowiednio szybkie zinventaryzowanie szkód w celu podjęcia odpowiednich decyzji gospodarczych. W takich okolicznościach tradycyjne szacowanie szkód na podstawie wizji terenowej jest kosztowne, mało efektywne, a w wielu przypadkach także niebezpieczne ze względu na trudne warunki terenowe. Pozyskiwanie dla całego obszaru wysokorozdzielczych zdjęć lotniczych, a następnie ich interpretacja na ekranie komputera jest także rozwiązaniem kosztownym i czasochłonnym. Istnieje zatem potrzeba opracowania nowych, bardziej wydajnych i mniej kosztownych metod.

W literaturze naukowej znane są przykłady wykorzystania teledetekcji w inwentaryzacji szkód pohuraganowych. Dotychczasowe badania skupiały się głównie na detekcji zmian w lasach z wykorzystaniem zmian charakterystyk spektralnych obserwowanych na zobrażowaniach satelitarnych pozyskanych przed i po huraganie. Wykorzystywane były w tym celu różne zobrażenia satelitarne, zarówno nisko- (Wang i in. 2010), średnio- (Wang i in. 2010, Ciesielski i in. 2016), jak i wysokorozdzielcze (Chehata i in. 2014). W tego rodzaju badaniach bardzo istotną

kwestią jest odpowiednie pozyskanie danych referencyjnych na temat uszkodzonych drzewostanów, które odbywa się najczęściej na podstawie inwentaryzacji terenowej. W przypadku dostępności danych o bardzo dużej rozdzielczości przestrzennej referencyjne wartości uszkodzeń mogą być pozyskane bezpośrednio z danych teledetekcyjnych, bez konieczności prac terenowych (Honkavaara i in. 2013). Idealną sytuacją jest posiadanie wysokorozdzielczych numerycznych (cyfrowych) modeli wysokościowych (znormalizowany Numeryczny Model Pokrycia Terenu (zNMPT)) dla okresu sprzed i po wystąpieniu zjawisk klęskowych. Model zNMPT (CHM – *Canopy Height Model*) charakteryzujący się wysoką rozdzielczością przestrzenną (GSD 1,0 m) może być generowany na podstawie chmur punktów lotniczego skanowania laserowego (ALS – *Airborne Laser Scanning*) lub chmur punktów pochodzących z automatycznego dopasowania cyfrowych zdjęć lotniczych (IPC – *Image Based Point Clouds*) (Honkavaara i in. 2013). W przypadku zdarzeń wielkopowierzchniowych pozyskiwanie danych ALS lub IPC dla całości obszaru jest rozwiązaniem zarówno wysoce kosztownym, jak i czasochłonnym.

W niniejszej pracy przedstawiono metodę szacowania uszkodzeń pohuraganowych, w której precyzyjne referencyjne dane wysokościowe (CHM) pozyskiwane są tylko dla niewielkiego fragmentu obszaru zainteresowania, a następnie informacja o stopniu uszkodzenia przeskalowywana jest na większy obszar z wykorzystaniem zobrażeń satelitarnych, co znacząco obniża koszty stosowania metody. W badaniach przeanalizowano dokładność proponowanej metody z wykorzystaniem zobrażeń satelitarnych PlanetScope oraz KOMPSAT-3.

2. METODYKA

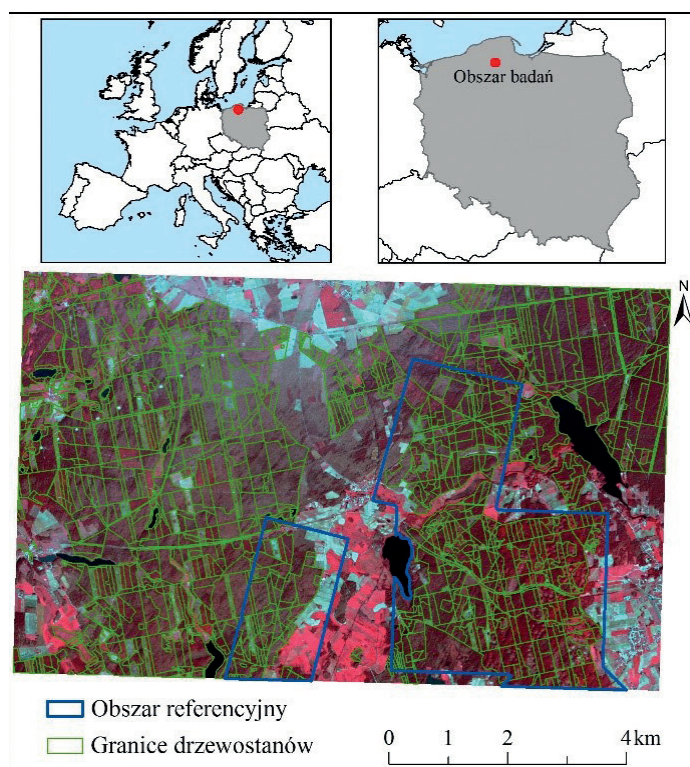
2.1. TEREN BADAŃ

Teren badawczy o powierzchni około 7500 ha został wyodrębniony w kompleksie leśnym Bory Tucholskie w północnej Polsce, gdzie w nocy z 11 na 12 sierpnia 2017 r. miała miejsce ogromna wichura (ryc. 1). Wybrany obszar badań pokrywały głównie drzewostany sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) (ok. 95%).

2.2. DANE WEJŚCIOWE

W ramach realizacji badań wykorzystano różnego rodzaju dane teledetekcyjne, tj. zobrażenie satelitarne PlanetScope z okresu przed huraganem (16 lipca 2017 r.), zobrażenie PlanetScope z okresu po huraganie (15 sierpnia 2017 r.) oraz zobrażenie KOMPSAT-3 z okresu po huraganie (30 sierpnia 2017 r.). Konstelacja nanosatelitów PlanetScope (+175) pozyskuje obrazy w czterech zakresach spektral-

nych (niebieski, zielony, czerwony, podczerwony) z rozdzielczością przestrzenną (GSD) 3,1 m. Dane KOMPSAT-3 posiadają również cztery kanały spektralne o rozdzielczości przestrzennej 2,8 m oraz dodatkowo kanał panchromatyczny (PAN) o wyższej rozdzielczości przestrzennej (0,7 m GSD). Obrazy satelitarne obejmowały cały badany obszar. Dodatkowo, dla powierzchni referencyjnej około 1845 ha dostępne były chmury punktów ALS z okresu przed huraganem (pozyskane w ramach projektu ISOK) oraz IPC z okresu po huraganie. IPC zostały wygenerowane na podstawie cyfrowych zdjęć lotniczych (0,15 m GSD) z wykorzystaniem metody (SfM – *Structure from Motion*) (Turner i in. 2012) w programie PhotoScan Professional (Agisoft).



Rycina 1. Lokalizacja terenu badań. Obraz satelitarny PlanetScope po huraganie (15.08.2018). W tle niebieskie poligony definiujące obszar referencyjny, dla którego dostępne były modele CHM (przed i po huraganie)

2.3. KLASYFIKACJA OBSZARÓW LEŚNYCH W OKRESIE PRZED HURAGANEM

Pierwszym krokiem analizy było stworzenie maski obszarów leśnych z okresu przed wystąpieniem huraganu w oparciu o zobrazowanie PlanetScope. Maskę

leśna została stworzona przy użyciu metody klasyfikacji obiektowej (GEOBIA – *Geographic Object Based Image Analysis*) (Hay i Castilla 2008) oraz metody klasyfikacji nadzorowanej – lasów losowych (RF) (Breiman 2001). Po wstępnej segmentacji obrazów metodą SLIC (Achanta i in. 2012) segmenty o wartościach wskaźnika NDVI $\geq 0,8$ zostały zaklasyfikowane jako zdrowa roślinność za pomocą oprogramowania eCognition Developer 9.3.1 (*Trimble Geospatial*). Następnie wybrano pola treningowe dla klas obszarów leśnych oraz nieleśnych w oparciu o wizualną interpretację obrazu. Ostatnim etapem było przeprowadzenie klasyfikacji nadzorowanej metodą lasów losowych (RF) przy użyciu pakietu randomForest programu R (Liaw i Wiener 2002). Ogólna dokładność klasyfikacji obszarów leśnych oceniona na podstawie 500 iteracji repróbki bootstrapowej wyniosła 97%.

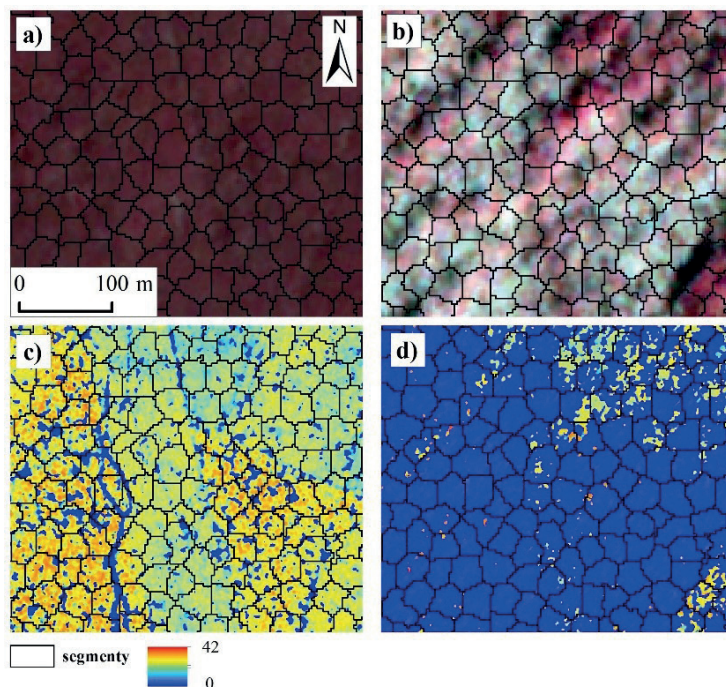
2.4. OBLICZENIE REFERENCYJNEGO STOPNIA USZKODZEŃ

Modele CHM (1,0 m GSD) zostały wygenerowane dla obszaru referencyjnego (ryc. 1) w oparciu o chmury punktów ALS i IPC przy użyciu oprogramowania FUSION (*CanopyModel*; McGaughey 2015). W kolejnym etapie wykonano segmentację obrazu PlanetScope (ryc. 2) z okresu po huraganie metodą SLIC. Obszary zaklasyfikowane poprzednio do maski lasu (PlanetScope) z wartościami CHM przed huraganem $\geq 4,0$ m i wartościami CHM po huraganie $\leq 4,0$ m zostały uznane za uszkodzone. Dla każdego segmentu obrazu w obszarze referencyjnym obliczono stopień uszkodzenia w zakresie 0–100%, który potraktowano jako zmienną zależną w modelu predykcyjnym. Stopień uszkodzenia obliczono także dla całych drzewostanów, wykorzystując wektor Leśnej Mapy Numerycznej.

2.5. OBLICZENIE ZMIENNYCH OBJAŚNIAJĄCYCH

Dla każdego utworzonego w poprzednim kroku segmentu obrazu oraz każdego drzewostanu obliczono wartości średnie wskaźnika NDVI oraz wartości średnie z wszystkich kanałów spektralnych zobrazowań PlanetScope oraz KOMPSAT-3 (ryc. 2). Wartości te zostały następnie wykorzystane jako zmienne objaśniające w modelu predykcyjnym stopnia uszkodzeń drzewostanów. W przypadku zobrazowań PlanetScope wykorzystano zarówno dane z okresu sprzed, jak i po huraganie. Zobrazowania KOMPSAT-3 dostępne były jedynie dla okresu po huraganie. W przypadku obydwu zestawów danych (PlanetScope, KOMPSAT-3) utworzono dodatkową zmienną objaśniającą na bazie pikseli zaklasyfikowanych do tymczasowej klasy ‘uszkodzenia’. W przypadku obrazu KOMPSAT-3 do klasy ‘uszkodzenia’ przypisano wszystkie piksele, których wartość w kanale czerwonym była większa od zadanego progu ($RED > 1310$). Na podstawie zobrazowań PlanetScope

utworzono warstwę rastrową przedstawiającą znormalizowaną różnicę wartości pikseli kanału czerwonego z okresów sprzed i po huraganie. Piksele o wartości znormalizowanej różnicy mniejszej niż 0,18 zostały zaklasyfikowane do tymczasowej klasy uszkodzenia. Wartości progowe do utworzenia klasy ‘uszkodzenia’ były dobierane manualnie na podstawie interpretacji wizualnej obrazu na ekranie komputera. W ostatnim kroku dla każdego segmentu oraz drzewostanu obliczono udział procentowy klasy tymczasowej ‘uszkodzenia’ i wartość tę wykorzystano jako zmienną objaśniającą w modelu predykcyjnym.



Rycina 2. Wyniki segmentacji SLIC na tle wykorzystywanych danych teledetekcyjnych: a) obraz PlanetScope przed huraganem; b) obraz PlanetScope po huraganie; c) CHM przed huraganem uzyskany z chmury punktów ALS; d) CHM po huraganie uzyskany na podstawie korelacji zdjęć lotniczych (IPC)

2.6. UTWORZENIE MODELI PREDYKCYJNYCH USZKODZEŃ

Do utworzenia modeli predykcyjnych stopnia uszkodzenia drzewostanu wykorzystano metodę lasów losowych, która oprócz klasyfikacji może być także stosowana w problemach regresyjnych do modelowania zmiennych o charakterze ciągłym. Utworzono łącznie cztery modele predykcyjne oddzielnie dla danych

PlanetScope i KOMPSAT-3 na poziomie pojedynczych segmentów oraz całych drzewostanów. Referencyjne segmenty i drzewostany zostały losowo podzielone na zestawy uczące oraz testowe. Przyjęto założenie, że segmenty (i drzewostany) z różnych klas uszkodzeń powinny być równo reprezentowane w zbiorze uczącym. W tym celu obserwacje referencyjne (dla segmentów i drzewostanów) zostały pogrupowane w pięć stopni uszkodzeń od 0% do 100% z odstopniowaniem 20%. Następnie z tak utworzonych podzbiorów wylosowano maksymalną liczbę obserwacji, która gwarantowała taką samą liczbę obserwacji treningowych dla wszystkich poziomów uszkodzeń. Pozostałe obserwacje, które nie zostały zaliczone do zbioru treningowego, wykorzystano jako dane testowe do oceny dokładności, obliczając następujące parametry modeli predykcyjnych: pierwiastek błędu średniokwadratowego (RMSE), błąd średni (ME) oraz współczynnik determinacji R^2 .

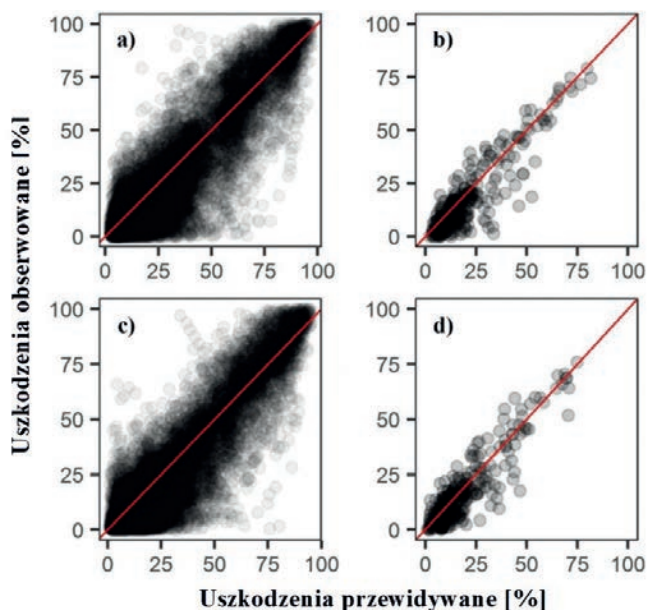
3. WYNIKI

W wyniku podziału obserwacji referencyjnych na zbiory uczący i testowy uzyskano 1000 segmentów i 295 drzewostanów treningowych wykorzystanych do utworzenia modeli. Proporcja obserwacji treningowych do testowych wyniosła 6/94 dla segmentów oraz 27/75 w przypadku drzewostanów.

Walidacja modeli na podstawie danych testowych wykazała, że najlepsze wyniki uzyskano przy wykorzystaniu zobrażeń PlanetScope z okresu sprzed i po huraganie na poziomie całych drzewostanów ($RMSE = 7.1\%$, $R^2 = 0.82$; tab. 1). Jednak uzyskane dokładności dla pozostałych modeli (tab. 1) oraz analiza wykresów wartości obserwowanych względem przewidywanych (ryc. 3) wskazują, że wiarygodne wyniki predykcji szkód pohuraganowych mogą być uzyskane w każdym z zaproponowanych modeli. W przypadku wszystkich analizowanych modeli błąd średni predykcji przyjmował wartości nieco większe od zera, świadczące o niewielkim przeszacowaniu zasięgu rzeczywistych uszkodzeń. Najmniejszy błąd średni uzyskano dla modelu opracowanego w skali całych drzewostanów na podstawie zobrażeń PlanetScope ($ME = 1,9\%$).

Tabela 1. Wyniki walidacji modeli na podstawie zbiorów testowych

	KOMPSAT-3		PlanetScope	
	segmenty	drzewostany	segmenty	drzewostany
RMSE [%]	12,8	8,0	12,2	7,1
ME [%]	4,3	3,2	4,4	1,9
R^2	0,81	0,81	0,83	0,82



Rycina 3. Wartości obserwowane względem przewidywanych na poziomie segmentów oraz drzewostanów obliczone na podstawie danych testowych: a) KOMPSAT-3 – segmenty; b) KOMPSAT-3 – drzewostany; c) PlanetScope – segmenty; d) PlanetScope – drzewostany

4. WNIOSKI

Uzyskane wyniki wskazują, że stopień uszkodzeń pohuraganowych drzewostanów może być wiarygodnie oszacowany w ramach proponowanej metody na podstawie zobrazowań PlanetScope lub KOMPSAT-3. Należy zaznaczyć, że przedstawiona metoda wymaga zastosowania dla części analizowanego obszaru danych referencyjnych w postaci wysokorozdzielczych modeli wysokościowych, które mogą być utworzone na podstawie chmur punktów ALS lub IPC. Proponowane rozwiązanie może być atrakcyjne w kontekście zastosowań praktycznych, ponieważ znacząco obniża koszty związane z pozyskiwaniem wysokorozdzielczych danych lotniczych, które wymagane są jedynie dla obszaru referencyjnego, a nie dla całego obszaru objętego inwentaryzacją szkód.

5. PODZIĘKOWANIA

Pragniemy podziękować firmom Planet Labs i SI Imaging Services za możliwość nieodpłatnego wykorzystania zobrazowań satelitarnych oraz Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Gdańsku za udostępnienie zdjęć lotniczych.

Summary

Piotr Wężyk, Paweł Hawryło, Karolina Zięba-Kulawik

University of Agriculture in Kraków
{piotr.wezyk, pawel.hawrylo, karolina.zieba}@urk.edu.pl

The use of remote sensing for damage assessment in stands after the storm of 2017

In recent decades, global climate change has been observed in Poland more and more clearly, and its impacts have been becoming more and more severe for the natural environment and forest management in areas affected by extreme atmospheric phenomena.

Natural disasters caused by storms (hurricanes, tornados) can affect large forest areas and may emerge in a very short time. Assessment of a degree of damage caused by a storm in forests is an extremely difficult and subjective task, if it is carried out in a traditional way (field inspection), even with support of a GNSS receiver. Such inventory is often very risky for foresters working in damaged stands, it is too time-consuming and due to communication difficulties usually limited to small areas. In this context, remote sensing technologies are a very attractive and safe alternative for fast, inexpensive and objective mapping of damage classes in tree stands.

In addition to the open access to databases of remote sensing images acquired as a part of the Earth observation programs by NASA or ESA (e.g. Landsat 8 LDCM or Sentinel-2), there are also commercial satellite systems such as the PlanetScope constellation (3.1 m; GSD, 4 spectral bands, 1-day revisit time) or KOMPSAT-3 (0.7 m PAN / 2.8 m MS; GSD).

The aim of the presented research was to determine suitability of satellite imagery of the Dove (PlanetScope) nanosatellite constellations and very high resolution (VHRS) KOMPSAT-3 for inventorying damages in tree stands in the Tuchola Forest in terms of an economic approach to the selection of effective and inexpensive methods of mapping forest areas after the storm.

The disastrous storm took place during the night of 11/12 August 2017, when in approx. 300 km long belt hurricane winds damaged in total 79.7 thousand ha of forest, including 39.2 thousand ha of forests completely destroyed. The estimated by the State Forests Holding losses in biomass amounted to approx. 9.8 million m³.

The method assumed that during the process of image classification also information on changes that took place in the Crown Height Model (CHM) would be used. For this purpose, CHM (1.0 m GSD) was generated on the basis of ALS LIDAR point clouds (4 points/m², ISOK; GUGiK; 2012) and based on aerial photographs (RGB, 0.15 m GSD; 2017) using image-matching algorithms (SfM – Structure from Motion; Photoscan; Agisoft). The generated digital RGB aerial orthophotomaps were also used as an additional reference in the process of photointerpretation of the results. In the presented work, imaging from

the Dove nanosatellites (3U = 10x10x10 cm; PlanetScope) were used. The images were taken on 16 July 2017 (as a reference) and on 15 August 2017 (3 days after the storm). The KOMPSAT-3 satellite scene was registered on 30 August 2017 and made available for testing by courtesy of the SI Imaging Service company.

The analysis was carried out for 151 forest sub-compartments (tree stands), 76 of which were used to build a random forest regression model (RF). The remaining 75 sub-compartments were used for checking the accuracy of the damage classes. The stands damage classes were defined using a continuous scale, i.e. from 0.0 (no damage – 0%) to 1.0 (full damage – 100%). The prediction model of stand damage was built on the basis of 20.0 m squares. As predictive variables average values of 4 KOMPSAT-3 multispectral channels and the Dove (PlanetScope, NIR, Red, Green and Blue) as well as Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) were used.

The results showed that image classification errors: RMSE and ME, calculated for the segment level based on the PlanetScope and KOMPSAT-3 images were at the level of 0.12 and -0.02, respectively. RMSE values in both cases were very similar, which indicates similar information potential of the images, differing by spatial resolution of about 1.0 m.

Daily imaging of all the Earth's continents by the constellation of 175 Dove (Planet) nanosatellites makes them a fast and effective alternative in determining consequences of disasters, such as the one in the Tuchola Forests, replacing thousands of aerial photographs taken over quite a long time.

LITERATURA

- Achanta R., Shaji A., Smith K., Lucchi A., Fua P., Süsstrunk S. 2012. SLIC Superpixels Compared to State-of-the-Art Superpixel Methods. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 34(11): 2274–2282. DOI: 10.1109/TPAMI.2012.120
- Breiman L. 2001. Random Forests. *Machine Learning*, 45 (1): 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Chehata N., Orny C., Boukir S., Guyon D., Wigneron J.P. 2014. Object-Based Change Detection in Wind Storm-Damaged Forest Using High-Resolution Multispectral Images. *International Journal of Remote Sensing*, 35(13): 4758–4777. DOI: 10.1080/01431161.2014.930199
- Ciesielski M., Bałazy R., Hycza T., Dmyterko E., Bruchwald A. 2016. Szacowanie szkód spowodowanych przez wiatr w drzewostanach przy wykorzystaniu zobrażeń satelitarnych i danych Systemu Informatycznego Lasów Państwowych. *Sylwan*, 160(5): 371–377.
- Geomatyka w Lasach Państwowych Część II. Poradnik praktyczny. CILP, Warszawa. http://www.geomatyka.lasy.gov.pl/media/geomatyka/Geomatyka_w_LP_cz_II.pdf
- Hay G.J., Castilla G. 2008. Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA): A New Name for a New Discipline. [W:] T. Blaschke, S. Lang, G.J. Hay (red.):

- Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications, *Lecture Notes in Geoinformation and Cartography*. Springer Berlin Heidelberg: 75–89. DOI: 10.1007/978-3-540-77058-9
- Honkavaara E., Litkey P., Nurminen K. 2013. Automatic Storm Damage Detection in Forests Using High-Altitude Photogrammetric Imagery. *Remote Sensing*, 5(3): 1405–1424. DOI: 10.3390/rs5031405
- Liaw A., Wiener M. 2002. Classification and Regression by RandomForest. *R News*, 2(3): 18–22. <http://cran.r-project.org/doc/Rnews/>
- McGaughey R.J. 2015. FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Seattle, WA, USA.
- Turner D., Lucieer A., Watson Ch. 2012. An Automated Technique for Generating Georectified Mosaics from Ultra-High Resolution Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Imagery, Based on Structure from Motion (SFM) Point Clouds. *Remote Sensing*, 4(5): 1392–1410. DOI: 10.3390/rs4051392
- Wang W., Qu J.J., Hao X., Liu Y., Stanturf J.A. 2010. Post-Hurricane Forest Damage Assessment Using Satellite Remote Sensing. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(1): 122–132. DOI: 10.1016/j.agrformet.2009.09.009

*Leszek Rząsa¹, Wojciech Czajka², Marcin Leszczyński³,
Krzysztof Majsterkiewicz⁴, Wojciech Pardus⁵,
Agnieszka Ramion-Harkawik⁶, Emilia Wiśniewska⁷*

¹ Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Poznaniu
leszek.rzasa@poznan.lasy.gov.pl

² Nadleśnictwo Lipusz
wojciech.czajka@gdansk.lasy.gov.pl

³ Nadleśnictwo Runowo
marcin.leszczyński@torun.lasy.gov.pl

⁴ Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Katowicach
krzysztof.majsterkiewicz@katowice.lasy.gov.pl

⁵ Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Gdańsku
wojciech.pardus@gdansk.lasy.gov.pl

⁶ Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Szczecinku
agnieszka.ramion@szczecinek.lasy.gov.pl

⁷ Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa
e.wisniewska@lasy.gov.pl

Szacowanie szkód w drzewostanach po huraganie w 2017 roku

1. WSTĘP

W 2017 roku w Polsce wystąpiły katastrofalne wiatry huraganowe, które między innymi spowodowały uszkodzenia drzewostanów. W lipcu silne wiatry uszkodziły drzewostany w Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach, a w dniach 11 i 12 sierpnia 2017 roku miał miejsce huragan o szczególnie wielkim zasięgu, który zniszczył lasy w kilkudziesięciu nadleśnictwach regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w Poznaniu, Toruniu, Gdańsku i Szczecinku. W związku z wystąpieniem stanu siły wyższej, podczas którego czynnikiem sprawczym szkód były porywiste wiatry prowadzące do wielkopowierzchniowych wiatrowałów i wiatrołomów, w jednostkach Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe (PGL LP) podjęto intensywne działania mające między innymi na celu likwidację skutków zniszczeń i zabezpieczenie terenu kłęski. Przeprowadzono także ocenę szkód, w tym oszacowanie ilości oraz struktury sortymentowej drewna pokłęskowego.

Ze względu na wielkość zniszczeń, względy bezpieczeństwa oraz ograniczony dostęp komunikacyjny, szczególnie pomocne do przeprowadzenia oceny szkód były dane teledetekcyjne, tym bardziej, że tradycyjne metody kartowania, jako zbyt

ryzykowne i czasochłonne, nie mogły być wykorzystane na wszystkich obszarach dotkniętych klęską. Ponieważ uszkodzenia drzewostanów w różnych nadleśnictwach miały odmienny charakter – ze względu na różny skład gatunkowy, a także strukturę uszkodzeń – od zwartych uszkodzeń wielkopowierzchniowych, po rozdrobnione uszkodzenia w kompleksach leśnych, a także ze względu na dostępność danych teledetekcyjnych, ocena i szacowanie szkód przeprowadzona została w sposób dostosowany do potrzeb. W referacie zostaną przedstawione doświadczenia PGL LP w szacowaniu szkód spowodowanych silnymi wiatrami huraganowymi w 2017 roku oraz omówione wyniki przeprowadzonych analiz w jednostkach PGL LP w zasięgu regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w Poznaniu, Toruniu, Gdańsku, Szczecinku i Katowicach.

2. SZACOWANIE SZKÓD W RDLP W KATOWICACH

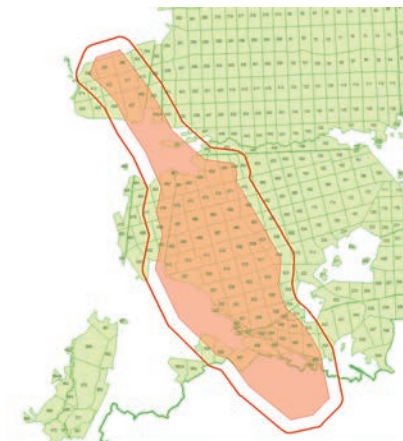
Na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach do szacowania rozmiaru szkód od wiatru metody teledetekcji zostały wykorzystane po wicherze w dniu 7 lipca 2017 roku. Szkody wystąpiły głównie na terenie Nadleśnictwa Rudy Raciborskie. Biorąc pod uwagę wcześniejsze doświadczenia (z lat 2008 i 2016), uznano, że kluczowym elementem jest czas na podjęcie decyzji o wykonaniu nalotów samolotem z zamontowaną kamerą fotogrametryczną oraz konieczność wykorzystania pierwszego okna pogodowego. Dlatego też decyzja o nalocie została podjęta w trzecim dniu od wystąpienia szkody i w tym samym dniu udało się wykonać nalot. Po tygodniu od wystąpienia szkody w siedzibie wykonawcy ortofotomapy nastąpiło przekazanie produktu oraz interpretacja wizualna na stacjach 3D.

Tabela 1. Wyniki szacowania uszkodzonych drzewostanów według leśnictw

leśnictwo	miąższość drewna [m ³]	powierzchnia uszkodzonych drzewostanów wg stopnia uszkodzeń [ha]				
		pojedyncze	3-25%	26-50%	51-100%	Razem
Nędza	26 194	58,4	90,8	51,6	491,3	692,2
Solarnia	173 908	46,4	33,0	23,8	88,8	192,0
Szymocice	59 311	66,6	109,4	58,3	109,9	344,1
Ogółem	259 413	171,4	233,2	133,7	690,0	1228,3

Korzystając z możliwości analizy zdjęć w przestrzeni trójwymiarowej (3D) na cyfrowej stacji fotogrametrycznej określono stopień uszkodzenia w czterech klasach: pojedyncze uszkodzone drzewa, do 25%, 26–50%, 51–75%, 76–100%.

Po wstępnej analizie wyników połączono klasy 51–75% i 76–100% powierzchni uszkodzeń, ponieważ drzewostany uszkodzone w takim stopniu zostaną najprawdopodobniej całkowicie usunięte w czasie likwidacji szkody na gruncie.



Rycina 1. Obszar uszkodzeń od wiatru drzewostanów w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie w roku 2017 (pomarańczowe wypełnienie) oraz obszar wykonania ortofotomapy (czerwona linia) na tle oddziałów leśnych

Mięższność uszkodzonego drewna została obliczona na podstawie zasobności gatunków w wydzieleniach – dane pochodziły z aktualnego opisu taksacyjnego wydzieleni w bazie SILP oraz udziału powierzchni uszkodzonych w wydzieleniach. Do ustalenia udziału powierzchni uszkodzonej w wydzieleniach obliczono część wspólną (funkcja: INTERSECT) warstwy wydzieleni i warstwy stopni uszkodzeń. Następnie dla każdego stopnia uszkodzenia w wydzieleniu obliczono jego powierzchnię, co pozwoliło na określenie miąższności drewna w każdym z uzyskanych z przecięcia warstw poligonów. W kolejnym kroku zagregowano dane dla wydzieleni i gatunków, obliczając sumę miąższności uszkodzonego drewna. Sposób obliczenia miąższności drewna w wydzieleniach został obszerniej opisany w drugiej części podręcznika „Geomatyka w Lasach Państwowych”¹.

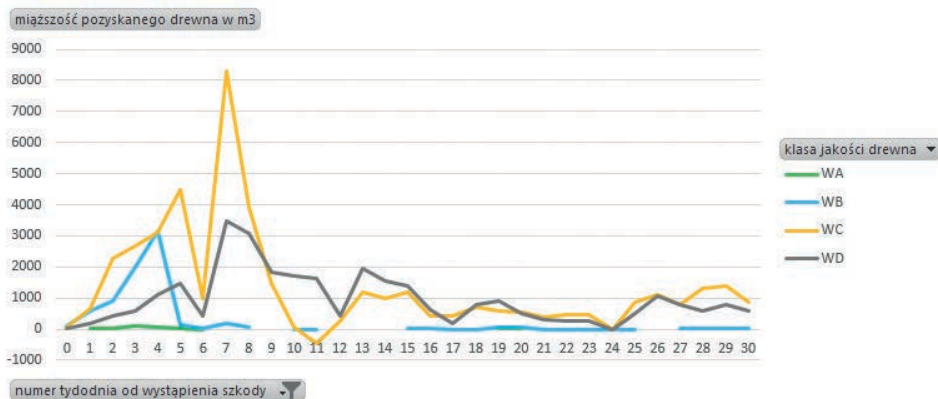
Jednym z istotnych celów wykonania zobrazowań i szacowania miąższności uszkodzonych drzew była w pierwszej kolejności identyfikacja drewna wielkowimiarowego do pozyskania. W celu realizacji tego założenia dla pracowników terenowych zostały przygotowane i wydrukowane mapy na podkładzie ortofotomap, zawierające informacje o szacowanej miąższności (M), pierśnicy (P) i wieku (W) pobieranych z opisu taksacyjnego dla gatunku głównego w wydzieleniu.

¹ Podrozdział 6.1.2. „Sposób obliczania uszkodzonych mas drewna” rozdziału „Wykorzystanie geomatyki na terenach leśnych dotkniętych klęskami żywiołowymi”, „Geomatyka w Lasach Państwowych Część II Poradnik praktyczny” (http://www.geomatyka.lasy.gov.pl/media/geomatyka/Geomatyka_w_LP_cz_II.pdf).

W wyniku podjętych działań w pierwszych tygodniach likwidacji szkody udało się skoncentrować prace na pozyskaniu drewna wielkowymiarowego.



Rycina 2. Przykładowy fragment mapy przygotowanej dla pracowników terenowych z podstawowymi informacjami o uszkodzonych drzewostanach (M – miąższość, P – pierśnica, W – wiek)



Rycina 3. Pozyskanie drewna wielkowymiarowego w klasach jakości WA, WB, WC, WD w czasie (pierwsze 30 tygodni likwidacji skutków klęski)

Różnice miąższości pomiędzy szacunkiem a wykonanym pozyskaniem na dzień 31.12.2018 r. przedstawia poniższa tabela. Miąższości określone w wyniku szacowania dały wyniki zbliżone do pozyskania. Oszacowane miąższości były

wystarczające do zaplanowania akcji porządkowania terenu, jak i prognozowania miąższości do uwzględnienia przy tworzeniu planu sprzedaży drewna.

Tabela 2. Różnice w określeniu wielkości miąższości pomiędzy szacunkiem i rzeczywistym wykonaniem pozyskania na obszarze objętym szkodami od wiatru

leśnictwo	szacunek [m3]	wykonanie [m3]	różnica [m3]	różnica [%]
Nędza	26 194	41 572	15 378	59
Solarnia	173 908	162 343	-11 565	-7
Szymocice	59 311	83 678	24 367	41
Ogółem	259 413	287 593	28 180	11

Reasumując, doświadczenia RDLP w Katowicach w szacowaniu szkód, należy stwierdzić, że metoda zdalnego określania rozmiaru uszkodzeń na podstawie danych teledetekcyjnych jest metodą przydatną, skuteczną i umożliwiającą uzyskanie w krótkim czasie obiektywnych i porównywalnych wyników rozmiaru szkód:

- nie wymaga wysyłania pracowników na obszary potencjalnie niebezpieczne,
- obiektywnie określa rozmiar szkód,
- umożliwia szybkie określenie rozmiaru szkód,
- wymaga zaktualizowanych opisów taksacyjnych i LMN,
- stanowi dokumentację szkody.

Warto zwrócić uwagę na problemy z identyfikacją na podstawie samej ortofotomapy drzew pochylonych.

W celu szybkiego przeprowadzenia procedury szacowania niezbędne jest opracowanie szczegółowej instrukcji postępowania, aby w momencie wystąpienia szkody mieć gotowe do wykorzystania metody i scenariusze postępowania. Wskazane jest opracowanie wariantowych scenariuszy w zależności od rozmiaru i charakteru uszkodzeń. Obecnie SILP wspiera obliczanie miąższości uszkodzonego drewna dla wskazanych poligonów o określonych stopniach uszkodzeń wyrażonych w procentach. Dzięki temu w metodyce wystarczyłoby ograniczyć się do sposobu określania stopnia uszkodzeń.

W związku z problemami z interpretacją ortofotomapy oraz problemami z warunkami do ich wykonania, zwłaszcza w czasie przechodzenia frontów atmosferycznych i dużego zachmurzenia, warta sprawdzenia jest też możliwość zastosowania aktywnej techniki LIDAR do wykonania NMPT po wystąpieniu szkody i porównania jej z NMPT pozyskanym wcześniej, np. w ramach projektu ISOK, z uwzględnieniem wykonanych zadań gospodarczych. Wcześniejsze doświadczenia RDLP w Katowicach wskazują, że istotny jest czas wykonania szacowania. Jeśli nie zostanie ono wykonane w ciągu 2–3 tygodni po wystąpieniu zjawiska klęskowego

do organizacji prac związanych z likwidowaniem skutków klęski, mogą zostać wykorzystane dane pozyskane innymi metodami.

3. SZACOWANIE SZKÓD W RDLP W SZCZECINKU

Zasięg terytorialny wystąpienia szkód w RDLP w Szczecinku został oszacowany na 11 054 ha. Wystąpiły w dwóch sąsiadujących nadleśnictwach: Bytów (w tym na obszarze 4898 ha w zarządzie PGL LP) i Osusznica (w tym na obszarze 2145 ha w zarządzie PGL LP). Około 1/3 powierzchni szkód to szkody w drzewostanach sięgające powyżej 50% uszkodzeń. Oszacowano, że uszkodzeniu uległo ponad 675 tys. m³ drewna, z czego 87% to miąższość drewna w Nadleśnictwie Bytów. Huraganowe wiatry uszkodziły głównie drzewostany sosnowe. Sortymenty sosnowe stanowiły 92% całej puli drewna do pozyskania.

Bezpośrednio po przejściu nawałnicy z 11/12 sierpnia wstępnie oszacowano zasięg szkód, korzystając z nagrań wykonanych amatorską kamerą przez pilotów patrolujących teren samolotami Dromader. W kolejnym etapie zawarto umowę z firmą zewnętrzną na wykonanie ortofotomapy kamerą średnioformatową o pikselu terenowym 8,5 cm w barwach naturalnych (RGB) i w bliskiej podczerwieni (CIR). Zdjęcia lotnicze wykonane zostały 15 sierpnia 2017 r.

W RDLP w Szczecinku opracowano metodykę oszacowania rozmiaru szkód w drzewostanach po przejściu huraganowych wiatrów o następujących, podstawowych założeniach:

- ortofotomapa zostanie wykonana w formacie GeoTIF oraz ECW, w dwóch kompozycjach barwnych (RGB i CIR), o wielkości piksela terenowego poniżej 10 cm,
- wykonana zostanie analiza zdjęć lotniczych pod kątem uszkodzeń drzewostanów z wykorzystaniem stacji fotogrametrycznej 3D, umożliwiającej stereoskopową obserwację obrazu,
- uszkodzone drzewostany zostaną podzielone na 4 klasy:
 - a. uszkodzenia pojedynczych drzew (przyjęto szkodę do 10% powierzchni drzewostanu),
 - b. uszkodzenia od 11% do 25% powierzchni drzewostanu,
 - c. uszkodzenia od 26% do 50% powierzchni drzewostanu,
 - d. uszkodzenia powyżej 50% powierzchni drzewostanu oraz uszkodzenia całkowite,
- przeprowadzone zostanie obliczenie szacunkowych miąższości drzewostanów uszkodzonych na podstawie danych z SILP.

Fotointerpretacja i analiza danych fotogrametrycznych dokonywana była z udziałem leśniczych nadleśnictw Bytów i Osusznica. Uzyskane dane wektoro-

we zawierające informację o klasach uszkodzeń połączono z warstwą wydzieleni, a z bazy SILP pozyskano dane zawierające opis taksacyjny, dodając dla każdego wydzielenia oprócz informacji dotyczących m.in. typu siedliskowego lasu, rodzaju powierzchni, budowy pionowej czy danych ewidencyjnych, również kluczową informację o wieku i zasobności gatunków w wydzieleniu. W celu określenia masy uszkodzonego drewna, przeliczono zasobności gatunków z opisu taksacyjnego (brutto) według współczynników zamiennych w korze i bez kory zawartych w programie Taksator. Ponieważ baza danych w SILP była aktualna na dzień 1.01.2017 r., odjęto również miąższość pozyskanego drewna do dnia wystąpienia klęski (gatunkami w klasach wieku). Tak przygotowaną tabelę połączono z warstwą wydzieleni z opisanymi uszkodzeniami. Dane przygotowane w ten sposób pozwoliły określić wielkość i lokalizację uszkodzeń. Poza tym uzyskano szereg innych informacji, jak na przykład o:

- szacowanej miąższości drewna do pozyskania z podziałem na gatunki w klasach wieku;
- szacowanej powierzchni do odnowienia z podziałem na leśnictwa i typy siedliskowe lasu;
- lokalizacji drzewostanów o największej ilości drewna do pozyskania;
- lokalizacji drzewostanów o największej wymiarach;
- ilości i lokalizacji drewna uszkodzonego na gruntach nieleśnych;
- wielkości uszkodzeń w gminach i obrębach ewidencyjnych.

Materiały w postaci tabel oraz danych wektorowych służyły jako dane wyjściowe do określenia struktury sortymentowej drewna do pozyskania.



Rycina 4. Schemat postępowania przy szacowaniu szkód

Dzięki danym teledetekcyjnym oraz prostym narzędziom analitycznym uzyskano stosunkowo szybko (14 dni) szereg informacji o lokalizacji i rozmiarze klęski na terenie RDLP w Szczecinku. Dane zostały uzyskane w bezpieczny sposób, bez potrzeby żmudnych i często niewykonalnych lustracji terenowych. Obliczenia oparto o najbardziej rzetelne dane – zaktualizowany opis taksacyjny w SILP oraz

dane fotogrametryczne. Niewątpliwie ograniczeniem jest zależność wykonania zdjęć lotniczych od warunków pogodowych. Także fotointerpretacja jest dodatkowym źródłem błędów. Problematiczne jest też określenie strat w przypadku drzew pochylonych oraz gatunków liściastych o uszkodzonej koronie. W przypadkach wątpliwych pomocne było wykorzystanie stacji 3D i analiza zdjęć lotniczych w przestrzeni trójwymiarowej.

4. SZACOWANIE SZKÓD W RDLP W TORUNIU

W lasach Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu huragan z 11/12 sierpnia 2017 r. dokonał ogromnych, dotychczas niespotykanych szkód. Szkody oszacowano na 21,7 tys. ha uszkodzonych drzewostanów. Miąższość wywrotów i złomów oceniono na 5,4 mln m³. W odniesieniu do całych rozmiarów kłeski lasy RDLP w Toruniu ucierpiały najmocniej, a uszkodzenia stanowiły ponad połowę szkód zarówno w rozmiarze powierzchniowym, jak i miąższościowym (ryc. 5-6).



Rycina 5. Obraz szkód – szkody po horyzont (fot. Tomir Kubicki)

Do kłeskowych zaliczono 14 nadleśnictw. Według rozmiarów szkód były to: Rytel, Czersk, Runowo, Przymuszewo, Szubin, Zamrzenica, Woziwoda, Gołębki, Tuchola, Solec Kujawski, Bydgoszcz, Różanna, Lutówko, Żołędowo. Szkody miały charakter powierzchniowy (zniszczone zostały całe drzewostany) oraz pojedyncze (pojedyncze drzewa). Drzewostany leśnictw Młynki i Jakubowo w Nadleśnictwie Rytel zostały zniszczone całkowicie. Drzewostany, jakie zostały uszkodzone, to głównie te złożone z gatunków iglastych (sosny i świerka), jednak szkodom nie oparły się drzewostany mieszane i liściaste. W Nadleśnictwie Runowo, gdzie do-

minują siedliska lasowe z gatunkami liściastymi (głównie dębem, brzozą, bukiem, olchą i innymi) szkody wystąpiły na blisko 60% powierzchni drzewostanów, gdzie odnowieniu wskutek zniszczenia lasów podlegać będzie ponad 2 tys. ha.



Rycina 6. Obraz szkód (archiwum RDLP w Toruniu)

Już kolejnego dnia po wystąpieniu zdarzenia służby leśne nadleśnictw przystąpiły do szacowania rozmiaru szkód. Szacowanie szkód z ziemi było ze względów bezpieczeństwa bardzo trudne, kompleksy leśne były niedostępne. Wykonano pierwsze obloty kłęskowiska samolotami patrolowo-gaśniczymi i zebrano pierwsze dane fotograficzne, pozwalające na wstępną ocenę rozmiaru szkód. Także filmy i zdjęcia wykonane dronami i udostępnione w Internecie stanowiły uzupełnienie danych zebranych przez pracowników nadleśnictw i RDLP. Podjęto próby metodycznego szacowania szkód w drzewostanach w oparciu o materiały pozyskiwane z zewnątrz. Nadleśnictwa Przymuszewo i Rytel pozyskały zdjęcia satelitarne (wykonane w dniu 15.08.2017), na bazie których oszacowano zasięg i powierzchnię szkód oraz w dalszej kolejności miąższość wywrotów i złomów. Ze względu na wystąpienie szkód w wielu jednostkach dane z szacowania należało ujednoczyć, więc powołano zespół, który opracował zakres opracowań do zrealizowania. Zlecono wykonanie zdjęć lotniczych, na bazie których wykonano ortofotomapę oraz zamówiono opracowanie, które zawierało kompletny raport o szkodach w ujęciu przestrzennym i ilościowym w poszczególnych nadleśnictwach. Rejestracji dokonano równocześnie w kanałach spektralnych RGB i NIR z rozdzielczością terenową ok. 9 cm. Zaburzenie radiometrii spowodowane cieniem chmur zostało dopuszczone w umowie, ze względu na konieczność szybkiego wykonania zobrazowań. W okresie przygotowywania opracowań pogoda była niesprzyjająca ze względu na małą ilość dni bezchmurnych, co utrudniało planowanie nalotów. Wykonane zdjęcia przetworzono automatycznie do ortofotomapy metodą gęstego matchingu. Uzyskano produkt po korekcie radiometrycznej i ręcznej redakcji w układzie współrzędnych PUWG 1992, który wykorzystano do wykonania analizy i opracowania raportów. Na podstawie ortofotomapy dokonano interpretacji i wek-

toryzacji powierzchni uszkodzonych. Wektoryzując, podzielono uszkodzenia na wiatrowały, wiatrołomy i wysmaganie – określając procentowy udział każdej klasy uszkodzeń na powierzchni. Do interpretacji stopnia i rodzaju uszkodzeń posłużył odpowiednio zdefiniowany klucz interpretacyjny. Każdej z powierzchni uszkodzeń przypisano procentowy udział uszkodzeń w stosunku do całości drzewostanu przed uszkodzeniem. Wynikiem oszacowania była masa uszkodzeń w stosunku do zapasu na szacowanej powierzchni. Dodatkowo dokonano analitycznego podziału masy uszkodzonej względem gatunków oraz wymiaru drewna (drewno wielkowymiarowe, średniowymiarowe i małowymiarowe). Tabelę uszkodzeń dostarczono w formie elektronicznej w pliku excel oraz jako tabele w geobazie ESRI.

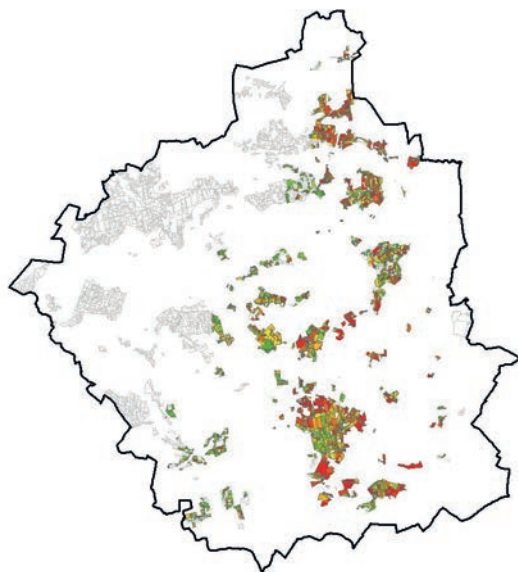
Opracowanie raportów zlecono dla 10 najbardziej uszkodzonych nadleśnictw. Każdy raport zawierał:

1. Opis stanu faktycznego.
2. Materiały, jakie wykorzystano do opracowania raportu oraz opis ogólny metody szacowania szkód.
3. Mapy uszkodzeń.
4. Szczegółowe rozliczenie powierzchni uszkodzeń i stopnia uszkodzeń dla każdego wydzielenia.
5. Oszacowane masy wywrotów i złomów według gatunków oraz struktury sortymentowej do pozyskania w kłeskowisku. Dla drzewostanów młodszych klas wieku (młodniki i starsze uprawy) określono stopień tzw. „wysmagania”.
6. Omówienie wyników, w którym wskazano, gdzie można spodziewać się najbardziej znaczących błędów w wynikach opracowania.

Tabela 3. Przykładowe zestawienie miąższości oszacowanych uszkodzeń wg gatunków i wymiarów (Nadleśnictwo Runowo)

gatu- nek	uszkodzenia łącznie [m ³]	drewno wielkowy- miarowe [m ³]	drewno średniowy- miarowe [m ³]	drewno mały- wymiarowe [m ³]
AK	371,14	0	328,47	42,67
BK	11 073,18	4407,21	5786,16	879,82
BRZ	69 444,6	1479,23	57 985,11	9980,26
CZR	3,2	0	2,77	0,43
DB	93 951,34	26 224,15	59 323,24	8403,95
DB.B	20,44	0	6,74	13,7
DB.C	390,05	24,5	315,93	49,62
DB.S	64,57	0	50,22	14,35
DG	1626,41	1202,2	382,33	41,87
GB	1571,6	54,86	1336,68	180,06

GR	0,64	0	0,57	0,07
JB	4	0	3,5	0,5
JS	7971,52	1462,02	5677,95	831,55
JW	1432,84	59,87	1208,22	164,75
KL	834,79	25,06	714,26	95,48
KSZ	0,4	0	0,35	0,05
LP	2341,48	608,75	1513,11	219,62
MD	23 816,84	10 761,11	11 546,96	1508,77
OL	37 170,31	2188,3	30 122,15	4859,86
OL.S	691,91	0	613,16	78,75
OS	493,08	37,59	400,26	55,23
SO	470 836,1	189 911,01	248 985,47	31 939,62
SO.WE	16,38	10,49	5,39	0,5
ŚW	29 593,33	4750,94	21 735,78	3106,6
TP	1218,83	505,09	628,35	85,39



Rycina 7. Rozmieszczenie i nasilenie uszkodzeń w Nadleśnictwie Runowo. Kolorem zielonym oznaczono drzewostany nieuszkodzone, czerwonym drzewostany najbardziej uszkodzone

Tak opracowane materiały oraz wyniki analiz pozwoliły służbom leśnym na zaplanowanie usuwania skutków klęski z 11 sierpnia 2017 r. na różnym poziomie zarządzania. Istotnym elementem była jednorodność produktów. Opracowano

raporty, mapy oraz bazy danych o identycznej tematyce oraz strukturze, zatem będzie można je wykorzystać również w przyszłości do ewentualnych innych opracowań czy porównań. Oprócz zastosowań związanych z pozyskaniem drewna kłęskowego i oceną rozmiaru szkód dane wykorzystano do takich opracowań jak: szacowanie szkód w lasach innej własności, opracowania koncepcji odnowienia powierzchni kłęskowych, opracowania projektu planu urządzenia lasu. Mapy, ortofotomapa i opracowania zostały wykorzystane przez pracowników na każdym poziomie zarządzania w nadleśnictwach i RDLP. Cechą wyróżniającą na tle opracowań dotyczących szacowania szkód w drzewostanach po huraganie z 11 sierpnia 2017 r. w stosunku do innych rdLP było zlecenie zebrania danych, wykonanie ortofotomapy oraz wszystkich analiz podmiotowi zewnętrznemu.

5. SZACOWANIE SZKÓD W RDLP W GDAŃSKU (NA PRZYKŁADZIE NADLEŚNICTWA LIPUSZ)

W wyniku gwałtownych burz i wiatrów w nocy z 11 na 12 sierpnia 2017 roku na terenie Nadleśnictwa Lipusz zanotowano ponadprzeciętne szkody o charakterze powierzchniowym. Poniżej przedstawiono działania wykorzystujące techniki tele-detekcyjne oraz analizy przestrzenne GIS do oceny skali zniszczeń w drzewostanach na terenach Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe i na terenie innych form własności znajdujących się w zasięgu terytorialnym Nadleśnictwa Lipusz.

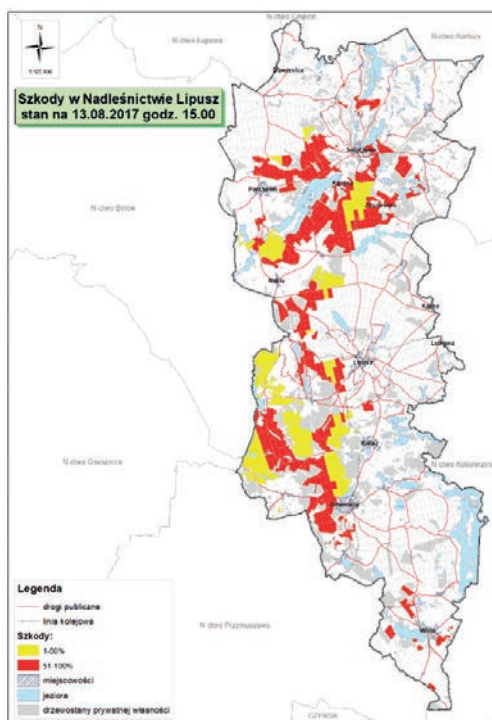
Przedmiotem analiz były: Leśna Mapa Numeryczna (LMN), ortofotomapa terenów uszkodzonych, plan urządzenia lasu (PUL) na lata 2009–2018 oraz uproszczone plany urządzenia lasu (UPUL). Dane wynikowe pozwoliły zanalizować dane dotyczące terenu pod kątem wielkości szkód oraz masy drewna do pozyskania z uszkodzonych drzewostanów.

W Nadleśnictwie Lipusz ocenę rozmiaru kłęski przeprowadzono wstępnie w dniu 12.08.2017 roku, stwierdzając na podstawie wizji terenowych ponadprzeciętne uszkodzenia w leśnictwach Zdroje, Parchowo, Glinowo, Zdunowice, Trawice, Dywan, Zarośle, a następnego dnia opracowano pierwszą mapę obrazującą obszar kłęski (ryc. 8). Szacunek wykonywano w dwustopniowej skali, szkody do 50% oraz powyżej 50% i odnoszono do powierzchni oddziału leśnego i średniej zasobności drzewostanów w Nadleśnictwie Lipusz. Mapa ta odzwierciedlała jedynie ekspercką ocenę szkód wykonaną w trakcie wizji terenowych. Dokładniejszy szacunek był nierealny ze względu na brak możliwości dojazdu do wszystkich uszkodzonych drzewostanów. W związku z tym, do dalszej oceny skali uszkodzeń wykorzystywano materiały filmowe i zdjęciowe wykonane z nalotów bezzałogowymi statkami powietrznymi, publikowanymi w Internecie. Na ich podstawie wykonano mapę

obrazującą szacunkowy obszar Nadleśnictwa dotknięty uszkodzeniami. Równoległe z powyższymi pracami służby terenowe wykonały wstępne szacunki brakarskie, pozwalające na określenie przybliżonej masy drewna do pozyskania (gatunkami według wydzieleń) oraz wskreślono na mapach tradycyjnych (papierowych) leśnictwa sektory robocze z proponowanymi miejscami składowania drewna oraz głównymi drogami wywozowymi. Zaznaczono również obszary z koncentracją drewna cenowego i wielkowymiarowego do pozyskania w pierwszej kolejności.

Wstępna ocena wykazała szkody na powierzchni około 6994 ha (szkody istotne) oraz masę 1 888 380 m³ drewna brutto.

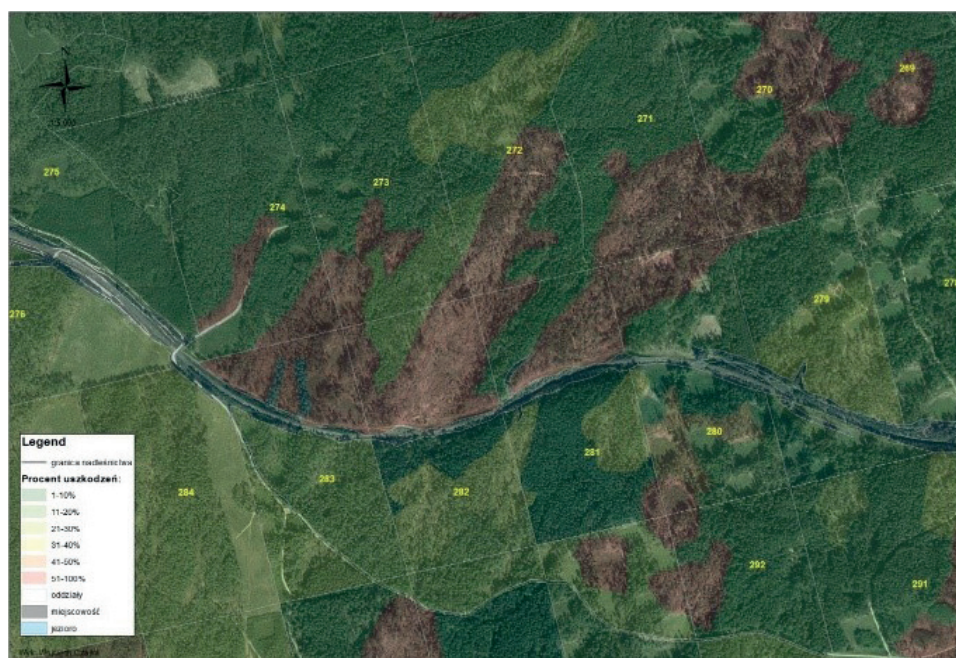
W celu uszczegółowienia zakresu szkód w dniu 14.08.2017 r. rozpoczęto procedurę mającą na celu pozyskanie ortofotomapy dla obszaru kłęski. Podjęto decyzję o wykonaniu nalotu nad obszarem całego Nadleśnictwa Lipusz. W związku z niesprzyjającymi warunkami pogodowymi przelot wykonano w dniach 29–30.08.2017 r., a opracowanie lotnicze oddano w dniach 4–5.09.2017 r.



Rycina 8. Wstępna mapa obszaru kłęski opracowana w dniu 12.08.2017 r.

W Nadleśnictwie Lipusz przy współudziale RDLP w Gdańsku opracowano wstępną metodykę oceny oszacowania rozmiaru szkód na terenie nadleśnictw: Kartuzy, Kościerzyna, Lipusz, Lubichowo, Strzebielino, Cewice. Na jej podsta-

wie powstała mapa ze szkodami oszacowanymi do poziomu wydzielenia. Masę uszkodzonego drewna dla poszczególnych nadleśnictw obliczono z wektoryzacji obszarów leśnych objętych klęską. Podkład do wektoryzacji stanowiła aktualna ortofotomapa. Na potrzeby uszczegółowienia zakresu szkód w nadleśnictwach przyjęto 6-stopniową skalę uszkodzeń. Metodyka zawierała klucz do oceny stopnia uszkodzenia, oparty na analizie wzrokowej drzewostanu w przestrzeni dwuwymiarowej (2D), skorygowany wizjami terenowymi, tj. zaliczeniem do powierzchni uszkodzonej również drzew silnie pochylonych oraz z naderwanym systemem korzeniowym, co przełożyło się na zminimalizowanie błędu w szacowaniu powierzchni i późniejszym przeliczaniu masy drewna niezbędnej do pozyskania z uszkodzonych drzewostanów. Rycina 9. przedstawia fragment obszaru leśnego z zaznaczonymi obszarami uszkodzenia drzewostanu.



Rycina 9. Fragment drzewostanu z wykonaną wektoryzacją wg klucza do oceny szkód

Stworzona warstwa wektorowa z informacją o stopniu uszkodzenia została przekazana do RDLP w Gdańsku celem wykonania spójnej warstwy uszkodzeń dla wszystkich nadleśnictw kłęskowych RDLP w Gdańsku oraz opracowania zestawienia tabelarycznego zawierającego informację o powierzchni i szacowanej masie do pozyskania w poszczególnych wydzieleniach (w rozbiciu na gatunki). W ramach analizy materiałów zastosowano następujące procedury:

1. Dla nadleśnictw posiadających ortofotomapę przecięto warstwę wydzielen z warstwą stopni uszkodzeń i otrzymano warstwę stopni uszkodzeń w wydzieleniach, a dla nadleśnictw nieposiadających ortofotomapy do warstwy stopni uszkodzeń w wydzieleniach dołączono warstwę wydzielen z przypisanym stopniem uszkodzenia określonym na podstawie oceny terenowej;
2. Wykonano warstwy wydzielen w stopniach uszkodzeń i zasobności wydzielen z kopii baz LAS, przeprowadzono symulację wielkości szkód w zależności od użytych przeliczników dla stopni uszkodzenia (dolna granica przedziału, środek przedziału, górna granica przedziału);
3. Uzyskane wyniki poddano konsultacji w nadleśnictwach, wprowadzając nieznaczne korekty do wyliczenia wielkości uszkodzeń na poziomie poszczególnych nadleśnictw;
4. Produkty otrzymane w procesie szacowania szkód:
 - a. Warstwa wektorowa wydzielen z informacją o powierzchni, stopniu i masie uszkodzenia;
 - b. Dane opisowe o uszkodzeniach zapisane w postaci pliku w formacie Microsoft Excel zawierającym informacje o:
 - i. Powierzchni uszkodzeń, powierzchni do odnowienia, masie uszkodzonego drewna (brutto);
 - ii. Kopię informacji z warstwy uszkodzeń;
 - iii. Rozbicie uszkodzeń na poszczególne gatunki w wydzieleniu;
 - iv. Tabele klas wieku dla uszkodzonego drewna.

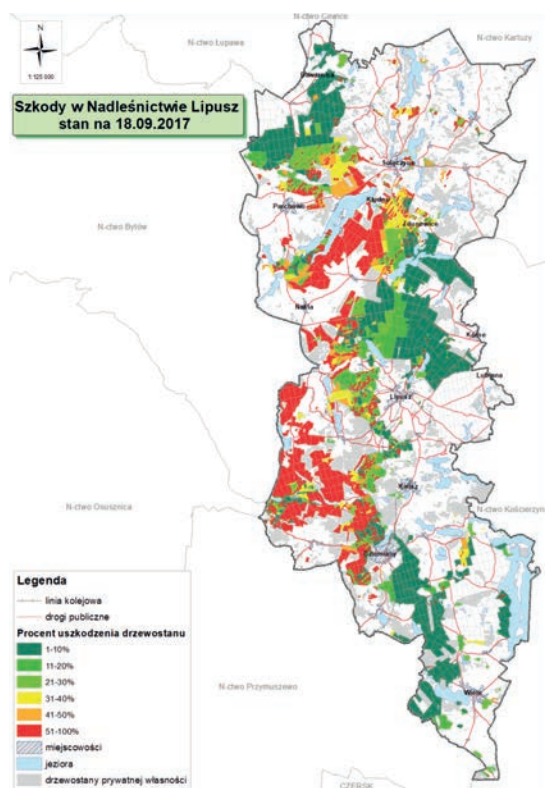
Finalnie otrzymano mapę obrazującą obszar szkody w wydzieleniach w sześciostopniowej skali uszkodzeń oraz zestawienie tabelaryczne informujące o powierzchni szkody w poszczególnych wydzieleniach i masie drewna brutto niezbędnej do uprzętnięcia (tab. 5, ryc. 10).

Tabela 4. Tabela stopni uszkodzeń powiązana z procentowym uszkodzeniem powierzchni wydzielen

stopień uszkodzeń	procent uszkodzeń
1	do 10%
2	11-20%
3	21-30%
4	31-40%
5	41-50%
10	51-100%

Tabela 5. Finalne zestawienie powierzchni uszkodzeń i masy drewna do pozyskania w nadleśnictwach

nadleśnictwo	powierzchnia uszkodzeń [ha]	masa uszkodzeń brutto [m ³]
Kartuzy	216	20 912
Kościerzyna	266	12 730
Lipusz	17 921	1 787 309
Lubichowo	565	40 502
Strzebielino	343	35 097
Cewice	3216	121 348
Razem	22 526	2 017 898



Rycina 10. Finalna mapa obszaru objętego szkodami spowodowanymi przez nawałnicę w dniu 18.09.2017 r. na obszarze Nadleśnictwa Lipusz

Wykonana ortofotomapa z terenu administrowanego przez Nadleśnictwo Lipusz posłużyła również do szacowania szkód w lasach prywatnej własności. Była ona pomocna we wstępnych oględzinach mających na celu wydanie decyzji nakazowych

starosty do uprzątnięcia zalegających złomów i wywrotów, a także wykonania zrębów sanitarnych. Ponadto dla pracowników terenowych nadleśnictwa zostały przygotowane i wydrukowane mapy na podkładzie ortofotomap, zawierające informacje o adresie ewidencyjnym i leśnym, powierzchni, gatunku, wieku oraz zasobności na całej powierzchni.



Rycina 11. Mapa dla pracowników terenowych zajmujących się szacowaniem szkód w lasach nadzorowanych Nadleśnictwa Lipusz

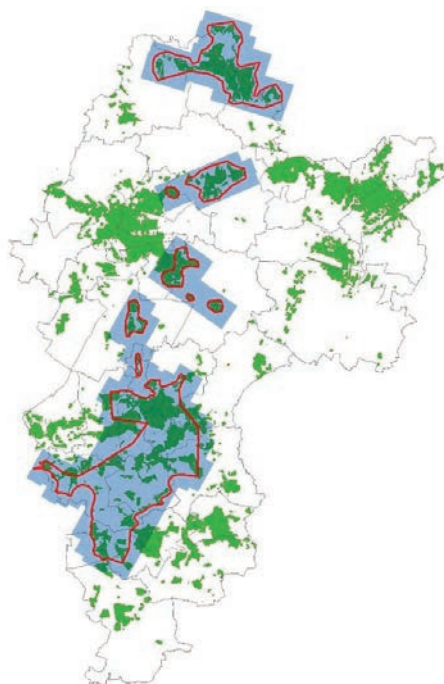
Oprócz tego przygotowano również usługę WMS z danymi dla obszaru kłęski. Wydziały ZS oraz RI RDLP w Gdańsku przygotowały rozwiązanie polegające na udostępnieniu ortofotomapy dla obszaru kłęski szerokiej rzeszy użytkowników w oparciu o narzędzia typu OpenSource (GeoSerwer oraz MapSerwer). Rozwiązanie to umożliwiło wykorzystanie ortofotomapy „kłęskowej” na wszystkich stanowiskach pracy, mających dostęp do przeglądarki LMN LIMES oraz programów GIS typu desktop. Mechanizm umieszczania WMS-ów na poziomie regionalnym pozwolił także w późniejszym okresie na publikację obrazowań wykonanych bezałogowymi statkami powietrznymi na obszarach już uprzątniętych. W wyni-

ku tych działań możliwe stało się wykonywanie szkiców odnowieniowych oraz aktualizacja LMN w oparciu o rzeczywisty stan w terenie.

6. SZACOWANIE SZKÓD W RDLP W POZNANIU

W RDLP w Poznaniu po przejściu huraganowych wiatrów nad nadleśnictwami: Gniezno, Jarocin, Czarniejewo i Piaski 11/12 sierpnia 2017 r., zgodnie z decyzją Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 16 sierpnia 2017 roku, opracowano metodykę oszacowania rozmiaru szkód w drzewostanach.

W pierwszych dniach dokonano wstępnego określenia zasięgu oddziaływania huraganowych wiatrów w wyżej wymienionych nadleśnictwach na podstawie informacji przekazywanych z nadleśnictw i stworzono warstwę wektorową z zasięgiem uszkodzeń, po analizie której wyznaczono powierzchnię uszkodzonych drzewostanów. W dniu 17 sierpnia zlecono wykonanie nalołów fotogrametrycznych dla wydziałów z obszarów objętych klęską. Rycina 12. prezentuje szacowany obszar klęski oraz plan nalołu.



Rycina 12. Szacowany obszar objęty skutkami wichury z 11/12 sierpnia 2017 roku na terenie nadleśnictw: Gniezno, Czarniejewo, Jarocin, Piaski: linie czerwone to szacowany obszar klęski, powierzchnie zielone to grunty w zarządzie PGL LP, zasięgi powierzchni w kolorze niebieskim to obszar zleconych nalołów fotogrametrycznych

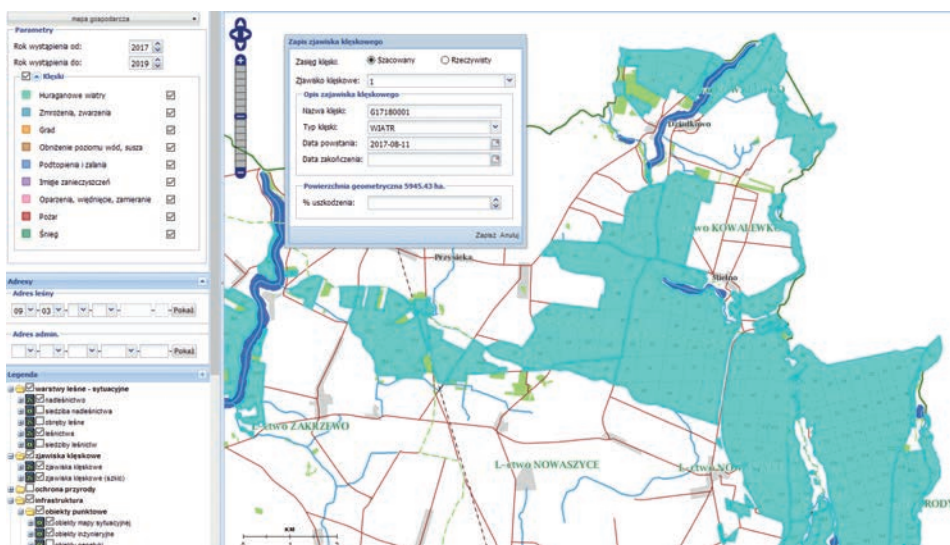
Założenia wykonania ortofotomapy obejmowały: terenową wielkość piksela poniżej 15 cm, zdjęcia w barwach naturalnych i bliskiej podczerwieni. Nalot wykonano dla obszaru 613 km² od 14 dnia do 19 dnia po wystąpieniu zjawiska. Do nalotu została wykorzystana kamera średnioformatowa RGB oraz CIR.

Po otrzymaniu ortofotomap nadleśnictwa przystąpiły do oceny rozmiaru uszkodzeń według poniższej klasyfikacji:

- uszkodzenia pojedynczych drzew (przyjęto szkodę do 10% uszkodzonych drzew),
- uszkodzenia od 11% do 25%,
- uszkodzenia od 26% do 50%,
- uszkodzenia powyżej 50% (w tym uszkodzenia całkowite).

Obliczenia szacunkowych miąższości uszkodzonych powierzchni wykonano, korzystając z warstwy stopnia uszkodzeń drzewostanów utworzonej na podstawie analizy zdjęć i warstwy wydzielenń połączonej z tabelą opisową SILP.

Do analizy wykorzystano moduł kłęskowy WEB-SILP, który pozwolił w szybki sposób uzyskać listę oraz zasobność wydzielenń uszkodzonych (ryc. 13).



Rycina 13. Część mapowa modułu kłęskowego WEB-SILP

Uzyskane wyniki pozwoliły na:

- Ogólne oszacowanie miąższości i powierzchni uszkodzonego drewna,
- Oszacowanie miąższości uszkodzonego drewna wg gatunków,
- Oszacowanie miąższości uszkodzonego drewna wg leśnictw,
- Wykonanie mapy obrazującej uszkodzenia wg klas uszkodzeń.

Nowy Koniec: <ESC> Przewij.: Obszar: <TAB>

1Obszar 2+WIERSZ 3-WIERSZ 4SZUKANIE 5Import 6 7 8

Ewidencja zjawisk klęskowych

Ident.klęski () Data powstania (2016.09.14) Data zakończ. ()

Nazwa klęski (Wiatr)

Rodz. klęski (HURAGAN)

Procent uszkodzenia: Data pozyskania od() do()

Upraw i młodników(100) D-sta 6 starszych(100) Zatwierdzona(N) Zamknięta (

Adres leśny Pow klęski Pow upraw/młod Miąższość d-st

(09-11-1-03-143	-a	-00)	(1.02)	(0.00)	(340.34
(09-11-1-03-143	-c	-00)	(0.54)	(0.00)	(212.45
(09-11-1-03-143	-f	-00)	(0.54)	(0.00)	(125.71
(09-11-1-03-143	-g	-00)	(1.61)	(0.00)	(585.16
(09-11-1-06-141	-f	-99)	(0.15)	(0.00)	(54.42
(09-11-1-06-142	-c	-00)	(0.47)	(0.00)	(123.35
(09-11-1-06-142	-g	-00)	(1.07)	(0.00)	(243.94
(09-11-1-06-142	-h	-00)	(1.19)	(0.00)	(227.26
(09-11-1-06-142	-i	-00)	(0.48)	(0.00)	(8.73
Wstępna	RAZEM	(44.39)	(2.76)	(12598.73	

Proszę podać adres leśny

There are no more rows in the direction you are going

Rycina 14. Część tabelaryczna modułu klęskowego SILP

Tabela 6. Zestawienie uszkodzonej zasobności i powierzchni wydzieleń na podstawie przeprowadzonej analizy

nadleśnictwo	zasobność uszkodzona (m ³ brutto)	powierzchnia uszkodzonych wydzieleń (ha)	powierzchnia do odnowienia (ha)
Gniezno	798 872	4761	2253
Jarocin	200 495	3455	498
Piaski	20 440	1028	56
Czerniejewo	242 978	1848	631
Razem:	1 262 784	11 092	3438

7. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Podsumowując opisane powyżej doświadczenia w szacowaniu szkód, należy stwierdzić, że techniki teledetekcyjne zostały z powodzeniem wykorzystane do analizy skutków huraganowych wiatrów w 2017 roku.

Metoda określania rozmiaru uszkodzeń na podstawie danych teledetekcyjnych to metoda skuteczna i użyteczna, ponieważ:

- Nie wymaga wysyłania pracowników w obszary potencjalnie niebezpieczne lub niedostępne.
- Umożliwia szybkie określenie rozmiaru szkód, a przyjęcie tej samej metodyki umożliwia uzyskanie jednorodnych, porównywalnych i obiektywnych wyników rozmiaru szkód.

- Stanowi dokumentację szkody, a dane teledetekcyjne są danymi wiarygodnymi. Zarówno dane teledetekcyjne, jak i wyniki analiz stanowią dokumentację szkody nie tylko dla lasów w zarządzie PGL LP, ale także dla gruntów innych form własności.

- Zebrane dane i wyniki analiz przestrzennych można również wykorzystywać w analizach czasowych, np. przy monitorowaniu terenów dotkniętych klęską.

Warto podkreślić, że kluczowym wymogiem, aby dane teledetekcyjne były wykorzystane do szacowania szkód w sposób operacyjny, jest ich wykonanie w pierwszych dniach po szkodzie, aby wyniki otrzymać w możliwie krótkim czasie.

Niekiedy, tuż po zdarzeniu klęskowym, warunki pogodowe uniemożliwiają wykonanie zdjęć o parametrach technicznych, takich jak przy wykonywaniu zdjęć w standardowych zamówieniach. W związku z tym wymogi techniczne muszą być takie, aby spełniały potrzeby zamawiającego oraz uwzględniające warunki pogodowe. Jednocześnie rezygnacja, w uzasadnionych przypadkach, z niektórych parametrów (np. dopuszczenie cieni chmur na zdjęciach lub mniejszy kąt promieni słonecznych) nie oznacza, że inne parametry nie mogą być bardziej rygorystyczne (np. rozdzielczość przestrzenna może być podwyższona w celu umożliwienia bardziej szczegółowej analizy koron drzew).

Warto zwrócić uwagę na problemy z identyfikacją drzew pochylonych na podstawie samej ortofotomapy. W przypadkach wątpliwych pomocne może być wykorzystanie stacji 3D w celu analizy zdjęć w przestrzeni trójwymiarowej. Ale nawet mając możliwość identyfikacji drzew pochylonych, ocena ich stanu w niektórych przypadkach nie zawsze może być poprawna, gdyż drzewa uszkodzone zarejestrowane tuż po zdarzeniu klęskowym mogą nie wykazywać jeszcze, nawet w bliskiej podczerwieni, przebarwień aparatu asymilacyjnego i trudno ocenić ich rzeczywistą kondycję. W niektórych przypadkach problematyczne było też określanie strat w przypadku gatunków liściastych o uszkodzonej koronie.

Istotnym elementem, warunkującym uzyskanie poprawnych wyników analiz, jest wykorzystywanie zaktualizowanych opisów taksacyjnych i Leśnej Mapy Numerycznej.

Pozyskane zdjęcia oraz wyniki analiz wykorzystywane były do zaplanowania usuwania skutków klęski przez służby leśne na różnym poziomie zarządzania. Uzyskane produkty były jednorodne dla jednostek w ramach poszczególnych regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych. Do oceny uszkodzeń drzewostanów zastosowano podobne procedury, wykorzystywano ortofotomapy oraz zaktualizowane dane zgromadzone w bazie SILP.

Oprócz ich podstawowego zastosowania, jakim była ocena rozmiaru szkód, zgromadzone dane mogą być nadal wykorzystywane, np. do analiz porównawczych i monitorowania prowadzonych zabiegów na powierzchniach klęskowych.

Stanowią one także przydatny materiał źródłowy podczas działań prowadzonych w wielu zakresach, takich jak: marketing i użytkowanie lasu, ochrona, hodowla i urządzenie lasu. Na podstawie zdobytych doświadczeń, w PGL LP trwają prace nad stworzeniem ujednoczonych procedur szacowania rozmiaru szkód z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych na obszarach leśnych, powstałych w wyniku nagłych zdarzeń klęskowych.

Summary

**Leszek Rząsa¹, Wojciech Czajka², Marcin Leszczyński³,
Krzysztof Majsterkiewicz⁴, Wojciech Pardus⁵,
Agnieszka Ramion-Harkawik⁶, Emilia Wiśniewska⁷**

¹ Regional Directorate of the State Forests in Poznań
leszek.rzasa@poznan.lasy.gov.pl

² Lipusz Forest District
wojciech.czajka@gdansk.lasy.gov.pl

³ Runowo Forest District
marcin.leszczynski@torun.lasy.gov.pl

⁴ Regional Directorate of the State Forests in Katowice
krzysztof.majsterkiewicz@katowice.lasy.gov.pl

⁵ Regional Directorate of the State Forests in Gdańsk
wojciech.pardus@gdansk.lasy.gov.pl

⁶ Regional Directorate of the State Forests in Szczecinek
agnieszka.ramion@szczecinek.lasy.gov.pl

⁷ Directorate-General of the State Forests, Warsaw
e.wisniewska@lasy.gov.pl

Damage assessment in stands after the storm of August 2017

In 2017, catastrophic hurricane winds occurred in Poland, that caused, *inter alia*, damage to forest stands. In July, strong winds damaged stands in the Regional Directorate of the State Forests in Katowice, and on 11 and 12 August 2017 there was a hurricane of a particularly large scale, that destroyed forests in several dozen of forest districts in the Regional Directorate of the State Forests in Poznań, Toruń, Gdańsk and Szczecinek. Due to the damage caused by gusty winds and resulting in large-scale windfalls and windthrows, in the units of the State Forests National Forest Holding, intensive efforts were undertaken, including eliminating consequences of the damage and protecting the area of the disaster. A damage assessment was also carried out, including the estimation of quantity and an assortment structure of the damaged wood.

Due to the size of the damage, security considerations and limited access, for damage assessment remote sensing data were particularly helpful, in particular because traditional mapping methods were too risky and time-consuming and could not be carried out in all areas affected by the disaster. Since the damage in forest stands in different forest districts were different – resulting from different species composition as well as a damage structure – from dense large damaged areas to fragmented damage in forest complexes, and due to the availability of remote sensing data, the assessment and estimation of damage were carried out in a way adapted to our needs.

The paper presents the experiences of the State Forests Holding in estimating damages caused by strong hurricane winds in 2017 and discusses results of analyses for individual State Forests units within the Regional Directorates of the State Forests in Poznań, Toruń, Gdańsk, Szczecinek and Katowice.

III. RÓŻNORODNOŚĆ BIOLOGICZNA W LASACH

David Coomes

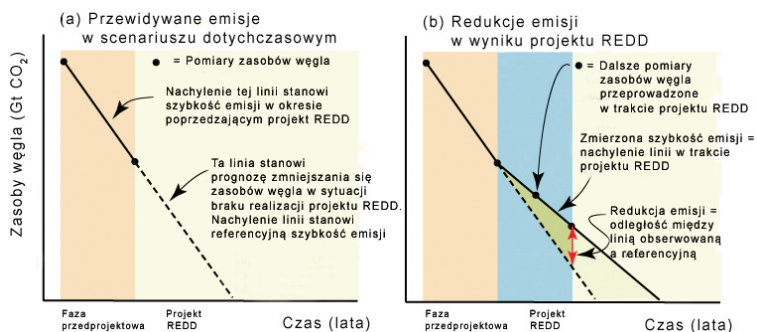
Uniwersytet w Cambridge, Wielka Brytania
david.coomes@gmail.com

Ocena leśnej różnorodności biologicznej i cech funkcjonalnych roślinności w oparciu o dane teledetekcyjne

Populacja ludzi na Ziemi wynosi obecnie około 7,7 miliarda osób i przewiduje się, że do 2050 r. osiągnie 10 miliardów. W ciągu ostatnich 40 lat istotnie wzrosło średnie spożycie żywności i innych zasobów na 1 mieszkańca (Baulcombe i in. 2009). To zwiększenie zużycia zasobów wywiera ogromną presję na ekosystemy przyrodnicze i pełnione przez nie funkcje. O ile w Polsce i innych częściach Europy jesteśmy od lat 60. XX w. świadkami wzrostu lesistości, związanego głównie z wyludnianiem się obszarów wiejskich, w wielu regionach tropikalnych ma miejsce odmienna sytuacja. Ostatnie szacunki mówią, że co roku na rzecz rolnictwa przemysłowego wycinanych jest 79 000 km² lasów tropikalnych (Austin i in. 2017). Biorąc pod uwagę, że jeden kilometr kwadratowy lasu deszczowego strefy równikowej daje schronienie znacznie większej liczbie gatunków drzew niż można znaleźć w całej Europie, ta niespotykana dotychczas utrata lasów naturalnych pociąga za sobą zanikanie niezliczonych gatunków. Jednym z powodów, dla których wylesianie jest istotne, jest to, że lasy deszczowe dostarczają cennych usług ekosystemowych. W szczególności magazynują one znaczące w skali globalnej ilości węgla: stężenie CO₂ w atmosferze nie rośnie tak szybko, jak ilość CO₂ uwalnianego do atmosfery przez spalanie paliw kopalnych, ponieważ oceany i lasy usuwają z atmosfery około jednej trzeciej wielkości emisji (Phillips i Lewis 2014). Szacuje się, że zmniejszenie wskaźników wylesiania o połowę do 2030 r. ma wartość 3,7 bln USD, jeśli chodzi o ograniczenie niszczących skutków zmian klimatu (Kumar 2012). Jednak węgiel z lasów tropikalnych jest „dobrem wspólnym”, które przynosi korzyści ludzkości, ale ma niewielką faktyczną wartość dla właścicieli gruntów. Jeśli nie nastąpi fundamentalna przemiana ekonomiczna, lasy tropikalne nadal będą ginąć.

Z tego powodu uwzględnienie lasów tropikalnych w międzynarodowych porozumieniach w sprawie zmian klimatu uznaje się za kluczowe dla ich długookresowej ochrony (Miles i Kapos 2008). Zasadą jest, że zanieczyszczające korporacje w krajach uprzemysłowionych płacą za redukcję emisji poprzez projekty uruchamiane

w ramach inicjatywy REDD+. W efekcie projektów skutecznie ograniczane jest wylesianie i degradacja lasów, jednocześnie ochronie podlegają źródła utrzymania ludzi i różnorodność biologiczna, co więcej, działania te uzyskują międzynarodowe wsparcie za pośrednictwem Organizacji Narodów Zjednoczonych. Zasadą jest również, że długookresowe trendy w zmianach wielkości zasobów węgla w lasach są mierzone w danym regionie w fazie przedprojektowej, co pozwala na określenie referencyjnej szybkości utraty (ryc. 1a), a inicjowany projekt REDD+ ma na celu spowolnienie tej utraty. Po kilku latach oceniana jest jego skuteczność przez ponowny pomiar zasobów węgla na obszarze realizacji projektu i porównanie z wielkością zasobów ustalonych na podstawie przewidywanej szybkości referencyjnej (ryc. 1b). Jeśli wykazano, że emisje węgla uległy zmniejszeniu, można sprzedać redukcje emisji przedsiębiorstwom na rynku międzynarodowym. Modele ekonomiczne wskazują, że REDD+ może być jedną z najbardziej efektywnych kosztowo metod zmniejszania emisji węgla, a także ochrony tropikalnej różnorodności biologicznej – corocznie zainwestowanych kilka miliardów dolarów skutecznie wpłynęłyby na globalnie znaczącą redukcję emisji gazów cieplarnianych i ograniczenie utraty powierzchni pokrytej przez lasy tropikalne.



Rycina 1. Schematyczne wyjaśnienie sposobu obliczania redukcji emisji węgla w projektach REDD, zapewniających właścicielom gruntów dochód w celu ochrony lasów naturalnych, co może być decydującym czynnikiem przy podejmowaniu decyzji dotyczących użytkowania ziemi

Efektywne kosztowo i wiarygodne monitorowanie zasobów węgla ma kluczowe znaczenie dla powodzenia REDD+ (patrz symbole na ryc. 1), ale obecne procedury opierają się na tradycyjnych sieciach powierzchni próbnych (Coomes i in. 2002), które dają wiarygodne wyniki, ale są drogie w odległych regionach tropikalnych. Systemy teledetekcyjne nie są jeszcze gotowe do ciągłego monitorowania z kosmosu zasobów węgla, chociaż sama technologia jest dostępna. Metody monitorowania utraty lasów (wylesiania) są w skali globalnej wysoce zaawansowane i już funkcjonują. W rzeczywistości NASA i Google połączyły siły w celu opracowania corocz-

nych map wylesień sięgających wstecz do 2000 r., wykorzystując wielospektralne zobrazowania z satelitów Landsat (Hansen i in. 2013). Ten wyjątkowy produkt pozwala każdemu posiadaczowi komputera z dostępem do Internetu na ilościowe określenie wpływu zmian użytkowania gruntów na interesującym obszarze. Jednak sensory wielospektralne wykrywają zmiany w zieleni na powierzchni planety i nie są w stanie dostarczyć informacji o wysokości lasu, potrzebnych do obliczenia zasobów węgla (tj. ilości węgla na hektar). Bez tego nie jest możliwe miarodajne śledzenie degradacji lasów.

Lotniczy skaning laserowy dostarcza dokładnych szacunków wysokości warstwy koron, zwykle na obszarach o powierzchni kilkuset kilometrów kwadratowych, z których można wiarygodnie przeprowadzić kartowanie ilości węgla w biomacie nadziemnej po opracowaniu równań estymacji, które powiążą wysokość okapu drzewostanu ze zmierzonymi w terenie zasobami węgla (ryc. 2A). Równania te można wykorzystać do kartowania zasobów węgla pod trasami przelotu LIDAR-a (ryc. 2B) i interpolować do całych regionów za pomocą metod uczenia maszynowego (ryc. 2C). Ta mapa zasobów węgla jest wykorzystywana do wyboru optymalnych lokalizacji dla nowych obszarów chronionych w Malezji. Technologie te zostały wykorzystane do opracowania map zasobów węgla dla kilku krajów tropikalnych, ale jeszcze nie do monitorowania zmian w czasie, ponieważ wymaga to wielu pomiarów LIDAR-owych, co jest logistycznie trudne. Pod koniec 2018 r. NASA uruchomiła misję GEDI w celu zbadania wysokości drzewostanów w miliardach miejsc, co doprowadzi do stworzenia najdokładniejszej dotychczasowej mapy zasobów węgla w lasach, ale misja ta jest krótkotrwała i nie będzie monitorować zmian zasobów węgla. Bardziej obiecująca z perspektywy REDD+ jest misja BIOMASS, która ma zostać uruchomiona przez Europejską Agencję Kosmiczną w 2020 r., wykorzystująca do monitorowania węgla radar pasma P. Wiedza w zakresie monitorowania węgla ma zasadnicze znaczenie dla ochrony lasów tropikalnych przez REDD+, ale technologie teledetekcji dopiero zaczynają być wykorzystywane operacyjnie.

Inną nową technologią, która okazuje się cenna w monitorowaniu lasów tropikalnych, jest teledetekcja hiperspektralna. Wielospektralne sensory, takie jak te na pokładzie satelitów Landsat, rejestrują ilość energii słonecznej odbijanej od powierzchni Ziemi w kilku zakresach fal, starannie dobranych do przekazywania informacji o szacie roślinnej i stanie zdrowotnym. Nowa generacja czujników – sensory hiperspektralne – jest w stanie jednocześnie rejestrować energię elektromagnetyczną w setkach sąsiadujących długościach fal, od ultrafioletowej do krótkofalowej podczerwieni. Wielowymiarowe zbiory danych wytwarzane przez sensory hiperspektralne zawierają dodatkowe informacje istotne do kartowania typów lasów w odległych regionach tropikalnych i analizowania kluczowych dla wzrostu i przeżycia właściwości koron, w tym zawartości wody, koncentracji azotu,

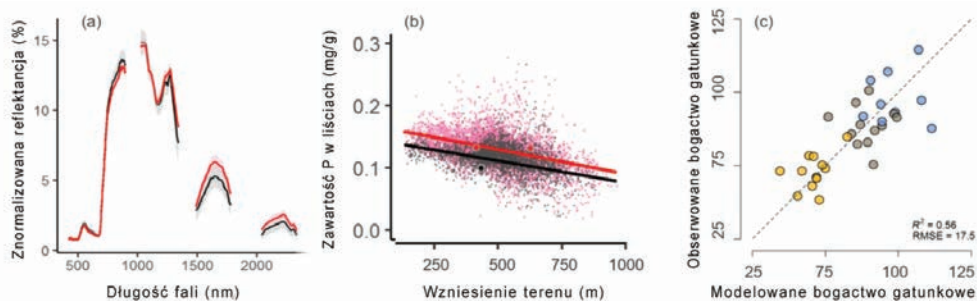
fosforu i innych związków. Przykładowo, mój zespół badawczy wykorzystał lotnicze zobrazowania hiperspektralne do odwzorowania stężenia fosforu (P) w liściach w przekształconych przez człowieka lasach tropikalnych w Malezji, pokazując, że na wylugowanych wierzchołkach wzniesień występuje wykrywalnie niższe stężenie fosforu niż na głębszych glebach w niższych położeniach i że wycinka powoduje zwiększenie stężenia fosforu w liściach (ryc. 3b). Technika ta okazała się również nieoceniona w kartowaniu bogactwa gatunków (ryc. 3c) i zrozumieniu zmian składu gatunkowego w obrębie krajobrazu (Bongalov 2019). To nowe spojrzenie na skład gatunkowy i funkcjonowanie lasów tropikalnych nadaje nowy impuls ochronie zagrożonych typów lasów, jak również zachowaniu znacznych obszarów lasów w krajobrazie zmodyfikowanym przez człowieka.



Rycina 2. Podejście do szacowania zasobów węgla w lasach na podstawie badań LIDAR-owych, zilustrowane mapą opracowaną dla stanu Sabah w Malezji: A) zależność między wysokością okapu określoną przez LIDAR a zmierzoną zawartością węgla w nadziemnej części lasu (ACD – *aboveground carbon density*) jest zbliżona dla każdego typu lasu, ale niezwykle zmienna między różnymi regionami tropikalnymi i rodzajami gleby; B) trasy przelotu wykorzystane w badaniach lotniczych stanu Sabah (na żółto) oraz C) ACD, która została dokładnie oszacowana w rejonach badań LIDAR-owych, jest skalowana do całego krajobrazu przez metody uczenia się, z wykorzystaniem radaru i zobrazowań optycznych do wypełnienia luk. Na podstawie Asner i in. (2018) oraz Coomes i in. (2017)

O ile REDD+ daje nadzieję, że lasy tropikalne mogą zostać uratowane przez nadanie im konkretnej wartości ekonomicznej, polityka w zakresie biopaliw może jednak doprowadzić do zniszczenia naturalnych systemów i konkurowania o ziemię z rolnictwem (Searchinger i in. 2008). Olejowiec gwinejski (*Elaeis guineensis* – palma olejowa) jest sadzony w regionach tropikalnych, a zwłaszcza w Azji Południowo-Wschodniej, głównie jako źródło oleju do gotowania, ale także jako biopaliwo. Z punktu widzenia rolnictwa palma olejowa jest znakomitą uprawą,

pozwalającą uzyskać 4 razy więcej oleju niż rzepak uprawiany w Europie. Jest to bardzo opłacalne: globalna produkcja wynosi obecnie około 40 milionów ton rocznie i ma wartość około 15 miliardów dolarów, a ekspansja w tropikalnych regionach Azji następuje wykładniczo, z druzgocącymi konsekwencjami dla dzikiej przyrody (Foster i in. 2011). Utracony w wyniku usunięcia lasu węgiel zostanie zrekompensowany po 60–600 latach produkcji biopaliw (Fargione i in. 2008), co oznacza, że biopaliwo z oleju palmowego jest znacznie mniej zrównoważonym źródłem energii niż, powiedzmy, panele słoneczne. Ochrona lasów tropikalnych wymagać będzie od firm produkujących olej palmowy ścisłej współpracy z organizacjami ochrony przyrody, aby krytycznie ocenić, które obszary nizinnych lasów deszczowych mają wysoką wartość konserwatorską i powinny stanowić priorytet w zakresie ochrony. Wysokorozdzielcze kartowanie roślinności i zasobów węgla z wykorzystaniem obrazowania LIDAR-owego i hiperspektralnego będzie miało kluczowe znaczenie przy podejmowaniu takich decyzji.



Rycina 3. Zastosowania obrazowania hiperspektralnego: a) typowe lotnicze dane hiperspektralne, pokazujące refleksję (współczynnik odbicia) energii słonecznej od powierzchni roślin; b) stężenia fosforu w koronach drzew oszacowane za pomocą metody spektronicznej, wykazujące zmienność wraz ze wzrostem wyniesienia terenu i stopnia degradacji (czerwony = niski las, czarny = wysoki las); c) przewidywane i obserwowane bogactwo gatunkowe drzew okapu dla trzech różnych typów gleby. Na podstawie Swinfield i Coomes (2019) oraz Jucker i in. (2018)

Summary

David Coomes

University of Cambridge
david.coomes@gmail.com

Forest biodiversity and functional trait assessments, based on remote sensing data

Airborne remote sensing (ARS), and particularly LIDAR and hyperspectral imaging, have emerged as preeminent technologies for high-resolution mapping of vegetation structure and composition. Taking examples from Europe, Asia, Africa I will discuss we show ARS technologies are being used to map tree distributions and plant functional traits. I will also show that, when combined with a knowledge of site history, airborne technologies can also be used to map herb layers – important for conservation because they are highly diverse. Next, I will discuss how forests modify microclimate, why this is important for organisms living in their understories, and explain how ARS can be used to map it fine-scale variation in temperature and humidity. As an ecologist, my interests lie in understanding the processes that generate biodiversity and maintain ecosystem functions. I will show how repeat LIDAR surveys can be used to understand tropical forest responses to drought and selective logging in Borneo. I will also discuss how LIDAR can be used to map disturbances, which are key to the maintenance of diversity in (semi)natural ecosystems.

LITERATURA

- Asner G.P., Brodrick P.G., Philipson Ch., Vaughn N.R., Martin R.E., Knapp D.E., Heckler J. i in. 2018. Mapped Aboveground Carbon Stocks to Advance Forest Conservation and Recovery in Malaysian Borneo. *Biological Conservation*, 217: 289–310.
- Austin K.G., González-Roglich M., Schaffer-Smith D., Schwantes A.M., Swenson J.J. 2017. Trends in Size of Tropical Deforestation Events Signal Increasing Dominance of Industrial-Scale Drivers. *Environmental Research Letters*, 12(5): 054009.
- Baulcombe D., Crute I., Davies B., Dunwell J., Gale M., Jones J., Pretty J., Sutherland W., Toulmin C. 2009. Reaping the Benefits: Science and the Sustainable Intensification of Global Agriculture. The Royal Society.

- Bongalov B. i in. 2019. Reconciling the Contribution of Environmental and Stochastic Structuring of Tropical Forest Diversity through the Lens of Imaging Spectroscopy. *Ecology Letters* [w druku].
- Coomes D.A., Allen R.B., Scott N.A., Goulding Ch., Beets P. 2002. Designing Systems to Monitor Carbon Stocks in Forests and Shrublands. *Forest Ecology and Management*, 164: 89–108.
- Coomes D.A., Dalponte M., Jucker T., Asner G.P., Banin L.F., Burslem D.F.R.P., Lewis S.L. i in. 2017. Area-Based vs Tree-Centric Approaches to Mapping Forest Carbon in Southeast Asian Forests from Airborne Laser Scanning Data. *Remote Sensing of Environment*, 194(June): 77–88.
- Fargione J., Hill J., Tilman D., Polasky S., Hawthorne P. 2008. Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*, 319(5867): 1235–1238.
- Foster W.A., Snaddon J.L., Turner E.C., Fayle T.M., Cockerill T.D., Ellwood M.D.F., Broad G.R. i in. 2011. Establishing the Evidence Base for Maintaining Biodiversity and Ecosystem Function in the Oil Palm Landscapes of South East Asia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 366(1582): 3277–3291.
- Hansen M.C., Potapov P.V., Moore R., Hancher M., Turubanova S.A., Tyukavina A., Thau D. i in. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160): 850–853.
- Jucker T., Bongalov B., Burslem D.F.R.P., Nilus R., Dalponte M., Lewis S.L., Phillips O.L., Qie L., Coomes D.A. 2018. Topography Shapes the Structure, Composition and Function of Tropical Forest Landscapes. *Ecology Letters*, 21(7): 989–1000.
- Kumar P. 2012. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Routledge.
- Miles L., Kapos V. 2008. Reducing Greenhouse Gas Emissions from Deforestation and Forest Degradation: Global Land-Use Implications. *Science*, 320(5882): 1454–1455.
- Phillips O.L., Lewis S.L. 2014. Evaluating the Tropical Forest Carbon Sink. *Global Change Biology*, 20(7): 2039–2041.
- Searchinger T., Heimlich R., Houghton R.A., Dong F., Elobeid A., Fabiosa J., Tokgoz S., Hayes D., Yu T.-H. 2008. Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases through Emissions from Land-Use Change. *Science*, 319(5867): 1238–1240.
- Swinfield T., Both S., Riutta T., Bongalov B., Elias D., Majalap-Lee N., Ostle N., Coomes D.A. i in. 2019. Imaging Spectroscopy Reveals the Effects of Topography and Logging on the Leaf Chemistry of Tropical Forest Canopy Trees. *Global Change Biology*. DOI: 10.17863/CAM.46053

Najnowsze osiągnięcia w zakresie kartowania składu gatunkowego drzew przy wykorzystaniu teledetekcji

1. WSTĘP

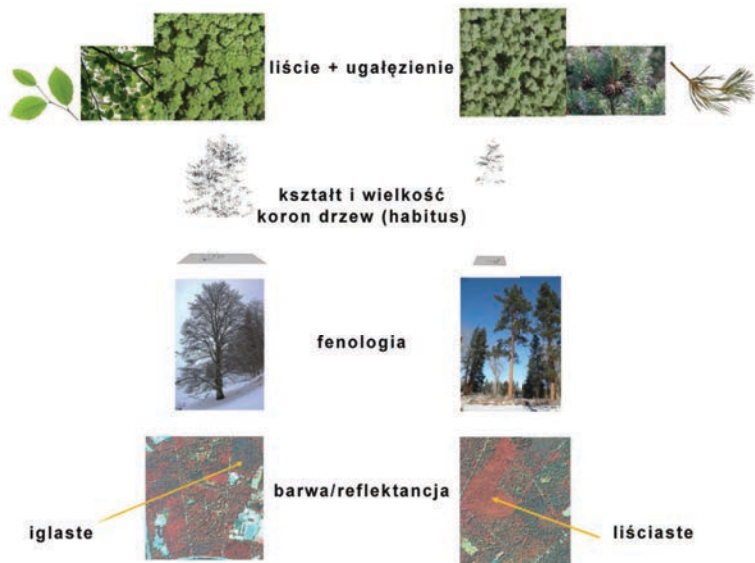
Informacja o gatunkach drzew jest jedną z kluczowych zmiennych inwentaryzacyjnych, ponieważ skład gatunkowy decyduje o ekologicznych i ekonomicznych cechach lasu oraz wielu decyzjach gospodarczych. Te ostatnie dotyczą rodzaju i częstotliwości działań hodowlanych oraz ograniczania ryzyka (wiatrołomy czy występowanie korników i patogenów zależą bezpośrednio od składu gatunkowego). Ze składem gatunkowym ekosystemów leśnych bezpośrednio związana jest ich gospodarcza i ekologiczna trwałość w warunkach zmian klimatu.

Jasno sprecyzowane przestrzennie informacje o składzie gatunkowym są obecnie zbierane w ramach inwentaryzacji lasu zarówno na poziomie krajowym, regionalnym, jak i lokalnym. Jednakże w ramach standardowego podejścia inwentaryzacyjnego skład gatunkowy jest oszacowywany albo na podstawie ograniczonej liczby powierzchni próbnych (pokrywających jedynie niewielką część całej powierzchni zalesionej), albo ogólnej oceny wzrokowej drzewostanu. Oba podejścia wiążą się ze znaczącą niepewnością, szczególnie gdy informacje mają być wykorzystywane w operacyjnym zagospodarowaniu lasu, realizowanym zwykle w skali lokalnej. Ponadto, o ile ogólne informacje o gatunkach pochodzące z wymienionych tradycyjnych metod inwentaryzacyjnych są zazwyczaj dostępne dla lasów publicznych, w odniesieniu do lasów prywatnych są one znacznie uboższe.

Wartość dodana jasno sprecyzowanych przestrzennie informacji o składzie gatunkowym na całym obszarze jest względnie duża, ponieważ sektor leśny stoi obecnie w obliczu ważnych zmian, bezpośrednio związanych z informacjami o składzie gatunkowym. Na przykład w Europie Środkowej coraz bardziej ekstremalne warunki pogodowe, które już są obserwowane w wyniku zmian klimatu, sprawiają, że niektóre ważne gospodarczo gatunki drzew są na granicy przetrwania. Szczególnie świerk (*Picea abies*) może ucierpieć w pewnych warunkach siedliskowych (np. słoneczne stoki lub obszary grzbietów górskich), w których zaostrza się

ryzyko suszy związane ze zmianami klimatu. Dokładnie określone przestrzennie i ciągle informacje o składzie gatunkowym mogą być pomocne w identyfikacji takich zagrożonych drzewostanów. Mogą one zostać objęte specjalnym postępowaniem podczas regularnych działań monitoringowych, umożliwiającym wczesne rozpoznanie stanu zdrowotnego i szybkie ograniczenie potencjalnie negatywnych konsekwencji, takich jak gradacje korników.

Ponadto, dokładnie sprecyzowane przestrzennie informacje o składzie gatunkowym na poziomie niższym niż drzewostan generalnie pozwoliłyby na skuteczniejsze planowanie pozyskania drewna, sadzenia drzew i innych operacji gospodarczych. Wreszcie wiele ocen ekologicznych prowadzonych w lasach, np. związanych z siedliskami zwierząt, jak też różnorodnością gatunkową roślin w warstwie zielonej i krzewiastej, bezpośrednio wiąże się ze składem gatunkowym drzewostanu w głównym piętrze i wynikającą z tego strukturą drzewostanu.



Rycina 1. Niektóre kluczowe cechy drzew umożliwiające ich identyfikację gatunkową

Zatem informacja o składzie gatunkowym stanowi kluczową zmienną inwentaryzacyjną użyteczną dla większości aspektów operacyjnej gospodarki leśnej. Niemniej jednak, dostępne informacje są często względnie ogólne i obciążone relatywnie dużą niepewnością. Ponieważ zebranie w terenie dokładniejszych danych wiąże się ze znaczną pracochłonnością i związanymi z tym wysokimi kosztami, alternatywnym źródłem informacji o składzie gatunkowym od dziesięcioleci jest teledetekcja. Szczególnie długą tradycję w leśnictwie ma interpretacja wizualna

zobrazowań lotniczych (Fassnacht i in. 2016). Szczegółowy przegląd najnowocześniejszych obecnie metod kartowania gatunków i klasyfikacji na podstawie danych teledetekcyjnych przedstawiono w publikacji Fassnacht i in. (2016). W niniejszym opracowaniu przedstawiono krótkie omówienie najnowocześniejszych metod z bardziej praktycznej perspektywy wraz z drobnymi uaktualnieniami, dotyczącymi nowych trendów i możliwości w odniesieniu do kartowania gatunków drzew, według najpopularniejszych metod teledetekcyjnych stosowanych w tym zakresie.

2. NA CZYM POLEGA RÓŻNICA?

Aby zrozumieć potencjał i ograniczenia różnych metod teledetekcyjnych wykorzystywanych do kartowania i klasyfikacji gatunków drzew, niezbędne jest poznanie fizycznych i chemicznych cech umożliwiających odróżnienie gatunków, co jest kluczowe przy automatycznym wyodrębnianiu gatunków przy użyciu teledetekcji. Na rycinie 1. zestawiono niektóre najważniejsze właściwości lub cechy, w tym: (1) kształt liści i budowę gałęzi; (2) kształt i wielkość koron drzew (= habitus); (3) różnice fenologiczne, występujące szczególnie między gatunkami zimozielonymi a liściastymi, ale obejmujące też różnice typowe dla danego gatunku w czasie rozwoju czy opadania liści; (4) barwa lub reflektancja – sygnał optyczny składający się z odbitego promieniowania elektromagnetycznego w różnych długościach fal postrzegany przez oko człowieka i optyczne sensory teledetekcyjne. Specyficzne dla danego gatunku odbicie jest wynikiem kombinacji cech biochemicznych i biofizycznych, w tym wewnętrznej struktury komórkowej liścia, ilości i rozmieszczenia barwników oraz architektury liści, gałęzi i koron danego drzewa oraz geometrii układu słońce–sensor podczas przyjmowania sygnału optycznego. Kwestie te omawiają bardziej szczegółowo np. Fassnacht i in. (2016) lub Clark i in. (2005).

3. INFORMACJE O SKŁADZIE GATUNKOWYM Z DANYCH HIPERSPEKTRALNYCH

Dane hiperspektralne, charakteryzujące się ciągłym i dokładnym pokryciem znacznej części promieniowania elektromagnetycznego, obejmującej długości fal w zakresie od światła widzianego do podczerwieni z wąskimi pasmami widma, uważane są za technologicznie najbardziej zaawansowane źródło danych teledetekcyjnych dla potrzeb kartowania i klasyfikacji gatunków drzew. W szczególności ich bogata informacja spektralna pozwala na rozróżnienie gatunków podobnych, jednak o subtelnych różnicach w sygnaturach widmowych. W naszym najnowszym przeglądzie ustaliliśmy, że zarówno przeciętna liczba gatunków branych pod uwagę w badaniach wykorzystujących dane hiperspektralne, jak też uzyskana dokładność

są większe niż w jakimkolwiek innym systemie sensorów (zob. ryc. 3 w Fassnacht i in. 2016). Duży potencjał w zakresie kartowania dominujących gatunków drzew z użyciem danych wielospektralnych w skali lokalnej potwierdzają liczne analizy przypadków, opublikowane ostatnio, w tym np. prace: Clark i Roberts (2012), Dalponte i in. (2013) lub Ghosh i in. (2014).

Obecne badania skupiają się na opracowaniu przebiegu pracy pozwalającej na przejście od kartowania w skali lokalnej do zastosowań wielkoskalowych na podstawie zbiorów danych lotniczych, a w przyszłości satelitarnych. Niedawne przykłady kartowania zbiorowisk roślinności leśnej na dużych obszarach stanowią opracowania: Clark i in. (2018) oraz Bogan i in. (2019). Oba skupiają się na ekosystemach w Kalifornii, przy zastosowaniu danych hiperspektralnych AVIRIS o średniej rozdzielczości przestrzennej (18–30 m). Prace te wykazały dokładność od średniej do dużej, a autorzy są przekonani, że wykorzystując teledetekcję hiperspektralną, można przeprowadzić wielkoobszarowe kartowanie roślinności. Dalsze udoskonalenia mogą być wprowadzone, gdy dane hiperspektralne będą pozyskiwane operacyjnie przy wykorzystaniu systemów satelitarnych, umożliwiających powtarzalne pozyskiwanie danych w ciągu sezonu. Clark i in. (2018) opisali nieznaczne ulepszenie wynikające z połączenia wielu obrazów hiperspektralnych zebranych w ciągu jednego sezonu. Jednak ze względu na bogate informacje już zawarte w pojedynczym zbiorze danych hiperspektralnych ogólna korzyść wynikająca z połączenia wielu zbiorów danych hiperspektralnych rejestrujących fenologię na danym obszarze może być ograniczona w porównaniu ze znacznymi korzyściami opisanymi we wcześniejszych badaniach z wykorzystaniem danych wielospektralnych (np. Mickelson i in. 1998). Badania rozpatrujące te kwestie są obecnie prowadzone m.in. na obszarze Puszczy Białowieskiej w Polsce – jednym z nielicznych miejsc na Ziemi, gdzie duży obszar leśny został pokryty powtarzalnymi lotniczymi zobrazowaniami hiperspektralnymi w trakcie pojedynczego sezonu (Stereńczak i in. 2019).

Ogólnie duży potencjał danych hiperspektralnych uzyskiwany jest wysokim kosztem. Koszty pozyskania lotniczych danych hiperspektralnych są stosunkowo wysokie, natomiast wstępne przetwarzanie surowych danych wciąż może być trudne. Zmienne warunki pogodowe podczas pojedynczych lub wielokrotnych nalołów mogą skutkować znacznymi różnicami w uzyskanym sygnale spektralnym. Różnice te stanowią problem dla zautomatyzowanych łańcuchów klasyfikacji. W wielu przypadkach najlepsze wyniki zostaną uzyskane przez zebranie oddzielnych danych referencyjnych dla każdej z linii nalołu lub przynajmniej dla podzbiorów linii nalołu, zebranych w porównywalnych warunkach. Oddzielne pozyskiwanie danych referencyjnych jest czasochłonne i powoduje zwiększanie i tak względnie wysokich kosztów uzyskania danych.

Podsumowując, dane hiperspektralne stanowią z technicznego punktu widzenia prawdopodobnie najlepszą opcję przy klasyfikacji i kartowaniu gatunków drzew w skali lokalnej i regionalnej. Przetwarzanie danych jest jednak nadal trudne, a koszty wysokie (tab. 1).

Tabela 1. Ocena lotniczych danych hiperspektralnych (HS) z punktu widzenia klasyfikacji gatunkowej drzew

	Szczegóły tematyczne	Operacyjność	Szczegółowość przestrzenna	Koszty	Dokładność
Ocena	Bardzo dobra + + +	Średnia	Dobra + +	Wysokie	Wysoka + + +
Komentarz	Dane HS pozwalają na wyodrębnienie względnie dużej liczby gatunków drzew	Przetwarzanie danych wciąż stawia wiele wyzwań, a podczas nalotów mogą wystąpić liczne trudności	Dane HS są często pozyskiwane z dokładnością pikseli od 1 do 5 m, co stanowi wystarczającą szczegółowość przestrzenną dla wielu zastosowań w leśnictwie	Lotnicze dane HS są wciąż bardzo drogie – ok. 120-180 €/km ²	Dane HS należą do najlepszych systemów sensorów wykorzystywanych do klasyfikacji gatunków lub typów roślinności

4. INFORMACJE O SKŁADZIE GATUNKOWYM Z DANYCH WIELOSPEKTRALNYCH

O przewadze danych hiperspektralnych nad wielospektralnymi stanowi przede wszystkim większa ilość informacji spektralnych. Jednak co najmniej dwa ostatnie dokonania w zakresie teledetekcji wielospektralnej mogą wkrótce przyczynić się do zmniejszenia tej przewagi lub nawet jej odwrócenia. Pierwszym z nich jest adaptacja przez społeczność naukową w dziedzinie teledetekcji algorytmów głębokiego uczenia, natomiast drugie wynika z większej dostępności wysokojakościowych wieloczasowych danych wielospektralnych.

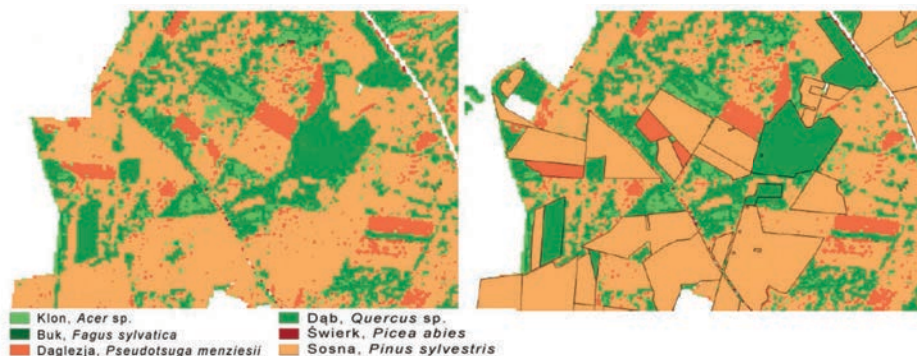
Algorytmy głębokiego uczenia pozwalają na bardzo efektywne i automatyczne wyodrębnienie i analizę kontekstowej informacji teksturalnej. Wstęp do metod głębokiego uczenia stanowi np. publikacja: Chollet i Allaire (2017). Uwzględniając nie tylko tradycyjne statyczne metryki tekstury, ale też metryki dynamiczne, dostosowane i wyodrębniane specjalnie na potrzeby danego problemu, algorytmy

głębokiego uczenia, takie jak głęboka konwolucyjna sieć neuronowa (*convolutional neural network*), umożliwiają imitowanie procesu wizualnej interpretacji obrazu. Uwzględniając długą tradycję oraz względnie wysoką dokładność identyfikacji i kartowania składu gatunkowego w drodze interpretacji obrazów ze zdjęć lotniczych, algorytmy głębokiego uczenia mogą umożliwić uzyskanie podobnej dokładności przy wykorzystaniu metod automatycznych. Mogłoby to stanowić ciekawą alternatywę dla klasyfikacji pikselowych, opierających się głównie na bogatej informacji spektralnej, ale niemogących skutecznie wykorzystywać informacji kontekstowej i teksturalnej. Połączenie algorytmów głębokiego uczenia z obrazowaniem lotniczym jest szczególnie interesujące, ponieważ w wielu krajach europejskich obrazowanie lotnicze jest regularnie wykonywane na inne potrzeby i dlatego często dostępne dla administracji leśnej bez dodatkowych kosztów.

Jeśli chodzi o drugi trend, zwiększona dostępność wysokojakościowych satelitarnych danych wielospektralnych o względnie dobrej rozdzielczości przestrzennej otwiera kolejną możliwość kartowania głównych gatunków drzew przy niskich kosztach. W szczególności dzięki uruchomieniu dwóch satelitów Sentinel-2 dostępna stała się globalna baza danych wysokojakościowych i wieloczasowych zobrażeń wielospektralnych (Drusch i in. 2002). Pierwsze wyniki pokazują, że wieloczasowe zobrażenia Sentinel-2 dysponują możliwością wiarygodnego kartowania gatunków drzew w skali lokalnej, osiągając dokładność porównywalną do uzyskiwanej przy wykorzystaniu danych hiperspektralnych (ryc. 2). Osiągnięcie porównywalnej dokładności kartowania również na większych obszarach wymaga stworzenia mozaiki wysokojakościowych obrazów, dających spójny (jednolity) sygnał spektralny na dużym obszarze. Jest to kluczowy wymóg uzyskania map o wysokiej jakości dla dużych obszarów przy zwykle ograniczonej ilości dostępnych wiarygodnych danych referencyjnych. Zebranie dodatkowych danych referencyjnych pozwala także na poradzenie sobie z niespójnościami spektralnymi między różnymi obszarami, jednak prawdopodobne jest, że rozwiązanie technicznego problemu obliczania homogenicznych spektralnie mozaik stanowi rozwiązanie efektywniejsze kosztowo.

Podsumowując, jest bardzo prawdopodobne, że wkrótce obrazom wielospektralnym będzie poświęcać się jeszcze więcej uwagi niż w przeszłości, ze względu na ich zastosowanie do pozyskiwania informacji o gatunkach drzew. W szczególności połączenie zdjęć lotniczych z algorytmami głębokiego uczenia (tab. 2) i dalsze udoskonalanie metod klasyfikacji pikselowych z wykorzystaniem wieloczasowych danych Sentinel-2 ma ogromny potencjał w zakresie efektywnej kosztowo operacjonalizacji pracy związanej z kartowaniem gatunków drzew na dużych obszarach (tab. 3). Ciągły rozwój technologii przetwarzania chmur, w których dane satelitarne są łatwo dostępne do przetworzenia w końcowy produkt, tj. informacje o składzie

gatunkowym, bez uprzedniego pobierania obrazów na komputer lokalny, może jeszcze bardziej poprawić proces operacjonalizacji. Inicjatywa ESA Copernicus DIAS może być ważnym krokiem w kierunku urzeczywistnienia tego scenariusza.



Rycina 2. Wyniki klasyfikacji składu gatunkowego z wykorzystaniem danych Sentinel-2 i referencyjnych zbiorów danych pochodzących z oficjalnych danych inwentaryzacji lasu w Badenii-Wirtembergii (rycina: Klaus 2018). Po lewej stronie przedstawiono wyniki klasyfikacji pikselowej, a mapa po prawej stronie pokryta jest poligonami przedstawiającymi drzewostany o udziale poszczególnych gatunków wynoszącym co najmniej 90%

Tabela 2. Ocena lotniczych danych wielospektralnych (MS) z punktu widzenia klasyfikacji gatunkowej drzew (zobrazowania lotnicze)

	Szczegóły tematyczne	Operacyjność	Szczęgotowość przestrzenna	Koszty	Dokładność
Ocena	Dobra ++	Dobra ++	Bardzo dobra +++	Średnie	Jeszcze nieznaną
Komentarz	Lotnicze dane MS mogą mieć duży potencjał w zakresie kartowania głównych gatunków drzew, jeśli zostaną połączone z algorytmami głębokiego uczenia - wymaga to jednak dalszych badań	Ponieważ obrazy lotnicze są dostępne dla wielu obszarów na świecie i są wciąż gromadzone, możliwości operacjonalizacji są znaczne	Obecnie gromadzone zdjęcia lotnicze mają wielkość piksela 0,3 m lub mniejszą, a zatem zapewniają bardzo dobrą szczegółowość przestrzenną	Obrazy lotnicze są względnie tanie – ok. 35-62 €/km ² . W niektórych krajach dla potrzeb administracji leśnej mogą być udostępnione nieodpłatnie	Wymagane są dalsze badania, ale można założyć, że przynajmniej dla dominujących gatunków drzew można uzyskać wysoką dokładność

Tabela 3. Ocena satelitarnych danych wielospektralnych (MS) z punktu widzenia klasyfikacji gatunkowej drzew (Sentinel-2)

	Szczegóły tematyczne	Operacyjność	Szczegółowość przestrzenna	Koszty	Dokładność
Ocena	Dobra ++	Bardzo dobra +++	Średnia	Bezpłatne	Wysoka ++
Komentarz	Pierwsze badania pokazują, że dane Sentinel-2 z powodzeniem umożliwiają wyodrębnienie względnie dużej liczby dominujących gatunków drzew	Dane Sentinel-2 są dostępne w skali globalnej. Najważniejsze ograniczenia wynikają z dostępności danych referencyjnych i satelitarnej spójności danych, co jest głównie problemem technicznym, możliwym do podjęcia w kolejnych badaniach	Piksel o wielkości 10 m pozwala na kartowanie składu gatunkowego grup drzew i drzewostanów, ale w większości przypadków nie pozwala na rozstrzygnięcie o pojedynczych drzewach	-	Wymagane są dalsze badania, jednak pierwsze wyniki pokazują względnie wysoką dokładność

5. SKŁAD GATUNKOWY NA PODSTAWIE DANYCH LIDAR-OWYCH

W ostatnich latach zaczęto poświęcać znaczną uwagę kartowaniu składu gatunkowego przy wykorzystaniu danych LIDAR-owych (np. Kim i in. 2009, Korpela i in. 2010). Jedną z głównych przyczyn jest zdolność LIDAR-u do dostarczania chmur 3D z bardzo wiarygodnymi informacjami o trójwymiarowej strukturze lasu. Informacje te dotyczą wielu ważnych zmiennych inwentaryzacyjnych lasu, takich jak miąższość drewna na pniu i biomasa. Gdyby LIDAR umożliwiał również w sposób niezawodny dostarczanie informacji o gatunkach drzew, byłby kompleksowym sensorem w monoczesowych teledetekcyjnych metodach inwentaryzacji lasu. Niestety, informacje strukturalne zebrane przez czujnik LIDAR-owy mają nieco ograniczone możliwości wiarygodnego wyodrębnienia gatunków drzew na dużych obszarach. Z jednej strony wieloczesowe dane LIDAR-owe zebrane podczas sezonu wegetacyjnego i po nim pozwalają na rzetelne odróżnienie gatunków liściastych od iglastych, ponieważ zimą rozkład wysokości chmury punktów (podstawowe informacje uzyskane ze zbiorów danych LIDAR-owych) zmienia się zwykle dla drzew liściastych (niższe wysokości ze względu na mniejszą liczbę odbić promieni w bezlistnych koronach), natomiast pozostaje ona względnie stała dla drzew zimozielonych (np. Wasser i in. 2013).

Z drugiej strony wyodrębnienie poszczególnych gatunków drzew wyłącznie przy użyciu danych z LIDAR-u z różnych powodów pozostaje wyzwaniem. Najważniejsze jest to, że informacje strukturalne 3D różnią się dość znacząco również dla poszczególnych drzew tego samego gatunku. O ile można na przykład zauważyć, że sosny w wielu przypadkach mają stosunkowo małą koronę przy dużej wysokości podstawy korony (w porównaniu z drzewami świerkowymi lub jodłowymi z raczej długimi koronami przy niewielkiej wysokości podstawy koron), można zaobserwować, że niektóre sosny, położone na przykład w lukach lub w pobliżu brzegu drzewostanu, zachowują długie korony o niższej wysokości podstawy, co może prowadzić do pomylenia z innymi drzewami iglastymi.

Tabela 4. Ocena danych lotniczego skaningu laserowego z punktu widzenia klasyfikacji gatunkowej drzew

	Szczegóły tematyczne	Operacyjność	Szczegółowość przestrzenna	Koszty	Dokładność
Ocena	Niska	Dobra ++	Bardzo dobra +++	Średnie—wysokie	Niska—średnia
Komentarz	W większości badań dotyczących klasyfikacji gatunkowej drzew wykorzystujących dane LIDAR-owe liczba gatunków była niska, a uzyskana dokładność umiarkowana. Jest mało prawdopodobne, aby w bliskiej przyszłości przy wykorzystaniu tych danych mogła być rzetelnie klasyfikowana bardzo duża liczba gatunków	Kampanie lotniczego LIDAR-u stały się w ostatnich latach w pełni operacyjne i przynajmniej w krajach zachodnich pozyskuje się w ten sposób wysokojakościowe dane	Typowe pozyskane dane LIDAR-owe obecnie mają co najmniej 5–10 punktów/m ² i dlatego dostarczają bardzo szczegółowych informacji przestrzennych	Dane LIDAR-owe są często nieco tańsze od danych hiperspektralnych, ale przy ok. 62–240 €/km ² wciąż są drogie. Względny koszt może być uważany za niższy ze względu na dodatkowe informacje 3D, dostarczane przez LIDAR	Obecne wyniki badań LIDAR-owych uzyskują przeciętnie niższe dokładności niż badania oparte na danych hiper- i multispektralnych

Z technicznego punktu widzenia ważnym wyzwaniem jest dokładne wyznaczenie poszczególnych drzew, co zazwyczaj stanowi pierwszy etap procesu klasyfikacji składu gatunkowego na podstawie danych LIDAR-owych. Dopiero gdy znana jest dokładna lokalizacja i kształt korony drzewa, można wyodrębnić konkretne

metryki wysokości. Mimo osiągniętych w ostatnich latach postępów w zakresie automatyzacji procedury wyznaczania drzew (np. Zhen i in. 2016), obecne metody nadal ograniczają się do drzew z głównego piętra, a wyniki są obarczone wieloma błędami i nie są kompletne. Problemy związane z wyznaczaniem pojedynczych drzew mogą być jednym z powodów, dla których wiele badań klasyfikacji gatunków drzew na podstawie LIDAR-a koncentruje się na raportowaniu wyników dla małego zbioru ręcznie wyznaczonych drzew i często bez map składu gatunkowego. Wyniki przedstawione w większości badań naukowych mają zatem niewielką wartość dla praktyki leśnej.

Najnowsze prace w zakresie LIDAR-owych klasyfikacji gatunków drzew zmierzają w szczególności w kierunku opracowania metryk. Dotyczy to również metryk dla nowych wielospektralnych systemów LIDAR, które podczas jednego nalotu wykorzystują trzy zamiast pojedynczej długości fali. Niektóre badania wskazują, że dodatkowe informacje o intensywności (spektralnej), uzyskiwane przez wielospektralne systemy LIDAR-owe, pozwalają na uzyskanie lepszych wyników klasyfikacji (Axelsson i in. 2018). Chociaż jest to obiecujące, nadal przeważają i nie zostały usunięte ograniczenia omówione powyżej.

6. WNIOSKI

W ostatnich dekadach osiągnięto znaczne postępy w dziedzinie klasyfikacji gatunków drzew na podstawie danych teledetekcyjnych. Obecne podejścia oparte na lotniczych hiperspektralnych i wieloczasowych satelitarnych wielospektralnych danych pozwalają na wiarygodne kartowanie dominujących gatunków drzew w skali lokalnej i regionalnej. Pojawiające się trendy i algorytmy z obszaru sztucznej inteligencji, w szczególności szeroko obecnie dostępne algorytmy głębokiego uczenia, mogą jeszcze bardziej stymulować powrót zdjęć lotniczych, którym ostatnio poświęca się wiele uwagi ze względu na potencjał w dostarczaniu informacji strukturalnych przy przetwarzaniu z wykorzystaniem fotogrametrycznych algorytmów SfM (*Structure-from-Motion*). Wysoka rozdzielczość przestrzenna zdjęć lotniczych i ich potwierdzone możliwości określania głównych gatunków drzew w drodze interpretacji wizualnej odzwierciedlają teoretyczny potencjał automatycznej klasyfikacji gatunków drzew w przypadku połączenia z algorytmami głębokiego uczenia.

Podsumowując, obecnie zmniejsza się luka między eksperymentalnymi testami naukowymi a teledetekcyjnymi produktami operacyjnymi. Jest prawdopodobne, że w ciągu najbliższych kilku lat mapy gatunków powstałe z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych odnajdą się w operacyjnym zarządzaniu lasami, podobnie jak w ciągu ostatnich kilku lat zastosowanie znalazły LIDAR-owe i lotnicze cyfrowe wysokościowe modele koron oraz powiązane z nimi strukturalne produkty inwentaryzacji lasu.

Summary

Fabian Ewald Fassnacht

Institute of Geography and Geocology, Karlsruhe Institute of Technology, Germany

Latest developments in tree species composition mapping from remote sensing

Tree species information is one of the key forest inventory variables with high relevance for both the economic and ecological assessment of forests. Stand-wise species composition estimates are frequently available from ground-based forest inventories in central Europe. However, these estimates are often based on comparably rough visual assessments in the field and may locally be connected to rather large uncertainties. Furthermore, most of the species-related information is available at stand level while within-stand heterogeneity of species occurrences is often not documented.

Due to the increasingly multi-faceted demands on forest management in central Europe including both economic and ecological aspects, a transition towards management decisions on sub-stand level becomes growingly important. Spatially continuous information on tree species composition at high spatial grain is hence desirable to optimize forest management decisions at sub-stand level. Remote sensing has been examined as a tool to provide such information since several decades. This talk will give an overview over today's most common approaches for classifying and mapping tree species from remote sensing data and discuss their potential and short-comings. The talk will particularly focus on approaches applying airborne LIDAR and hyperspectral data as well as spaceborne and airborne multispectral datasets. The approaches will be evaluated concerning several criteria including thematic detail (species vs. forest type level), classification accuracy, spatial detail, readiness of the technology for operational applications and cost.

Finally, an outlook on new technologies and trends and their potential relevance for operationally producing tree species information will be provided including discussions on the future role of cloud-computing approaches and deep-learning algorithms.

LITERATURA

- Axelsson A., Lindberg E., Olsson H. 2018. Exploring Multispectral ALS Data for Tree Species Classification. *Remote Sensing*, 10: 183.
- Bogan S.A., Antonarakis A.S., Moorcroft P.R. 2019. Imaging spectrometry-derived estimates of regional ecosystem composition for the Sierra Nevada, California. *Remote Sensing of Environment*, 228: 14–30.

- Chollet F., Allaire J.J. 2017. Deep learning with R. Manning publications.
- Clark M.L., Roberts D.A., Clark D.B. 2005. Hyperspectral discrimination of tropical rain forest tree species at leaf to crown scales. *Remote Sensing of Environment*, 96(3/4): 375–398.
- Clark M.L., Roberts D.A. 2012. Species-level differences in hyperspectral metrics among tropical rainforest trees as determined by a tree-based classifier. *Remote Sensing*, 4(6): 1820–1855.
- Clark M.L., Buck-Diaz J., Evens J. 2018. Mapping of forest alliances with simulated multi-seasonal hyperspectral satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 210: 490–507.
- Dalponte M., Ørka H.O., Gobakken T., Gianelle D., Næsset E. 2013. Tree species classification in boreal forests with hyperspectral data. *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*, 51(5): 2632–2645.
- Drusch M., Del Bello U., Carlier S., Colin O., Fernandez V., Gascon F., Hoersch B., Isola C., Laberinti P., Martimort P., Meygret A., Spoto F., Sy O., Marchese F., Bargellini P. 2012. Sentinel-2: ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services. *Remote Sensing of Environment*, 120: 25–36.
- Fassnacht F.E., Latifi H., Sterenczak K., Modzelewska A., Lefsky M., Waser L.T., Straub C., Ghosh A. 2016. Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 186: 64–87.
- Ghosh A., Fassnacht F.E., Joshi P.K., Koch B. 2014. A framework for mapping tree species combining hyperspectral and LIDAR data: Role of selected classifiers and sensor across three spatial scales. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26: 49–63.
- Kim S., McGaughey R.J., Andersen H.-E., Schreuder G. 2009. Tree species differentiation using intensity data derived from leaf-on and leaf-off airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 113(8): 1575–1586.
- Klaus M. 2018. Sentinel 2-basierte Baumartenklassifikation für Baden-Württemberg und anschließender Vergleich der erstellten Baumartenkarte mit Prognosen zur zukünftigen Standortseignung, Bachelor thesis, KIT, IfGG.
- Korpela I., Ørka H.O., Maltamo M., Tokola T., Hyypä J. 2010. Tree species classification using airborne LIDAR – effects of stand and tree parameters, downsizing of training set, intensity normalization, and sensor type. *Silva Fennica*, 44(2): 319–339.
- Mickelson J.G., Civco D.L., Silander J.A. 1998. Delineating forest canopy species in the northeastern United States using multi-temporal TM imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 64(9): 891–904.
- Stereńczak K., Mielcarek M., Modzelewska A., Kraszewski B., Fassnacht F.E., Hilszczański J. 2019. Intra-annual *Ips typographus* outbreak monitoring using

- multi-temporal GIS analysis based on hyperspectral and ALS data in the Białowieża Forests. *Forest Ecology and Management*, 442: 105–116.
- Wasser L., Day R., Chasmer L., Taylor A. 2013. Influence of Vegetation Structure on LIDAR-derived Canopy Height and Fractional Cover in Forested Riparian Buffers During Leaf-Off and Leaf-On Conditions. *PLoS ONE*, 8(1).
- Zhen Z., Quackenbush L.J., Zhang L. 2016. Trends in Automatic Individual Tree Crown Detection and Delineation – Evolution of LIDAR Data. *Remote Sensing*, 8(4): 333.

*Julia Witczuk¹, Stanisław Pagacz¹, Anna Zmarz², Maciej Cypel³,
Katarzyna Szyc³, Bogusław Borusiewicz³*

¹ Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa

{juliawit, spagacz}@miiz.eu

² Uniwersytet Warszawski

azmarz@uw.edu.pl

³ Taxus SI Sp. z o.o., Warszawa

{mcypel, kaszyc, bborusiewicz}@taxussi.com.pl

Samoloty bezzałogowe i termografia jako narzędzia inwentaryzacji zwierzyny

1. WSTĘP

Prawidłowe zarządzanie populacjami zwierzyny grubej, opierające się na możliwie precyzyjnym oszacowaniu liczebności, jest warunkiem skutecznego zmniejszenia szkód wyrządzanych przez zwierzęta w leśnictwie i rolnictwie. W związku z istotnymi ograniczeniami obecnie stosowanych metod monitoringu liczebności (mała dokładność, czasochłonność, konieczność zaangażowania licznego personelu) istnieje potrzeba opracowania nowych technik inwentaryzacji zwierzyny. Prowadzony od 2015 r. przez Muzeum i Instytut Zoologii PAN oraz firmę Taxus SI projekt badawczy polega na opracowaniu innowacyjnej metody szacowania liczebności kopytnych z wykorzystaniem bezzałogowych statków latających i kamer termowizyjnych.

Wykorzystanie termografii do inwentaryzacji zwierzyny ma stosunkowo długą historię – pierwsze próby podejmowane były już pod koniec lat 60. ubiegłego wieku (Croon i in. 1968). Termografia umożliwia detekcję zwierząt na podstawie kontrastu termalnego pomiędzy ciałem zwierzęcia a otoczeniem, dlatego pozwala na prowadzenie inwentaryzacji w warunkach ograniczonej widoczności i nocą. Bezzałogowe statki latające (BSL, drony) są od niedawna używane w badaniach ekologicznych oraz monitoringu środowiska, a ich popularność znacznie wzrosła w ciągu ostatnich kilku lat (Offord 2018). Głównym powodem, dla którego mogą one być lepszym od samolotów załogowych narzędziem inwentaryzacji zwierzyny, są względy bezpieczeństwa i niższe koszty. Aby zmaksymalizować prawdopodo-

bieństwo wykrycia, optymalna pora inwentaryzacji lotniczej powinna pokrywać się z porą największej aktywności zwierzyny. W przypadku europejskich kopytnych szczyt aktywności wielu gatunków przypada na czas od zmierzchu do świtu, a więc porę o ograniczonej widoczności. W tych warunkach wykorzystanie maszyn załogowych wiąże się ze zwiększonym niebezpieczeństwem dla pilota, szczególnie przy lotach na niższych pułapach. Przy wykorzystaniu sterowanych autopilotem dronów ryzyko lotu dla życia ludzkiego jest praktycznie wyeliminowane, ponadto w razie wypadku straty materialne są znacznie mniejsze niż w przypadku maszyny załogowej. Dodatkową zaletą dronów jest niezależność od infrastruktury lotnisk – start może nastąpić nawet z niewielkiej śródleśnej łąki. Natomiast głównym mankamentem wykorzystania statków bezzałogowych jest ich ograniczony zasięg, wynikający ze względów technicznych, a także prawnych. Parametry techniczne, np. zasięg radiowego systemu telemetrycznego umożliwiającego naziemną kontrolę lecącej maszyny czy pojemność akumulatorów (w przypadku dronów z napędem elektrycznym), zależą głównie od klasy sprzętu i mogą być stosunkowo łatwo ulepszone. Największym ograniczeniem są więc przepisy prawa, które określają zasady przeprowadzania lotów. Loty statków bezzałogowych mogą odbywać się w trybie VLOS, w którym dron stale pozostaje w zasięgu wzroku operatora oraz trybie BVLOS, kiedy operator nie jest zobowiązany do utrzymywania kontaktu wzrokowego z maszyną. Ze względów formalnych tryb VLOS jest łatwiejszy do zastosowania, jednak wiąże się on z ograniczeniem zasięgu do około 2,5 km (w zależności od warunków terenowych, wielkości dronu, obecności dodatkowych obserwatorów itd.). Wykonywanie lotów w trybie BVLOS jest obecnie w Polsce dopuszczane po uzyskaniu odpowiedniego zezwolenia, jednak regulujące wykorzystanie dronów przepisy podlegają ciągłym zmianom, co znacznie utrudnia planowanie prac w dłuższej perspektywie czasu.

2. SYSTEM SAMOLOTU BEZZAŁOGOWEGO

W badaniach wykorzystujemy opracowany przez firmę Taxus SI samolot bezzałogowy AVI-1 (ryc. 1) o konstrukcji kompozytowej, rozpiętości skrzydeł 3,5 m i maksymalnym czasie lotu około 90 minut. Aby umożliwić loty nocne, samolot został wyposażony w oświetlenie LED zapewniające widoczność maszyny zarówno podczas lotu, jak i ręcznie sterowanego lądowania. Samolot sterowany jest autopilotem, a naziemna stacja kontroli pozwala na monitorowanie jego położenia oraz korektę parametrów lotu. W dolnej części korpusu samolotu zamontowana jest kamera termowizyjna o rozdzielczości 640 na 480 pikseli, z obiektywem o ogniskowej 25 mm. Dla osiągnięcia odpowiedniej szczegółowości zdjęć, przy

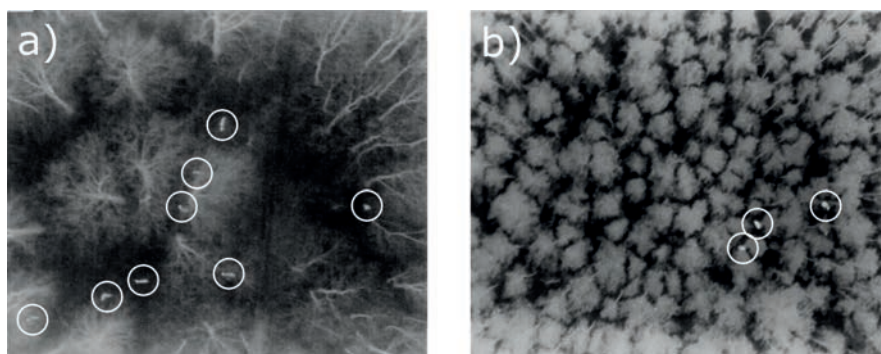
dostatecznie dużym pokryciu terenu, pułap lotu ustalono na 150 m. Przy tej wysokości rejestrowany przez kamerę pas terenu ma szerokość około 64 m, a rozmiar piksela terenowego wynosi około 10 cm. Oznacza to, że najmniejszy obiekt, jaki jesteśmy w stanie wykryć przy przyjętym pułapie lotów, ma rozmiary 10 x 10 cm. Zmniejszenie wielkości piksela terenowego i uzyskanie zdjęć o większej szczegółowości byłoby możliwe dzięki zastosowaniu obiektywu o dłuższej ogniskowej, jednak spowodowałyby to znaczne zmniejszenie szerokości rejestrowanego na zdjęciach pasa terenu.



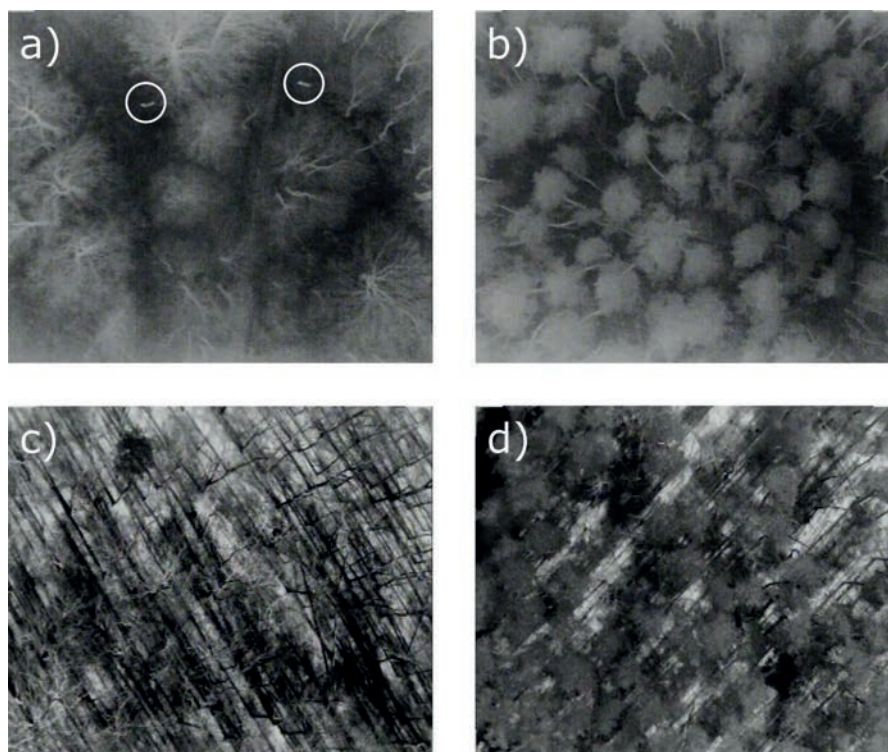
Rycina 1. Samolot bezzałogowy AVI-1 przystosowany do wykonywania lotów nocnych

3. WPŁYW TYPU DRZEWOSTANU I PORY DOBY NA JAKOŚĆ TERMOGRAMÓW

W kwietniu 2015 roku przeprowadziliśmy loty testowe nad obszarem Drawieńskiego Parku Narodowego. Ich celem było określenie możliwości wykrycia sygnatur termalnych zwierzyny w różnych typach drzewostanu oraz wpływu pory doby na jakość rejestrowanego materiału termowizyjnego. Testy wykazały, że wykrycie zwierząt możliwe jest zarówno w bezlistnych drzewostanach liściastych (niezależnie od zwarcia), jak i drzewostanach iglastych o niepełnym zwarciu (ryc. 2).



Rycina 2. Termogramy ilustrujące możliwość wykrycia sygnatur zwierzyny w drzewostanie liściastym (a) oraz iglastym (b), sygnatury jelenia oznaczono białymi okręgami. Drawieński Park Narodowy, 11 kwietnia 2015 r. (Witczuk i in. 2018a)



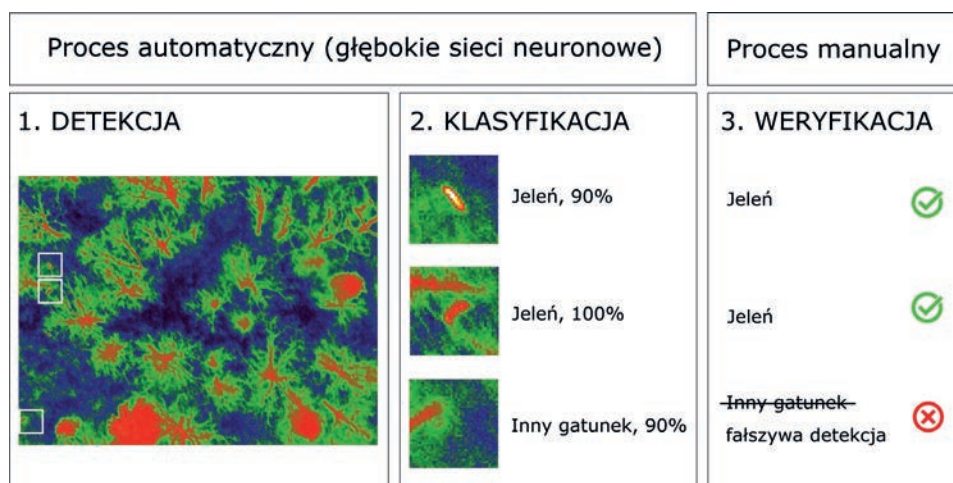
Rycina 3. Różnice jakości termogramów rejestrowanych w różnych porach doby: a) godzina 06:45, drzewostan bukowy, pełne zwarcie, dwie sygnatury jelenia oznaczono białymi okręgami, b) godzina 06:45, drzewostan sosnowy, zwarcie umiarkowane, c) 12:30, drzewostan bukowy, zwarcie umiarkowane, d) 12:30, drzewostan sosnowy, zwarcie przerywane; Drawieński Park Narodowy, 11 kwietnia 2015 r. (Witczuk i in. 2018a)

Stwierdzono znaczące różnice w jakości materiału zarejestrowanego w poszczególnych porach doby (ryc. 3). Termogramy zarejestrowane we wczesnych godzinach rannych, po zachodzie słońca oraz nocą były łatwe do interpretacji, a sygnatury zwierząt były na nich wyraźnie widoczne (ryc. 3) (Witczuk i in. 2018a). Natomiast na termogramach zarejestrowanych w ciągu słonecznego dnia promieniowanie cieplne emitowane i odbijane przez elementy otoczenia wprowadzało szereg zakłóceń, uniemożliwiając odnalezienie sygnatur. Przykłady termogramów zarejestrowanych podczas lotów testowych dostępne są na internetowej platformie Figshare (Witczuk i in. 2018b).

4. METODA AUTOMATYCZNEJ ANALIZY TERMOGRAMÓW

Rejestrowany podczas inwentaryzacji materiał jest niezwykle obszerny (około 3,6 tys. termogramów na godzinę lotu). Ponieważ manualna analiza takiej ilości danych zdecydowanie zwiększałaby pracochłonność metody, jednym z kluczowych elementów projektu było opracowanie oprogramowania do automatycznej detekcji i identyfikacji gatunkowej sygnatur na termogramach. W tym celu konieczne było utworzenie obszernej kolekcji referencyjnej zawierającej wzorcowe sygnatury termalne różnych gatunków kopytnych. Dane referencyjne pozyskano podczas szeregu lotów nad zagrodami hodowlanymi i pokazowymi w latach 2015 i 2016 – Rezerwatem Pokazowym Żubra w Białowieży, Zagrodą Dzikich Zwierząt w Cyganówce oraz fermą jeleni w Rudziu koło Gołdapi. Łącznie zarejestrowaliśmy blisko 4,5 tys. sygnatur. Stworzony przez nas program do analizy termogramów oparty jest na technologii sztucznej inteligencji (głębokich sieciach neuronowych) (Krizhevsky i in. 2012, Ronneberger i in. 2015). Umożliwia on analizę tysięcy zarejestrowanych zdjęć w bardzo krótkim czasie, równocześnie pozwalając na ograniczenie błędów ludzkich. Analiza termogramów składa się z trzech etapów: 1. detekcji obiektów potencjalnie będących zwierzętami, 2. klasyfikacji obiektów wskazanych w pierwszym etapie, 3. weryfikacji. Dwa pierwsze etapy przebiegają automatycznie, natomiast w trzecim etapie wyniki klasyfikacji są zatwierdzane lub korygowane przez człowieka (ryc. 4).

Pierwsze analizy z wykorzystaniem programu wykazały stosunkowo wysoką skuteczność zarówno detekcji, jak i identyfikacji sygnatur, szczególnie w przypadku większych gatunków, np. jelenia. Trafność klasyfikacji gatunkowej zwiększana będzie poprzez dostarczanie programowi dodatkowych danych i powiększanie kolekcji referencyjnej służącej do nauki sieci neuronowej. W tym celu stworzyliśmy dodatkowy program usprawniający wizualną inspekcję termogramów oraz selekcję sygnatur do wykorzystania w procesie nauki sieci.

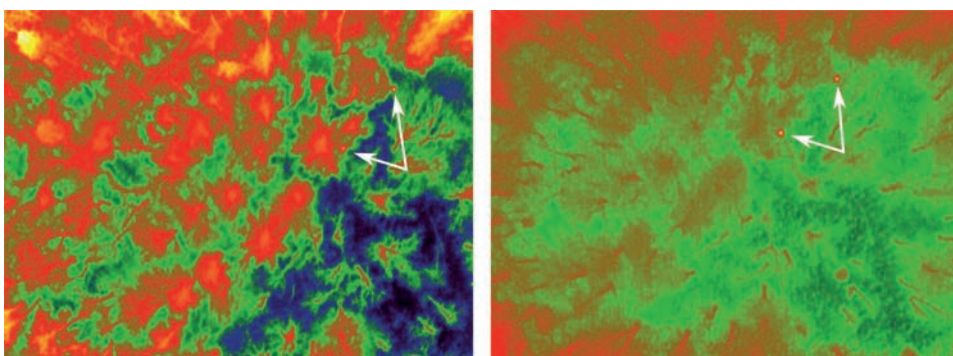


Rycina 4. Schemat procesu analizy termogramów

5. INWENTARYZACJE PRÓBNE

W celu przetestowania w praktyce opracowywanej w projekcie metody, w 2017 r. przeprowadziliśmy serie próbnych inwentaryzacji nad trzema wybranymi ośrodkami hodowli zwierzyny (nadleśnictwa: Garwolin, Białowieża, Krotoszyn) o powierzchni od 5 do 8 tys. ha, reprezentującymi odmienne środowiska (różny skład gatunkowy drzewostanów oraz udział terenów otwartych). Inwentaryzacje te umożliwiły sprawdzenie i ewentualną korektę stosowanej metodyki prac terenowych oraz analizy ich wyników, zapewniając dalszy rozwój i udoskonalanie opracowanej metody. Większość lotów inwentaryzacyjnych odbywała się w trybie VLOS, wyjątkowo loty inwentaryzacyjne w OHZ Białowieża odbyły się w trybie BVLOS. Loty prowadzono wzdłuż równoległych transektów. Nalotami objęto zarówno tereny zalesione, jak i przyległe pola i łąki. Sumaryczna powierzchnia transektów w obrębie każdego obszaru badawczego wynosiła około 10% jego całkowitej powierzchni. Nad każdym obszarem przeprowadzono dwie lub trzy niezależne inwentaryzacje. W celu zmaksymalizowania wykrywalności zwierząt wszystkie loty prowadzono w okresie, gdy drzewa były bezlistne (styczeń–marzec), we wczesnych godzinach rannych oraz nocą. W trakcie lotów zarejestrowano ponad 45 tys. termogramów. Do oszacowania liczebności zwierzyny wykorzystaliśmy metodę „distance sampling” (Buckland i in. 2001). Uzyskane wyniki, choć potencjalnie obciążone błędem niedoszacowania, charakteryzowały się stosunkowo małą zmiennością (niska wartość współczynnika zmienności). Szacunki o małej zmienności umożliwiają określenie trendu populacji bez względu na istniejący błąd niedoszacowania (Pierce i in. 2012). W przypadku gatunków występujących licznie, dla których udało się

uzyskać próby o liczebności około 20 obserwacji (liczba osobników danego gatunku wykryta na transektach), wartość współczynnika zmienności wynosiła około 20–40%. Uzyskany poziom precyzji znacznie przewyższa precyzję szacunków otrzymywanych powszechnie stosowaną metodą pędzeń próbnych, np. podawane przez Borkowskiego i in. (2011) wartości współczynnika zmienności szacunków liczebności uzyskane dla jelenia zawierały się w przedziale 83–186%. Oszacowane liczebności gatunków występujących nielicznie, dla których uzyskano próby o liczebności około 10 lub mniejsze, charakteryzowały się znacznie niższą precyzją (współczynnik zmienności 60–100%). Wyniki o takim stopniu zmienności powinny być traktowane ostrożnie, a ich zastosowanie do planowania gospodarki łowieckiej jest ograniczone. W celu zwiększenia precyzji oszacowania liczebności gatunków występujących nielicznie należałoby zwiększyć powierzchnie nalotu lub liczbę powtórzeń inwentaryzacji. Wielokrotne przeprowadzenie lotów nad tymi samymi trasami nie tylko umożliwia zwiększenie liczebności próby i precyzji wyników, ale pozwala także na zidentyfikowanie sygnatur nienależących do zwierząt, jednak bardzo do nich podobnych (tzw. „fałszywe detekcje”, ryc. 5).



Rycina 5. Termogramy ukazujące ten sam obszar podczas dwóch kolejnych lotów w OHZ Krotoszyn. Na obu zdjęciach widoczne (wskazane strzałkami) sygnatury o dużym kontraście termalnym i wymiarach podobnych do wymiarów sarny. Obecność obiektu w tym samym miejscu podczas obu lotów wskazuje na fałszywą detekcję

Wszelkie obiekty o długości około 1–2 m i temperaturze wyższej od otoczenia są wykrywane przez program do automatycznej detekcji. Istnieje prawdopodobieństwo, że niektóre pnie drzew lub grube konary mogą być w drugim etapie analizy błędnie zaklasyfikowane jako jeden z gatunków zwierzyny. Porównanie termogramów zarejestrowanych w tych samych lokalizacjach podczas kolejnych inwentaryzacji umożliwia eliminację przypadków fałszywych detekcji. Ponieważ loty inwentaryzacyjne odbywają się przed wschodem lub po zachodzie słońca,

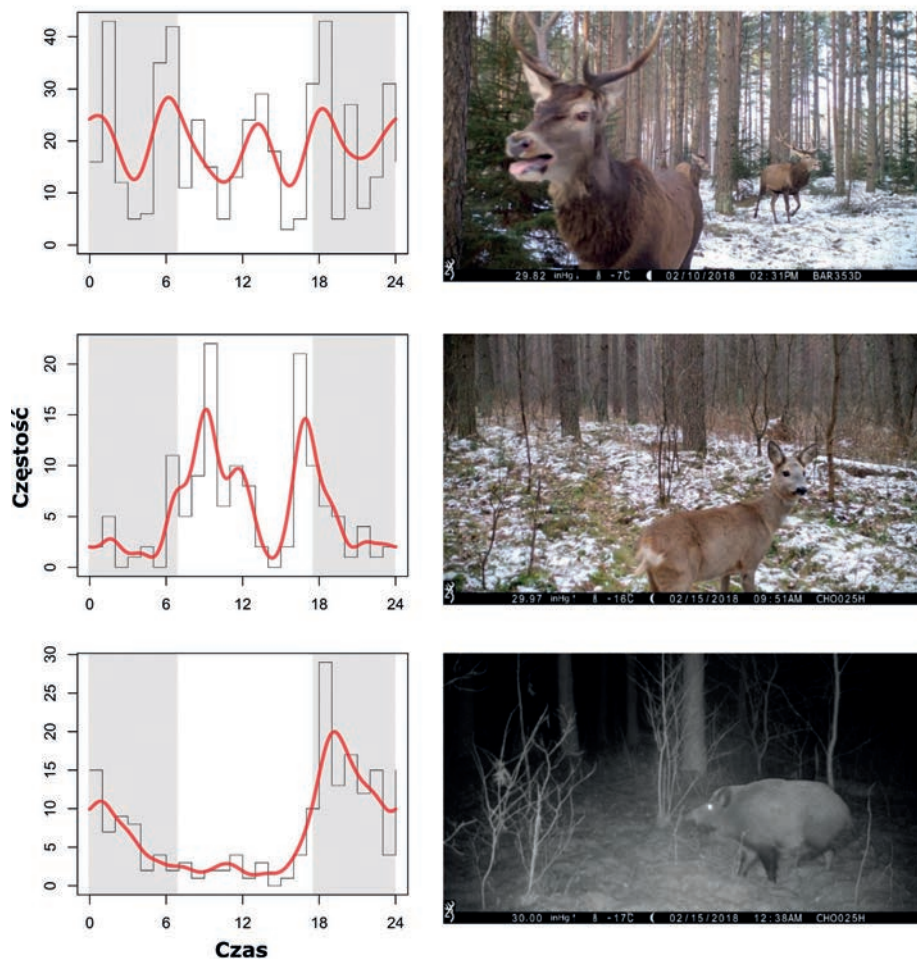
czyli w okresie, kiedy aktywność ludzi w lesie jest niewielka, prawdopodobieństwo ewentualnego pomylenia sygnatury człowieka z np. zbliżoną rozmiarami sygnaturą sarny jest niewielkie.

Opracowana przez nas metoda jest zdecydowanie mniej pracochłonna niż metoda pędzeń próbnych i inne metody naziemne, gdyż wszystkie prace terenowe wykonuje wyłącznie dwuosobowy zespół obsługujący samolot bezzałogowy. Inwentaryzacja obwodu o powierzchni 5 tys. ha obejmująca 10% obszaru zainteresowania trwa około 4 godzin, co przekłada się na 8 osobogodzin pracy. W przypadku zastosowania metody pędzeń próbnych do analogicznej inwentaryzacji konieczne byłoby około 500 osobogodzin.

Jednym z głównych ograniczeń zastosowania samolotów bezzałogowych i kamer termowizyjnych do inwentaryzacji zwierzyny jest zależność od warunków pogodowych. Silny wiatr nie tylko uniemożliwia bezpieczne wykonanie lotów, ale także wychładza powierzchnię ciała zwierząt, obniżając kontrast termalny, co może skutkować zmniejszeniem prawdopodobieństwa wykrycia. Loty nie mogą być także prowadzone w czasie opadów atmosferycznych. Możliwość zastosowania metody jest natomiast niezależna od występowania pokrywy śnieżnej, co jest szczególnie istotne ze względu na krótki okres zalegania pokrywy śnieżnej w nizinnych rejonach Polski (Czarnecka 2012).

6. WERYFIKACJA METODY

Dotychczasowe rezultaty projektu potwierdzają słuszność przyjętych założeń i wskazują, że metoda inwentaryzacji z użyciem dronów i termografii może być skutecznym narzędziem monitorowania liczebności zwierzyny grubej. Jednak zanim będzie ona mogła być stosowana w praktyce, wymaga dodatkowej weryfikacji. Przede wszystkim należy empirycznie określić rzeczywiste prawdopodobieństwo wykrycia zwierząt i porównać wyniki termowizyjnej inwentaryzacji lotniczej z wynikami alternatywnych metod inwentaryzacji. Zadanie to jest głównym celem naszego drugiego projektu realizowanego obecnie na terenie RDLP w Szczecinie i RDLP w Pile, gdzie prowadzimy jednoczesny monitoring zwierzyny grubej za pomocą samolotów bezzałogowych oraz fotonułek. Dane z fotonułek wykorzystujemy do oszacowania lokalnych zagęszczeń, a także do dokładnego określenia zmian aktywności dobowej zwierzyny. Umożliwi to dalsze sprecyzowanie zaleceń co do optymalnego czasu przeprowadzania inwentaryzacji lotniczej. Wyniki wstępnej analizy filmów nagranych w lutym i marcu 2018 r. potwierdziły, że najlepszy czas na przeprowadzanie inwentaryzacji lotniczej przypada na okres zmierzchu i wczesnych godzin nocnych (ryc. 6).



Rycina 6. Aktywność dobowa jelenia, sarny i dzika na podstawie analizy 766 filmów zarejestrowanych w okresie od 6 lutego do 15 marca 2018 r. Dane z 48 fotopułapek rozmieszczonych w siatce 1x1 km. Histogram – częstość rejestracji filmów w poszczególnych godzinach doby, czerwona linia – model aktywności dobowej. Szarym kolorem oznaczono okres od zachodu do wschodu słońca

7. WNIOSKI

Opracowana przez nas nowa metoda inwentaryzacji kopytnych jest możliwa do zastosowania w praktyce oraz konkurencyjna w stosunku do obecnie stosowanych metod. Obecne zmiany w prawie lotniczym, wprowadzające możliwość wykonywania lotów samolotów bezzałogowych w trybie BVLOS (operator nie musi utrzymywać kontaktu wzrokowego z samolotem), znacznie upraszczają logistykę

prac terenowych. Dzięki opracowanemu w projekcie oprogramowaniu możliwa jest półautomatyczna analiza zarejestrowanych termogramów, co było niezbędnym warunkiem wprowadzenia metody do powszechnego zastosowania. Do oszacowania liczebności zwierzyny na podstawie zebranych danych możliwe jest wykorzystanie różnorodnych metod statystycznych, m.in. tych oferowanych przez program Distance (Thomas i in. 2010) – jeden z najlepszych i stale rozwijanych programów statystycznych tego typu.

Najważniejsze zalety opracowanej w projekcie metody to:

- a. ograniczenie czasochłonności – zaangażowanie do prac terenowych jedynie 2 osób względem kilkudziesięciu przy zastosowaniu metody pędzeń próbnych;
- b. dane pozyskane w trakcie prac są obiektywne, trwałe i mogą być zweryfikowane przez zleceniodawcę inwentaryzacji – karty wypełniane podczas pędzeń próbnych mogą zawierać błędy, a notowane na nich obserwacje są niemożliwe do weryfikacji;
- c. inwentaryzacja może być wykonana przez podmioty niezwiązane z prowadzeniem gospodarki leśnej i łowieckiej, a więc niebędące bezpośrednio zainteresowane wynikami inwentaryzacji – w dotychczasowej praktyce w inwentaryzacji zaangażowani są myśliwi i osoby odpowiedzialne za prowadzenie gospodarki łowieckiej, co może podważać obiektywność uzyskiwanych wyników;
- d. w przeciwieństwie do niektórych z dotychczas stosowanych metod (np. tropienia na śniegu) metoda jest niezależna od występowania pokrywy śnieżnej;
- e. w trakcie inwentaryzacji lotniczej dronami monitorowane są zarówno tereny leśne, jak i pola i łąki – w przypadku metody pędzeń próbnych inwentaryzacja ogranicza się wyłącznie do terenów zalesionych, a zwierzęta przebywające na terenach otwartych nie są liczone.

Opracowana metoda wdrażana jest przez firmę Taxus SI. Więcej informacji na ten temat można znaleźć na stronie internetowej: www.taxussi.com.pl.

8. PODZIĘKOWANIA

Metoda inwentaryzacji przy wykorzystaniu samolotów bezałogowych i kamer termowizyjnych została opracowana w ramach projektu współfinansowanego przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju, 3. konkurs Programu Badań Stosowanych, umowa nr PBS3/B8/18/2015. Projekt polegający na weryfikacji metody finansowany jest przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych.

Summary

*Julia Witczuk¹, Stanisław Pagacz¹, Anna Zmarz², Maciej Cypel³,
Katarzyna Szyc³, Bogusław Borusiewicz³*

¹ Museum and Institute of Zoology, Polish Academy of Sciences
{juliawit, spagacz}@miiz.eu

² University of Warsaw
azmarz@uw.edu.pl

³ Taxus SI Sp. z o.o., Warsaw
{mcpel, kaszyc, bborusiewicz}@taxussi.com.pl

Unmanned airplanes and thermography as wildlife inventory tools

Proper management of large wild game populations, based on a possibly precise estimation of their numbers, is a condition for effective reduction of damage caused by animals in forestry and agriculture. Due to significant limitations of currently used monitoring methods (low accuracy, time consumption, a need to involve a large number of staff), there is a need to develop new wildlife inventory techniques. A research project, that has been implemented since 2015 by the Museum and Institute of Zoology of the Polish Academy of Sciences and the Taxus SI, consists in developing the innovative method for estimating population of ungulates using unmanned aircraft (drones) and thermal imaging cameras. The combination of these technologies allows for inventory of large areas in a short time, and also makes possible to conduct an inventory at night, when animals are most active and are easier to detect. In the tests, we use the AVI unmanned aircraft constructed by the Taxus SI.

One of the key elements of the project was to create a comprehensive collection of reference data – the collection of thermal signatures of individual ungulate species, and then to develop software for automatic detection and identification of species signatures on thermograms. Reference data were obtained during flights over breeding and demonstration farms. The thermogram analysis program we have created is based on artificial intelligence technology (deep neural networks). It allows to analyse thousands of recorded images in a very short time, while allowing to reduce human errors. The first analyses using the program showed a relatively high efficiency of both detection and identification of signatures, especially for larger species, such as deer. Relevance of species classification is going to increase by providing the program with additional data and enlarging the reference collection for learning the neural network. For this purpose, we have created an additional program to facilitate visual inspection of thermograms and selection of signatures to be used in the network learning process.

In order to test in practice the method developed in the project, in 2017 we carried out a series of test inventories over three selected animal breeding centres (Garwolin, Białowieża

and Krotoszyn Forest Districts) with the area of 5,000 to 8,000 ha, representing various forest habitat types. These inventories made possible to check and improve the methodology of field work and to analyse the results. The flights were conducted along parallel transects within the operator's eye sight (VLOS), as well as out of sight (BVLOS). The total area of transects within each research area was about 10–20% of its total area. Two or three independent inventories were carried out over each area. In order to maximize the detectability of animals, all flights were conducted when trees were leafless (January–March), in the early morning hours and at night. During the flights, over 45 thousand thermograms were registered, on which more than 400 animal signatures have been recognized. Detection of signatures was possible both in deciduous stands (irrespective of their canopy density) and in conifers with less dense canopy density. For estimating the number of animals we used the “distance sampling” method and we obtained results characterized by relatively low variability.

The project results have so far confirmed the validity of the assumptions made and indicate that the inventory method using drone and thermography can be the effective tool for monitoring the number/population of large game. However, before it can be used in practice, it requires additional verification. First of all, the actual probability of detecting animals should be empirically determined and the results of the thermal aerial inventory should be compared with the results of alternative methods of populations estimating. This task is the main goal of our second project currently being implemented in the Regional Directorate of the State Forests in Szczecin and the Regional Directorate of the State Forests in Piła, where we conduct simultaneous monitoring of game with unmanned aircraft and photo-traps. We use the data from photo-traps to estimate the number, as well as to accurately determine the changes in game activities during the day. This will allow further formulation of recommendations as regards optimal time of conducting the airborne inventory. We have also planned simultaneous telemetry studies of deer in order to determine the probability of finding animals on recorded thermograms.

LITERATURA

- Borkowski J., Palmer S.C.F., Borowski Z. 2011. Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests: mission impossible? *Acta Theriologica*, 56: 239–253.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L., Thomas L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press.
- Croon G.W., McCullough D.R., Olson C.E., Queal L.M. 1968. Infrared scanning techniques for big game censusing. *Journal of Wildlife Management*, 32(4): 751–759.
- Czarnecka M. 2012. Częstość występowania i grubość pokrywy śnieżnej w Polsce. *Acta Agrophysica*, 19(3): 501–514.
- Krizhevsky A., Sutskever I., Hinton G.E. 2012. ImageNet Classification with Deep Convolutional Neural Networks. *Advances in Neural Information Processing Systems*, 25: 1097–1105.

- Offord C. 2018. Drones are changing the face of ecology. *The Scientist*. <https://www.the-scientist.com/notebook/drones-are-changing-the-face-of-ecology-64527>
- Pierce B.L., Lopez R.R., Silvy N.J. 2012. Estimating animal abundance. [W:] *The Wildlife Techniques Manual Research*, Baltimore, Maryland, The Johns Hopkins University Press: 284–310.
- Ronneberger O., Fischer P., Brox T. 2015. U-Net: Convolutional Networks for Biomedical Image Segmentation. [W:] N. Navab, J. Hornegger, W.M. Wells, A.F. Frangi (red.): *Medical Image Computing and Computer-Assisted Intervention – MICCAI 2015*, Cham, Springer International Publishing: 234–241.
- Thomas L., Buckland S.T., Rexstad E.A., Laake J.L., Strindberg S., Hedley S.L., Bishop J.R.B., Marques T.A., Burnham K.P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47(1): 5–14.
- Witczuk J., Pagacz S., Zmarz A., Cypel M. 2018a. Exploring the feasibility of unmanned aerial vehicles and thermal imaging for ungulate surveys in forests – preliminary results. *International Journal of Remote Sensing*, 39(15/16): 5504–5521.
- Witczuk J., Pagacz S., Zmarz A., Cypel M. 2018b. Exploring the feasibility of unmanned aerial vehicles and thermal imaging for ungulate surveys in forests – preliminary results. Supplemental material. DOI: 10.6084/m9.figshare.5519032.v1

Andrzej Grzywacz, Ewa Referowska-Chodak

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
{andrzej_grzywacz, ewa_referowska_chodak}@sggw.pl

Gatunkowa różnorodność biologiczna terenów leśnych w Polsce

1. WSTĘP

Różnorodność biologiczna to różnorodność form życia na Ziemi (Konwencja 2002) lub na danym jej obszarze, o zróżnicowanej wielkości i charakterze. Może ona obejmować terytorium wydzielone administracyjnie, np. państwo, województwo, park narodowy, nadleśnictwo lub określony obiekt przyrodniczy, np. łańcuch górski, puszcę, torfowisko, dolinę rzeki, a nawet pojedyncze, stare drzewo jako tzw. organizm „parasolowy”, z wszystkimi występującymi na nim gatunkami flory, fauny i fungii (świat grzybów), nieraz rzadkimi, a nawet zagrożonymi. Różnorodność biologiczną można zatem rozpatrywać na różnych poziomach organizacji przyrody: genetycznym, gatunkowym, siedliskowym (ekosystemowym) i krajobrazowym (Andrzejewski i Weigle red. 2003).

Pojęcie to stało się szczególnie często stosowane w nauce i praktyce ochrony przyrody, zwłaszcza po Szczycie Ziemi w Rio de Janeiro w 1992 r. i po ratyfikacji Konwencji o różnorodności biologicznej (Konwencja 2002). Polska ratyfikowała tę konwencję dnia 13 grudnia 1995 r., a rok później weszła ona u nas w życie. Odpowiedzialność za realizację wynikających z niej zobowiązań ponosi Ministerstwo Środowiska. Dodatkowymi protokołami do Konwencji o różnorodności biologicznej są: Cartagena Protocol (2000) o bezpieczeństwie biologicznym oraz Nagoya Protocol (2010) o dostępie do zasobów genetycznych oraz uczciwym i sprawiedliwym podziale korzyści wynikających z ich użytkowania.

Coraz więcej jest realizowanych w świecie, w tym w Europie i Polsce, dużych, kompleksowych programów badawczych poświęconych różnorodności biologicznej, w tym ekosystemów leśnych. Przykładowo w Polsce takie badania zostały zrealizowane w 2008 r. przez zespół z Instytutu Badawczego Leśnictwa pod kierunkiem profesora Janusza Czerepki (projekt BioSoil Forest Biodiversity). Szczegółowe inwentaryzacje wykonano na 438 powierzchniach kołowych o promieniu 25,24 m (czyli po 2 tys. m²), w siatce kwadratów 16 x 16 km (Czerepko red. 2008).

Tego typu badania, szczególnie gdy są prowadzone systematycznie, pozwalają śledzić stan i trendy zmian w ramach poszczególnych poziomów różnorodności biologicznej, a ich wyniki mogą być podstawą podejmowanych decyzji odnośnie do ewentualnych działań ochronnych czy zapobiegawczych.

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie – na tle stanu różnorodności biologicznej w Polsce – stanu różnorodności lasów, w szczególności na poziomie gatunkowym, a także scharakteryzowanie wybranych problemów jego ochrony. Na potrzeby artykułu przyjęto rozumienie pojęcia terenów leśnych w ich szerokim ujęciu (las jako jednostka ponadekosystemowa, krajobraz ekologiczny, fizjoecenoza). Są to zatem nie tylko ekosystemy leśne, ale także strefy przejścia między nimi (ekotony) oraz drobnopowierzchniowe nieleśne ekosystemy marginalne, m.in. torfowiska, bagna, wrzosowiska, szkółki leśne, poletka łowieckie, śródleśne polany, murawy, pobocza dróg, nieużytki przeznaczone do zalesień itd., niezbędne zwłaszcza dla gatunków dwu- lub wielośrodowiskowych (Solon 2003a, Symonides 2010) – niezależnie od ich statusu ochronności. Gatunkami leśnymi przyjęto nazywać takie, które rosną/żyją wyłącznie w lasach oraz takie, które – poza lasami – bytują również w ekosystemach nieleśnych (Głowaciński 2008).

2. RÓŻNORODNOŚĆ KRAJOBRAZÓW, SIEDLISK I GENÓW

Przedstawiona w niniejszym rozdziale różnorodność leśnych krajobrazów, siedlisk i genów – na tle tej różnorodności w skali całego kraju – w większości przypadków ma ścisły związek także z tytułową różnorodnością gatunków. Zespoły roślinne budowane są przecież przez specyficzne asocjacje gatunków, zaś geny istnieją tylko dlatego, że istnieją organizmy (gatunki), które je mają i przekazują.

Na obszarze naszego kraju można wyróżnić występowanie 28 podstawowych krajobrazów (25 gatunków i 3 rodzajów), a wśród nich tylko 3, gdzie roślinnością potencjalną nie są lasy: krajobrazy wysokogórskie – subalpejski (kosodrzewiny), alpejski (halny) i subniwalny (turniowy). W pozostałych 25 krajobrazach (89%), jako roślinność potencjalna najczęściej wymieniane są w skali Polski bory mieszane i grądy (Solon 2003a). Jeśli spojrzeć na to bardziej szczegółowo, to w grupie dziewięciu krajobrazów nizinnych 4 razy wymieniane są grądy, 6 razy – bory mieszane, 1 raz – bory sosnowe, a 3 razy – bory sosnowe suche. W grupie siedmiu krajobrazów wyżyn i niskich gór powinny potencjalnie występować żyźniejsze typy lasów – bory mieszane (w 2 krajobrazach), grądy (w 7) oraz dąbrowy świetliste (w 4). Spośród pięciu krajobrazów gór średnich i wysokich, 3 stanowią wcześniej wymienione bezleśne kosodrzewiny, hale i turnie, a w pozostałych dwóch mogą wystąpić lasy jodłowo-bukowe lub bory świerkowe. W ostatniej grupie siedmiu krajobrazów dolin i obniżen, potencjalną roślinnością są lasy o stosunkowo naj-

większym zróżnicowaniu ekologicznym: począwszy od borów/borów sosnowych (w 4 krajobrazach), przez bory bagienne (w 1 krajobrazie), grądy (w 2), łągi (w 3), aż po olsy (w 1) (Solon 2003a). Poza ogólnym podziałem krajobrazów Polski można także mówić o różnorodności krajobrazów leśnych. Z punktu widzenia geograficznego zróżnicowania warunków wzrostu i rozwoju lasów wyróżnia się bowiem w Polsce 183 mezoregiony przyrodniczo-leśne (wydzielone na podstawie dominujących utworów geologicznych, typów gleb i krajobrazów), które wchodzą w skład ośmiu krain, wyróżnionych na podstawie różnej roli lasotwórczej buka, jodły i świerka (Zielony i Kliczkowska 2012). Krajobrazy w Polsce podlegają ciągłej transformacji, na którą wpływają trzy główne grupy czynników: rozwój gospodarczy (niekontrolowany może spowodować m.in. wzrost urbanizacji, zanieczyszczenia środowiska, postępującą synantropizację szaty roślinnej); ekologizacja gospodarowania (przy poprawnej realizacji może wzbogacać strukturę przestrzenną, zachowywać różnorodność krajobrazów, poprawiać powiązania przestrzenne); obejmowanie ochroną kolejnych obszarów (może skutkować renaturalizacją niektórych terenów i zachowaniem krajobrazów kulturowych) (Solon 2003a).

Kolejny poziom różnorodności biologicznej to poziom ekosystemowy (siedliskowy). W Polsce stwierdzono występowanie ok. 485 zespołów roślinnych, opisanych według zasad geobotanicznych Braun-Blanqueta, w ekosystemach lądowych, słodkowodnych i morskich (Solon 2003b, Matuszkiewicz 2005, Matuszkiewicz i Solon 2008). Spośród nich do leśnych zalicza się – według Matuszkiewicza (2007) 54 zespoły i 5 jednostek równorzędnych (12% wszystkich zespołów), reprezentujących łącznie 6 klas, 7 rzędów i 11 związków, a według Matuszkiewicza i Solona (2008) – już 61 zespołów (bliżej 13%). Do najliczniejszych w zespoły leśne związków należą *Dicrano-Pinion* (9 zespołów), *Piceion abietis* (10 zespołów) oraz *Fagion sylvaticae* (9 zespołów). Związek *Dicrano-Pinion* obejmuje sosnowe bory i bory mieszane, dla których gatunkami wyróżniającymi są m.in. sosna zwyczajna, wrzos zwyczajny, jałowiec pospolity oraz widłoząb kędzierzawy. W przypadku związku *Piceion abietis*, obejmującego bory świerkowe, ale także jodłowe i świerkowo-jodłowe, gatunkami wyróżniającymi są m.in. świerk pospolity, widlak jałowcowaty, biczycza trójwrębna oraz wroniec widlasty. Do trzeciego z wymienionych związków (*Fagion sylvaticae*) zaliczone są lasy bukowe, dzielone na główne grupy buczyn żyznych, acidofilnych i nawapiennych, ale także eutroficzne lasy jodłowe. Gatunkami charakterystycznymi dla tego związku są m.in. buk zwyczajny, żywiec cebulkowy, perlówka jednokwiatowa, a regionalnie także np. żywiec gruczołowy oraz buławnik wielkokwiatowy (Matuszkiewicz 2007). W leśnictwie polskim wyróżnia się też siedliskowe typy lasu, zależne od żyzności (skala: od borów, przez bory mieszane, lasy mieszane, po lasy) i wilgotności gleb (skala: od suchych, przez świeże, wilgotne, bagienne, po zalewowe), podobieństwa cech

klimatu oraz ukształtowania terenu i jego budowy geologicznej (skala: od terenów nizinnych, przez wyżynne, podgórskie, po górskie i wysokogórskie). Na terenach nizinnych jest ich 15, na terenach wyżynnych i podgórskich – 8, a na terenach górskich – 15 (Instrukcja 2012). Oba te podziały – zarówno fitosocjologiczny, jak i typologiczny – współlistnieją w leśnictwie, są też tabele zestawiające siedliskowe typy lasu i odpowiadające im zespoły roślinne w poszczególnych krainach przyrodniczo-leśnych (np. Matuszkiewicz 2007). Zagrożenia wymieniane względem leśnej różnorodności ekosystemowej obejmują: zmiany w sposobie użytkowania lasów (np. zmniejszenie liczby stanowisk dąbrowy świetlistej w efekcie ograniczenia wypasu bydła w lasach, zniekształcenia ekosystemów leśnych w efekcie dawniejszego wprowadzania sosny na żyzne siedliska); występowanie niektórych typów lasów tylko w rzadkich i specyficznych miejscach (np. reliktowe lasy z klasy *Erico-Pinetea* oraz wołyńska i nidziańska odmiana grądu); zmiany stosunków wodnych (głównie odwodnienia i budowa wałów przeciwpowodziowych, powodujące zanik łągów topolowo-wierzbowych, wiązowo-jesionowych i olszowo-jesionowych, a także siedlisk olsowych); pojawianie się gatunków obcych, ekspansywnych, inwazyjnych, zniekształcających naturalny układ gatunków w danym siedlisku (Solon 2003b, Matuszkiewicz i Solon 2008). W badaniach Czerepki (red. 2008) najbardziej naturalny charakter miały trudno dostępne lasy górskie i bagienne, a najbardziej zgodne z typem siedliskowym lasu były fitocenozy olsów i łągów.

Różnorodność biologiczna Polski na poziomie genetycznym jest intensywnie badana, jednak, jak do tej pory, szczegółową wiedzę w tym zakresie można określić jako wybiórczą. Spośród roślin dziko żyjących rozpoznano różnorodność genetyczną głównie tylko gatunków o znaczeniu gospodarczym w leśnictwie (sosna zwyczajna, świerk pospolity, jodła pospolita, buk zwyczajny, dąb szypułkowy, dąb bezszypułkowy, wybrane populacje modrzewia). W znacznie mniejszym stopniu dotyczy to gatunków objętych ochroną gatunkową (np. cis pospolity, jarzab brekinia, sosna błotna) lub innych grup roślin, np. borówek (Danielewicz 2003, Danielewicz 2008). Tylko nieliczne dziko żyjące zwierzęta badano w tym względzie, np. żubra, szczupaka, żabę moczarową, wybrane gatunki modraszków i ślimaków (Konopiński 2003). Pozostałą grupę organizmów lepiej rozpoznanych pod względem genetycznym stanowią rośliny uprawne i zwierzęta gospodarskie (Andrzejewski i Weigle red. 2003). W przypadku gatunków dziko występujących, za najcenniejsze z punktu widzenia zachowania różnorodności genetycznej uważa się przede wszystkim: gatunki ginące i zagrożone wyginięciem (np. brzoza ojcowska), gatunki występujące na granicy zwartego zasięgu geograficznego lub o wyspowych stanowiskach (np. woskownica europejska), gatunki częstsze tylko w nielicznych regionach (np. wroniec widlasty), gatunki kluczowe (np. sosna zwyczajna, drapieźniki, zapylacze) oraz gatunki „charyzmatyczne” (np. orzeł przedni, wilk szary) (Danielewicz 2003,

Konopiński 2003). Zagrożenia różnorodności wewnątrzgatunkowej mogą wynikać z przyczyn naturalnych lub antropogenicznych. Do tych pierwszych można zaliczyć sytuacje, gdy: populacje są małe, izolowane i na granicy zasięgu geograficznego; gatunki są endemiczne, reliktowe lub występujące na bardzo rzadkich, małych siedliskach; gatunki mają słaby potencjał reprodukcyjny lub możliwość rozwoju tylko w ograniczonych warunkach, np. danej fazie sukcesji; wystąpią niekorzystne sytuacje losowe, powodujące niszczenie stanowisk. Poza problemem chowu wsobnego może także wystąpić problem krzyżowania się z innymi gatunkami, przez co powstają mieszańce – np. dębu omszonego, sosny błotnej, kumaków, jeży, żbików. Z kolei do antropogenicznych zagrożeń różnorodności genetycznej należy m.in.: redukcja powierzchni zbiorowisk, fragmentacja środowisk, wybiórcze użytkowanie gatunków, wprowadzanie gatunków obcych (np. modrzew japoński, jeleń sika, krzyżujące się z naszymi rodzimymi gatunkami) oraz kierowana selekcja np. w ramach gospodarki leśnej (Danielewicz 2003, Konopiński 2003, Danielewicz 2008).

3. RÓŻNORODNOŚĆ GATUNKOWA

3.1. WPROWADZENIE

Liczba gatunków organizmów występujących w Polsce, w tym w ekosystemach leśnych, nie jest całkowicie poznana. Liczba gatunków do tej pory zarejestrowanych na obszarze całego kraju wynosi ponad 60 tys. Jednocześnie szacuje się, że potencjalna liczba gatunków organizmów może wynosić ok. 74–75 tys. (Andrzejewski i Weigle red. 2003). Jest to wielkość trudna do potocznego wyobrażenia, można przedstawić ją popularnie w sposób następujący – gdyby, teoretycznie rzecz biorąc, była możliwość poznawania każdego dnia pracy ok. 100 gatunków spośród roślin, zwierząt, grzybów i mikroorganizmów (żywy okaz, zbiór zielnikowy, okaz zakonserwowany, fotografia, przezrocze, preparat mikroskopowy) – to na obejrzenie wszystkich występujących w Polsce gatunków organizmów potrzeba byłoby około 2 lat pracy i studiów. Gdyby zsumować liczbę gatunków roślin naczyniowych (2490) i zwierząt kręgowych (479), które w dość powszechnym pojęciu społeczeństwa traktowane są jako typowe rośliny i zwierzęta, to stanowiłyby one tylko 4,6% całości gatunkowej różnorodności biologicznej naszego kraju (Grzywacz 2005).

Szacuje się, że w ekosystemach leśnych, zajmujących w Polsce ok. 30,2% powierzchni lądowej (na podst. Rocznika Statystycznego Leśnictwa 2018), występuje około 60–65% całej gatunkowej różnorodności biologicznej kraju, czyli 36–39 tys. gatunków zinwentaryzowanych, a być może ok. 42–47 tys. gatunków występujących prawdopodobnie, potencjalnie. Na siedliskach boru suchego i uboższych odmianach boru świeżego, np. w Puszczy Lubuskiej, w Borach Tucholskich, praw-

dopodobnie bytuje ok. 400–650 gatunków organizmów (choć w drzewostanach występuje praktycznie tylko sosna). Natomiast w lesie świeżym i lesie wilgotnym, na grądowych typach biocenoz leśnych, np. w Puszczy Białowieskiej, bytuje prawdopodobnie ok. 8000 gatunków organizmów (Grzywacz 2005). Leśne siedliska żyzne i wilgotne dają szansę życia 20 razy większej liczbie gatunków organizmów niż siedliska ubogie i suche, chociaż średnio tylko czterokrotnie przewyższają w produkcji biomasy liczonej w tonach na hektar w roku (Obmiński 1978).

3.2. RÓŻNORODNOŚĆ GATUNKOWA ROŚLIN

W Polsce zarejestrowano występowanie ok. 3425 gatunków roślin telomowych, z czego do wątrobowców zaliczono 234 gatunki, do glewików – 4 (Klama 2003), do mchów – 697 (Żarnowiec 2003), do widłakowych – 13, do skrzypowych – 10, do paprociowych – 52, do nagozależkowych – 10, a do okrytozależkowych – 2405 (Zajac i Zajac 2003). Flora roślin naczyniowych liczy zatem 2490 gatunków, w tym 2096 (85%) to gatunki rodzime, 394 (15%) to gatunki trwale zadomowione. Wśród gatunków roślin nasiennych udział drzew wynosi 2%, krzewów – 7%, pozostałe gatunki to rośliny zielne (są to głównie byliny, a roślin rocznych i dwuletich jest ok. 22%) (Mirek 1998).

Według Mirka (1998) około 605 rodzimych gatunków roślin naczyniowych, czyli 29% wszystkich gatunków tej grupy roślin, rośnie w lasach, z czego 301 gatunków rośnie tylko w lasach, a 304 gatunki rosną również w zbiorowiskach nieleśnych. W pracy Zarzyckiego i in. (2002) do gatunków typowo leśnych zaliczono co najmniej 581, przy czym najwięcej z nich (ok. 290) reprezentuje klasę żyznych lasów liściastych *Quercus-Fagetum*, prawie 100 – klasę *Vaccinio-Piceetum*, a ok. 35 – kolejną klasę *Alnetum glutinosae*. Według Matuszkiewicza i Solona (2008) gatunków leśnych jest ponad 300, a gatunków rosnących zarówno w lasach, jak i w zbiorowiskach nieleśnych jest około 600, a według Danielewicza (2008) gatunki leśne i związane z lasami stanowią aż 60% flory naczyniowej Polski. W badaniach Czerepki (red. 2008) na powierzchni monitoringowej (2 tys. m²) występowało średnio 27 gatunków roślin, co było zbliżonym wynikiem do sytuacji w innych krajach europejskich.

Rośliny w lesie występują w uporządkowanym przestrzennie układzie, tworząc cztery podstawowe warstwy: warstwę drzew, warstwę krzewów, warstwę runa (obejmującą krzewinki i zielne rośliny naczyniowe: paprotniki oraz gatunki jedno- i dwuliścienne) oraz warstwę mszysto-porostową (składającą się z mchów, wątrobowców i porostów, przy czym te ostatnie należą do grzybów).

Śród występujących w Polsce 53 gatunków drzew leśnych, opisanych przez Witkowską-Żuk (2013), rodzimych gatunków jest 38, z czego 31 to drzewa liściaste,

a 7 – drzewa iglaste. W tabeli 1. podano udział powierzchniowy drzew wg gatunków panujących w lasach całego kraju (PL) oraz w lasach administrowanych przez Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe (LP).

Tabela 1. Udział powierzchniowy drzew według gatunków panujących (%)

Gatunek	Udział w powierzchni lasów w PL (%)	Udział w powierzchni lasów w LP (%)
Drzewa iglaste	68,4	70,2
sosna	58,0	60,1
świerk	6,0	6,0
jodła	3,2	2,8
Drzewa liściaste	31,6	29,8
dąb	7,7	8,2
buk	6,0	6,2
grab	1,6	1,3
brzoza	7,2	6,7
olsza	5,7	4,9
osika	0,8	0,4
topola	0,1	0,0

Dane wg Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów 2013–2017 (Rocznik Statystyczny Leśnictwa 2018, BDL 2019)

Jak wcześniej wspomniano, występowanie takich gatunków lasotwórczych jak buk, świerk i jodła, stało się podstawą do podziału powierzchni Polski na krainy przyrodniczo-leśne (Zielony i Kliczkowska 2012). Kraina I Bałtycka charakteryzuje się gromadnym występowaniem buka; Kraina III Wielkopolsko-Pomorska – rozproszonym występowaniem buka; Kraina II Mazursko-Podlaska, Kraina V Śląska i Kraina VII Sudecka – gromadnym występowaniem świerka; Kraina IV Mazowiecko-Podlaska – prawie całkowitym brakiem świerka, jodły i buka; Kraina VI Małopolska i Kraina VIII Karpacka – gromadnym występowaniem jodły i buka (Solon 2003a). Warstwa drzew ma dominujący wpływ na ukształtowanie się całego zespołu roślinnego poprzez modelowanie warunków rozwoju warstw niżej usytuowanych (Witkowska-Żuk 2013).

Poza wspomnianymi 53 gatunkami drzew, do leśnych roślin (zarówno rodzimego pochodzenia, jak i obcych) Witkowska-Żuk (2013) zalicza 65 gatunków krzewów, 554 gatunki krzewinek i zielnych roślin naczyniowych oraz 58 gatunków mszaków.

Jednym z czynników warunkujących dany, a nie inny skład gatunkowy roślin w ekosystemie leśnym jest światło. Do gatunków światłolubnych można zaliczyć

m.in. sosnę zwyczajną, modrzew europejski, głóg dwuszyjkowy, żarnowiec miotlasty, pajęcznicę liliowatą, sasanę otwartą i sierpika barwierskiego. Lekkie ocienienie znoszą m.in. brzoza brodawkowata i omszona oraz topola biała i czarna. Wymienione dotychczas drzewa zalicza się do gatunków pionierskich. Umiarkowanego światła potrzebują np. dąb szypułkowy, grusza dzika, klon zwyczajny. Gatunkami cienioznośnymi, rosnącymi w półcieniu, są z kolei m.in. dąb szypułkowy, jesion wyniosły, lipy, olsza czarna i świerk pospolity. W umiarkowanym świetle lub półcieniu występują m.in. jałowiec pospolity, czeremcha zwyczajna, kalina koralowa, porzeczką czarna, trzmieliny, a z roślin zielnych – np. kruszczyk szerokolistny, przylaszczka pospolita, zawilec gajowy, miodownik melisowaty, ziarnopłon wiosenny, pszeniec gajowy i kosmatka gajowa. Gatunkami cieniolubnymi są z kolei cis pospolity, jodła pospolita, buk zwyczajny i grab zwyczajny. W ich zwartych drzewostanach runa często prawie nie ma. W głębszym cieniu mogą rosnąć np. czworolist pospolity, piżmaczek wiosenny, żywokost sercowaty, żywiec cebulkowy lub świerząbek gajowy (Witkowska-Żuk 2013).

Drugim czynnikiem, od którego zależy obecność specyficznych gatunków, jest zasobność gleby w składniki odżywcze. Duże wymagania pod tym względem mają tzw. eutrofy. Należą do nich np. buk zwyczajny, dąb szypułkowy, jesion wyniosły, większość topoli, bluszcz zwyczajny, czeremcha zwyczajna, wawrzynek wilczełyko, czosnek niedźwiedzi, gajowiec żółty, pióropusznik strusi i zerwa kłosowa. Do grupy mezotrofów, czyli gatunków o średnich wymaganiach względem żyzności gleby, należą m.in. modrzew europejski, dąb bezszypułkowy, klon zwyczajny, lipy, olsza czarna, jałowiec pospolity, leszczyna pospolita, szakłak pospolity, dzwonek brzoskwiniolistny, gruszczyka okrągłolistna, kostrzewa leśna, perlówka zwisła oraz przytulia leśna i wonna. Oligotrofy, czyli gatunki o małych wymaganiach względem żyzności gleby, reprezentowane są m.in. przez sosnę zwyczajną, świerk pospolity, brzozę brodawkowatą, omszoną i karłowatą, rokitnik pospolity, bagno zwyczajne, malinę moroszkę, borówkę brusznicę, pomocnik baldaszkowy i macierzankę piaskową (Witkowska-Żuk 2013).

Trzecim czynnikiem różnicującym bogactwo gatunkowe roślin leśnych jest woda (wilgotność gleby i powietrza). Do higrofitów (roślin o dużych wymaganiach względem ilości wody) zalicza się olszę czarną, brzozę omszoną, jesion wyniosły, wierzbę uszatą, długosza królewskiego, psiankę słodkogórz i skrzyp bagienny. Mezofitami (czyli roślinami o średnich wymaganiach wilgotnościowych) są m.in. jodła pospolita, dąb szypułkowy, lipy, cis pospolity, czeremcha pospolita, głogi, malina zwyczajna, borówka czarna, wroniec widlasty, groszek wiosenny i niecierpek pospolity. Z kolei do kserofitów (gatunków o małych wymaganiach wodnych) zalicza się m.in. dąb bezszypułkowy, gruszę dziką, irgi, borówkę brusznicę, gorysz pagórkowy, kostrzewę owczą, mącznicę lekarską i szczytlicę siwą (Witkowska-Żuk 2013).

3.3. RÓŻNORODNOŚĆ GATUNKOWA ZWIERZĄT

W Polsce zarejestrowano do tej pory około 35 370 gatunków zwierząt, z czego kręgowców – ok. 700 gatunków, pozostałe to zwierzęta bezkręgowce (Chudzicka i Skibińska 2003).

Zwierząt kręgowych współcześnie żyjących jest 475 gatunków (z ptaków biorąc pod uwagę gatunki wyłącznie lęgowe), łącznie z gatunkami wprowadzonymi i zawleczonymi, z czego lądowych – 351 (Głowaciński 2008). Spośród zwierząt lądowych, od ekosystemów leśnych w mniejszym lub większym stopniu zależy egzystencja co najmniej 57,3% gatunków (tab. 2), a nawet do 60%, jeśli doda się gatunki nieobligatoryjnie korzystające z lasów, jak np. żuraw czy kormoran. W przypadku wszystkich kręgowców (lądowych i wodnych), odsetek gatunków związanych z lasami wynosi 42,3% (Głowaciński 2008). Rozkład tych wartości w zależności od grup systematycznych przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Liczba leśnych i wszystkich gatunków kręgowców w Polsce

Gatunki wg zajmowanych siedlisk	Ssaki	Ptaki	Gady	Płazy	Kręgowce	
					lądowe	wszystkie
Gatunki leśne	61	126	6	8	201	201
Gatunki nieleśne	34	108	2	10	150	274
Wszystkie gatunki	95	234	8	18	351	475

Dane wg Głowacińskiego (2008)

Gatunki leśne można podzielić na trzy grupy (Głowaciński 2008). Do pierwszej grupy należą gatunki ściśle leśne, puszczańskie (61 taksonów: 16 gatunków ssaków i 45 gatunków ptaków), które rozmnażają się wyłącznie w lasach, ich interiorze. Należą do nich m.in. bocian czarny, głuszec, jarząbek, włośchatka, sóweczka, dzięcioł czarny i trójpalczasty, świstunka leśna, sikora czubotka i sosnowka, kowalik, orzesznica, koszatka, jeleń, niedźwiedź, ryś, wilk i borsuk. Drugą grupę stanowią gatunki, które można uznać za zasadniczo leśne (57 taksonów: 19 gatunków ssaków, 36 gatunków ptaków i po 1 gatunku gada i płaza), ale nie ściśle leśne. Zalicza się do nich m.in. salamandrę plamistą, padalca, kanię rudą, gadożera, orlika krzykliwego, słonkę, sowę uszatą, strzyżyka, sikorę modrą, mysikrólika, ziębę, borowca wielkiego, mysz leśną, zającą bielaka, popielicę, kunę leśną, dziką, sarnę i żubra. Ostatnią – najliczniejszą – grupę stanowią gatunki w części leśne i obrzeży lasów (83 taksony: 26 gatunków ssaków, 45 gatunków ptaków, 5 gatunków gadów i 7 gatunków płazów), które częściowo żyją też w siedliskach nieleśnych (w tym na porębach, w zadrzewieniach parkowych i śródpolnych czy w sadach). Do takich

należą m.in. kos, kwiczoł, pokrzewka ogrodowa, nocek Bechsteina, borowiaczek, wiewiórka i tchórz. Miejsca skaliste wśród lasów wybierają z kolei np. orzeł przedni, sokół wędrowny, pustułka, puchacz i gacek brunatny. Ekotony leśne (na granicy z polami, łąkami, wodami) zasiedlają np. gągoł, nurogęś, rybołów, trzmiełojad, cietrzew, kraska, trznadel, lis, ropuchy, wąż eskulapa i zaskroniec (Głowaciński 2008).

Różnorodność leśnych kręgowców może zależeć od wielkości, jakości, formy użytkowania i ochrony danych kompleksów leśnych. W zróżnicowanej Puszczy Białowieskiej występuje 75,5% leśnych gatunków kręgowców, a zarazem 62,7% wszystkich kręgowców lądowych. Dla porównania, w bardziej użytkowanej i przekształconej Puszczy Niepołomickiej te wartości kształtują się odpowiednio na poziomie 60% i 45,6% (Głowaciński 2008). Z drugiej jednak strony nie zawsze ścisła ochrona lasów sprzyja zwiększaniu różnorodności biologicznej (Brzeziecki i in. 2012, Brzeziecki 2016, Dawidziuk i Ksepko 2016).

Wśród zwierząt występujących w naszym kraju jest ponad 34,6 tys. gatunków bezkręgowych, do liczniejszych w gatunki gromad należą: owady – ok. 26 tys., pajęczaki – 3850, *Eurotatoria* (wśród wrotków) – 550, skrytoszczękie – 538 (między innymi skoczogonki), przywry – 330, tasiemce – 270, nicienie (typ) – 1260 (Chudzicka i Skibińska 2003). Słabiej poznanymi grupami zwierząt są mikroskopijnych i małych rozmiarów zwierzęta bezkręgowce, stale opisywane są przez specjalistów nowe gatunki oraz nowe stanowiska i lokalizacje. W przypadku taksonów najwyższych szczebli szacuje się, że około 17 tys. gatunków (co najmniej 50% gatunków bezkręgowców) żyje w lasach – są to przedstawiciele płazińców, wrotków, brzuchorzęsków, nicieni, kolcogłowów, pierścienic, stawonogów, niesporczaków i mięczaków (Gutowski i Błoszyk 2008).

Na przykład wśród 852 gatunków płazińców prawdopodobnie ponad 200 gatunków przywr i tasiemców jest pasożytami zarówno leśnych kręgowców, jak i bezkręgowców. Z kolei bardzo słabo rozpoznane maleńkie niesporczaki (w Polsce – 87 gatunków) występują najczęściej w glebie borów sosnowych (22 gatunki) i górnoreglowych borów świerkowych (13 gatunków), rzadziej w glebie lasów liściastych. Na 1 m² np. mchów może ich być nawet 2 mln osobników. W przypadku ślimaków, z około 170 krajowych gatunków około 130 ma związki z lasami, są to głównie gatunki roślinożerne (np. ślimak winniczek), choć też można spotkać gatunki odżywiające się grzybami (np. rodzaj pomrów *Limax*) lub innymi ślimakami bądź skąposzczętami (np. rodzina szklarkowatych *Zonitidae*). Jednak najwięcej gatunków leśnych odnotowuje się wśród stawonogów, szczególnie wśród owadów i roztoczy. Należące do pajęczaków roztocza liczą w Polsce ponad 2 tys. gatunków. Większość z nich zasiedla leśną ściółkę i gleby (szczególnie w lasach liściastych) lub nietrwale mikrośrodowiska, takie jak martwe drewno, gniazda ptaków i ssaków, mrowiska i odchody zwierząt. Najliczniej reprezentowane są

saprofagi, mycetofagi i mikrofitofagi. Przykładowym fitofagiem jest przedziorek sosnowiec, groźny szkodnik w szkółkach leśnych i młodnikach. Część to pasożyty leśnych kręgowców, a mniejsza grupa – drapieżniki. Z kolei w grupie owadów co najmniej połowa gatunków to gatunki leśne. Do najbogatszych w gatunki należą rzędy: chrząszczy (np. około 400 na ponad 1000 gatunków ryjkowcowatych, w tym prawie wszystkie gatunki korników; liczne gatunki biegaczowatych w borach sosnowych; ok. 1200 na 1400 gatunków kusakowatych w ściółce, glebie, pod korą martwych drzew; większość bogatkowatych, m.in. duży miedziak sosnowiec czy szkodliwy przyplaszczek granatek; większość sprzążkowatych, omomiłkowatych i kózkowatych, wśród tych ostatnich np. rzemlik topolowiec, tycz cieśla i spuszczel pospolity; wszystkie śniadkowate, m.in. konarek tajgowy); błonkówek (np. do gatunków leśnych zalicza się ok. 90% rośliniarek, m.in. boreczniki i osnuje; większość żądłówek, np. pszczoł, trzmieli, a spośród 98 gatunków mrówek – 33); motyli (75%, czyli ok. 2400 gatunków związanych jest z lasami, m.in. brudnica mniszka, zawisak borowiec i zwójka zieloneczka); muchówek (m.in. większość gatunków pryszczarkowatych i kolorowych bzygowatych; 74% gatunków miniarkowatych minujących m.in. liście i łodygi; prawie wszystkie bedliszkowate i zadrowate; 60% rączycowatych) oraz pluskwiaków (np. żerujący pod korą sosen korowiec sosnowy) (Gutowski i Błoszyk 2008).

3.4. RÓŻNORODNOŚĆ GATUNKOWA GRZYBÓW

Liczebność gatunków (taksonów) grzybów do tej pory zarejestrowanych na terytorium Polski, w szerokim ujęciu systematycznym, wynosi około 11 300 (Grzywacz 2015, tab. 3). Wiele gatunków grzybów, w szczególności mikroskopijnych, nie znajduje się jeszcze na tzw. listach krytycznych, przygotowanych z inicjatywy i na zlecenie Instytutu Botaniki PAN w Krakowie. Są to bardzo obszerne i pracochłonne opracowania dotyczące: wielkoowocnikowych podstawczaków (Wojewoda 2003), wielkoowocnikowych workowców (Chmiel 2006), grzybów mikroskopijnych (Mułenko i in. 2008), śluzowców (Drozdowicz i in. 2003) oraz porostów i grzybów naporostowych (Fałtynowicz 2003a). W tabeli 3. przedstawiono liczebność grzybów (w szerokim ujęciu systematycznym) zarejestrowanych i prawdopodobnie występujących w naszym kraju. Szacunkową wielkość prawdopodobnie występujących u nas gatunków grzybów uzyskano poprzez porównanie liczebności zarejestrowanej do liczebności gatunków danej grupy wykazywanych w Europie, a w szczególności do liczebności w krajach ościennych. Uważa się, że na terytorium Polski może występować ok. 14 650–16 150 gatunków grzybów (Grzywacz 2015, Grzywacz i in. 2016).

Tabela 3. Zarejestrowana i potencjalna liczebność gatunków grzybów w Polsce

Grzyby	Liczebność gatunków	
	zarejestrowana	prawdopodobnie występująca
wielkoowocnikowe	3335	4500–5000
mikroskopijne	5969	8000–9000
zlichenizowane i naporostowe	1738	1900
(śluzowce)	(222)	(250)
Razem	11 264	14 650–16 150

Dane wg Grzywacza (2015) oraz Grzywacza i in. (2016)

Początkowo szacowano, że udział gatunków leśnych wśród grzybów występujących w Polsce kształtuje się na poziomie 70–80% (Grzywacz 2008a), jednak niedawne badania wykazały, że takich gatunków jest aż 93,3% (8889 taksonów), przy wyłączeniu porostów i grzybów naporostowych. Grzyby stanowią zatem najbardziej „leśną” grupę organizmów w Polsce (Grzywacz i in. 2016). Spośród gatunków zarejestrowanych, do leśnych należy zaliczyć 222 gatunki śluzorośli, 3 – plazmodiofororośli, 223 – grzybopodobnych lęgniowych (grzybopływek), 1975 – grzybów workowych, 3335 – grzybów podstawkowych, 38 – grzybów skoczkowych, 2720 – grzybów mitosporowych, 62 – grzybów kłębiakowych i 281 – grzybów sprzężniowych (Grzywacz i in. 2016). Około 900 gatunków grzybów (czyli 27% grzybów wielkoowocnikowych) może tworzyć ektomykoryzy z drzewami leśnymi (Grzywacz 2015, Grzywacz i in. 2016).

Liczebność gatunków grzybów i porostów w danym drzewostanie zależy w dużym stopniu od składu gatunkowego drzew. Według badań liczego zespołu naukowców w Puszczy Białowieskiej (Bujakiewicz i in. 1995), liczba gatunków grzybów wielkoowocnikowych związanych z poszczególnymi gatunkami drzew przedstawia się następująco: brzoza brodawkowata i omszona – 101, świerk pospolity – 98, dąb szypułkowy – 96, grab zwyczajny – 84, olsza czarna – 82, sosna zwyczajna – 44, jesion wyniosły – 40, klon zwyczajny – 38, lipa drobnolistna – 37, topola osika – 16. Analogiczne relacje porostów z gatunkami drzew prezentują się następująco: dąb szypułkowy – 92, grab zwyczajny – 79, lipa drobnolistna – 72, olsza czarna – 72, jesion wyniosły – 69, świerk pospolity – 62, brzoza brodawkowata i omszona – 60, sosna zwyczajna – 47, klon zwyczajny – 39, topola osika – 34. Badania te ilustrują, między innymi, znaną dobrze leśnikom zależność, że im bogatszy skład gatunkowy drzewostanu, tym bogatsza różnorodność gatunkowa pozostałych elementów ekosystemu leśnego.

Pośród grzybów makroskopowych (wielkoowocnikowych), charakteryzujących się wytwarzaniem owocników o wymiarach powyżej 4–5 mm (wielkość umowna), jest: około 60–80 gatunków o wysokich walorach konsumpcyjnych, cenionych

przez amatorów grzybobrania, chociaż przeciętny zbieracz pozyskuje w lasach tylko kilka–kilkanaście gatunków; 1100–1400 gatunków grzybów nadających się do spożycia, są jadalne, ale najczęściej niejadane, nieznanne, niezbrane przez grzybiarzy; 200–250 gatunków grzybów w różnym stopniu trujących, z czego kilka gatunków to grzyby śmiertelnie trujące, niebezpieczne, jak np. muchomor zielonawy (sromotnikowy), mimo znacznego postępu medycyny w tym względzie; 35–40 gatunków grzybów (w Polsce) o właściwościach narkotycznych, halucynogennych i psychoaktywnych (Grzywacz 2015).

W tabeli 4. podano szacunkowe (przybliżone) liczby gatunków grzybów mogących występować w szkółce leśnej, przeciętnej co do wielkości powierzchni i charakteru produkcji materiału sadzeniowego. Należy zwrócić uwagę na bardzo dużą różnorodność gatunków grzybów glebowych, mykoryzowych, chorobotwórczych dla roślin oraz endofitycznych bytujących w szkółce leśnej.

Tabela 4. Szacunkowa liczba gatunków grzybów w szkółce leśnej

Gatunki grzybów	Liczebność
mikroskopijne zasiedlające glebę	kilkadziesiąt–kilkaset
powodujące choroby siewek i sadzonek	kilkanaście–kilkadziesiąt
tworzące ektomykoryzy	kilkanaście
tworzące mykoryzy arbuskularne	kilkanaście
endofityczne (żyjące bezobjawowo w tkankach roślin)	nieznana liczba
chorobotwórcze dla bezkręgowców bytujących w szkółce (niciansi, roztoczy, owadów itp.)	nieznana liczba

Dane wg Grzywacza (2015)

4. NIEKTÓRE PROBLEMY OCHRONY LEŚNYCH GATUNKÓW

Do głównych przyczyn zagrożenia różnorodności leśnych gatunków należy zaliczyć (Weigle 2003, Fałtynowicz 2003b, Głowaciński 2008, Matuszkiewicz i Solon 2008, Gutowski i Błoszyk 2008, Danielewicz 2008, Grzywacz 2008a, Symonides 2010, Dawidziuk i Ksepko 2016):

- zanikanie siedlisk, czyli przeznaczanie leśnych ekosystemów na cele budownictwa przemysłowego i mieszkaniowego oraz innych potrzeb społecznych, aczkolwiek w skali Polski powierzchnia lasów rośnie (Rocznik Statystyczny Leśnictwa 2018). Zagrożeniem dla różnorodności gatunkowej może być także proces przeciwny – zalesianie nieleśnych enklaw;

- fragmentację siedlisk poprzez sieć istniejących szlaków komunikacyjnych i nowe inwestycje w tym względzie, w szczególności autostrady i drogi ekspresowe – nawet jeśli w pewnych przypadkach przynosi to zwiększenie liczby gatunków, to jednak zawsze pociąga za sobą zanik reliktw puszczańskich, np. niedźwiedzia, rysia czy głuszca. W przypadku fragmentacji lasów dochodzi jeszcze problem utrzymywania łączności między nimi poprzez leśne korytarze ekologiczne;
- przemianę siedlisk w efekcie działania czynników zewnętrznych („spoza lasu”), np. zanieczyszczenia powietrza, wody i gleb; zmian klimatycznych; odwodnienia i nawodnienia gleb będących w jednym układzie hydrologicznym z lasem; ekstremalnego przebiegu zjawisk atmosferycznych (huraganowe wiatry, susze, silne mrozy, powodzie itd.);
- przemianę siedlisk w efekcie działania czynników wewnętrznych („w granicach lasu”), np. zmiany struktury drzewostanu; czasowego zaburzenia pod wpływem prac leśnych; rozległych gradacji szkodliwych owadów; masowych chorób powodowanych przez pasożytnicze grzyby; zmniejszania liczby starych drzew, powierzchni starodrzewów (co ogranicza rozwój populacji dziuplaków); zmniejszania mozaikowości siedlisk; pozostawiania zbyt małej ilości martwego drewna – aczkolwiek według badań Czerepki (red. 2008) średnia zasobność martwego drewna w polskich lasach wynosiła 9,6 m³/ha, co jest wielkością znaczącą;
- żywiołowy rozwój turystyki i rekreacji w lasach, w tym nielegalne, hałaśliwe przejażdżki motocyklami czy quadami;
- nadmierne lub nielegalne użytkowanie różnych gatunków roślin, zwierząt i grzybów;
- wnikanie gatunków inwazyjnych i obcych do lasu.

W przypadku fauny leśnych kręgowców uważa się, że jest relatywnie średnio zagrożona ekstynkcją – ok. 9% gatunków należy do grupy zagrożonych. Na wyginiecie szczególnie narażone są gatunki związane z interierem leśnym, gatunki nietolerujące obecności człowieka, konserwatywne pod względem siedlisk i zachowań, a także dziuplaki (Głowaciński 2008). Dla leśnych ptaków lęgowych wskaźnik bezpieczeństwa jest znacznie wyższy niż w przypadku ptaków pól–łąk, zbiorników wodnych, wysokich gór, ugorów–pastwisk oraz mokradeł, bezpieczniejsze są jedynie ptaki osiedli ludzkich (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Tym niemniej są gatunki silnie zagrożone, jak głuszec, orzeł przedni, orlik grubodzioby, orzełek włochaty, gadożer, sokół wędrowny, żbik, ryś i niedźwiedź (Głowaciński 2008). W grupie bezkręgowców najbardziej zagrożone są chrząszcze lasów pierwotnych, ale także np. duża grupa motyli (Gutowski i Błoszyk 2008).

W przypadku leśnych gatunków roślin naczyniowych, w ciągu ostatnich 50 lat notuje się ustępowanie: gatunków kwaśnych siedlisk borów i muraw napiaskowych; gatunków okrajków, muraw i widnych lasów w borach mieszanych i lasach liściastych; gatunków z rodziny gruszyckowatych (Matuszkiewicz i Solon 2008). Maleje liczba stanowisk nie tylko gatunków rzadkich, ale także niektórych taksonów jeszcze dość częstych, m.in. storczyków, sasaneł, widłaków, mącznicy lekarskiej czy niecierpka pospolitego (Danielewicz 2008). Jednak krytycznie zagrożonych gatunków roślin będących składnikami konkretnych typów lasów jest mniej niż analogicznych roślin z ekosystemów torfowisk, muraw kserotermicznych lub ekstensywnie użytkowanych łąk. Do tych leśnych należą m.in. fiołek torfowy (lasy łąkowe, olsy), cyklamen purpurowy (nawapienne buczyny) oraz storzan bezlistny (buczyny karpackie, świerczyny, acidofilne jedliny) (Symonides 2010).

W przypadku grzybów stosunkowo niski odsetek gatunków zagrożonych nie wynika z rzeczywistego małego zagrożenia grzybów, ale z niedostatecznego stopnia zbadania i wiedzy na ten temat. Wynika to m.in. ze szczupłości kadr i środków na badania, a także z faktu, że są to organizmy pojawiające się efemerycznie, nieregularnie, nieraz z dłuższymi fazami spoczynku ze względu na niesprzyjające warunki (Grzywacz 2003, Grzywacz 2008a). Z rzadkich, zagrożonych gatunków grzybów można na przykład wymienić występującego w starych modrzewiowych borach borowca dętego i modrzewnika (pniarka) lekarskiego (Symonides 2010).

Ogółem, według ostatnich wydanych „czerwonych list” zwierząt, roślin i grzybów w Polsce, za zagrożone wyginięciem (w różnym stopniu) uznaje się ok. 6392 taksony, co oznaczałoby ok. 10% wszystkich bytujących w całym kraju organizmów (tab. 5).

Tabela 5. Gatunki zagrożone wyginięciem w Polsce

Czerwona lista	Liczebność taksonów	Grupy systematyczne
Zwierząt	2769	kręgowce i bezkręgowce
Roślin	1692	telomowe i glony
Grzybów	1931	wielkoowocnikowe, porosty i śluzowce
Ogółem	6392	stanowi to ponad 10% wszystkich organizmów

Dane wg Głowacińskiego (red. 2002), Mirka i in. (red. 2006), Kaźmierczakowej (red. 2016)

Część gatunków zagrożonych obejmuje się gatunkową ochroną prawną. Obecnie lista ta zawiera łącznie 1841 taksonów, z czego 1239 pod ochroną ścisłą i 602 pod ochroną częściową (tab. 6).

Tabela 6. Chronione prawnie gatunki organizmów w Polsce

Grupa organizmów	Chronione gatunki*		
	ściśle	częściowo	razem
Zwierzęta	592	211	803
Rośliny	415	301	716
Grzyby i porosty	232	90	322
Ogółem	1239	602	1841

* w pozycjach rejestru; Dane wg Rozporządzenia (2014a, 2014b i 2016)

Pośród gatunków zwierząt, roślin, grzybów i porostów objętych ochroną prawną (ściśle i częściowo) zdecydowana większość bytuje w lasach lub związana jest również z ekosystemami leśnymi. Na przykład na 396 gatunków roślin naczyniowych wg Rozporządzenia dotyczącego ochrony roślin z 2004 r., z lasami związanych było (silniej lub słabiej) 180 taksonów, czyli 45,5%, kolejne zaś 23 gatunki, czyli 5,8%, można spotkać na obrzeżach lasów lub na śródleśnych polanach i zrębach (Referowska-Chodak 2010a). W przypadku zwierząt kręgowych związanych z lasami, prawie wszystkie są objęte ochroną (Głowaciński 2008).

Pomimo że lasy w Polsce należą do ekosystemów, które stosunkowo najmocniej opierają się kolonizacji przez gatunki obce i synantropijne, to jednak nie są od nich wolne. Gatunki egzotyczne stanowią 10% ssaków leśnych, są to m.in. norka amerykańska, jenot, szop pracz, daniel, jeleń sika i muflon. W przypadku ptaków związanych z lasami wyłącznie bażant jest gatunkiem obcym (Głowaciński 2008). W skali całej Polski odnotowano co najmniej 305 gatunków zwierząt obcego pochodzenia. Za mniej lub bardziej inwazyjne uznano 134 gatunki, a wśród nich 76 gatunków przejawia inwazję intensywną (Głowaciński i in. red. 2012). Do 204 obcych gatunków roślin i zwierząt o rozmnażającej się populacji i wzrastającej liczebności zaliczono m.in. spotykane w lasach i mające istotny negatywny wpływ na inne składniki przyrody poprzez np. konkurencję czy drapieżnictwo (Baza IAS 2019): robinie akacjową, dąb czerwony, klon jesionolistny, rdestowiec sachaliński i japoński, niecierpek gruczołowaty, przyłádkowy i drobnokwiatowy, czeremchę amerykańską, wiciokrzew przewiercień, barszcz Sosnowskiego, szopa pracza, muflona, jelenia sika i norkę amerykańską. Jenot – pomimo określenia go jako inwazyjny gatunek obcy – ma wykazany mały wpływ na populację swoich ofiar (Baza IAS 2019). Jednym z zagrożeń wynikających z obecności obcych gatunków zwierząt są przenoszone przez nie choroby i pasożyty (np. przez jelenia sika czy szopa pracza), które negatywnie oddziałują na populacje gatunków rodzimych (Głowaciński 2008). Inwazję obcych gatunków ułatwiają ich naturalne właściwości (np. szeroka tolerancja warunków świetlnych w przypadku niecierpka drobnokwiatowego (Witkowska-Żuk 2013), ale także generowane przez człowieka zaburzenia

(np. wkraczanie klonu jesionolistnego na siedliska łągowe w efekcie zaburzeń stosunków wodnych (Solon 2003b).

5. PODSUMOWANIE

Lasy należą do najbardziej złożonych i bogatych w gatunki ekosystemów lądowych na świecie (Głowaciński 2008, Symonides 2010). Różnorodności gatunków (np. kręgowców) w szczególności sprzyja obecność lasów o mozaikowej strukturze, wielowarstwowych, reprezentujących różne stadia sukcesyjne, w tym w szczególności lasy stare (Głowaciński 2008). Dlatego skuteczna ochrona różnorodności gatunkowej powinna obejmować nie tylko osobniki, ich populacje, ale także ekosystemy (biocenozy) oraz krajobraz. Powinna uwzględniać zachowanie bogactwa gatunków w rozpatrywanym układzie, przy jednoczesnej ochronie liczebności tych gatunków, gwarantującej ich przetrwanie, oraz zróżnicowania ich pul genowych (Symonides 1994, 2010).

Znaczna część lasów w Polsce podlega ochronie (Ochrona Środowiska 2018, Raport 2018), przy czym powierzchnia lasów chronionych na terenach administrowanych przez Lasy Państwowe jest ok. dziesięciokrotnie wyższa niż lasów chronionych na terenach administrowanych/będących własnością innych podmiotów (Referowska-Chodak 2010b). W parkach narodowych i rezerwach przyrody ta ochrona jest najbardziej restrykcyjna. Jednak uważa się, że współcześnie ochrona rezerwatowa nie jest wystarczającym sposobem służącym zabezpieczeniu zarówno leśnych zasobów genowych (Danielewicz 2008), jak i wszelkich pozostałych. Dlatego tak ważna jest realizacja nowoczesnego modelu trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, która – zgodnie z definicją – ma zapewniać właśnie trwale zachowanie biologicznego bogactwa lasów (Ustawa 1991 – art. 6.1.1a). Przykładowymi rozwiązaniami służącymi bezpośrednio utrzymaniu lub poprawie stanu różnorodności gatunkowej w lasach są m.in. dopasowany do warunków siedliskowych dobór składu gatunkowego upraw i zalesień; przebudowa zniekształconych drzewostanów; preferowanie odnowień naturalnych tam, gdzie jest to możliwe; pozostawianie części drzew dziuplastych i drzew martwych oraz drzew starych do biologicznej śmierci; ograniczenia w stosowaniu pestycydów; ekstensyfikacja zagospodarowania drzewostanów wzdłuż cieków wodnych; projekty służące poprawie funkcjonowania lub przywracaniu wybranych leśnych gatunków (Rykowski 2003, Grzywacz 2008b, Symonides 2010). Nie bez znaczenia jest także czynna ochrona nieleśnych enklaw będących w przestrzennym układzie z ekosystemami leśnymi w ramach leśnych krajobrazów (Grzywacz 2008b, Symonides 2010).

Działaniom gospodarczym i ochronnym w obrębie lasów mogą towarzyszyć różnego typu dylematy. Na przykład wspomniany wcześniej proces przebudowy

drzewostanów, sprzyjający kreowaniu zróżnicowanych lasów (korzystnych z punktu widzenia różnorodności gatunkowej), pociąga za sobą w konsekwencji wzrost udziału gatunków siedlisk żyźniejszych, w tym krzewów. Towarzyszy temu też zjawisko regeneracji różnych siedlisk, przez co jednak ustępują gatunki specyficzne dla ich wcześniejszych, uboższych postaci (Matuszkiewicz i Solon 2008). Innym przykładowym dylematem jest trudny wybór między ochroną starego wyjątkowego drzewa a ochroną rzadkiego/chronionego gatunku grzyba lub owada przyczyniającego się do jego zamierania i rozkładu (Grzywacz i Referowska-Chodak 2017).

Równie ważne, jak ochrona i właściwe zagospodarowanie kompleksów leśnych, jest zabezpieczenie połączeń pomiędzy nimi – tzw. korytarzy ekologicznych. Zmniejszają one izolację populacji, ułatwiają przemieszczanie się organizmów i przepływ genów, umożliwiają też zachowanie optymalnej liczebności osobników w populacjach, a także funkcjonowanie powiązań między różnymi gatunkami. Dzięki nim organizmy tworzą metapopulacje, bezpieczniejsze z punktu widzenia przetrwania gatunków niż izolowane populacje (Symonides 2010). Nie bez znaczenia jest także edukacja społeczeństwa o roli i znaczeniu leśnej różnorodności biologicznej, w tym tej gatunkowej, a także o potrzebie jej ochrony i przemyślanego użytkowania (Grzywacz 2003, 2008a).

Dla leśników szczególnie ważne jest stwierdzenie, że administrując i gospodarując na ponad 30% powierzchni kraju, ponoszą odpowiedzialność za ok. 60–65% całej gatunkowej różnorodności biologicznej Polski. Oznacza to duży obowiązek w stosunku do współczesnych i przyszłych pokoleń naszego społeczeństwa.

Summary

Andrzej Grzywacz, Ewa Referowska-Chodak

Warsaw University of Life Sciences
{andrzej_grzywacz, ewa_referowska_chodak}@sggw.pl

Species biodiversity of forest areas in Poland

According to the Convention on Biological Diversity of 1992, biodiversity means “the variability among living organisms from all sources including, *inter alia*, from terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part: this includes diversity within species, between species and of ecosystems”. In practice, four levels of biological diversity have been distinguished – genetic, species, ecosystem and landscape ones. The lower the level of biodiversity, the smaller is its recognition.

In Poland, slightly over 60,000 species of organisms are registered, however, it is estimated that there are potentially more of them – over 74–75 thousand. About 60–65% (36–39 thousand) of the registered species is associated with forests, using only these ecosystems or in addition to other ecosystems. This share is diversified depending on the systematic group.

In the case of plants, about 30% of terrestrial vascular plants in Poland can be considered as forest species. If we take into account all domestic vascular plants, this percentage is 29% – about 605 species. 301 species of these grow only in forests, and 304 species can also grow in non-forest communities.

In terms of numbers invertebrates dominate among animals. There are over 34.6 thousand registered invertebrate species in Poland. Approx. 55% of terrestrial species can be considered as forest ones. The second group of organisms – vertebrates – is much less numerous. Out of 479 of currently living species, 60% are associated with forest ecosystems.

The third important group of organisms are fungi. In a broad systematic approach, more than 11.2 thousand can be classified as species occurring in Poland. Some 90% of macrofungi and microfungi, and 100% of *Mycetozoa* can be called forest species.

The presented richness of species associated with forest areas in Poland may be exposed to threats predominantly caused by human activity. The most important causes of the threats include: disappearance of habitats and/or their fragmentation; changes in forest habitats as a result of external factors (e.g. drainage, environmental pollution, climate change) or resulting from internal factors (e.g. changes in stands structure, reduction in the number of old trees, decreasing amount of dead wood); spontaneous development of tourism and recreation in forests; excessive or illegal forest use; spread of diseases and the penetration of alien species. Signals of threat to species – including forest ones – are red lists and books that list extinct, endangered and threatened species.

One of the forms for protection of forest species diversity is taking selected taxons under legal protection. Currently, 1841 of them are under protection in Poland (803 animals, 716 plants and 322 fungi and lichens).

LITERATURA

- Andrzejewski R., Weigle A. (red.) 2003. *Różnorodność biologiczna Polski*. NFOŚ, Warszawa.
- Baza IAS. 2019. Baza danych Instytutu Ochrony Przyrody PAN „Gatunki obce w Polsce”. <http://www.iop.krakow.pl/ias> [dostęp: 17.04.2019].
- BDL. 2019. Bank Danych o Lasach. www.bdl.lasy.gov.pl [dostęp: 17.04.2019].
- Brzeziecki B. 2016. Wieloletnia dynamika drzewostanów w Puszczy Białowieskiej (w warunkach ochrony ścisłej). [W:] A. Wikło (red.): *Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej*. CILP, Warszawa: 45–58.
- Brzeziecki B., Keczyński A., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeligowski H., Dzwonkowski M. 2012. Zagrożone gatunki drzew Białowieskiego Parku Narodowego (Rezerwat Ścisły). *Sylvan*, 156(4): 252–261.
- Bujakiewicz A., Chlebicki A., Chmiel M., Lisiewska M., Majewski T., Mułenko W., Skirgiełło A. 1995. Fungi: Summary. [W:] J.B. Faliński i W. Mułenko (red.): *Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park. General problems and taxonomic group analysis (Project CRYPTO [2]). Phytocoenosis 7 (N.S.), Archivum Geobotanicum*, 4: 159–164.
- Cartagena Protocol. 2000. Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity, adopted on 29 January 2000 (Protokół o bezpieczeństwie biologicznym). <http://bch.cbd.int/protocol/background> [dostęp: 15.04.2019].
- Chmiel M.A. 2006. Checklist of Polish larger Ascomycetes. Krytyczna lista wielkoowocnikowych grzybów workowych Polski. Seria: Biodiversity of Poland (Z. Mirek red.), t. 8. IB PAN, Kraków.
- Chudzińska E., Skibińska E. 2003. *Różnorodność gatunkowa – zwierzęta*. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): *Różnorodność biologiczna Polski*. NFOŚ, Warszawa: 93–138.
- Czerepko J. (red.) 2008. Stan różnorodności biologicznej lasów w Polsce na podstawie powierzchni obserwacyjnych monitoringu. IBL, Sękocin Stary.
- Danielewicz W. 2003. *Różnorodność wewnątrzgatunkowa roślin dziko żyjących*. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): *Różnorodność biologiczna Polski*. NFOŚ, Warszawa: 161–167.
- Danielewicz W. 2008. *Różnorodność wewnątrzgatunkowa roślin leśnych*. [W:] A. Grzywacz (red.): *Zasoby przyrodnicze polskich lasów*. PTL, Cedzyna k. Kielc: 95–105.
- Dawdziuk J., Ksepko M. 2016. Analiza założeń i realizacja planów urządzenia lasu sporządzonych dla nadleśnictw Puszczy Białowieskiej na lata 2002–2011 i 2012–2021. [W:] A. Wikło (red.): *Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej*. CILP, Warszawa: 9–23.

- Drozdowicz A., Ronikier A., Stojanowska W., Panek E. 2003. Myxomycetes of Poland. A Checklist. Krytyczna lista śluzowców Polski. Seria: Biodiversity of Poland (Z. Mirek red.), t. 10. IB PAN, Kraków.
- Fałtynowicz W. 2003a. The lichens, lichenicolous and allied fungi of Poland – an annotated checklist. Krytyczna lista porostów i grzybów naporostowych Polski. Seria: Biodiversity of Poland (Z. Mirek red.), t. 6. IB PAN, Kraków.
- Fałtynowicz W. 2003b. Różnorodność gatunkowa – porosty. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): Różnorodność biologiczna Polski. NFOŚ, Warszawa: 29–35.
- Głowaciński Z. 2008. Różnorodność biologiczna leśnych zwierząt kręgowych. [W:] A. Grzywacz (red.): Zasoby przyrodnicze polskich lasów. PTL, Cedzyna k. Kielc: 39–57.
- Głowaciński Z. (red.) 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. IOP PAN, Kraków.
- Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.) 2012. Gatunki obce w faunie Polski. IOP PAN, Kraków.
- Grzywacz A. 2003. Różnorodność gatunkowa – grzyby. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): Różnorodność biologiczna Polski. NFOŚ, Warszawa: 21–28.
- Grzywacz A. 2005. Stan różnorodności biologicznej ekosystemów leśnych Polski. Postępy Nauk Rolniczych, 1: 3–15.
- Grzywacz A. 2008a. Różnorodność biologiczna grzybów w lasach. [W:] A. Grzywacz (red.): Zasoby przyrodnicze polskich lasów. PTL, Cedzyna k. Kielc: 23–37.
- Grzywacz A. 2008b. Miejsce i rola wielofunkcyjnego leśnictwa w systemie ochrony przyrody w Polsce. [W:] I Kongres Młodych Leśników i Drzewiarzy „Lasy, leśnictwo, przemysł drzewny – nasza przyszłość” 28–29.08.2008. Publikacja pokongresowa. SITLiD–LP–SGGW, Warszawa: 133–148.
- Grzywacz A. 2015. Gatunkowa różnorodność biologiczna grzybów terenów leśnych. Studia i Materiały CEPL w Rogowie, 44: 239–253.
- Grzywacz A., Piętka J., Szczepkowski A. 2016. Gatunkowa różnorodność grzybów terenów leśnych Polski. Studia i Materiały CEPL w Rogowie, 46: 43–51.
- Grzywacz A., Referowska-Chodak E. 2017. Chronione grzyby porażające pomnikowe drzewa – konflikt indywidualnej i gatunkowej ochrony przyrody. Zarządzanie Ochroną Przyrody w Lasach, 11: 9–27.
- Gutowski J.M., Błoszyk J. 2008. Różnorodność biologiczna leśnych zwierząt bezkręgowych. [W:] A. Grzywacz (red.): Zasoby przyrodnicze polskich lasów. PTL, Cedzyna k. Kielc: 59–93.
- Instrukcja. 2012. Instrukcja urządzania lasu. Cz. 2: Instrukcja wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych. CILP, Warszawa.

- Kaźmierczakowa R. (red.) 2016. Polska czerwona lista paprotników i roślin kwiatowych. IOP PAN, Kraków.
- Klama H. 2003. Różnorodność gatunkowa – wątrobowce i glewiki. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): Różnorodność biologiczna Polski. NFOŚ, Warszawa: 49–58.
- Konopiński M. 2003. Różnorodność wewnątrzgatunkowa zwierząt dziko żyjących. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): Różnorodność biologiczna Polski. NFOŚ, Warszawa: 177–182.
- Konwencja 2002. Konwencja o różnorodności biologicznej, sporządzona w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r.
- Matuszkiewicz J.M. 2007. Zespoły leśne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M., Solon J. 2008. Różnorodność leśnych zespołów roślinnych, siedlisk i krajobrazów. [W:] A. Grzywacz (red.): Zasoby przyrodnicze polskich lasów. PTL, Cędzyna k. Kielc: 5–21.
- Matuszkiewicz W. 2005. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Mirek Z. 1998. Zasoby roślin i zespołów roślinnych w lasach. Materiały i dokumenty Kongresu Leśników Polskich, t. II, cz. 1. Warszawa.
- Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szelaąg Z. (red.) 2006. Czerwona lista roślin i grzybów Polski. IB PAN, Kraków.
- Mułenko W., Majewski T., Ruskiewicz-Michalska W. (red.) 2008. A Preliminary Checklist of Micromycetes in Poland. Wstępna lista grzybów mikroskopijnych Polski. Seria: Biodiversity of Poland (Z. Mirek red.), t. 9. IB PAN, Kraków.
- Nagoya Protocol 2010. Nagoya Protocol on Access to Genetic Resources and the Fair and Equitable Sharing of Benefits Arising from their Utilization (ABS) to the Convention on Biological Diversity, adopted on 29 October 2010 (Protokół dotyczący dostępu do zasobów genetycznych oraz uczciwego i sprawiedliwego podziału korzyści wynikających z ich wykorzystania). <https://www.cbd.int/abs/about/default.shtml> [dostęp: 15.04.2019].
- Obmiński Z. 1987. Ekologia lasu. PWN, Warszawa.
- Ochrona Środowiska. 2018. Rocznik Statystyczny. GUS, Warszawa.
- Raport. 2018. Raport o stanie lasów w Polsce 2017. CILP, Warszawa.
- Referowska-Chodak E. 2010a. Leśne chronione gatunki roślin naczyniowych. Studia i Materiały CEPL w Rogowie, 25: 388–404.
- Referowska-Chodak E. 2010b. Stan i intensywność ochrony przyrody w lasach. [W:] A. Sawicki i G. Szujeczka (red.): Problemy ochrony przyrody w lasach. II Sesja Zimowej Szkoły Leśnej przy Instytucie Badawczym Leśnictwa. IBL, Sękocin Stary: 291–313.

- Rocznik Statystyczny Leśnictwa 2018. GUS, Warszawa.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną. Dz. U. 2004.168.1764.
- Rozporządzenie. 2014a. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów. Dz. U. 2014.0.1408.
- Rozporządzenie. 2014b. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin. Dz. U. 2014.0.1409.
- Rozporządzenie. 2016. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt. Dz. U. 2016.0.2183.
- Rykowski K. 2003. Gospodarka leśna a różnorodność biologiczna. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): Różnorodność biologiczna Polski. NFOŚ, Warszawa: 197–202.
- Solon J. 2003a. Różnorodność ponadgatunkowa – krajobrazy. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): Różnorodność biologiczna Polski. NFOŚ, Warszawa: 155–159.
- Solon J. 2003b. Różnorodność ponadgatunkowa – zbiorowiska roślinne. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): Różnorodność biologiczna Polski. NFOŚ, Warszawa: 139–154.
- Symonides E. 1994. Różnorodność biologiczna na poziomie gatunkowym. [W:] A. Weigle (red.): Problemy ochrony różnorodności biologicznej. NFOŚ, Warszawa: 28–38.
- Symonides E. 2010. Zakres i poziom ochrony różnorodności gatunkowej w lasach. [W:] A. Sawicki i G. Szujecka (red.): Problemy ochrony przyrody w lasach. II Sesja Zimowej Szkoły Leśnej przy Instytucie Badawczym Leśnictwa. IBL, Sękocin Stary: 271–290.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „Pro Natura”, Wrocław.
- Ustawa. 1991. Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach. Dz. U. 1991.101.444 z późn. zm.
- Weigle A. 2003. Wprowadzenie. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): Różnorodność biologiczna Polski. NFOŚ, Warszawa: 192–196.
- Witkowska-Żuk L. 2013. Rośliny leśne. Seria: Flora Polski. Multico, Warszawa.
- Wojewoda W. 2003. Checklist of Polish larger Basidiomycetes. Krytyczna lista wielkoowocnikowych grzybów podstawkowych Polski. Seria: Biodiversity of Poland (Z. Mirek red.), t. 7. IB PAN, Kraków.
- Zajac M., Zajac A. 2003. Różnorodność gatunkowa – rośliny naczyniowe i inne. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): Różnorodność biologiczna Polski. NFOŚ, Warszawa: 67–82.
- Zarzycki K., Trzcńska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. Ekologiczne liczby wskaź-

nikowe roślin naczyniowych Polski. Seria: Biodiversity of Poland (Z. Mirek red.), t. 2. IB PAN, Kraków.

Zielony R., Kliczkowska A. 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. CILP, Warszawa.

Żarnowiec J. 2003. Różnorodność gatunkowa – mchy. [W:] R. Andrzejewski i A. Weigle (red.): Różnorodność biologiczna Polski. NFOŚ, Warszawa: 59–65.

IV. OCHRONA PRZECIWPOŻAROWA W LASACH

Evgenii Ponomarev

Instytut Lasu im. Sukaczewa Syberyjskiej Filii Rosyjskiej Akademii Nauk, Federalne Centrum Badawcze «Krasnoyarsk Science Center SB RAS»; Syberyjski Uniwersytet Federalny, Rosja
evg@ksc.krasn.ru

Teledetekcja w monitorowaniu pożarów na Syberii: technologia, wyniki i wdrażanie

1. WPROWADZENIE

Według aktualnych szacunków, corocznie 70–90% pożarów w Rosji występuje na Syberii (Ponomarev i Kharuk 2016, Ponomarev i in. 2016). Na skutek zmian klimatycznych, antropogenicznych i technogenicznych liczba pożarów lasu w tym regionie wzrasta. W ciągu ostatnich 20 lat nastąpił wzrost częstotliwości pożarów, a także obszaru dotkniętego corocznie przez ogień. Na około 30% powierzchni objętej pożarami dochodzi do wysokiej śmiertelności drzewostanów, ich wycinki lub przebudowy (Krylov i in. 2014). Każdego roku na powierzchni 1,5–3 mln ha w odległych częściach Syberii Środkowej i Wschodniej dochodzi do zamierania drzewostanów na skutek pożarów (Bartalev i in. 2015). W warunkach przewidywanych zmian klimatu należy spodziewać się zmiany w zakresie występowania pożarów lasów w strefie borealnej Syberii.

Pożary są głównym czynnikiem silnie oddziałującym na ekosystemy borealne (ryc. 1). Średnia względna powierzchnia dotknięta pożarami (RBA – *relative burned area*) w ciągu sezonu wynosi dla całej Syberii ok. 1% (Ponomarev i in. 2016) i jest porównywalna z wartością dla Kanady (de Groot i in. 2013). Wartości maksymalne RBA mogą być w różnych rejonach Syberii wyższe. W ciągu kilku ekstremalnych sezonów, spowodowanych zróżnicowanymi warunkami pogodowymi w skali subregionalnej, corocznie zniszczeniu ulegało ok. 3–10% całkowitej powierzchni zalesionej (Ponomarev i in. 2018).

Można wyróżnić szereg następujących potencjalnych problemów dotyczących lasów syberyjskich w kontekście nasilenia pożarów i zmian klimatu.

Obecnie szacuje się, że emisje dwutlenku węgla spowodowane pożarami wynoszą 120–140 Tg rocznie (mln ton), a w drugiej połowie XXI w. mogą sięgać 230–240 Tg rocznie (Shvidenko i in. 2011, Zamolodchikov i in. 2011).

Częstsze pożary powodują przekształcenie lasów w obszary nieleśne w południowym zasięgu lasów borealnych (Scheffer i in. 2012).

Zmiany szaty roślinnej po pożarze w lasach modrzewiowych północnej Syberii tworzą warunki dla znacznych zmian równowagi termicznej. Mogą one wpływać na dalszą dynamikę warstwy sezonowo rozmarzającej.

Znaczące i długotrwałe efekty po wystąpieniu pożaru w strefie wiecznej zmarzliny na Syberii są dobrze udokumentowane (Kharuk i in. 2005, Anisimov i Sherstiukov 2016, Ponomarev i Ponomareva 2018, Knorre i in. 2019). Reżim występowania pożarów lasu ma również silny wpływ na funkcje hydrologiczne lasów borealnych (Onuchin 2015).

Biorąc pod uwagę rozległość obszaru geograficznego, techniki satelitarne stanowią podstawowy sposób monitorowania pożarów w przeważającej części borealnej strefy leśnej Rosji.

2. OBSZAR ZAINTERESOWANIA

Obszar zainteresowania obejmuje terytorium Syberii w granicach 50–70° N i 60–150° E. Jego całkowita powierzchnia wynosi ponad 110 mln hektarów (ryc. 1). Pokryty jest głównie lasami z panującym modrzewiem, ponadto obecne są też drzewostany tworzone przez sosnę zwyczajną i inne cieniożośne gatunki iglaste (*dark coniferous*). Na obszarze występują następujące typy lasów: tajga jasna, w której występuje modrzew (50%), sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*) – około 18% i drzewostany mieszane; tajga ciemna, składająca się z jodły (*Abies sibirica*), świerka (*Picea obovata*) i sosny syberyjskiej (limby syberyjskiej, *Pinus sibirica*) – poniżej 17% całkowitej powierzchni; oraz lasy liściaste i mieszane (*Betula* sp., *Populus tremula*) – około 10% powierzchni. Lasy z przewagą modrzewia (*Larix sibirica*, *L. gmelinii*) zajmują obszar 270–300 mln ha; powierzchnia drzewostanów sosny zwyczajnej wynosi 120 mln ha, borów złożonych z gatunków cieniożośnych ok. 100 mln ha, a lasów mieszanych ok. 77 mln ha.

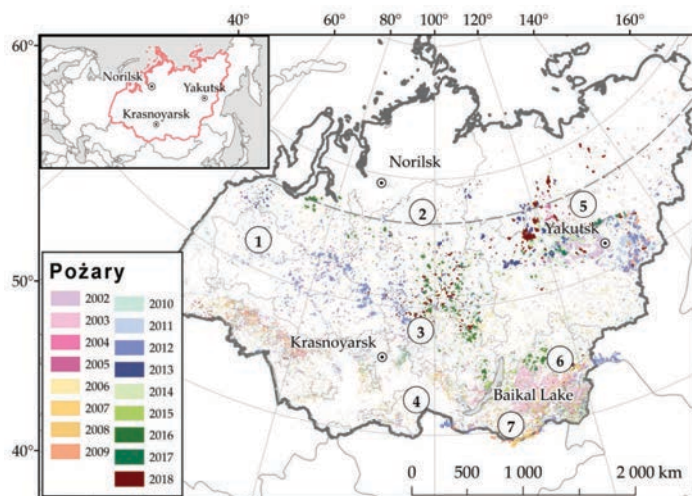
Obecnie ponad 50% lasów syberyjskich jest kontrolowanych jedynie za pomocą teledetekcji. W lasach borealnych północnej Syberii system przeciwpożarowy nie jest faktycznie wykorzystywany. Strefa ta jest przeważnie niezamieszka. Monitoring naziemny oraz obserwacje z powietrza są stosowane praktycznie głównie w europejskiej części Rosji oraz południowych obszarach Syberii i rosyjskiego Dalekiego Wschodu.

Syberię szczególnie cechują duże odległości i rozległe terytorium, na którym występuje zagrożenie pożarowe, a także niewielka populacja ludności i słabo rozwinięta infrastruktura. Budowa rosyjskiego systemu ochrony przeciwpożarowej lasów została zdeterminowana przez czynniki geograficzne. Dlatego w systemie istnieje wyraźne rozdzielenie obszaru podlegającego ochronie na strefy monitorowania oraz obszary stosowania sił i zasobów. Wyznaczenie obszarów, na których stosowane są środki ochrony przeciwpożarowej, określa taktykę, strategię i technologię gaszenia pożarów

oraz strukturę organizacyjną służb ochrony p.poż. Obecnie w Rosji istnieją 4 strefy monitorowania pożarów lasów (Andreev i Brukhanov 2011, Ponomarev i in. 2014):

1. Strefa monitoringu naziemnego (ok. 7% terytorium) to obszar, na którym wykrywanie pożarów lasów odbywa się metodami naziemnymi (patrolowanie, obserwacja z wyniosłości terenu, wykorzystanie wież obserwacyjnych i masztów telewizyjnych).
2. Strefa monitoringu lotniczego (ok. 42% lasów) obejmuje regularne patrolowanie za pomocą samolotów i śmigłowców.
3. Strefa monitoringu satelitarne na poziomie 1. (blisko 20% obszarów leśnych) obejmuje wykrywanie przez satelity i wybiórcze gaszenie pożarów lasów.
4. Strefa monitoringu satelitarne na poziomie 2. (ok. 31% obszarów leśnych) obejmuje wykrywanie przez satelity, jednak bez prowadzenia akcji gaśniczej, z wyjątkiem przypadków zagrożenia miejsc zamieszkania ludzi. Monitoring rejestruje obszary lasu dotknięte pożarami, ale nie są one uwzględniane w oficjalnych statystykach.

Strefy monitoringu satelitarne to głównie odległe i słabo zaludnione obszary lasów borealnych północnej Syberii. W tej strefie kryterium klasyfikacji pożaru jako dużego stanowi powierzchnia 2000 ha (Andreev i Brukhanov 2011). W takich warunkach znajdują zastosowanie dane o niskiej rozdzielczości przestrzennej (wynoszące 1000 m dla danych Terra/MODIS).



Rycina 1. Obszar badań i rozmieszczenie pożarów według bazy danych GIS monitoringu satelitarne w latach 2002–2018. Regiony leśne: (1) tajga Niziny Zachodniosyberyjskiej; (2) tajga obszaru wiecznej zmarzliny Syberii Środkowej; (3) region rzeki Angary; (4) lasostep Altaju-Sajanu; (5) lasotundra i tundra wschodniosyberyjska; (6) leśny region górski i wiecznej zmarzliny Zabajkala; (7) bajkalski las górski

Wszystkie informacje o pożarach z obserwacji naziemnej, powietrznej lub satelitarnej są gromadzone w bazie danych systemu informacyjnego („ISDM-Rosleshoz”) Federalnej Agencji Leśnej. System został uruchomiony w 2005 r. Dostarcza on informacji Federalnej Agencji Lotniczej Ochrony Lasów („Avialesoohrana”) (Puszkino, obwód moskiewski, <http://www.aviales.ru/>, dostępny pod adresem: http://public.aviales.ru/main_pages/public.shtml). Alternatywny system stanowi portal EMERCOM („Kaskad”) Monitoringu Sytuacji Nadzwyczajnych. Jest on wspierany od 2009 r. przez departament regionalny w Krasnojarsku (dostępny w wersji ograniczonej na stronie: <http://space.akadem.ru/int/>).

3. TECHNIKA WYKRYWANIA POŻARÓW

Dane z satelitarnego monitoringu pożarów są dostępne dla ostatnich 24 lat. Pierwsze centrum monitoringu zostało utworzone w latach 1994/95 w Krasnojarsku w Instytucie Lasu im. Sukaczewa Syberyjskiej Filii Rosyjskiej Akademii Nauk. Od tego czasu dostępne są alternatywne informacje na temat statystyk pożarów w azjatyckiej części Rosji. Obecnie wiele ośrodków odbioru satelitarnego umożliwia gromadzenie zdjęć satelitarnych i danych dotyczących pożarów na całym terytorium Rosji. Informacje dla Federalnej Agencji Leśnej są gromadzone w Puszkino (obwód moskiewski), Nowosybirsku, Krasnojarsku i Chabarowsku (Bartalev i in. 2012), natomiast ośrodki w Wołogdzie, Krasnojarsku i Władywostoku są od 2000 r. wykorzystywane przez rosyjskie Ministerstwo Sytuacji Nadzwyczajnych (Kudrin i Resnikov 2006).

W 2017 r. między Instytutem Lasu im. Sukaczewa (Krasnojarsk, Rosja) a Globalnym Centrum Monitorowania Pożarów (GFMC – *Global Fire Monitoring Center*) podpisano umowę mającą na celu utworzenie partnerstwa i udział Instytutu jako partnera stowarzyszonego w Globalnej Sieci Pożarów Obszarów Naturalnych (*Global Wildland Fire Network*). W bieżącej perspektywie Regionalne Eurazjatyckie Centrum Monitorowania Pożarów w Krasnojarsku będzie ściśle współpracować z mongolskim Centrum Wsparcia Przeciwożarowego dla Regionu Środkowej Azji (Ułan Bator), wspierając kraje Azji Środkowej i Regionu Eurazji w pozyskiwaniu, archiwizacji i interpretacji danych satelitarnych w czasie niemal rzeczywistym oraz danych historycznych i informacji dotyczących pożarów na obszarach naturalnych. Tak więc na obecnym etapie i w najbliższej przyszłości dane dotyczące pożarów na Syberii znacząco uzupełniają światowy system monitorowania pożarów, co pozwala nam na zajęcie się problemem pożarów lasów w strefie Eurazji Środkowo-Wschodniej na poziomie regionalnym i w szerszej skali.

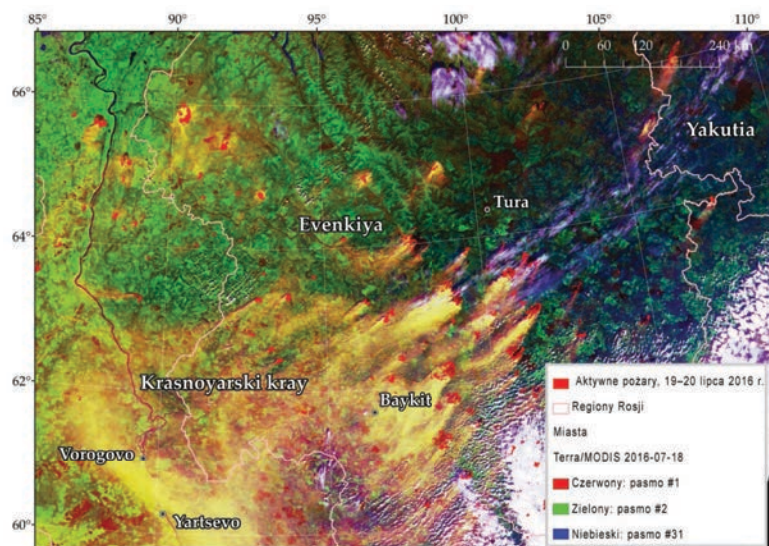
Wykorzystaliśmy dane z monitoringu satelitarnego pozyskane przez Instytut Lasu im. Sukaczewa / Federalne Centrum Badawcze (Krasnojarsk, Rosja) razem z departamentem Rosyjskiego Komitetu ds. Sytuacji Nadzwyczajnych. Jednostka ta prowadzi monitoring satelitarny w regionach syberyjskich oraz bazę danych

o pożarach lasów na podstawie zobrazowań o rozdzielczości przestrzennej 1000 m (ryc. 2). Wstępne dane uzyskuje się z przetworzonych wielospektralnych zobrazowań satelitarnych z NOAA/AVHRR i Terra/Aqua/MODIS. Baza danych zawiera ponad 5×10^6 rekordów dla 24-letniego okresu obserwacji.

Dostępne przestrzenne bazy danych zawierają szereg parametrów pożaru, takich jak obszar anomalii termicznych (aktywne strefy ognia co 4–6 godzin), całkowita powierzchnia pożaru (poligonu) obliczona z wykorzystaniem procedur systemów informacji geograficznej (GIS), dokładne współrzędne (dane dla środka poligonu), oszacowanie intensywności pożaru (pod względem mocy radiacyjnej ognia – FRP – *Fire Radiative Power*) (Kaufman i in. 1996, Kumar i in. 2011) oraz całkowity czas spalania (czas pierwszej i ostatniej rejestracji anomalii termicznej).

WYKRYWANIE AKTYWNEGO POŻARU

Całe archiwum zawiera dane satelitarne dotyczące pożarów uzyskanych z NOAA/AVHRR (1996–2003), NOAA i Terra (2003–2006) oraz Terra, Aqua/MODIS (2007–2018). Kontekstowa detekcja pożaru lasu polega na analizie wartości refleksyjności i temperatury w zakresie spektralnym bliskiej podczerwieni (0,8–0,9 μm), średniej podczerwieni (3,5–4,0 μm) i długofalowej podczerwieni (11–12 μm). Używane są również standardowe produkty MODIS L2G i L3 (https://lpdaac.usgs.gov/dataset_discovery/modis) (Wan i in. 2015, Giglio 2016).



Rycina 2. Zobrazowania satelitarne (Terra/MODIS) pokazujące aktywne pożary w Syberii Środkowej (rejon ewenkijski) w dniu 18 lipca 2016 r. Emisje dymu z pożarów przedstawiono w kolorze żółtym, wykryte pożary – w czerwonym

Wykrywane codziennie „gorące punkty” (*hot spots*; piksele z anomalią termiczną) są przechowywane w warstwie GIS. Technologia umożliwia przechowywanie 50–200 rekordów dla każdego pożaru. Wszystkie dane atrybutywne w każdym „gorącym punkcie” (dane, czas, powierzchnia, powierzchnia subpiksela, lokalizacja, współrzędne) są również gromadzone w bazie danych.

Moc radiacyjna ognia jest obliczana przy użyciu produktu MOD14/MYD14 (<https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/>) z danych radiometru Terra/Aqua/MODIS. Procedurę mocy radiacyjnej ognia (FPR – *Fire Radiative Power*) stosujemy do oceny kategorii pożaru pod względem intensywności spalania (Wooster i in. 2005, Kumar i in. 2011). Natężenie pożaru jest ujednocinane do aktywnego obszaru w pikselu obrazu (Ichoku i Kaufman 2005). Wartości progowe, oddzielające kategorie intensywności pożaru, są określane na podstawie statystycznych parametrów mocy radiacyjnej, obliczonych dla wszystkich pikseli pożaru. Kwantyle intensywności przypisano w stosunku do odchylenia standardowego (σ) od średniej. Na przykład, I kwantyl intensywności obejmuje strefy spalania z $FRP < FRP_{\text{średnia}} - \sigma$; kryterium dla kwantyla II jest następujące: $FRP_{\text{średnia}} - \sigma < FRP < FRP_{\text{średnia}} + \sigma$; a dla kwantyla III: $FRP > FRP_{\text{średnia}} + \sigma$. Technika ta pozwala na identyfikację pod względem spalania każdego poligonu pożaru o niskiej, średniej i wysokiej intensywności.

AGREGACJA POWIERZCHNI POŻARU W GIS

Aktywne piksele pożaru wykryte w serii obrazów satelitarnych są poddawane ponownym obliczeniom i na podstawie progów przestrzennych i czasowych łączone w poligony pożaru. Zagregowany poligon jest przechowywany w powstałej warstwie poligonowej w GIS. Wykorzystywane są następujące statystycznie oceniane progi przestrzenne i czasowe: próg przestrzenny wynosi 1000 m, a czasowy 24 godziny dla pożarów wiosennych i jesiennych (okresy od 1 marca do 31 maja oraz od 1 września do 30 listopada); próg przestrzenny wynosi 3000 m, a próg czasowy 120–144 godziny dla pożarów w okresie letnim (od 1 czerwca do 31 sierpnia).

Dla każdego pożaru w utworzonym pliku warstwy GIS ponownie oblicza się kilka atrybutów: współrzędne środka poligonu, pierwszą i ostatnią datę rejestracji pożaru, powierzchnię poligonu, moc radiacyjną ognia (FRP).

KALIBRACJA POWIERZCHNI DOTKNIĘTEJ POŻAREM

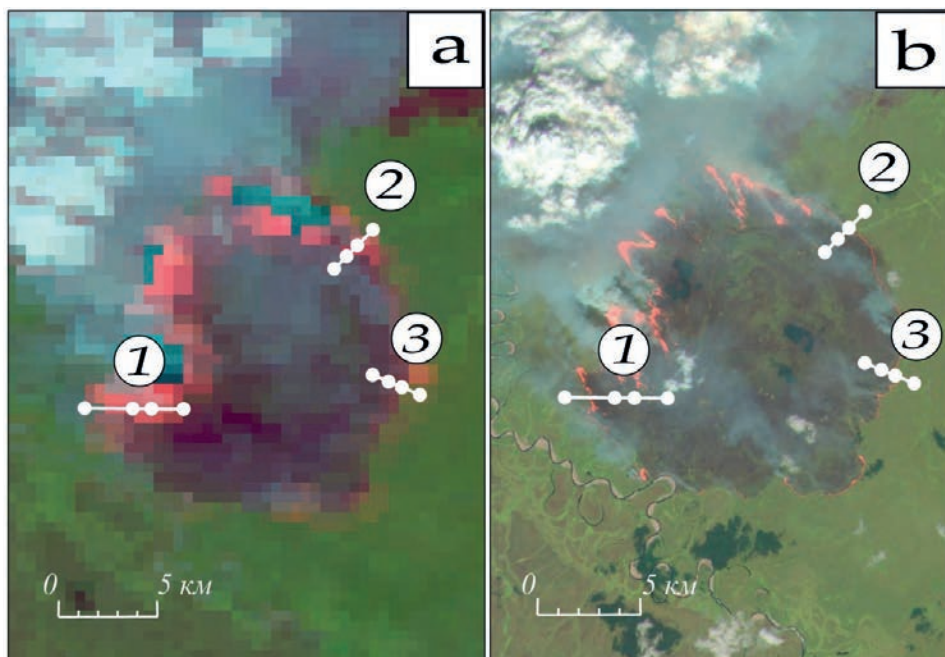
Procedura kalibracji powierzchni jest stosowana do każdego rekordu w pożarowej bazie danych w celu poprawy dokładności oszacowania obszaru dotkniętego przez ogień. Współczynniki kalibracji uzyskano na podstawie porównania danych

MODIS – Landsat/Sentinel (ryc. 3). Użyliśmy zobrażeń uzyskanych po pożarze przez Landsat 7 i Landsat 8, dane Sentinel-2 jako dane wstępne do kalibracji powierzchni dotkniętej przez ogień. Podczas przetwarzania danych wytyczono kontury pożaru w warstwie poligonowej w GIS i ponownie obliczono powierzchnię pożaru dla każdego obszaru ze śladami pożaru. Wyzaczyliśmy 4 kategorie wielkości obszarów, a dla każdego z nich uzyskaliśmy równanie regresji, opisujące zależność między oszacowaniami powierzchni pożaru z danych 1-kilometrowych (MODIS) a dokładnymi danymi o wysokiej (10–30 m) rozdzielczości przestrzennej (Landsat/Sentinel-2).

Obecnie stosowane są następujące współczynniki korekcji powierzchni:

- dla pożarów do 200 ha (stopień 1) – 0,30;
- dla pożarów od 201 do 2000 ha (stopień 2) – 0,41;
- dla pożarów od 2001 do 50 000 ha (stopień 3) – 0,77;
- dla pożarów o wielkości pow. 50 000 ha (stopień 4) – korekta nie jest wykonywana (współczynnik korekcji = 1).

Dodatkowo wykonywana jest również korekcja geometryczna poligonu pożaru z wykorzystaniem procedury GIS.



Rycina 3. Aktywne pożary na obrazach Terra/MODIS (a) i Sentinel-2 (b). Profile 1–3 ilustrują niepewności w ocenie kształtu pożaru przy użyciu danych o niskiej rozdzielczości

Główne zagadnienia związane z analizą danych dotyczących pożarów są następujące:

- czasowo-przestrzenna charakterystyka częstotliwości pożaru (pogoda sprzyjająca pożarom, warunki cieplne i wilgotnościowe, naturalne zagrożenie pożarowe);
- oszacowanie charakterystyki energetycznej pożaru, intensywności spalania, pożaru koron;
- instrumentalna ocena bezpośrednich emisji węgla w trakcie pożaru w oparciu o dane satelitarne w czasie rzeczywistym;
- monitorowanie i prognozowanie skutków pożaru (anomalie termiczne, wpływ na warstwę sezonowego rozmrażania, śmiertelność i odradzanie się lasu, stabilność ekosystemu).

Planuje się, że dalszy rozwój satelitarnego systemu monitorowania pożarów w Rosji i dużych obszarów leśnych w Syberii Środkowej i Wschodniej będzie opierał się na platformie VIIRS – *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* (rozdzielczość przestrzenna obrazów VIIRS wynosi do 375 m) i informacjach satelitów S-NPP – *Suomi National Polar-orbiting Partnership*. Wymagana jest bardzo duża liczba zobrazowań satelitarnych i obecnie jest wykorzystywana w codziennym monitorowaniu i analizie pożarów do weryfikacji leśnych zaburzeń oraz badania stanu i dynamiki drzewostanów po pożarze. Wykorzystywane dane pochodzą z satelitów nowej generacji (Landsat 8/OLI lub Sentinel-2), jak również z rosyjskiego segmentu informacji satelitarnej (satelity Resurs-P, Kanopus).

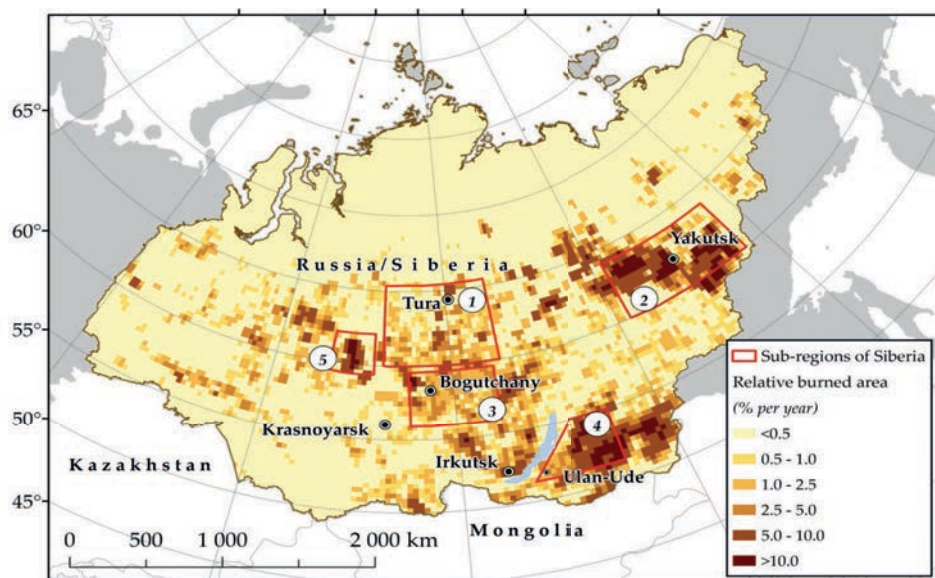
4. WYNIKI I DYSKUSJA

ANALIZA GEOPRZESTRZENNA ROZMIESZCZENIA POŻARÓW

Pożary w Syberii Środkowej i Wschodniej można podzielić na trzy kategorie: pożary o powierzchni do 1000 ha, pożary wielkoobszarowe lub ekstremalne (od 1000 ha do 50 000 ha) oraz pożary „krótkotrwałe”, do których zaliczane są głównie pożary stepowe lub wypalanie rolnicze. Statystycznie 30–70% całkowitej powierzchni to pożary wielkoobszarowe, stanowiące rocznie 3–5% ogólnej liczby pożarów. Statystyka dotycząca pożarów wielkoobszarowych pozwala na określenie corocznego wzrostu liczby zdarzeń na coraz bardziej rozległych obszarach. W ciągu ostatnich kilku dekad masowe pożary ekstremalne występowały w różnych rejonach Syberii co 3–5 lat. Corocznie do 90% całej spalanej powierzchni jest wynikiem pożarów wielkoobszarowych. Stanowią one jedynie 5% całkowitej rocznej liczby pożarów. W tym czasie około 45% całkowitej liczby to pożary w przedziale od 100 do 200 ha, a do 50% to pożary o powierzchni poniżej 1000 ha (Ponomarev i in. 2014).

Wszystkie przypadki ekstremalnych pożarów są zazwyczaj rozłożone przestrzennie w różnych rejonach Syberii (ryc. 4). Niektóre terytoria są monitorowane jedynie satelitarnie. W innych przypadkach monitoring satelitarny pozwala na dodatkową codzienną (lub co 6 godzin) aktualizację informacji dla każdego zdarzenia pożarowego. Dane te są aktualne dla terytoriów, na których są prowadzone również obserwacje naziemne lub lotnicze.

Pożary lasów syberyjskich są wysoko skorelowane z anomaliami meteorologicznymi w ostatnich 20 latach, takimi jak skrajne temperatury, opady i wskaźnik termiczno-wilgotnościowy. Długookresowe dane meteorologiczne dla Syberii pozwoliły na odnotowanie regularnego zmniejszenia opadów w ciągu sezonu. Okresowo obserwuje się poziom opadów na poziomie 65–70% średniego poziomu optymalnego. Tak więc malejący wskaźnik termiczno-wilgotnościowy wskazuje na proces zmiany rozkładu opadów w okresach zagrożenia pożarowego w różnych rejonach Syberii. Było to dobrze widoczne w ostatnich dwóch dekadach, kiedy regularnie kształtowały się warunki pogodowe sprzyjające masowemu występowaniu pożarów i ekstremalnego ognia w różnych częściach Syberii. Ilustruje to względna powierzchnia pożarów na rycinie 4.



Rycina 4. Wskaźnik występowania pożarów (% powierzchni rocznie) w klastrach regularnej sieci (30 x 20', powierzchnia klastra ok. 100 tys. ha). Dane z monitoringu satelitarnego za lata 1996–2016. Wybrane rejony: 1 – Ewenkia, tajga obszaru wiecznej zmarzliny Syberii Środkowej, 2 – środkowa Jakucja, wschodniosyberyjska tajga obszaru wiecznej zmarzliny, 3 – środkowa Angara, region leśny Angary, 4 – Zabajkale, góry i wieczna zmarzlina, 5 – tajga Wyżyny Środkowsyberyjskiej

Dla Syberii przeprowadzono modelowanie czterech scenariuszy zagrożenia pożarowego (Ponomarev i in. 2018), wykorzystując wstępne przetwarzanie długookresowych danych meteorologicznych i dane dotyczące aktualnych pożarów: sezon niskiego zagrożenia pożarowego, sezony umiarkowanego zagrożenia pożarowego (z maksimum pożarów na wiosnę i w środku lata) i ekstremalny sezon pożarowy. Prawdopodobieństwo wystąpienia scenariusza ekstremalnego oszacowano na $18 \pm 5\%$, a okres nawrotu ekstremalnych warunków pogodowych oceniono na 5–11 lat. W związku z tym wszystkie służby, gminy i samorządy lokalne powinny być przygotowane na okresowe wystąpienie ekstremalnego poziomu zagrożenia pożarowego (do 14,5% powierzchni zalesionej w sezonie). Częstotliwość tego scenariusza może wzrosnąć w warunkach prognozowanego przyszłego klimatu na Syberii.

Uzyskany za pomocą technik satelitarnych wskaźnik FRP pozwolił na oszacowanie energii aktywnego spalania i scharakteryzowanie intensywności pożarów w obecnych warunkach pogodowych. Wysoką intensywność spalania szacuje się w przypadku $5,5 \pm 1,2\%$ całkowitej liczby pożarów rocznie. Obecnie oceniamy, że obszary leśne uszkodzone przez pożary o wysokiej energii/intensywności stanowią 8,5% zdarzeń rocznie i do 15% podczas sezonów pożarowych w ekstremalnych warunkach pogodowych (Ponomarev i in. 2017).

BEZPOŚREDNIE SZACUNKI EMISJI CO₂ W WYNIKU POŻARÓW

Metoda klasyfikacji energii pożaru została zaproponowana na podstawie zdalnych danych o mocy radiacyjnej ognia (FRP) z aktywnych pożarów. Wprowadzono ją w celu klasyfikowania pożarów lasów na Syberii pod względem ich intensywności i bezpośrednich emisji węgla (Ponomarev i in. 2018, Panov i in. 2018). Jest to nowy rodzaj danych atrybutywnych, które mogą być wykorzystane w monitorowaniu skutków pożarów w czasie rzeczywistym.

Przykładowo ustalono instrumentalnie, że obszary o niskiej intensywności pożaru pokrywały $47 \pm 13\%$ całkowitej powierzchni dotkniętej ogniem, pożary o umiarkowanej intensywności zajmowały $42 \pm 10\%$, a udział pożarów o wysokiej intensywności wynosił $10 \pm 6\%$. Udział w emisjach węgla pożarów o niskiej, umiarkowanej i wysokiej intensywności wynosił odpowiednio 33–37%, 47–49% i 14–17% (Ponomarev i in. 2018).

Uwzględnienie różnic parametrów dla obszarów dotkniętych ogniem pozwoliło na oszacowanie masy spalonych paliw z większą dokładnością, a następnie ocenę dokładnych bezpośrednich emisji na skutek pożarów. Wynik jest o 14–21% niższy niż kalkulacje z wykorzystaniem standardowego podejścia do pożarów lasów w warunkach syberyjskich. Zastosowane podejście wykazało niższe wartości spalanej masy paliw leśnych w 93% przypadków, w porównaniu z obliczeniami z zastosowaniem standardowej procedury (bez uwzględnienia intensywności pożarów).

To samo dotyczy szacunków bezpośrednich emisji, które bezpośrednio zależą od dokładności oszacowania ilości spalonego paliwa.

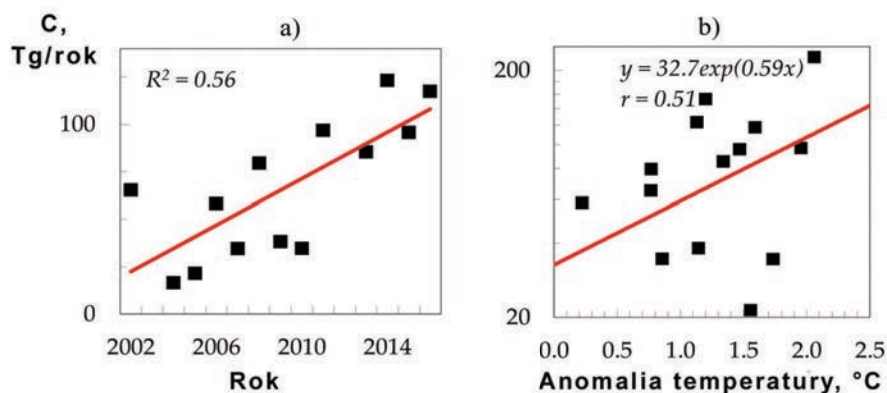
Obliczona emisja bezpośrednia węgla na Syberii wynosi 83 ± 21 Tg C rocznie (Ponomarev i in. 2018). Emisje wahały się od najniższych wartości 20–40 Tg C/rok (w latach 2004, 2005, 2007, 2009 i 2010) do 227 Tg C/rok w skrajnym sezonie pożarowym w 2012 r. (ryc. 5). Jest to znacznie mniej niż obecne ekstremalne prognozy dla pożarów lasów syberyjskich (> 500 Tg C/rok) (Soja i in. 2004) i emisji dwutlenku węgla w Kanadzie (> 300 Tg C/rok) (Amiro i in. 2009).

Udział pożarów o niskiej, średniej i wysokiej intensywności w całkowitych wielkościach emisji dwutlenku węgla oszacowano odpowiednio na 33–37%, 47–49% i 14–17%. Odpowiednie konkretne wartości emisji wynosiły 8,7, 12,0 i 15,4 t C/ha. Na zróżnicowanie powierzchni pożarów, charakterystykę spalania, paliwa dostępne przed pożarem i inne parametry silny wpływ mają warunki pogodowe i poziom zagrożenia pożarowego. To sprawiło, że wykorzystaliśmy uśrednione szacunki dla dwóch prawdopodobnych scenariuszy dla sezonów pożarowych. Emisje pożaru dla typowych („standardowych”) i ekstremalnych scenariuszy można prognozować łącznie dla drzewostanów dominujących w różnych częściach Syberii (tab. 1).

Tabela 1. Niższe (dla „standardowych” sezonów pożarowych) i wyższe (dla sezonu ekstremalnego) szacunki bezpośrednich emisji węgla na skutek pożarów dla drzewostanów według gatunków dominujących

Drzewostan	Pow. poż., mln ha rocznie	Sezon „standardowy”		Sezon ekstremalny		% emisji (min–max)
		Tg C/rok	t C/ha	Tg C/rok	t C/ha	
Modrzew	2,765	42,9	15,5	52,0	18,8	51,6–62,4
Sosna	0,656	11,0	16,7	11,8	18,0	13,2–14,2
Cieniożnośne gatunki iglaste	0,153	1,9	20,4	3,1	20,4	2,3–3,7
Liściaste/mie- szane	0,275	3,8	13,7	4,7	17,24	4,5–5,7

Według optymistycznego scenariusza RCP2.6 (IPCC 2014), pod koniec obecnego stulecia średnia temperatura powietrza na Syberii wzrośnie o 0,3–1,7°C. Jeśli zostanie zastosowany „twardy” scenariusz (RCP8.5), temperatura może wzrosnąć o 2,6–4,8°C. Biorąc pod uwagę zaobserwowane trendy (ryc. 5), pożary na Syberii mogą powodować pod koniec XXI w. emisję od 220–700 Tg C/rok do 2300 Tg C/rok w przypadku wystąpienia „twardego” scenariusza (Ponomarev i in. 2018).



Rycina 5. Zmienność bezpośrednich emisji węgla na skutek syberyjskich pożarów w latach 2002–2016: a) trend oparty na szeregu wieloletnim ($p < 0,05$); b) w związku z anomaliami temperatury powietrza dla Syberii

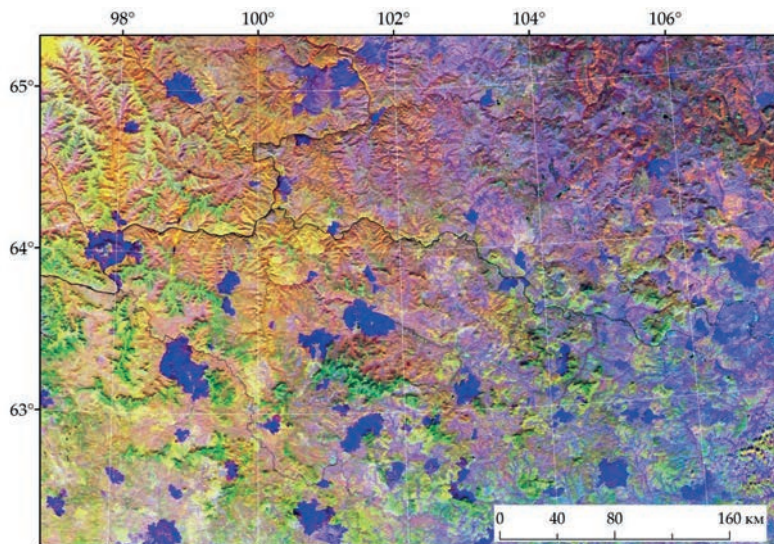
Stąd wdrożono procedurę przetwarzania danych satelitarnych w czasie niemal rzeczywistym, dostarczając danych dotyczących charakterystyki spalania, intensywności, szacunków zmienności paliwa i oceny bezpośredniej emisji dwutlenku węgla, przy uwzględnieniu dynamiki faz spalania.

SKUTKI POŻARÓW

Najbardziej znaczące zmiany po pożarze obserwuje się w strefie wiecznej zmarzliny, z modrzewiem (*Larix* spp.) dominującym na 50–70% obszaru. Poza procesami klimatycznymi tempo negatywnych procesów w ekosystemach strefy wiecznej zmarzliny może być zwiększone przez pożary. W szczególności w wielu badaniach omówiono aktualne problemy, takie jak zmiany w rozmieszczeniu i degradacji sezonowo rozmrażanych warstw gleb w obszarze wiecznej zmarzliny, zmienność temperatury i reżimów wodnych oraz inne zmiany spowodowane zaburzeniami pokrywy roślinnej (Anisimova i Sherstyukov 2016, Brown i in. 2016, Bezkorovaynaya i in. 2017). Spowodowane pożarami zmiany równowagi termicznej mogą powodować zaburzenia „warstwy przejściowej”, która chroni górne poziomy warstwy wiecznej zmarzliny (Desyatkin i Desyatkin 2017).

W obecnych warunkach klimatycznych i obecnych reżimach pożarowych badanie wpływu pożarów na stan, funkcje i dynamikę ekosystemów borealnych wymaga zastosowania obiektywnych metod kontroli, długookresowego monitorowania oraz precyzyjnego powiązania danych przestrzennych i czasowych na rozległym terytorium, co może być zapewnione tylko przez urządzenia monitoringu satelitarnego.

Do takich badań bardzo przydatne są wielospektralne dane Terra/Aqua i zobrazowania retrospektywne, ponieważ umożliwiają ocenę zmian zarówno w „roślinnych” kanałach widma, jak i w zakresie termicznym. Parametry obszarów dotkniętych pożarami można określić, analizując cechy spektralne w zakresie $\lambda_1 = 0,620\text{--}0,670\ \mu\text{m}$, $\lambda_2 = 0,841\text{--}0,876\ \mu\text{m}$ oraz w paśmie termicznym $\lambda_3 = 10,780\text{--}11,280\ \mu\text{m}$ (ryc. 6).

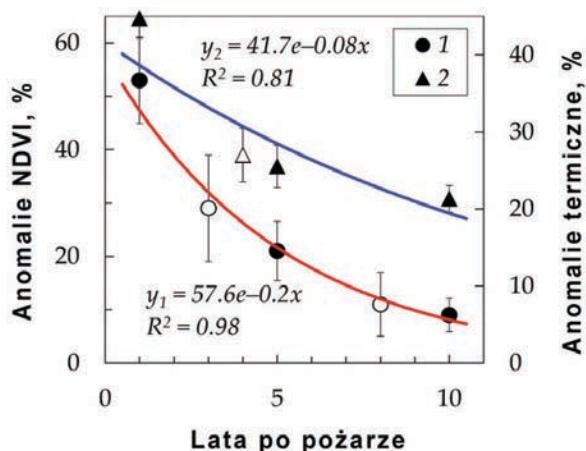


Rycina 6. Zaburzenia pokrywy roślinnej po pożarze. Syberia Środkowa, obraz Terra/MODIS w pasmach # 1, 2 i 31 (pasmo termiczne)

Porównanie charakterystyk spektralnych obszarów zaburzonych i niezaburzonych pozwala ocenić stopień oddziaływania ognia i dynamikę sukcesji po pożarze. Procedura ta opiera się na skalibrowanych wartościach albedo powierzchni (%), niezmiennym wskaźniku wegetacji (znormalizowany różnicowy wskaźnik wegetacji, NDVI) i temperaturze ($^{\circ}\text{C}$). Na obszarach po roku od pożaru wartość NDVI wynosi zazwyczaj $50 \pm 8\%$ wartości kontrolnych dla powierzchni niedotkniętych ogniem. Pięć lat po wystąpieniu pożaru odchylenie anomalii NDVI było 2 razy niższe i osiągnęło $21 \pm 7\%$ wartości kontrolnych. Pożarzyska 10-letnie nie różnią się znacząco pod względem wartości NDVI od powierzchni kontrolnych (ryc. 7), co spowodowane jest dynamicznym odradzaniem się pokrywy roślinnej. Średnie odchylenie od wartości kontrolnych nie przekraczało 9% przy znacznej dyspersji $\sigma = 5\%$. Zatem anomalie w pasmach „roślinnych” zanikają w ciągu kolejnych 5–7 lat po pożarze. Jednak proces odnawiania drzewostanów trwa znacznie dłużej, do 50 lat. Wpływ na to mają warunki naturalne, typ lasu i siła oddziaływania pożaru.

Jednocześnie maksima anomalii termicznych pozostają znaczące przez dłużej niż 10–15 lat (zob. poligony w kolorze niebieskim na ryc. 6). Na przykład dla lasu

modrzewiowego dotkniętego pożarem w Syberii Środkowej jest ona niezmienną w zakresie $7,0 \pm 1,5^{\circ}\text{C}$ w środku lata. Ogólnie rzecz biorąc, zanikanie anomalii termicznych jest 2,5 razy niższe niż tempo przywracania NDVI; współczynniki funkcji wykładniczej wynoszą odpowiednio $-0,08$ i $-0,2$ (ryc. 7).



Rycina 7. Dynamika względnych anomalii NDVI (1) i temperatury (2) na powierzchniach dotkniętych pożarem podczas 10-letniego okresu regeneracji pokrywy roślinnej na podstawie danych satelitarnych

Wskutek anomalii termicznych na znacznych obszarach głębokość rozmarzania jest o 10–20% wyższa niż średnia wartość normalna, co wykazano podczas modelowania numerycznego na podstawie rozwiązania zagadnienia Stefana dla głębokości sezonowej warstwy rozmarzania (Ponomarev i Ponomareva 2018). W przypadku stabilnego wyżu obserwuje się nadmierne ogrzewanie powierzchni. W takich warunkach głębokość sezonowo rozmarzającej warstwy wiecznej zmarzliny może w trakcie sezonu znacznie się różnić (Ponomarev i Ponomareva 2018, Knorre i in. 2019).

Oddziaływanie pożarów jest głównym czynnikiem silnie wpływającym na stan ekosystemów borealnych. Rozległe zaburzenia pokrywy roślinnej po pożarach w północnych rejonach Syberii (obecnie do 25% całkowitej powierzchni zalesionej) istotnie oddziałują na reżim termiczny warstwy granicznej „pokrycie gruntu” – „gleba” – „warstwa wiecznej zmarzliny”. Dla przewidywania reakcji ekosystemów borealnych na oddziaływanie pożarów, charakteryzujących się obecnie tendencją wzrostową, ważne są bardziej szczegółowe badania tych efektów.

5. WNIOSEK

Monitoring satelitarny stanowi zatem bardzo ważny kierunek w systemie ochrony przeciwpożarowej w Rosji. W większości lasów syberyjskich teledetekcja jest

jedynym sposobem uzyskania danych o aktywnych pożarach i uszkodzonych obszarach leśnych. Dostępne długookresowe dane o pożarach pozwalają na przeprowadzenie w bliskiej przyszłości prognozy reżimów pożarowych w regionie i ocenę stanu ekosystemów borealnych po wystąpieniu ognia. Chociaż potrzebna jest poprawa metod i technologii rejestrowania pożarów i ich parametrów.

6. PODZIĘKOWANIA

Badania zostały przeprowadzone w Instytucie Lasu im. Sukaczewa (temat nr 0356-2019-0009) i wsparte przez Rosyjską Fundację Badań Podstawowych oraz Rząd Kraju Krasnojarskiego (temat nr 18-41-242003). Badanie przeprowadzono w ramach współpracy z Globalnym Centrum Monitorowania Pożarów (Fryburg, Niemcy).

Summary

Evgenii Ponomarev

Sukachev Institute of Forest of Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Federal Research Center «Krasnoyarsk Science Center SB RAS»;
Siberian Federal University, Russian Federation
evg@ksc.krasn.ru

Remote sensing in monitoring wildfires in Siberia: technology, results and implementation

An estimate of 70–90% of annual wildfires in Russia occurs in Siberia. The level of forests burning in the region has increased due to climate, anthropogenic, and technogenic changes. Annually, 1.5–3 million ha of affected forest areas are accompanied by a high percentage of forest mortality, with severe fires replacing tree stands in remote parts of Central and Eastern Siberia.

Today, more than 50% of Russia (the most part of Siberian boreal forests) are situated in zones exposed to remote satellite monitoring. Since 1995 the monitoring is performed by the V.N. Sukachev Institute of Forest/Federal Research Center of SB RAS (Krasnoyarsk, Russia), in association with the department of Russian Emergency Committee. Currently the wildfire database contains more than 2 million records for the 22 years of observation. Also the Information System of Remote Monitoring of Forest Fires of the Federal Forestry Agency has been operating since 2005.

Satellite imagery is used in daily monitoring and wildfire analysis, including verification of forest disturbances and analysis of the condition and post-fire dynamics of tree stands. The data comes from Terra/MODIS, Landsat-8/OLI, Sentinel-2.

Current report will provide with experience in remote satellite monitoring of wildfires as well as methods and results. The main topics of discussion will be: 1) technology of wildfire detecting, data validation and attributing with information; 2) methodology of spatial analyses of wildfire data in GIS; 3) wildfire classification in terms of energy characteristics and burning intensity estimated using remote sensing; 4) estimations of direct fire emission and current forecasts; and 5) post-fire effect and fire impact on forest ecosystems of Central Siberia.

The research was conducted in V.N. Sukachev Institute of Forest (theme 0356-2016-0707/0356-2017-0739), and was supported by Russian Foundation for Basic Research and Government of the Krasnoyarsk krai (theme 18-41-242003), as well as in the framework of cooperation with the Global Fire Monitoring Center (Freiburg, Germany).

LITERATURA

Amiro B., Cantin A., Flannigan M., de Groot W. 2009. Future emissions from Canadian boreal forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 1139.

- Andreev Y.A., Brukhanov A.V. 2011. Preventing, monitoring and fighting of forest fires. Krasnoyarsk: 1–272, (in Russian).
- Anisimov O.A., Sherstiukov A.B. 2016. Evaluating the effect of environmental factors on permafrost in Russia. *Earth's Cryosphere*, 20(2): 90–99, (in Russian).
- Bartalev S.A., Stytsenko F.V., Egorov V.A., Loupian E.A. 2015. Satellite-Based Assessment of Russian Forest Fire Mortality. *Lesovedenie (Forestry)*, 2: 83–94, (in Russian).
- Bartalev S.A., Yegorov V.A., Yefremov V.Y., Loupian E.A., Stytsenko D.V., Flitman E.V. 2012. Integrated burnt area assessment based on combine use of multi-resolution Modis and Landsat-TM/ETM+ satellite data. *Modern Problems of Remote Sensing*, 9(2): 9–26, (in Russian).
- Bezkorovaynaya I.N., Borisova I.V., Klimchenko A.V., Shabalina O.M., Zakharchenko, L.P., Il'in A.A., Beskrovny A.K. 2017. Influence of the pyrogenic factor on the biological activity of the soil under permafrost conditions (Central Evenkia). *Vestnik KrasGAU*, 9: 181–189, (in Russian).
- Brown D.R.N., Jorgenson M.T., Douglas T.A., Romanovsky V.E., Kielland K., Hiemstra C., Euskirchen E.S., Ruess R.W. 2015. Interactive effects of wildfire and climate on permafrost degradation in Alaskan lowland forests. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120: 1619–1637.
- de Groot W.J., Cantin A.S., Flannigan M.D., Soja A.J., Gowman L.M., Newbery A. 2013. A comparison of Canadian and Russian boreal forest fire regimes. *Forest Ecology and Management*, 294: 23–34. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.07.033
- Desyatkin R.V., Desyatkin A.R. 2017. Temperature regime of solonchic meadow-chernozemic permafrost-affected soil in a long-term cycle. *Eurasian Soil Science*, 50: 1301–1310. DOI: 10.1134/S1064229317090022
- Giglio L., Schroeder W., Justice C.O. 2016. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. *Remote Sensing of Environment*, 178: 31–41.
- Ichoku C., Kaufman Y.J. 2005. A method to derive smoke emission rates from MODIS fire radiative energy measurements. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43: 2636–2649.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Summaries, Frequently Asked Questions, and Cross-Chapter Boxes. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* C.B. Field, V. Barros, D.J. Dokken i in. (red.) World Meteorological Organization, Geneva: 1–190.
- Kaufman Y., Remer L., Ottmar R., Ward D., Rong-R L., Kleidman R., Fraser R., Flynn L., McDougal D., Shelton G. 1996. Relationship between remotely sensed fire intensity and rate of emission of smoke: SCAR-C experiment. [W:] J. Levine (red.): *Global biomass burning*. MA. MIT Press: 685–696.

- Kharuk V.I., Dvinskaya M.L., Ranson K.J. 2005. Spatio-temporal dynamics of fires in the larch forests of the northern taiga of Central Siberia. *Russian Journal of Ecology*, 5: 1–10, (in Russian).
- Knorre A.A., Kirilyanov A.V., Prokushkin A.S., Krusic P.J., Buntgen U. 2019. Tree ring-based reconstruction of the long-term influence of wildfires on permafrost active layer dynamics in Central Siberia. *Science of the Total Environment*, 652: 314–319. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.124
- Krylov A., McCarty J.L., Potapov P., Loboda T., Tyukavina A., Turubanova S., Hansen M.C. 2014. Remote sensing estimates of stand-replacement fires in Russia, 2002–2011. *Environmental Research Letters*, 9(105007): 1–8. DOI: 10.1088/1748-9326/9/10/105007
- Kudrin A.Y., Resnikov V.M. 2006. The system of air and satellite monitoring of wildfire situation. *Civil Security Technology*, 4(10): 56–62, (in Russian).
- Kumar S.S., Roy D.P., Boschetti L., Kremens R. 2011. Exploiting the power law distribution properties of satellite fire radiative power retrievals: A method to estimate fire radiative energy and biomass burned from sparse satellite observations. *Journal of Geophysical Research*, 116: D19303. DOI: 10.1029/2011JD015676
- Onuchin A.A. 2015. The reasons for conceptual contradictions in evaluating hydrological role of boreal forests. *Siberian Journal of Forest Science*, 2: 41–54. DOI: 10.15372/SJFS20150204, (in Russian).
- Panov A.V., Prokushkin A.S., Bryukhanov A.V., Korets M.A., Ponomarev E.I., Sidenko N.V., Zrazhevskaya G.K., Timokhina A.V. 2018. A Complex Approach for the Estimation of Carbonaceous Emissions from Wildfires in Siberia. *Russian Meteorology and Hydrology*, 43(5): 295–301. DOI: 10.3103/S1068373918050035
- Ponomarev E.I., Kharuk V.I. 2016. Wildfire Occurrence in Forests of the Altai–Sayan Region under Current Climate Changes. *Contemporary Problems of Ecology*, 9(2): 29–36. DOI: 10.1134/S199542551601011X
- Ponomarev E.I., Kharuk V.I., Ranson J.K. 2016. Wildfires Dynamics in Siberian Larch Forests. *Forests*, 7(125): 1–9. DOI: 10.3390/f7060125
- Ponomarev E.I., Shvetsov E.G., Usataya Y.O. 2018. Determination of the Energy Properties of Wildfires in Siberia by Remote Sensing. *Izvestiya, Atmospheric and Oceanic Physics*, 54(9): 979–985. DOI: 10.1134/S000143381809030X
- Ponomarev E.I., Ivanov V.A., Korshunov N.A. 2015. System of Wildfire Monitoring in Russia. [W:] D. Paton, J.F. Shroder (red.): *Wildfire Hazard, Risks and Disasters*. Elsevier: 187–205, ISBN: 978-0-12-410434-1. DOI: 10.1016/B978-0-12-410434-1.00010-5
- Ponomarev E.I., Ponomareva T.V. 2018. The Effect of Postfire Temperature Anomalies on Seasonal Soil Thawing in the Permafrost Zone of Central Siberia

- Evaluated Using Remote Data. *Contemporary Problems of Ecology*, 11(4): 420–427. DOI: 10.1134/S1995425518040066
- Ponomarev E.I., Shvetsov E.G., Kharuk V.I. 2018. The Intensity of Wildfires in Fire Emissions Estimates. *Russian Journal of Ecology*, 49(6): 492–499. DOI: 10.1134/S1067413618060097
- Ponomarev E.I., Skorobogatova A.S., Ponomareva T.V. 2018. Wildfire Occurrence in Siberia and Seasonal Variations in Heat and Moisture Supply. *Russian Meteorology and Hydrology*, 43(7): 456–463. DOI: 10.3103/S1068373918070051
- Scheffer M., Carpenter S.R., Lenton T.M., Bascompte J., Brock W., Dakos V., Van de Koppel J., Van de Leemput I.A., Levin S.A., Van Nes E.H., Pascual M. 2012. Anticipating critical transitions. *Science*, 338(6105): 344–348.
- Shvidenko A.Z., Shchepashchenko D.G., Vaganov E.A. i in. 2011. Impact of wildfires in Russia (1998–2010) on ecosystems and global carbon budget. *Doklady RAN (Reports of Russian Academy of Sciences)*, 441(4): 544–548.
- Soja A.J., Cofer W.R., Shugart H.H., Sukhinin A.I., Stackhouse Jr. P.W., McRae D.J., Conard S.G. 2004. Estimating fire emissions and disparities in boreal Siberia (1998–2002). *Journal of Geophysical Research*, 109: 1–22. DOI: 10.1029/2004JD004570
- Wan Z., Hook S., Hulley G. 2015. MOD11A1 MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity Daily L3 Global 1km SIN Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS LP DAAC. DOI: 10.5067/MODIS/MOD11A1.006
- Wooster M.J., Roberts G., Perry G.L.W., Kaufman Y.J. 2005. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release. *Journal of Geophysical Research*, 110: D24311. DOI: 10.1029/2005JD006318
- Zamolodchikov D.G., Grabovskii V.I., Kraev G.N. 2011. Dynamics of the carbon budget of Russian forests over the past two decades. *Lesovedenie (Forestry)*, 6: 16–28, (in Russian).

Miroslaw Kwiatkowski¹, Edyta Woźniak², Bartłomiej Kołakowski¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa

{M.Kwiatkowski, B.Kołakowski}@ibles.waw.pl

² Centrum Badań Kosmicznych Polskiej Akademii Nauk

ewozniak@cbk.waw.pl

Możliwość wykorzystania metod teledetekcyjnych w klasyfikacji zagrożenia pożarowego lasu i modelowaniu ilości palnej biomasy

1. WSTĘP

W referacie przedstawiono trzy aspekty możliwości wykorzystania danych teledetekcyjnych zarówno w klasyfikacji zagrożenia pożarowego lasu, jak i modelowania obciążenia ogniowego – ilości palnej biomasy. Przedstawione informacje zostały opracowane na podstawie wstępnych badań prowadzonych w Instytucie Badawczym Leśnictwa w ostatnim dziesięcioleciu.

Według danych zawartych w Roczniku Statystycznym Leśnictwa 2018, ogólna powierzchnia gruntów leśnych wynosi 9242 tys. ha, z czego w zarządzie Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe jest 7110 tys. ha. W ostatnich 10 latach we wszystkich lasach wystąpiły 72 682 pożary, które objęły swym zasięgiem 31 604 ha terenów leśnych. Widoczne jest bardzo duże zróżnicowanie gęstości występowania pożarów w lasach będących w zarządzie LP oraz w pozostałych (tab. 1) (Leśnictwo 2008, Leśnictwo 2009, Leśnictwo 2010, Leśnictwo 2011, Leśnictwo 2012, Leśnictwo 2013, Leśnictwo 2014, Leśnictwo 2015, Leśnictwo 2016, Leśnictwo 2017).

Częstotliwość występowania pożarów w lasach będących poza zarządem LP jest ponad 5-krotnie większa niż w lasach w zarządzie LP, natomiast gęstość powierzchni spalonej aż 8-krotnie większa, a w niektórych latach ponad 11-krotnie. W tej sytuacji konieczne jest poszukiwanie rozwiązań pozwalających na ocenę zagrożenia pożarowego dla lasów niebędących w zarządzie LP. Przydatna w przypadku tych lasów jest metoda wyliczania wskaźnika udziału wybranych siedlisk leśnych na podstawie map pokrycia terenu Corine Land Cover oraz numerycznego modelu terenu. Istnieją podobne prace dotyczące porównania bazy danych CORINE z narodowymi mapami leśnymi w celu określenia jej przydatności w kartowaniu lasów

w skalach regionalnych (Waser i Schwarz 2006) czy też rozwiązania przyjęte przez Pekkarinen i in. (2009) przy kartowaniu powierzchni leśnej, gdzie posłużono się zdjęciami satelitarnymi Landsat ETM+.

Tabela 1. Nasilenie występowania pożarów lasu w latach 2008–2017

Rok	liczba pożarów / 1000 ha		powierzchnia spalona / 1000 ha	
	LP	pozostałe	LP	pozostałe
2008	0,47	2,62	0,09	1,07
2009	0,49	2,56	0,15	1,50
2010	0,25	1,29	0,11	0,59
2011	0,43	2,72	0,09	0,97
2012	0,45	2,66	0,23	2,46
2013	0,24	1,38	0,04	0,44
2014	0,27	1,44	0,16	0,66
2015	0,55	3,60	0,23	1,66
2016	0,26	1,48	0,06	0,43
2017	0,15	1,07	0,05	0,29

Drugim poruszonym w referacie zagadnieniem jest możliwość określenia ilości biomasy ulegającej spalaniu podczas pożarów całkowitych. Według danych z Lasów Państwowych, które sporządzają szczegółowe meldunki dotyczące rodzaju pożaru i powierzchni objętej pożarem pokrywy gleby i pożarem całkowitym, liczba pożarów całkowitych stanowi 10,03%, natomiast ich powierzchnia wynosi 25,06% ogólnej powierzchni spalonej. O ile dla pożarów pokrywy gleby istnieją szczegółowe dane dotyczące ilości i charakterystyki biomasy palnej (Szczygieł i in. 2017), o tyle w wypadku pożarów całkowitych informacja o ilości palnej biomasy ograniczona jest tylko do wąskiej grupy siedlisk (Fraszewski i Walczak 1993). Jest to między innymi związane z tym, że zasobność drzewostanów wyraża ilość grubizny, która nawet w wypadku pożaru całkowitego ulega spalaniu w niewielkim procencie. Wykonanie szczegółowych badań terenowych, dotyczących ilości biomasy czynnej pożarowo w sposób dający możliwość opracowania modeli paliw dla pożarów całkowitych na różnych siedliskach, jest bardzo pracochłonne, dlatego podjęto próby pośredniego określenia jej ilości. W tym celu wykonano serie pilotażowych badań dotyczących możliwości wykorzystania do tego celu satelitarnych wskaźników roślinności (Kwiatkowski i in. 2013) oraz naziemnego skaningu laserowego (Kwiatkowski i in. 2016). Metody teledetekcyjne były wcześniej wykorzystywane do określania biomasy. W tym celu stosowano optyczne zdjęcia satelitarne Landsat (Fazakas i in. 1999, Luther i in. 2006), SPOT-5 (Soenen i in. 2010). Możliwość wykorzystania skaningu laserowego do określania

obciążenia ogniowego przedstawiają w swoich pracach między innymi Skowronski i in. (2011) czy García i in. (2011). W Polsce o znaczeniu skanowania laserowego pisze Bruchwald (2004), zwracając uwagę na szerokie możliwości wykorzystania tych danych w inwentaryzacji lasu.

Modelowaniem chmury punktów w obszarze koron drzew zajmował się Wężyk (2008). Celem pracy było określenie przydatności technologii skanowania laserowego do zdalnego określania parametrów taksacyjnych drzew.

2. MODELOWANIE UDZIAŁU WYBRANYCH TYPÓW SIEDLISKOWYCH LASU NA PODSTAWIE MAP POKRYCIA CORINE LAND COVER I NUMERYCZNYCH MODELI TERENU

Badania te prowadzono na terenie nadleśnictw: Dobieszyn, Kozienice, Marcule, Radom i Zwolen o łącznej powierzchni blisko 0,5 mln ha, wśród której prawie 63 tys. hektarów zajmują lasy będące w zarządzie tych nadleśnictw. Łączna powierzchnia lasów na terenie tych nadleśnictw według CORINE wynosi 101 816 ha. Nadleśnictwa te charakteryzują się zbliżonym do średniej krajowej udziałem siedlisk w wysokiej klasie palności: bór suchy, bór świeży, bór wilgotny, bór mieszany świeży, bór mieszany wilgotny i las łęgowy. Również rozkład lasów w określonej grupie wiekowej jest podobny do średniej krajowej. W stosunku do lasów Polski, w nadleśnictwach tych większy o około 20% jest udział drzewostanów sosnowych.

W ramach sprawdzenia opracowanej metody zastosowano ją dla obszaru nadleśnictw znajdujących się w całości lub częściowo w województwie zachodniopomorskim (57 nadleśnictw). Obszar ten wybrano ze względu na prawie 98% udział lasów państwowych w strukturze własności lasów w danym województwie.

2.1. DANE ŹRÓDŁOWE

Analizy przeprowadzono na podstawie danych ogólnie dostępnych w serwisach internetowych. Wykorzystano bazę danych o pokryciu terenu CORINE Land Cover – CLC2000 oraz numeryczny model terenu SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*). Jako materiał referencyjny posłużyła Leśna Mapa Numeryczna poszczególnych nadleśnictw.

W analizach zastosowano trzeci (krajowy) poziom dokładności bazy CORINE Land Cover, który rozróżnia 44 klasy, z czego 31 występuje na obszarze Polski. W opracowaniu użyto tylko trzy klasy z grupy trzeciej – lasy i ekosystemy półnaturalne: 3.1.1. lasy liściaste, 3.1.2. lasy iglaste, 3.1.3. lasy mieszane. We wszystkich klasach korony drzew powinny pokrywać ponad 30% powierzchni. Klasa 3.1.1. – Las liściasty – obejmuje zbiorowiska zbudowane przede wszystkim

z drzew, z uwzględnieniem warstwy podszytu, gdzie gatunki liściaste są dominujące i powinny stanowić ponad 75% drzewostanu. Klasa 3.1.2. – Las iglasty, powinna być zbudowana przede wszystkim z drzew, z uwzględnieniem warstwy podszytu, gdzie gatunki iglaste są dominujące i stanowią 75% drzewostanu. Klasa 3.1.3. – Las mieszany, jest zbieżna z powyższymi przypadkami, tj. roślinność ta powinna być zbudowana przede wszystkim z drzew, z uwzględnieniem warstwy podszytu, niemniej jednak udział procentowy gatunków liściastych bądź iglastych nie może być dominujący.

Analizy wsparto danymi Numerycznego Modelu Terenu (NMT) SRTM o rozdzielczości przestrzennej 80 m pobranego w formacie GeoTiff dla terenu Polski¹.

Jako dane referencyjne posłużyła Leśna Mapa Numeryczna, która zawiera podstawowe dane dotyczące wszystkich wydziałów leśnych, leżących w granicach poligonu badawczego. Wydziałenia te są wyznaczonym podczas sporządzania planów urządzenia lasu fragmentem gruntu, stanowiącym część oddziału leśnego, jednorodnym pod względem biotopu i biocenozy leśnej. Dla każdego z nich dysponowano danymi dotyczącymi:

- siedliskowego typu lasu,
- budowy piętrowej,
- powierzchni,
- struktury warstwowej,
- składu gatunkowego,
- wieku drzewostanu,
- wysokości drzewostanu,
- zwarcia.

2.2. METODYKA I WYNIKI PRAC

W celu sprawdzenia porównywalności danych poszczególne drzewostany zostały przeklasyfikowane zgodnie z nomenklaturą CORINE. Te, w których udział procentowy drzew iglastych w drzewostanie był wyższy niż 80%, zostały sklasyfikowane jako klasa 3.1.2., te, w których gatunki liściaste stanowiły ponad 80%, jako klasa 3.1.1. i pozostałe jako mieszane 3.1.3. Największą zgodność uzyskano dla siedliska lasu łęgowego – 98% i boru suchego – 89%. Wysokie wartości występowały także dla boru wilgotnego – 74% i boru świeżego – 67%. Dla siedlisk boru mieszanego świeżego i boru wilgotnego występował zbliżony udział klasy 3.1.2. i 3.1.3.

Każde siedlisko powiązane jest z określonym typem genetycznym gleby, a ta z kolei związana jest z typem osadu, z którego jest wytworzona, co znajduje odzwierciedlenie w ukształtowaniu terenu. Na podstawie numerycznego modelu tere-

¹<http://srtm.csi.cgiar.org/SELECTION/inputCoord.asp>

nu określono stopień urozmaicenia rzeźby poprzez określenie dwóch parametrów: nachylenia terenu i jego krzywizny (Zeverbergen i Thorne 1987, Moore i in. 1991). Zmienne nachylenie terenu jest powszechnie znane i nie wymaga dodatkowego komentarza, jeśli zaś chodzi o krzywiznę terenu to definiuje ona trzy podstawowe sytuacje: tereny płaskie, tereny wklęsłe i tereny wypukłe. Cechą wykorzystywaną przy modelowaniu udziału wybranych siedliskowych typów lasu była wartość średnia oraz odchylenie standardowe wartości określonych dla każdego poligonu. Dodatkowo określono parametr PARA będący stosunkiem obwodu poligonu do jego powierzchni, który opisuje stopień wydłużenia poligonów bądź ich skomplikowanego kształtu. Parametr ten ma duże znaczenie dla wydzielenia lasów łągowych spośród wszystkich lasów liściastych.

Dla poszczególnych siedlisk z grupy wysokiej palności opracowano procedurę prowadzącą do zobrazowania danego siedliska na mapie. Wyjątek stanowi bór suchy, dla którego nie udało się określić parametrów dotyczących ukształtowania terenu, ze względu na bardzo małą liczebność klasy.

Warstwami podstawowymi używanymi do wyznaczania tych siedlisk są: mapa CORINE Land Cover (CLC) oraz otrzymane z numerycznego modelu terenu modele spadków i krzywizn. W niektórych przypadkach użyto również parametru wydłużenia poligonu.

Bór wilgotny wydzielono na podstawie następującej rutyny:

- z mapy CLC zostały wyselekcjonowane poligony zakodowane jako lasy iglaste (3.1.2),
- obliczono dla wyselekcjonowanych poligonów wartości średnie krzywizny terenu i odchylenia standardowego nachylenia terenu,
- poligony o krzywiznie mniejszej niż 0,006 i odchyleniu standardowym nachylenia terenu mniejszym niż 0,9 zostały zreklasyfikowane jako bór wilgotny.

Bór świeży został wydzielony na podstawie następującej rutyny:

- z mapy CLC zostały wyselekcjonowane poligony zakodowane jako lasy iglaste (3.1.2),
- obliczono dla wyselekcjonowanych poligonów wartości średnie krzywizny terenu i odchylenia standardowego nachylenia terenu,
- poligony o krzywiznie większej niż 0,006 i odchyleniu standardowym nachylenia terenu mniejszym niż 0,9 zostały zreklasyfikowane jako bór świeży.

Bór mieszany świeży został wydzielony na podstawie następującej rutyny:

- z mapy CLC zostały wyselekcjonowane poligony zakodowane jako lasy iglaste (3.1.2),
- obliczono dla wyselekcjonowanych poligonów wartości średnie krzywizny terenu i odchylenia standardowego nachylenia terenu,
- poligony o krzywiznie większej niż 0,006 i mniejszej niż 0,02 i odchyleniu

standardowym nachylenia terenu większym niż 0,9 zostały zreklasyfikowane jako bór świeży,

- z mapy CLC zostały wyselekcjonowane poligony zakodowane jako lasy mieszane (3.1.3),
- poligony o krzywiznie mniejszej niż 0,007.

Bór mieszany wilgotny został wydzielony na podstawie następującej rutyny:

- z mapy CLC zostały wyselekcjonowane poligony zakodowane jako lasy iglaste (3.1.2),
- obliczono dla wyselekcjonowanych poligonów wartości średnie krzywizny terenu i odchylenia standardowego nachylenia terenu,
- poligony o krzywiznie mniejszej niż 0,006 i odchyleniu standardowym nachylenia terenu większym niż 0,9 zostały zreklasyfikowane jako bór świeży.

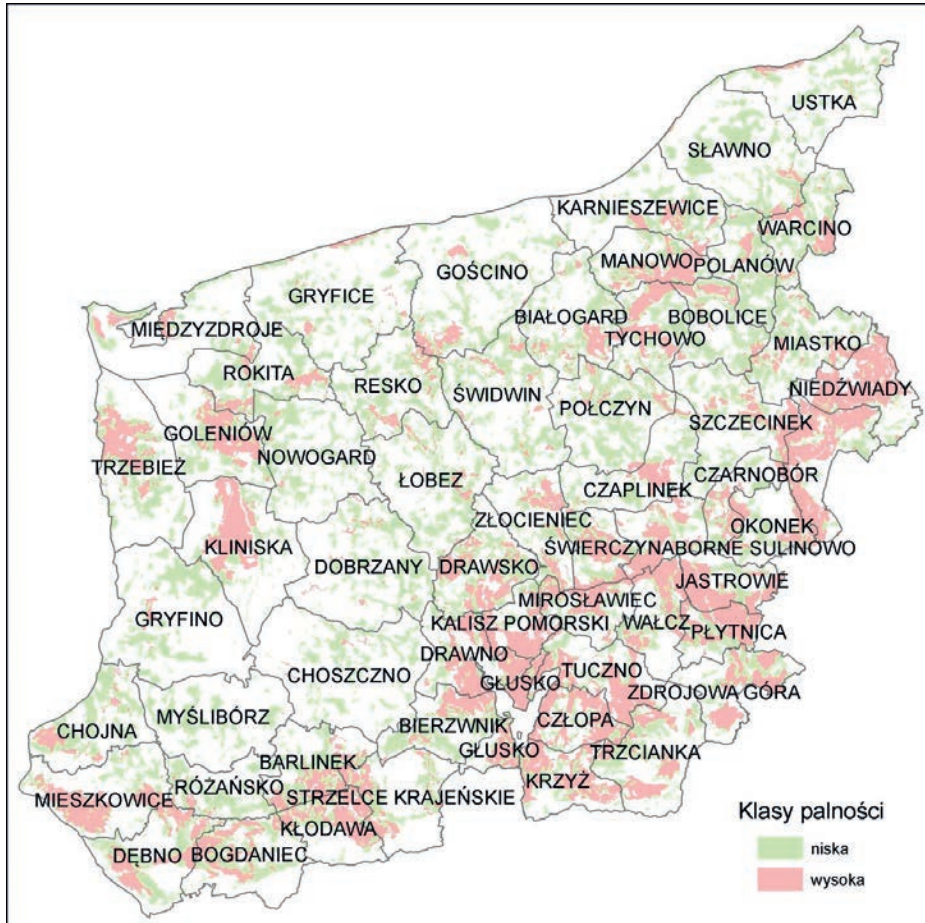
Las łęgowy został wydzielony na podstawie następującej rutyny:

- z mapy CLC zostały wyselekcjonowane poligony zakodowane jako lasy liściaste (3.1.1),
- obliczono dla wyselekcjonowanych poligonów wartości wskaźnika PARA,
- wyselekcjonowano poligony o wskaźniku PARA większym niż 0,007,
- z numerycznego modelu terenu wygenerowano system cieków,
- jako lasy łęgowe sklasyfikowano tylko te lasy liściaste, które spełniały warunek wydłużonego kształtu i przynajmniej częściowo pokrywały się z ciekami oraz miały powierzchnię mniejszą niż 500 ha.

2.3. ZASTOSOWANIE METODY DLA WOJEWÓDZTWA ZACHODNIOPOMORSKIEGO

Na obszarze, dla którego dokonano sprawdzenia metody, znajduje się 1 130 918 ha lasów według CLC i 1 006 647 ha według operatów leśnych. W ujęciu ogólnym różnica stanowi 12% ogółu powierzchni. Wyniki modelowania siedlisk przedstawia rycina 1. Na poziomie województwa otrzymano 89% zgodności, odnośnie do powierzchni grupy siedlisk o wysokiej palności. W 39 z 57 nadleśnictw błąd wyznaczania udziału procentowego siedlisk w wysokiej klasie palności nie przekroczył 20%. W 4 przypadkach, gdzie błąd ten był większy niż 20%, zauważyć można również, że różnica powierzchni całkowitej lasów według Leśnej Mapy Numerycznej i Corine Land Cover wynosi powyżej 21%. Można więc przyjąć, że różnica w udziale procentowym siedlisk palnych może wynikać z różnicy typów siedliskowych lasów, zawartych w cyfrowej mapie leśnej i tych skartowanych w bazie danych CORINE. Z tego wynika, że dla 76% nadleśnictw szacowanie udziału procentowego siedlisk palnych zostało wykonane z błędem nieprzekraczającym 20%. W 44 przypadkach następuje przeszacowanie, co może również wynikać z większej powierzchni leśnej, skartowanej w porównaniu z bazą danych

CORINE. Znaczące niedoszacowanie, powyżej 30%, zanotowano tylko w dwóch nadleśnictwach: Barlinek i Kłodawa. Może to być spowodowane generalizacją bazy danych CORINE, gdzie małe pojedyncze, przeplatające się ze sobą płyty lasu mieszanego i iglastego zostały łącznie sklasyfikowane jako las mieszany.



Rycina 1. Mapa siedlisk według klas wskaźnika palności w nadleśnictwach województwa zachodniopomorskiego

2.4. WYKORZYSTANIE SATELITARNYCH WSKAŹNIKÓW ROŚLINNOŚCI DO SZACOWANIA OBCIĄŻENIA OGNIOWEGO DRZEWOSTANÓW SOSNOWYCH

W wyniku prac podjęto próbę kalibracji istniejących dla siedlisk boru suchego, boru świeżego i boru mieszanego świeżego modeli obciążenia ogniowego, bazując na teledetekcyjnych wskaźnikach roślinności dla większej liczby siedlisk. Wyniki modelowania zostały ewaluowane na podstawie badań terenowych.

Metodę opracowano na podstawie zdjęć pochodzących ze skanera Landsat TM satelity LANDSAT. Wybrano zdjęcie z dnia 21.08.2009 r., ze względu na brak chmur i związany z tym dostęp do informacji o całym obszarze badań. Na zdjęciu została przeprowadzona korekcja atmosferyczna przy pomocy programu ATCOR-3 w celu usunięcia wpływu atmosfery na wartości współczynnika odbicia w poszczególnych kanałach, a następnie zobrazowanie zostało zgeometryzowane w Państwowym Układzie Współrzędnych Geodezyjnych 1992.

Podstawą do szacowania obciążenia ogniowego były następujące teledetekcyjne wskaźniki roślinności: NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index* [1] (Rouse i in. 1974), VARI – *Visible Atmospheric Resistant Index* [2] (Gitelson i in. 2002), EVI – *Enhanced Vegetation Index* [3] (Huete i in. 2002), GI – *Greenness Index* [4] (Rouse i in. 1974), VNIR – *Visible Near Infrared Index* [5] oraz MIRV – *Visible Mid Infrared Index* [6] (Solaimani i in. 2011).

$$NDVI = \frac{B_{NIR} - B_R}{B_{NIR} + B_R} \quad [1]$$

$$VARI = \frac{B_{NIR} - B_R}{B_{NIR} + B_R - B_B} \quad [2]$$

$$EVI = 2,3 \times \frac{B_{NIR} - B_R}{B_{NIR} + 6 \times B_R - 7,5 \times B_B + 1} \quad [3]$$

$$GI = \frac{B_R}{B_{NIR}} \quad [4]$$

$$VNIR = \frac{(B_{NIR} - B_B)}{(B_{NIR} + B_B)} \quad [5]$$

$$VMIR = \frac{B_{MIR} - B_R}{B_{MIR} + B_R} \quad [6]$$

Gdzie:

- B_B – kanał niebieski,
- B_R – kanał czerwony,
- B_{NIR} – kanał bliskiej podczerwieni,
- B_{MIR} – kanał średniej podczerwieni.

Wskaźniki zostały obliczone na podstawie wstępnie przetworzonego zdjęcia Landsat. Następnie dla wszystkich wydzieleni cyfrowej mapy leśnej została obliczona wartość średnia dla poszczególnych wskaźników roślinności. Na podstawie bazy danych dołączonej do cyfrowej mapy leśnej zostały wyselekcjonowane te wydzielania, które spełniały następujące kryteria: 1) zawierały siedliska będące przedmiotem badań: bór suchy, bór świeży, bór mieszany świeży; 2) ponad 80% drzewostanu stanowiła sosna; 3) miały powierzchnię większą niż 0,5 ha. Łącznie wybrano 83 powierzchnie dla boru świeżego i 73 dla boru mieszanego świeżego. W przypadku boru suchego żadne z wydzieleni nie spełniało założo-

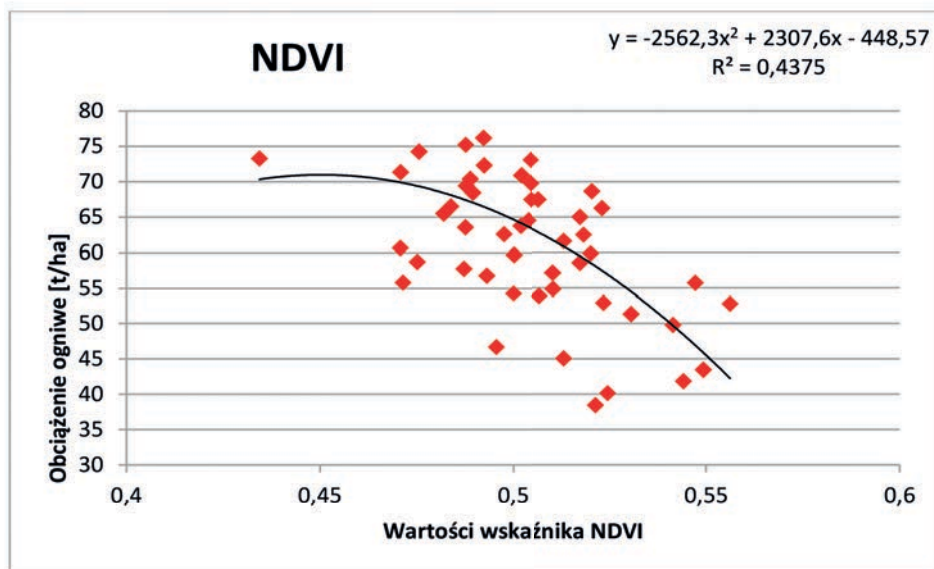
nych kryteriów. Dla wybranych wydzieleń zostało obliczone obciążenie ogniowe [t/ha] przy użyciu modelu matematycznego IBL. Następnie obliczono regresję pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami roślinności i obciążeniem ogniowym obliczonym z modelu dla siedlisk boru świeżego i boru mieszanego świeżego. Analizę przeprowadzono zarówno dla całego zestawu danych, jak i dla poszczególnych siedlisk. Otrzymane funkcje o najwyższym współczynniku determinacji użyto dla określenia obciążenia ogniowego siedlisk: las mieszany świeży i bór mieszany wilgotny. Waloryzacja wyników estymacji obciążenia ogniowego dla tych siedlisk została przeprowadzona na podstawie danych uzyskanych podczas pomiarów terenowych.

Jako materiał do weryfikacji opracowanych modeli wykorzystano dane dotyczące obciążenia ogniowego drzewostanów, ustalone na podstawie prac terenowych. Pracami tymi objęto 5 wydzieleń, zlokalizowanych na terenie Nadleśnictwa Dobieszyn oraz 4 na terenie Nadleśnictwa Kozienice. W trakcie prac terenowych pomiary wykonywano według metodyki zastosowanej w roku 1993 (Fraszewski i Walczak 1993). Obciążenie ogniowe poszczególnych drzewostanów zostało wyliczone na podstawie szczegółowych danych dla drzew próbnych. Drzewa próbne wycinano, a następnie określano biomasę poszczególnych części drzewa. Wielkość biomasy poszczególnych elementów oraz wielkość obciążenia ogniowego w przeliczeniu na 1 ha była podstawą do wyliczenia obciążenia ogniowego drzewostanu.

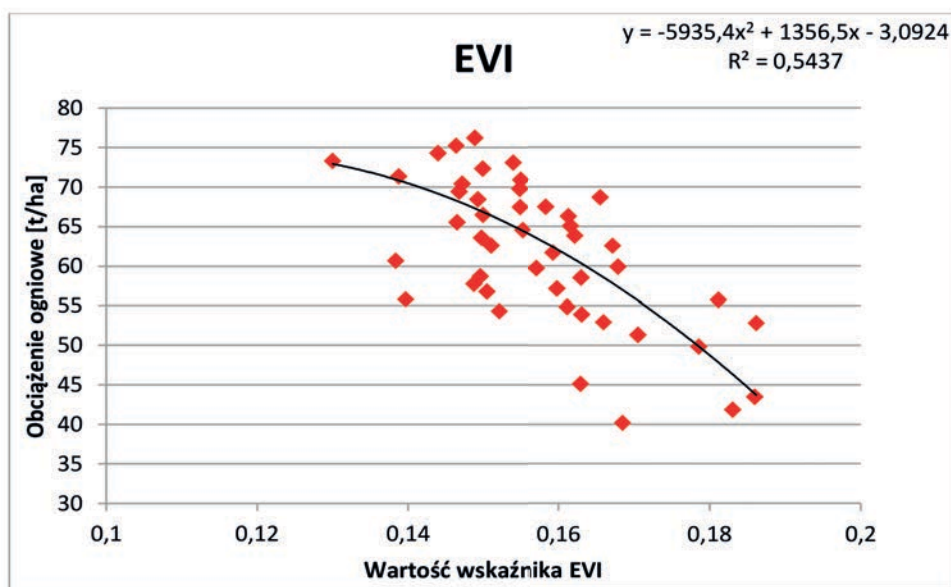
W wyniku przeprowadzonych prac stwierdzono możliwość estymacji obciążenia ogniowego dla siedlisk: bór świeży i bór mieszany świeży przy pomocy zdjęć satelitarnych Landsat TM na podstawie wskaźników roślinności. Ryciny 2–4 przedstawiają regresję otrzymaną dla wskaźników, dla których zależność była wyższa od przeciętnej.

Dla wskaźników NDVI i EVI otrzymano funkcje kwadratowe ze współczynnikami determinacji wynoszącymi kolejno 0,44 i 0,54. Należy stwierdzić, że powszechnie stosowany wskaźnik NDVI nie przyniósł satysfakcjonujących rezultatów. Najlepsze rezultaty zostały otrzymane dla wskaźnika VNIR, gdyż dla funkcji liniowej uzyskano współczynnik determinacji 0,6.

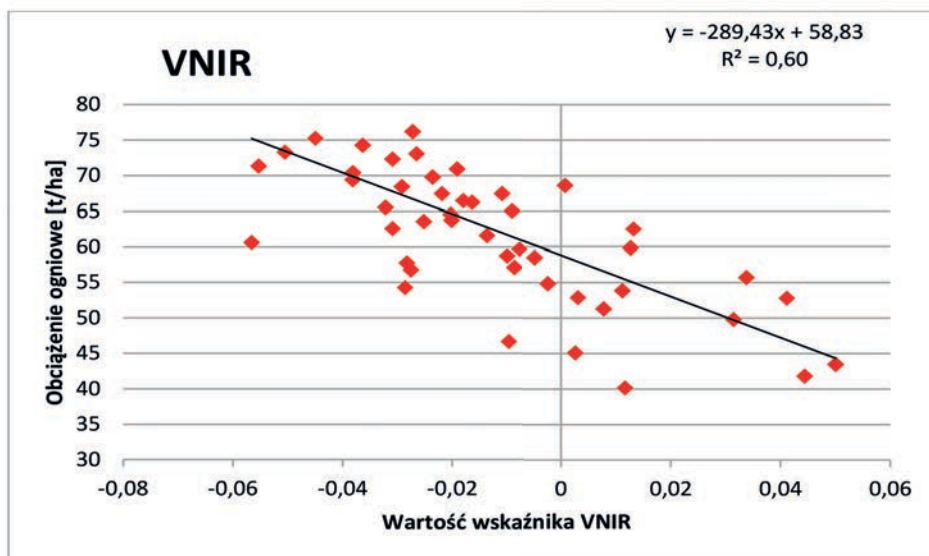
Walidacja terenowa szacowania została przeprowadzona na 9 powierzchniach testowych, obejmujących siedliska: las mieszany świeży, bór świeży i bór mieszany wilgotny. Średni błąd szacowania wyniósł 10,5 t/ha dla wskaźnika VNIR i 11,03 t/ha dla EVI. Stanowi to odpowiednio 17,8% i 18,6% obciążenia ogniowego. Wyniki oszacowania dla wskaźnika VNIR przedstawione są w tabeli 2. Najgorsze rezultaty otrzymano dla boru mieszanego wilgotnego – błąd wyniósł średnio 34% obciążenia ogniowego. Błąd ten może wynikać ze znaczącego udziału obciążenia pokrywy glebowej w całościowym obciążeniu ogniowym. Dla pozostałych siedlisk błąd średni wyniósł około 13%.



Rycina 2. Wykresy regresji zachodzącej pomiędzy obciążeniem ogniowym obliczonym z modelu i wskaźnikiem roślinności NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index*



Rycina 3. Wykresy regresji zachodzącej pomiędzy obciążeniem ogniowym obliczonym z modelu i wskaźnikiem roślinności EVI – *Enhanced Vegetation Index*



Rycina 4. Wykresy regresji zachodzącej pomiędzy obciążeniem ogniowym obliczonym z modelu i wskaźnikiem roślinności VNIR – *Visible Near Infrared Index*

Tabela 2. Wyniki walidacji terenowej

	STL	Wiek [lata]	Wysokość [m]	Obciążenie ogniowe [t/ha]	Obciążenie ogniowe VNIR [t/ha]	Błąd obciążenia ogniowego VNIR	
						[t/ha]	[%]
1	LMśw	18	7	54,8	58.2	6.2	11.3
2	LMśw	23	8	59,7	65.7	10.1	16.9
3	LMśw	28	12	64,6	69.9	8.2	12.7
4	LMśw	33	13	69,4	64.5	-7.1	-10.2
5	LMśw	38	15	74,3	65.3	-12.1	-16.3
6	Bśw	21	6	57,3	69.5	12.2	21.3
7	BMw	26	8	60,9	42.3	-18.6	-30.5
8	BMw	18	7	48,3	66.1	17.8	36.9
9	Bśw	22	8	54,8	52.8	-2	-3.6

3. WYKORZYSTANIE TECHNOLOGII NAZIEMNEGO SKANINGU LASEROWEGO LIDAR DO OPRACOWANIA METODY OKREŚLENIA OBCIĄŻENIA OGNIOWEGO

Uwzględniając lokalizację, palność i dostępność wybranych typów siedliskowych lasu i klas wieku, zdecydowano się na przeprowadzenie badań na siedlisku boru świeżego (Bśw) pierwszej i drugiej klasy wieku. Powierzchnie próbne zlokalizowano na terenie Nadleśnictwa Dobieszyn (RDLP w Radomiu).

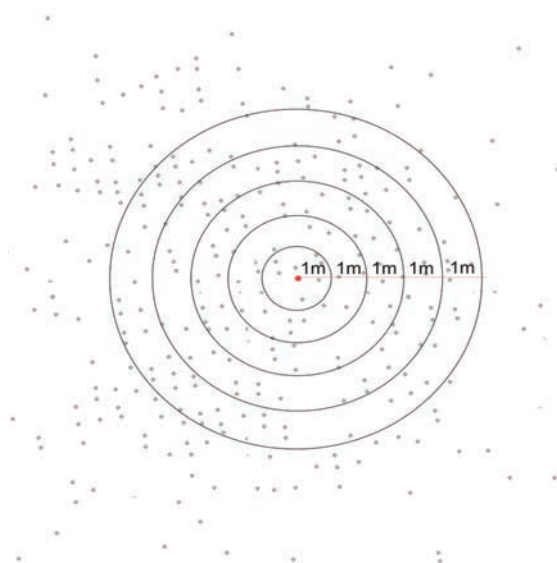
3.1. BADANIA TERENOWE

Prace terenowe, tj. skanowanie i fizyczny pomiar ilości biomasy ulegającej spaleni, prowadzone były pod koniec czerwca oraz w lipcu 2013 i 2014 roku. Pomiary referencyjne wykonano z uwzględnieniem metodyki Fraszewskiego i Walczak (1993). Odstąpiono jednak od analizy pojedynczego drzewa i pomiaru ok. 500 drzew na powierzchni próbnej w celu zbadania rozkładu pierśnic w drzewostanie na rzecz pomiaru 12 powierzchni kołowych. Pozwoliło to na ewentualne odrzucenie skanów niekompletnych. Jednocześnie zachowano wystarczającą liczbę drzew do celów weryfikacji statystycznych. Nowa metodyka skupiła się na analizie obciążenia ogniowego w obrębie wyznaczonej powierzchni kołowej o określonym promieniu, zależnym od wieku drzewostanu.

Środek powierzchni kołowej został trwale oznaczony i w odniesieniu do niego przeprowadzono pomiar odległości położenia poszczególnych drzew na powierzchni. Pozwoliło to na analizę obciążenia ogniowego w poszczególnych pierścieniach chmury punktów uzyskanej za pomocą skanera TLS.

Główne punkty przyjętej metodyki obejmują:

- wytypowanie 12 powierzchni kołowych i dokładne określenie liczby drzew na powierzchni (ryc. 5);
- przeprowadzenie klasyfikacji klas Krafra oraz określenie liczby drzew do wycięcia i fizycznego pomiaru elementów biomasy – dla potrzeb późniejszego tworzenia równań modelowych (starano się dobierać do wycięcia min. 5–6 drzew w każdej klasie, nie powodując powstania luk w drzewostanie);
- wykonanie jednego skanu ze środka powierzchni kołowej, przy 1/4 rozdzielczości skanera i włączonej opcji wykonywania zdjęć kolorowych (ryc. 6);
- obliczenia, na podstawie pomiaru fizycznego, rozkładu pierśnic i klas Krafra biomasy poszczególnych elementów obciążenia ogniowego dla danej powierzchni kołowej (równania modelowe).



Rycina 5. Model powierzchni kołowej w drzewostanie z odstopniowaniem pierścieni



Rycina 6. Skanowanie na wybranej powierzchni kołowej, widoczne numery drzew próbnych przeznaczonych do wycięcia (Nadleśnictwo Dobieszyn)

3.2. PRACE KAMERALNE

Do wstępnej analizy i przetwarzania skanów wykonanych skanerem FARO Focus 3D S 120 posłużyło dedykowane oprogramowanie Faro Scene. Zasadnicze analizy wykonano w zmodyfikowanej wersji programu tScan. Wyłączanie i włączanie poszczególnych warstw odbywało się po zaimportowaniu chmury punktów do programu tScan. Pierwsza modyfikacja (rok 2013) oprogramowania tScan polegała na dołożeniu zakładki 'Biomasa'.

Modyfikacja pozwoliła uzyskać:

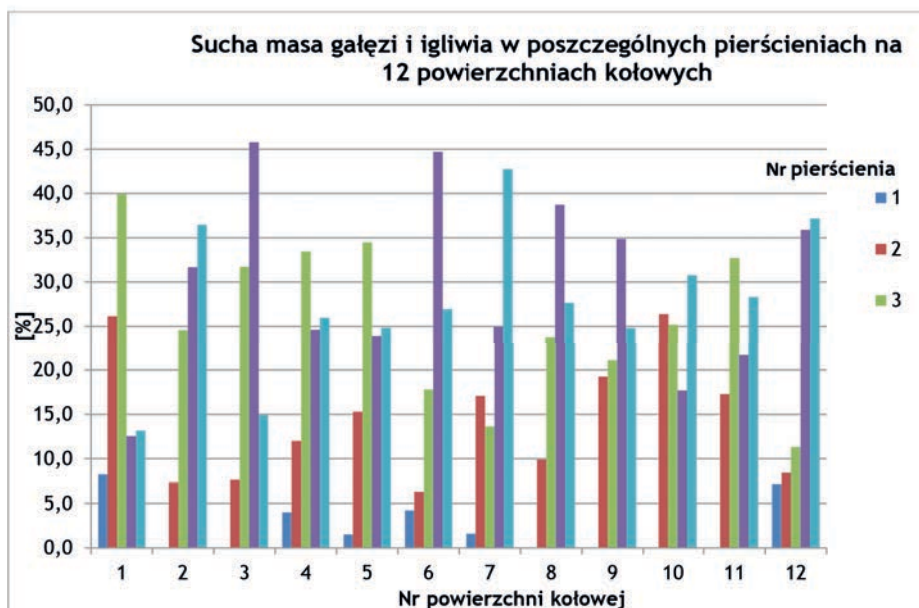
1. przedstawienie wymiaru X i Y jako promienia odległości poziomej punktów w chmurze od skanera;
2. przedstawienie wymiaru Z jako pionowej odległości (wysokości) punktów w chmurze od skanera;
3. przedstawienie wartości intensywności odbiciowej poszczególnych punktów w chmurze;
4. zapisywanie, w tablicy trójwymiarowej według przedziałów wymiarów wymienionych w punktach 1–3, liczebności punktów;
5. możliwość definiowania liczebności oraz wartości skrajnych dla przedziałów odpowiadających poszczególnym wymiarom.

Pod koniec roku 2014 dokonano drugiej modyfikacji programu tScan (v1.0.8), która miała na celu:

1. poprawę identyfikacji poszczególnych elementów służących do obliczania biomasy palnej drzewostanów iglastych młodszych klas wieku na podstawie skanów wybranych powierzchni próbnych,
2. wizualizację rozkładu gęstości chmury punktów w zależności od wysokości i odległości od skanera.

Aplikacja wyposażona została we wtyczkę PPOZ. Zaimportowany plik dzielony jest na kilka warstw, usuwane są punkty terenu, tworzony jest numeryczny model terenu oraz dodatkowo numeryczny model pokrycia terenu. Punkty odbite od części zielonych (igły, liście) są zapisywane w osobnej warstwie. Wyodrębniane są jeszcze pnie drzew oraz gałęzie grube i drobne.

Na podstawie danych referencyjnych pochodzących z drzewostanów w wieku od 8 do 34 lat określono rzeczywiste obciążenie ogniowe w poszczególnych pierścieniach, wykorzystując przy tym informacje o rozmieszczeniu poszczególnych drzew, a także opracowane osobno dla każdej powierzchni modele ilości biomasy poszczególnych elementów drzewa w zależności od klasy Krafta i pierścicy. Procentowy rozkład biomasy martwych i żywych gałęzi wraz z igłami w poszczególnych pierścieniach dla jednego z drzewostanów przedstawiono na rycinie 7.

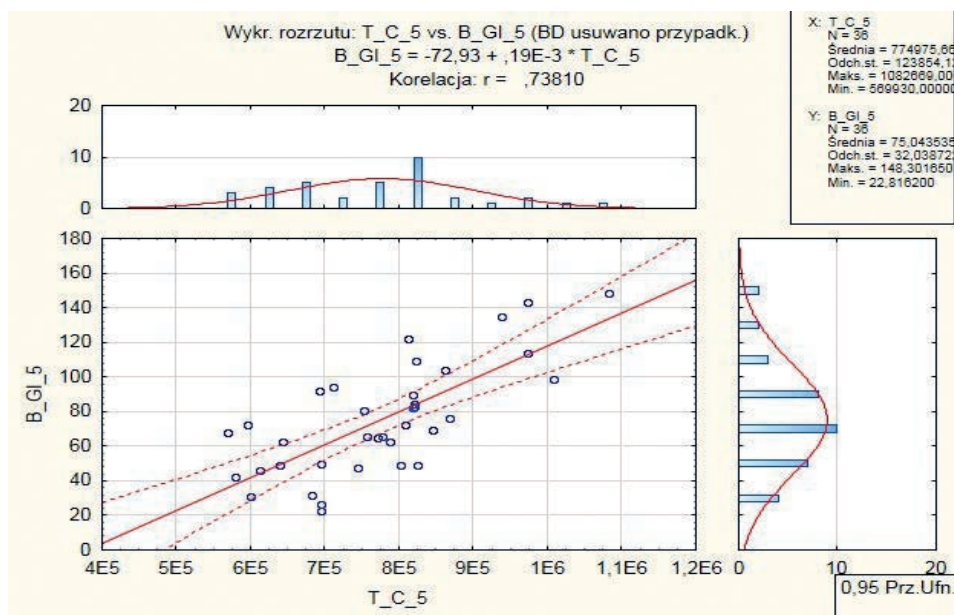


Rycina 7. Rozkład suchej masy gałęzi i igliwia w poszczególnych pierścieniach na 12 powierzchniach kotowych (wydzielenie 38b, Bśw So 20 lat)

Tabela 3. Macierz korelacji dla poszczególnych elementów drzewa i odpowiadających im liczebnością punktów skanu (zestawienie indywidualnie dla pierścieni)

Numer pierścienia	Sucha masa	Gęstość punktów skanu odpowiadających			
	Zmienna	Wszystkim gałęziom	Iglom	Wszystkim elementom	Iglom i gałęziom
3	Wszystkich gałęzi	0,35	0,03	0,55	0,13
	Iglieł	0,72	0,43	0,81	0,58
	Całkowita	0,33	0,01	0,60	0,11
	Gałęzi i iglieł	0,45	0,12	0,63	0,23
4	Wszystkich gałęzi	0,03	0,02	0,56	0,03
	Iglieł	0,11	0,37	0,51	0,41
	Całkowita	-0,04	0,00	0,50	-0,02
	Gałęzi i iglieł	0,05	0,10	0,58	0,12
5	Wszystkich gałęzi	0,51	-0,17	0,74	0,09
	Iglieł	0,51	-0,15	0,65	0,11
	Całkowita	0,47	-0,17	0,73	0,07
	Gałęzi i iglieł	0,52	-0,17	0,74	0,09

Następnie przeprowadzono analizę statystyczną, wykorzystując macierz korelacji (Statistica 10), co pozwoliło na wyłonienie elementów o najsilniejszych zależnościach. Łączne zestawienie wyników korelacji dla wszystkich badanych drzewostanów (wiek 18, 20 i 34 lata) przedstawiono w tabeli 3. Kolorem czerwonym zaznaczono zależności istotne przy założonym poziomie ufności ($p < 0,05$). Zależności między pomierzonymi wartościami rzeczywistymi obciążenia ogniowego a rozmieszczeniem chmury punktów TLS zawierały się w przedziale od 0,33 do 0,81. Uwzględniając biomasę elementów najistotniejszych z punktu widzenia zagrożenia pożarowego (biomasa gałęzi i igieł oraz biomasa całkowita) najsilniejsze korelacje występowały dla piątego pierścienia przy uwzględnieniu liczby wszystkich punktów skanu oraz punktów odpowiadających wszystkim gałęziom. Na rycinie 8. przedstawiono przykładowy wykres rozrzutu z zaznaczonym przedziałem ufności i równanie regresji dla ogólnej liczby punktów w obrazie LIDAR-owym i biomasy wszystkich gałęzi wraz z igłami dla piątego pierścienia.



Rycina 8. Zależność między ogólną chmurą punktów a suchą masą wszystkich gałęzi i igieł w piątym pierścieniu

4. PODSUMOWANIE

Wykorzystanie danych Corine Land Cover w połączeniu z numerycznym modelem terenu pozwala na określenie procentowego udziału siedlisk leśnych o dużej palności, których udział wpływa na kategorię zagrożenia pożarowego lasu.

Metody teledetekcyjne mogą być przydatne w kartowaniu obciążenia ogniowego obszarów leśnych i mogą stanowić narzędzie wspomagające ochronę przeciwpożarową lasów na etapie przewidywania zagrożenia pożarowego i związanych z nim działań ratowniczo-gaśniczych.

Najlepsze wyniki uzyskuje się przy użyciu teledetekcyjnego wskaźnika roślinności VNIR – *Visible Near Infrared Index*.

Otrzymane wyniki wskazują na przydatność naziemnego skaningu laserowego do szacowania obciążenia ogniowego drzewostanów iglastych.

Przeprowadzone badania wykazują, że istnieje zależność między pomierzonymi wartościami rzeczywistymi obciążenia ogniowego a rozmieszczeniem chmury punktów TLS (istotne współczynniki korelacji zawierały się w przedziale od 0,33 do 0,81).

Do stworzenia algorytmów potrzebna jest jednak znacznie większa ilość danych terenowych, co wiąże się z przeprowadzeniem pomiarów na dużą skalę, w różnych lokalizacjach i na różnych typach siedliskowych lasu.

Summary

Mirosław Kwiatkowski¹, Edyta Woźniak², Bartłomiej Kołakowski¹

¹ Forest Research Institute

{M.Kwiatkowski, B.Kolakowski}@ibles.waw.pl

² Space Research Centre, Polish Academy of Sciences

ewozniak@cbk.waw.pl

Possibilities to use remote sensing methods in forest fire risk classification and combustible biomass modelling

Proper classification of potential forest fire risk and determination of combustible biomass quantity provide a basis for appropriate organization of the fire protection system in forest areas, and in case of fire occurrence also allow to adjust tactics of rescue and fire-fighting operations to local conditions.

The paper presents three possibilities of using remote sensing data for both forest fire hazard classification and fire load modelling – the amount of combustible biomass.

The first issue concerns the possibility of calculating the share of selected forest habitats on the basis of the Corine Land Cover maps and the digital terrain model. This may be applied for the assessment of a potential fire hazard (determination of forest fire hazard categories) in areas where no detailed data on forest site types have been developed, which mainly concerns private forests. This is of particular importance for the fire risk assessment in such provinces as Świętokrzyskie, Podlasie, Łódzkie, Lubelskie, Małopolskie and Mazowieckie, where the share of private forest area amounts to 30%–40% and it is impossible to assume that the share of combustible forest habitat types is identical to forests managed by the State Forests Holding.

The next two issues relate to fire load modelling. The possibility of using satellite vegetation indices and LIDAR terrestrial laser scanning technology for estimating the fire load of forest stands will be discussed. According to the current rules of forest management planning only stands volume is evaluated. It is the least important component of forest biomass from the fire protection point of view, because even in case of a total forest fire it is burned to a small extent. The dynamics of fire spread is determined mainly by the amount of biomass in a soil cover – mainly dead one, and the amount of small-size wood and needles, leaves etc. Fire load modelling for larger areas, with spatial resolution of several dozen meters, is possible on the basis of satellite vegetation indicators. In the research discussed in the presentation, images from the Landsat TM satellite were used for this purpose. Significantly higher spatial resolution of load modelling can be obtained from terrestrial laser scanning. The field work and statistical analyzes carried out at IBL showed a significant dependence

of the combustible biomass on the distribution of the “point cloud” obtained during the LIDAR scanning.

The presented research is of preliminary character and therefore before the application of the proposed solutions their confirmation based on a larger number of test areas is needed.

LITERATURA

- Bruchwald A. 2004. Metody modelowania matematycznego przy sporządzaniu planu urządzania lasu. [W:] *Urządzanie lasu wielofunkcyjnego*. Fundacja „Rozwój SGGW”: 171–180.
- Fazakas Z., Nilsson M., Olsson H. 1999. Regional forest biomass and wood volume estimation using satellite data and ancillary data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 98/99: 417–425.
- Fraszewski D., Walczak D. 1993. Ustalenie obciążenia ogniowego drzewostanów I i II klasy wieku w zależności od rodzaju pokrywy dna lasu, rodzaju pożaru oraz realizowania zabiegów pielęgnacyjnych. Dokumentacja IBL.
- García M. i in. 2011. Terrestrial laser scanning to estimate plot-level forest canopy fuel properties. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13: 636–645.
- Gitelson A.A., Stark R., Grits U., Rundquist D., Kaufman Y., Derry D. 2002. Vegetation and soil lines in visible spectral space: a concept and technique for remote estimation of vegetation fraction. *International Journal of Remote Sensing*, 23(13): 2537–2562.
- Huete A.R., Didan K., Miura T., Rodriguez E.P., Gao X., Ferreira L.G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83: 195–213.
- Kwiatkowski M., Woźniak E., Kołakowski B. 2013. Wykorzystanie satelitarnych wskaźników roślinności do szacowania obciążenia ogniowego drzewostanów sosnowych. [W:] *Zagrożenia lasów zależne od stanu atmosfery*. IBL: 30–41.
- Kwiatkowski M., Szczygieł R., Kołakowski B. 2016. Określenie warunków przekształcania się pożaru pokrywy gleby w pożar całkowity w zależności od siedliskowych typów lasu, składu gatunkowego i wieku drzewostanu. Dokumentacja IBL.
- Leśnictwo 2008. GUS, Warszawa.
- Leśnictwo 2009. GUS, Warszawa.
- Leśnictwo 2010. GUS, Warszawa.
- Leśnictwo 2011. GUS, Warszawa.
- Leśnictwo 2012. GUS, Warszawa.
- Leśnictwo 2013. GUS, Warszawa.

- Leśnictwo 2014. GUS, Warszawa.
- Leśnictwo 2015. GUS, Warszawa.
- Leśnictwo 2016. GUS, Warszawa.
- Leśnictwo 2017. GUS, Warszawa.
- Luther L.E., Fournier R.A., Piercey D.E., Guindon L., Hall R.J. 2006. Biomass mapping using forest type and structure derived from Landsat TM imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 8(3): 173–187.
- Moore I.D., Grayson R.B., Landson A.R. 1991. Digital Terrain Modelling: A Review of Hydrological, Geomorphological, and Biological Applications. *Hydrological Processes*, 5: 3–30.
- Pekkarinen A., Reithmaier L., Strobl P. 2009. Pan-European forest/non-forest mapping with Landsat ETM+ and CORINE Land Cover 2000 data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64: 171–183.
- Rocznik Statystyczny Leśnictwa 2018. GUS, Warszawa.
- Rouse J.W. Jr., Haas R.H., Deering D.W., Schell J.A., Harlan J.C. 1974. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation; NASA/GSFC Type III Final Report, Greenbelt, MD: 1–371.
- Skowronski N.S., Clark L.K., Duvencek M., Hom J. 2011. Three-dimensional canopy fuel loading predicted using upward and downward sensing LIDAR systems. *Remote Sensing of Environment*, 115.
- Soenen S.A., Peddle D.R., Hall R.J., Coburn C.A., Hall F.G. 2010. Estimating aboveground forest biomass from canopy reflectance model inversion in mountainous terrain. *Remote Sensing of Environment*, 114(7): 1325–1337.
- Solaimani K., Shokrian F., Tamartash R., Banihashemi M. 2011. Landsat ETM+ based assessment of vegetation indices in highland environment. *Journal of Advances in Developmental Research*, 2(1): 5–13.
- Szczygieł R., Kwiatkowski M., Kołakowski B. 2017. Opracowanie modeli paliw leśnych materiałów roślinnych pokrywy gleby. Dokumentacja IBL.
- Waser L.T., Schwarz M. 2006. Comparison of large-area land cover products with national forest inventories and CORINE Land Cover in the European Alps. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 8(3): 196–207.
- Wężyk P. 2008. Modelowanie chmury punktów ze skaningu laserowego w obszarze koron drzew. *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji*, 18.
- Zeveloff L.W., Thorne C.R. 1987. Quantitative Analysis of Land Surface Topography. *Earth Surface Processes and Landforms*, 12: 47–56.

Arkadiusz Kaniak¹, Paweł Wcisło², Ryszard Szczygieł³

¹ Komenda Miejska Państwowej Straży Pożarnej, Zielona Góra
a.kaniak@straz.zgora.pl

² Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Zielonej Górze
pawel.wcislo@zielonagora.lasy.gov.pl

³ Instytut Badawczy Leśnictwa
r.szczygiel@ibles.waw.pl

Geoinformatyczne narzędzia wspomagające planowanie i organizowanie działań ratowniczych w lasach

1. WSTĘP

Po serii tragicznych w skutkach wielkoobszarowych pożarów lasów, jakie powstały w ostatnich latach w Portugalii, Hiszpanii, Grecji i Szwecji, w listopadzie 2018 r. ukazała się publikacja pt. “FOREST FIRES – Sparking firesmart policies in the EU” (Castro Rego i in. 2018), opracowana przez Komisję Europejską. Skierowana jest ona do gremiów politycznych, naukowców i praktyków. W aneksie I do niej przedstawiono potrzeby w zakresie badań dotyczących ochrony przeciwpożarowej lasów. Zapewne ze względu na spotykane bardzo duże trudności w planowaniu i organizacji akcji gaśniczych katastrofalnych pożarów lasów, do jakich dochodziło nie tylko ostatnio, jako pierwszoplanową wymieniono potrzebę badań dotyczących prognozowania możliwości rozprzestrzeniania się pożaru w zależności od warunków pogodowych, obciążenia ogniowego i topografii terenu. Za konieczne uznano także poprawienie trafności modelowania rozwoju ognia, podkreślając, że ocena prawdopodobieństwa rozprzestrzeniania się pożaru i jego intensywności na poziomie operacyjnym wymaga wysokorozdzielczych danych przestrzennych i czasowych. Zarekomendowano innowacyjne podejście do modelowania i mapowania zagrożenia pożarowego. W artykule przedstawiono wyniki badań zrealizowanych w ramach projektu nr 500419 pt. „Opracowanie modeli paliw leśnych materiałów roślinnych pokrywy gleby”, finansowanego przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych, zakończonego w 2017 r. (Szczygieł i in. 2017). Prezentowana metoda klasyfikacji palności drzewostanów oraz modelowanie paliw pokrywy gleby i obciążenia ogniowego wraz z możliwością nowego podejścia do mapowania zagrożenia pożarowego lasów wychodzą naprzeciw kierunkom badawczym rekomendowanym

przez Komisję Europejską. W pracy zaprezentowano także geoinformatyczną platformę „Dyspozytor” umożliwiającą współdziałanie służb ratowniczych i leśnych. Pozwala ona na zarządzanie i analizę działań na podstawie wizualizacji zdarzenia w czasie rzeczywistym przy wykorzystaniu zasobów Leśnej Mapy Numerycznej.

2. KLASYFIKACJA PALNOŚCI DRZEWOSTANÓW

Obowiązująca metoda kategoryzacji zagrożenia pożarowego lasów (Rozporządzenie... 2006, 2010) umożliwia klasyfikację w skali makroskopowej, gdyż minimalnym obszarem, dla którego ustala się poziom zagrożenia, jest powierzchnia nadleśnictwa, wynosząca średnio w Polsce 17,5 tys. ha. Przesłanką opracowania sposobu metody klasyfikacji palności drzewostanów była potrzeba określenia ryzyka oraz jego mapowania w skali lokalnej, pozwalająca także na efektywniejsze zarządzanie systemem ochrony przeciwpożarowej. Wzięto także pod uwagę postulat unijnej dyrektywy INSPIRE, wymagającej mapowania ryzyka pożarowego w skali mniejszej niż obszar nadleśnictwa. Typ siedliskowy lasu, będący podstawową jednostką taksonomiczną, przyjęto za podstawę klasyfikacji palności lasu. Odzwierciedla on w połączeniu z rodzajem pokrywy gleby w sensie ogólnym właściwości pożarowe materiału palnego, będące podstawową cechą uwzględnianą przy ocenie ryzyka pożarowego. Podstawą klasyfikacji palności drzewostanów według siedliskowych typów lasu była analiza 32 423 pożarów w Lasach Państwowych w latach 2007–2017. Opracowując ją, uwzględniono liczbę pożarów i powierzchnię spaloną, w odniesieniu do powierzchni zajmowanej przez poszczególne siedliskowe typy lasu oraz rodzaje pokrywy gleby, obliczając wskaźniki palności – tabele 1. i 2. Wskaźnik ten jest ilorazem procentowej liczby pożarów lub powierzchni spalonej na danym typie siedliskowym i procentowej powierzchni zajmowanej przez nie w ogólnej powierzchni leśnej.

Tabela 1. Występowanie pożarów w zależności od siedliskowych typów lasu i wartości wskaźników palności

Siedliskowy typ lasu	Udział % powierzchni drzewostanów	Udział % liczby pożarów	Udział % powierzchni spalonej	Wskaźnik palności według STL	
				dla liczby pożarów (W_{SL})	dla powierzchni spalonej (W_{SP})
Bb	0,15	0,06	0,34	0,39	2,28
BGśw	0,10	0,04	0,01	0,36	0,08
BMb	0,63	0,39	0,51	0,62	0,80
BMGśw	0,51	0,31	0,15	0,60	0,29
BMGw	0,03	0,00	0,01	0,10	0,39

BMśw	23,66	32,99	26,31	1,39	1,11
BMw	4,44	7,06	9,56	1,59	2,15
BMwyżśw	0,19	0,32	0,21	1,67	1,11
BMwyżw	0,03	0,05	0,03	1,48	0,87
Bs	0,17	0,58	2,25	3,40	13,17
Bśw	19,72	28,90	28,22	1,47	1,43
Bw	0,61	0,93	4,42	1,53	7,27
BWG	0,03	0,00	0,00	0,11	0,08
LGśw	4,15	0,45	0,64	0,11	0,16
LGw	0,13	0,01	0,00	0,07	0,01
Lł	0,47	0,31	0,38	0,65	0,80
LłG	0,03	0,00	0,00	0,12	0,02
Lłwyż	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
LMb	0,73	0,15	0,14	0,20	0,20
LMGśw	1,81	1,56	1,58	0,86	0,87
LMGw	0,05	0,05	0,00	1,14	0,08
LMśw	19,07	14,54	11,79	0,76	0,62
LMw	3,82	3,55	3,97	0,93	1,04
LMwyżśw	1,28	1,84	1,54	1,44	1,21
LMwyżw	0,25	0,26	0,19	1,03	0,75
Lśw	9,79	3,52	3,93	0,36	0,40
Lw	1,95	0,62	0,73	0,32	0,38
Lwyżśw	3,37	0,87	1,06	0,26	0,31
Lwyżw	0,19	0,10	0,07	0,55	0,37
OI	1,79	0,41	0,55	0,23	0,30
OIJ	0,81	0,12	0,09	0,14	0,11

Opracowując metodę klasyfikacji palności drzewostanów według klas palności, wagę poszczególnych wskaźników uzależniono od siły korelacji gęstości pożarów lub powierzchni spalonej i występowania wybranych typów drzewostanów, obliczając tak zwany skumulowany wskaźnik palności według poniższego wzoru:

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

gdzie:

W_{SL} – wskaźnik palności siedliskowych typów lasu dla liczby pożarów,

W_{SP} – wskaźnik palności siedliskowych typów lasu dla powierzchni spalonej,

W_{PL} – wskaźnik palności rodzajów pokrywy gleby lasu dla liczby pożarów,

W_{PP} – wskaźnik palności rodzajów pokrywy gleby dla powierzchni spalonej.

W zależności od wartości skumulowanego wskaźnika drzewostan jest klasyfikowany do klasy palności, zgodnie z tabelą 3.

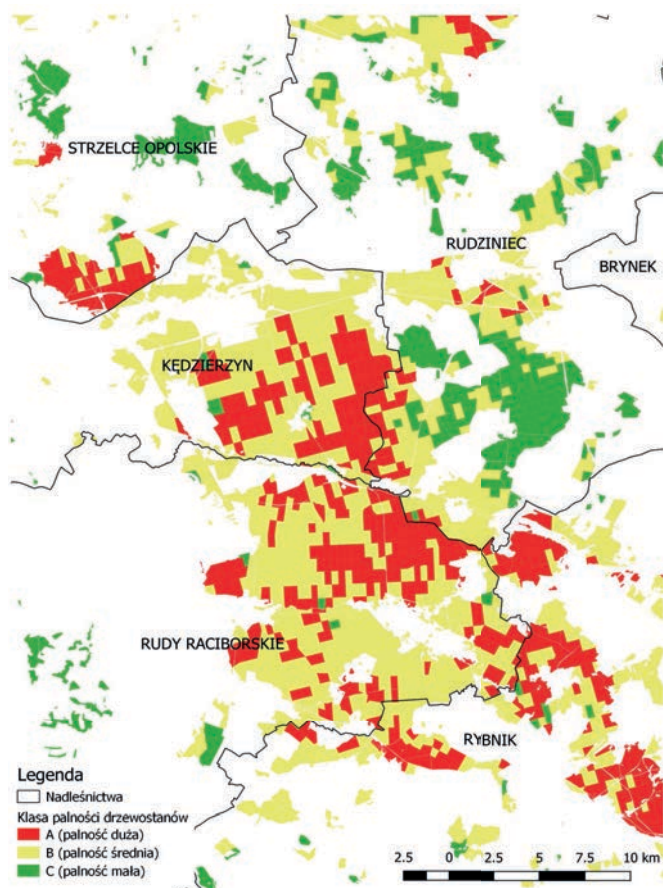
Tabela 2. Występowanie pożarów w zależności od rodzaju pokrywy gleby typów lasu i wartości wskaźników palności

Rodzaj pokrywy	Udział % powierzchni drzewostanów	Udział % liczby pożarów	Udział % powierzchni spalonej	Wskaźnik palności według pokrywy gleby	
				dla liczby pożarów (W_{PL})	dla powierzchni spalonej (W_{PP})
MSZ	15,43	18,78	13,38	1,22	0,87
MSZC	11,53	5,33	5,16	0,46	0,45
NAGA	0,42	0,65	1,03	1,53	2,44
SZAD	16,34	12,89	19,29	0,79	1,18
SZCH	8,65	5,12	6,93	0,59	0,80
ŚCIO	4,01	4,47	4,36	1,11	1,09
ZAD	57,09	48,18	45,81	0,84	0,80
ZIEL	13,48	4,60	4,04	0,34	0,30

Tabela 3. Przedziały skumulowanego wskaźnika palności dla klas palności drzewostanów

Wartość wskaźnika skumulowanego W_s	Klasa palności drzewostanu
$\geq 1,7$	A (palność duża)
$0,7 \div 1,7$	B (palność średnia)
$\leq 0,7$	C (palność mała)

Według opracowanej metody klasyfikacji oceny zagrożenia pożarowego można dokonać na poziomie wydzielenia, oddziału i leśnictwa. Klasy ustalone dla wydzieżeń generalizuje się do poziomu oddziału i leśnictwa. Zgeneralizowana klasa jest średnią ważoną z klas poszczególnych wydzieleni, gdzie wagą jest powierzchnia tych wydzieleni z zastrzeżeniem, że jeżeli powierzchnia drzewostanów jednej z klas stanowi więcej niż 50% powierzchni danego obszaru, to cały ten obszar zostaje zaliczony do tej klasy. Proces klasyfikacji i zobrazowania dla dowolnego obszaru leśnego w postaci mapy zagrożenia pożarowego może być zautomatyzowany po pobraniu danych taksacyjnych z Systemu Informatycznego Lasów Państwowych lub Banku Danych o Lasach. Na rycinie 1. przedstawiono przykład mapowania zagrożenia pożarowego według klas palności na poziomie oddziału.



Rycina 1. Mapa palności drzewostanów według klas palności na poziomie oddziału dla wybranego obszaru RDLP w Katowicach

Klasyfikację palności drzewostanów można wykorzystać:

- podczas prowadzenia akcji ratowniczo-gaśniczych małych i średnich pożarów lasu (klasyfikacja na poziomie wydzielenia),
- przy planowaniu docelowej sieci dojazdów pożarowych i punktów czerpania wody oraz prowadzeniu akcji ratowniczo-gaśniczych przy gaszeniu dużych pożarów (klasyfikacja na poziomie oddziału),
- przy ustaleniu lokalizacji punktów obserwacyjnych i baz sprzętu do gaszenia pożarów lasu (klasyfikacja na poziomie leśnictwa).

3. MODELE PALIW POKRYWY GLEBY

Typologia paliw umożliwi efektywne zarządzanie ochroną przeciwpożarową dzięki identyfikacji występującego zagrożenia pożarowego oraz prognozowanie

rozprzestrzeniania się ognia. Obecnie, gdy coraz częściej stosowane są w ochronie przeciwpożarowej lasu narzędzia informatyczne, umożliwiające prognozowanie rozprzestrzeniania się pożaru lasu oraz wspomagające proces decyzyjny, dotyczący organizowania akcji ratowniczo-gaśniczej, nieodzowne stało się opracowanie modeli paliw leśnych materiałów pokrywy gleby, gdyż stanowią one w Polsce zdecydowaną większość pożarów lasu (88%). Za główne cechy, które charakteryzują rodzaj paliwa (model paliwa) uznano:

- obciążenie ogniowe, czyli ilość biomasy wyrażonej w kg/m^2 lub w t/ha ;
- wilgotność materiału palnego (%), z uwzględnieniem zakresu jego wilgotności w sezonie zagrożenia pożarowego oraz przedziału, w którym jest on szczególnie podatny na pożar;
- ciepło spalania i wartość opałową wyrażone w KJ/kg ;
- gęstość objętościową paliwa wyrażoną w kg/m^3 .

Założono, że modele paliw pokrywy gleby będą opracowane dla typów siedliskowych lasu najbardziej narażonych na występowanie pożarów, z uwzględnieniem rodzaju pokrywy, gatunku panującego, klasy wieku drzewostanu oraz położenia geograficznego. Przyjęto także, że podstawowa dana charakteryzująca model paliwa, jakim jest obciążenie ogniowe, będzie obliczana na podstawie danych taksacyjnych wydzielenia dostępnych w SILP, dla konkretnego miejsca powstania pożaru i wykorzystana do symulacji rozprzestrzeniania się pożaru z zastosowaniem aplikacji „Model pożaru lasu”. Rozwiązanie takie umożliwi także szacowanie wielkości emisji węgla i innych produktów spalania powstałych w wyniku pożaru. W celu zapewnienia reprezentatywności wyników pomiaru odpowiedniej do liczby występujących pożarów oraz powierzchni zajmowanej przez poszczególne rodzaje drzewostanów zaplanowano przeprowadzenie badań na obszarze poligonów zlokalizowanych w różnych rejonach kraju. Ich usytuowanie powiązано z obszarami szczególnie zagrożonymi występowaniem pożarów lasu. Dla nadleśnictw, które były objęte tym zasięgiem, pozyskano warstwy map numerycznych wraz z niezbędnym opisem taksacyjnym oraz następnie wybrano drzewostany odpowiadające warunkom prowadzenia badań. Pomiary obciążenia ogniowego wykonywano w drzewostanach, w których w ostatnim okresie nie były prowadzone zabiegi pielęgnacyjne. Dla każdego rodzaju drzewostanu wykonywano podstawowy opis pokrywy gleby, a następnie wykonywano pomiar biomasy na 10 działkach o powierzchni 1 m^2 . Wybierając miejsca pobierania materiałów roślinnych pokrywy gleby i ich ilość, kierowano się stopniem pokrycia przez poszczególne gatunki roślinności, charakterystycznym dla drzewostanu, w którym prowadzono pomiary. W wybranych drzewostanach wykonano łącznie pomiary na 4269 działkach. W celu umożliwienia gromadzenia dużej liczby danych, jakie zostały zebrane w trakcie prowadzenia prac, oraz zapewnienia odpowiedniej dokładności obliczeń pomiarów

terenowych i laboratoryjnych, opracowano specjalizowaną bazę danych. Zapewniała ona zapisywanie wyników pomiarów biomasy w stanie wilgotności rzeczywistej, ułatwiła obliczanie jej wilgotności z wykorzystaniem metody suszarkowej, jak również umożliwiła określenie biomasy poszczególnych składników pokrywy gleby w stanie suchym. Na podstawie pomiarów terenowych dla wydzielonych rodzajów drzewostanów metodami statystyczno-matematycznymi opracowano algorytmy pozwalające obliczyć obciążenie ogniowe w zależności od typu siedliskowego lasu, rodzaju pokrywy gleby, składu gatunkowego oraz klasy wieku.

Ze względu na bardzo duże zróżnicowanie składu pokrywy gleby, szczególnie w części dotyczącej roślinności runa, konieczna była analiza zmienności wilgotności poszczególnych elementów składowych biomasy pokrywy gleby. Przeprowadzono ocenę zmienności wilgotności poszczególnych materiałów, a także porównano zmienność wilgotności ściółki górnej do zmienności wilgotności ściółki uzyskanej z danych wykorzystywanych do ustalania stopnia zagrożenia pożarowego lasu w latach 2014–2017. Ponieważ na różnych powierzchniach pomiarowych występowały inne składniki biomasy, utrudniona była analiza korelacji wilgotności poszczególnych elementów. Jednocześnie należy brać pod uwagę fakt, że jedynym składnikiem biomasy pokrywy gleby, którego wilgotność jest monitorowana regularnie, jest ściółka górna. To sprawiło, że analizę zmienności wilgotności przeprowadzono, porównując wilgotność ściółki z wilgotnością poszczególnych składników biomasy pokrywy gleby. Analizę tę wykonano z wykorzystaniem metody regresji wielokrotnej krokowej wstecz, gdzie jako zmienną zależną traktowano wilgotności poszczególnych składników biomasy pokrywy gleby, a jako zmienne niezależne wilgotność ściółki, logarytm naturalny z wilgotności ściółki, liczbę dni bez opadu, liczbę dni z opadem mniejszym od 1 mm i liczbę dni z opadem mniejszym od 5 mm. Analizy te pozwoliły na zgrupowanie materiałów podobnych pod względem charakterystyki wilgotnościowej, dzięki czemu możliwe było w dalszej części opracowywania modeli ograniczenie liczby zmiennych i jednoczesne wyeliminowanie znacznej liczby przypadków, dla których dla poszczególnych materiałów pokrywy gleby brak było danych (na danej powierzchni pomiarowej ten element nie występował). Pozwoliło to na ocenę wilgotności poszczególnych materiałów palnych oraz ustalenie okresów, w których poszczególne materiały są szczególnie podatne na pożar. Było to możliwe dzięki opracowaniu dla każdej z grup materiałów równań określających ich wilgotności w zależności od wilgotności ściółki górnej – materiału wskaźnikowego, której wilgotność jest określana codziennie w związku z ustalaniem stopnia zagrożenia pożarowego lasu.

Kolejnym etapem było opracowanie równań umożliwiających obliczenie ilości biomasy pokrywy gleby w zależności od siedliskowych typów lasu, rodzaju pokrywy gleby, składu i wieku drzewostanu. Ponieważ tylko zmienną opisującą wiek można

było przedstawić w skali nominalnej lub porządkowej, zdecydowano, aby stworzyć grupy jednorodne dla STL, rodzaju pokrywy i składu gatunkowego, wykorzystując test rang Kruskala-Wallisa, dający możliwość porównania wartości średniej danej cechy dla wielu grup niezależnych. Zaletą tego testu, wobec znacznego rozszerzenia pomiarów do wielu grup STL, rodzaju pokrywy i składu gatunkowego drzewostanu, była możliwość prowadzenia analiz niezależnie od rozkładu zmiennej zależnej. W pierwszym etapie wykonano analizy dla trzech grup materiałów murszu oraz martwych i żywych składników biomasy pokrywy gleby, osobno według siedliskowych typów lasu, rodzaju pokrywy oraz składu gatunkowego drzewostanu. W dalszej kolejności, analizy prowadzono dla grup łączonych według cech, dla których nie występowały istotne różnice rozkładu średniej masy danych rodzajów materiałów pokrywy gleby, zmierzając do wyodrębnienia dla każdego z nich maksymalnie kilku grup. Dla tak wyodrębnionych grup określono korelację masy poszczególnych materiałów pokrywy gleby i wieku drzewostanu oraz opracowano równania umożliwiające obliczenie obciążenia ogniowego dla danego rodzaju paliwa.

Podstawą opracowania gęstości objętościowej – rozumianej jako stosunek masy materiału do jego objętości łącznie z porami wypełnionymi przez powietrze (tzw. gęstość pozorna) – paliwa była analiza korelacji masy poszczególnych grup biomasy pokrywy gleby i grubości ich warstwy. Dla murszu oraz pozostałych martwych składników pokrywy gleby wykonano ją łącznie dla wszystkich grup. Dla żywych składników pokrywy gleby wykonano ją osobno dla poszczególnych grup wydzielonych według siedliskowych typów lasu i rodzaju pokrywy gleby.

Szczegółowe modele paliw opracowano, uwzględniając ilość murszu, pozostałych martwych składników pokrywy gleby oraz żywych składników pokrywy gleby. Przy ich opracowywaniu zrezygnowano z tworzenia osobnych modeli dla najmniej licznych grup drzewostanów, łącząc drzewostany zbliżone pod względem ilości poszczególnych składników pokrywy gleby i przyjmując w takim przypadku równania ilości danego składnika o wyższych wartościach wynikowych. Ponadto opracowano zestawienie wszystkich kombinacji STL, rodzaju pokrywy i składu gatunkowego, dla których należy stosować poszczególne modele paliw. Dla każdego modelu paliwa określono zakres jego wilgotności w warunkach naturalnych oraz szczególnej podatności na możliwość powstania i rozprzestrzeniania się pożaru. Wartości cieplne modeli paliw obliczono na podstawie obciążenia ogniowego w stanie suchym, dla uśrednionego ciepła spalania typowych materiałów pokrywy gleby.

Wynikiem badań było opracowanie pięciu modeli paliw leśnych materiałów roślinnych pokrywy gleby: paliwa murszowego, ściółkowego, mszystego, zielnego borowego i zielnego lasowego, uzupełnionych przez modele paliwa powierzchni zrębowych i terenów odkrytych. Dla ułatwienia posługiwania się modelami paliw, szczególnie na etapie ich praktycznego wykorzystania i mapowania, każdy z nich

został zidentyfikowany symbolem literowym, cyfrowym i odpowiadającym mu kolorem (tab. 4). Ułatwi to również przegląd występowania typów paliw i mapowanie obszarów leśnych.

Tabela 4. Rodzaje modeli paliw oraz ich symbole i numery

Nazwa modelu paliwa	Symbol literowy	Numer
Model paliwa murszowego	MPMU	1
Model paliwa ściółkowego	MPSC	2
Model paliwa mszystego	MPMS	3
Model paliwa zielnego borowego	MPZB	4
Model paliwa zielnego lasowego	MPZL	5
Model paliwa zrębowego	MPZR	6
Model paliwa powierzchni odkrytych	MPPO	7

Poniżej, dla przykładu przedstawiono charakterystykę modelu paliwa ściółkowego.

Model paliwa ściółkowego (MPSC, 2)

„Paliwo ściółkowe” – materiały palne pokrywy gleby we wszystkich drzewostanach z pokrywą ściółkową, z wyjątkiem wymienionych w części dotyczącej „paliwa murszowego”.





Widok typowych drzewostanów z pokrywą ściółkową oraz przykłady rodzajów występujących na niej materiałów palnych.

Obciążenie ogniowe (kg/m²)

$$Q_d = 2,7 + 0,037 \cdot W$$

Wartość opałowa (MJ/kg)

$$W_{op} = 39,7 + 0,66 \cdot W$$

Wilgotność murszu (%)

$$W_{d-m} = 8,3 + 11,1 \cdot \ln(W_s) - 0,6 \cdot d_{<1}$$

Wilgotność części nadziemnej (%)

$$W_{nadz} = ((340 - 0,9 \cdot W) \cdot (9,5 + 0,82 \cdot W_s - 0,3 \cdot d_{<0,1} - 0,3 \cdot d_{<5})) + (200 + 2,0 \cdot W) \cdot (7,1 + 16 \cdot \ln(W_s) - 0,4 \cdot d_{<5}) / (540 + 1,1 \cdot W)$$

Zakres wilgotności (%)

$$W_{ma} \ 8 \div 83$$

Próg palności (%)

$$30$$

Gęstość objętościowa (kg/m³)

$$\rho = 19,3$$

Okres największej palności

maj, kwiecień, czerwiec

gdzie:

W – wiek drzewostanu

W_s – wilgotność ściółki

$d_{<0,1}$ – liczba dni z opadem mniejszym od 0,1 mm

$d_{<1}$ – liczba dni z opadem mniejszym od 1 mm

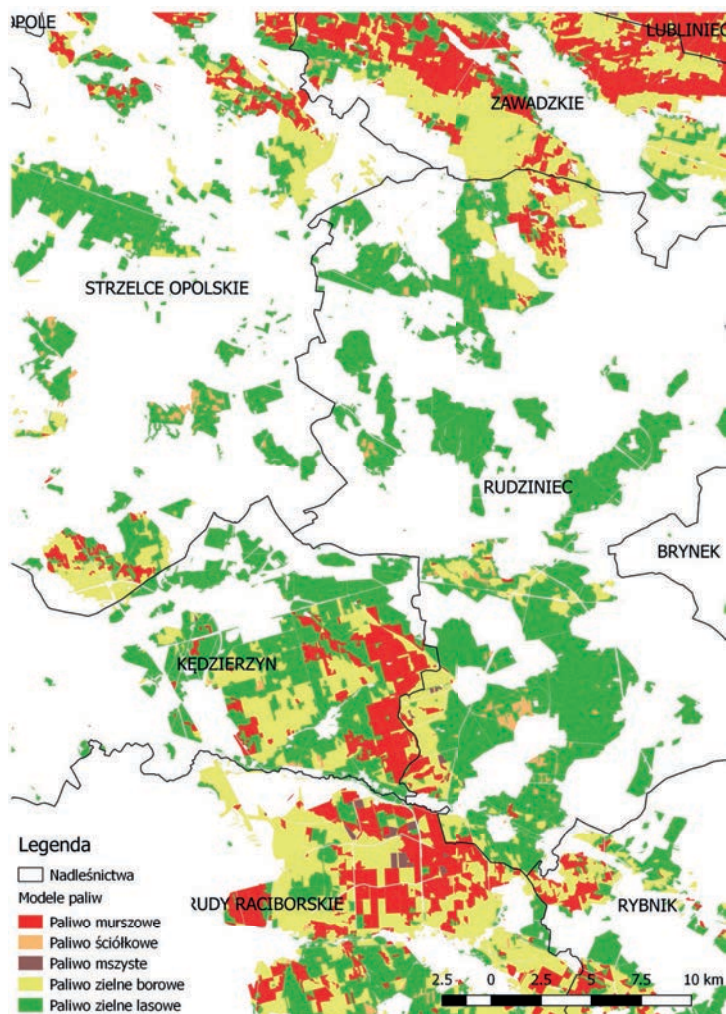
$d_{<5}$ – liczba dni z opadem mniejszym od 5 mm

Klasa wieku	I	II	III	IV	V	VI i starsze
Obciążenie ogniowe [kg/m ²]	3,1	3,8	4,6	5,3	6,0	6,8
Wartość opałowa [MJ/m ²]	58	72	86	100	114	128

W celu ułatwienia mapowania występujących rodzajów materiałów palnych opracowano matrycę występowania modeli paliw w zależności od siedliskowego typu lasu i rodzaju pokrywy (tabela 5. przedstawia modele paliw dla siedlisk borowych), co pozwala wygenerować mapę dla dowolnego obszaru leśnego po pobraniu danych taksacyjnych drzewostanów – ryciny 2. i 3.

Tabela 5. Typy modeli paliw w zależności od STL i rodzaju pokrywy gleby – siedliska borowe

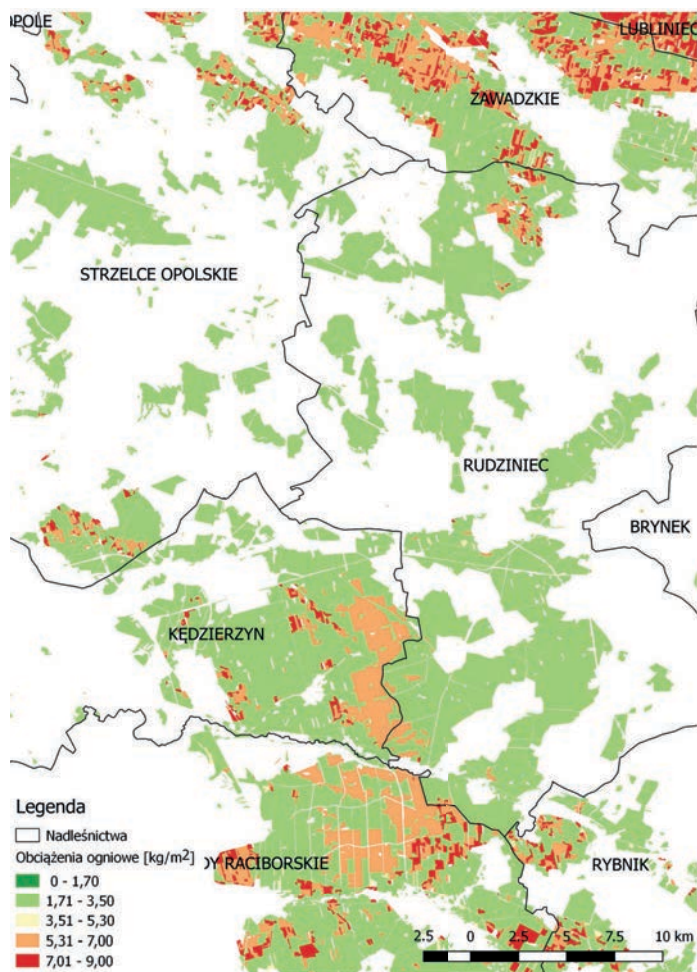
Siedliskowy typ lasu	Rodzaj pokrywy gleby							
	MSZ	MSZC	NAGA	SZAD	SZCH	ŚCIO	ZAD	ZIEL
Bs	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU
Bw	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU
Bb	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU
BMw	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU
BMb	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU	MPMU
BGb	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB
BGśw	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB
BGw	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB
BMGb	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB
BMGśw	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB
BMGw	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB
BMśw	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB
BMwyżśw	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB
BMwyżw	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB
Bśw	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB
BWG	MPMS	MPZB	MPZB	MPZB	MPZB	MPSC	MPZB	MPZB



Rycina 2. Mapa rodzaju paliw pokrywy gleby według wydziałów dla fragmentu RDLP w Katowicach

Badania pokazały, że sposób określenia obciążenia ogniowego (podstawowego parametru charakterystyki pożarowej materiałów leśnych) i jego matematycznego opisu jest bardzo skomplikowany. Wynika to przede wszystkim z bardzo złożonego wpływu kompleksu czynników siedliskowo-drzewostanowych, które decydują o masie paliwa. W trakcie pomiarów terenowych, wydawałoby się w jednorodnych warunkach dla badanej powierzchni, określonych przez typ siedliskowy lasu, skład gatunkowy, wiek i rodzaj pokrywy, notowano znaczne zróżnicowanie ilości biomasy. Utylitarny cel badań wymusił konieczność przyjęcia założeń, popartych wiedzą i doświadczeniem, zmierzających do generalizowania wyników prac, które

nie powinny mieć większego wpływu na rezultat wykorzystania ich w praktyce leśnej w zakresie planowania i organizacji systemu ochrony przeciwpożarowej lasu oraz prognozowania rozprzestrzeniania się pożarów. Podobne rozwiązania, które przedstawiono w niniejszej pracy, funkcjonują w ochronie przeciwpożarowej lasów w takich krajach jak USA, Kanada czy Australia.



Rycina 3. Mapa wartości obciążenia ogniowego według wydziałów dla fragmentu RDLP w Katowicach

Podsumowując tę część pracy, należy stwierdzić, że:

1. Opracowane modele paliw i klasyfikacja palności umożliwiają mapowanie obszarów leśnych, co w znaczący sposób może się przyczynić do prawidłowej lokalizacji tworzonej infrastruktury przeciwpożarowej, zwiększenia skuteczności akcji gaśniczych oraz właściwego ukierunkowania działań profilaktycznych.

2. Możliwość określenia rodzaju paliwa i obliczenia obciążenia ogniowego w miejscu powstania pożaru poprawi trafność prognozowania rozprzestrzeniania się pożaru stosowanej aplikacji „Model pożaru lasu”.
3. Dane o obciążeniu ogniowym w zależności od modelu paliwa pozwolą na szacowanie emisji węgla i innych produktów spalania, co może być nową funkcjonalnością aplikacji „Model pożaru lasu” po jej modyfikacji.
4. Dla praktycznej użyteczności modeli paliw i klasyfikacji palności wskazane jest zintegrowanie ich z Systemem Informatycznym Lasów Państwowych lub pozyskiwanie z SILP koniecznych danych taksacyjnych.
5. Opracowane zasady mapowania obszarów leśnych pod względem zagrożenia pożarowego, uwzględniające palność i typ paliwa mogą być wykorzystane przy implementacji unijnej dyrektywy INSPIRE.
6. Należy rozważyć możliwość prezentacji danych dotyczących występowania modeli paliw na obszarach leśnych i klasyfikacji palności drzewostanów w Banku Danych o Lasach.
7. Klasyfikacja palności według typu siedliskowego lasu i rodzaju pokrywy gleby powinna być wykorzystana dla sporządzenia charakterystyki zagrożenia pożarowego nadleśnictwa w „Sposobach postępowania na wypadek powstania pożaru lasu”.
8. Należy rozważyć integrację istniejących narzędzi informatycznych, wspomagających system ochrony przeciwpożarowej, wykorzystywanych w punktach alarmowo-dyspozycyjnych nadleśnictw, w tym model pożaru lasu, algorytm oceny możliwości przejścia pożaru pokrywy gleby w pożar całkowity i innych oraz powiązanie z leśną mapą numeryczną w celu optymalnego wykorzystania i poprawy funkcjonalności ich stosowania. Za celowe uznaje się dokonanie kolejnego etapu oprogramowania prognozowania rozprzestrzeniania się pożaru lasu poprzez możliwość jego wizualizacji na mapie.

4. GEOINFORMATYCZNA PLATFORMA „DYSPOZYTOR”

Wyposażenie techniczne, jak i wyszkolenie dzisiejszych ratowników charakteryzuje się wysokim stopniem zaawansowania, co z perspektywy Kierującego Działaniami Ratowniczymi (KDR) jest gwarancją prawidłowo przeprowadzonej akcji na poziomie interwencyjnym.

Niemniej jednak taktyczny bądź strategiczny poziom dowodzenia, na jakim działa kierujący akcją, stawia trudne pytanie – w jaki sposób poprawić efektywność działań operacyjnych i logistycznych, zachowując przy tym jak najkrótszy czas obsługi zdarzenia oraz zmniejszając ewentualne straty?

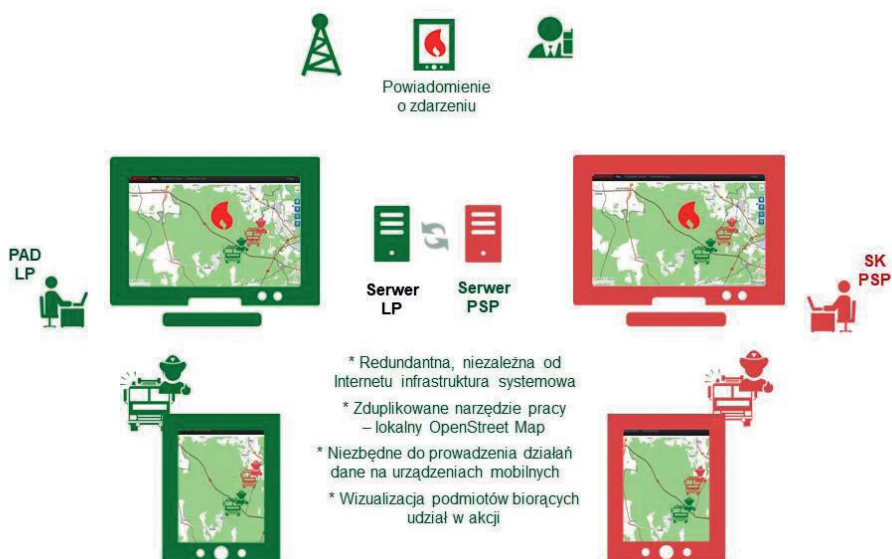
Odpowiedzią może być wykorzystanie nowych technologii z zakresu szeroko pojętej informatyki, geomatyki oraz łączności. Na szczególną uwagę zasługuje

najbardziej dynamicznie rozwijająca się dziedzina IT – rozwiązania programistyczne – od mało skomplikowanego oprogramowania do rozbudowanych platform systemowych. Cel stawiany podczas budowy tak specjalistycznych systemów powinien zakładać dostarczenie precyzyjnej, wiarygodnej informacji w możliwie najkrótszym czasie w sposób zrozumiały dla odbiorcy. Tym samym, podawane informacje stanowić mają odpowiedzi na stawiane przez kierującego akcją pytania, istotne również dla innych podmiotów biorących udział w zdarzeniu.

Taki cel został przyjęty w 2015 roku w projekcie budowy platformy wymiany informacji i zarządzania zdarzeniem pomiędzy Regionalną Dyрекcją Lasów Państwowych w Zielonej Górze a właściwymi terytorialnie jednostkami Państwowej Straży Pożarnej działającymi w obrębie województwa lubuskiego. Jako ośrodek testowy i konsultacyjny wyznaczono Komendę Miejską PSP w Zielonej Górze.

Do tej pory informacje o zdarzeniu przekazywane były w postaci korespondencji telefonicznej bądź radiowej oraz pliku (raportu mapowego) przesyłanego pocztą elektroniczną pomiędzy Punktem Alarmowo-Dyspozycyjnym LP a Stanowiskiem Kierowania PSP.

Sprawne prowadzenie akcji ratowniczo-gaśniczej na obszarach leśnych wymaga współdziałania służb. W celu usprawnienia komunikacji pomiędzy strażakami i zielonogórskimi leśnikami opracowano system geoinformatyczny „Dyspozytor”, dla którego jako podstawowe założenie przyjęto wizualizację na mapie numerycznej sił i środków biorących udział w zdarzeniu oraz wymianę informacji o zagrożeniach w czasie rzeczywistym.



Rycina 4. Założenia systemu wymiany informacji o zdarzeniach

Specyfika obszarów leśnych wymaga dostosowania narzędzi wykorzystywanych podczas prowadzonych działań, przy uwzględnieniu priorytetów (dostęp do informacji o terenie oraz aktualnych informacji o zdarzeniu), jak i ograniczeń technicznych (niezawodność i funkcjonalność oprogramowania, możliwość wielokierunkowej transmisji danych).

Opracowany system nawiązuje bezpośrednio do wniosków i rekomendacji z Krajowej Konferencji „Ogień a gospodarka leśna i ochrona przyrody”, która odbyła się w Łagowie (Nadleśnictwo Świebodzin) w dniu 17 marca 2015 r. Jako zadanie z zakresu doskonalenia współpracy pomiędzy LP i PSP w ochronie przeciwpożarowej lasu wymieniono „Konsekwentne i skoordynowane wdrażanie oraz doskonalenie nowoczesnych narzędzi (technik i technologii) wspomagających proces podejmowania decyzji oraz prowadzenie działań ratowniczo-gaśniczych, w szczególności poprzez wspólne przetestowanie (LP i PSP) systemu bezpośredniej wymiany informacji o zagrożeniach w czasie rzeczywistym, będącego rozwinięciem aplikacji „Dyspozytor”, a po pomyślnym zakończeniu testów, wdrożenie go do stosowania na terenie kraju”.

Mając na uwadze użytkowników systemu z różnych poziomów organizacyjnych Lasów Państwowych i Państwowej Straży Pożarnej, nad oprogramowaniem pracował powołany zespół projektowy, w skład którego weszli pracownicy RDLP w Zielonej Górze, RDLP w Szczecinie, Nadleśnictwa Przytok, Komendy Wojewódzkiej PSP w Gorzowie Wielkopolskim, Komendy Miejskiej PSP w Zielonej Górze oraz Laboratorium Ochrony Przeciwpożarowej Lasu Instytutu Badawczego Leśnictwa.

Na rozwiązanie składa się aplikacja mobilna dla pracowników LP i współpracujących służb oraz aplikacja webowa dla dyspozytorów LP i PSP oraz innych uprawnionych użytkowników.

Podstawową założoną funkcjonalnością systemu „Dyspozytor” jest zgłaszanie (alarmowanie Punktów Alarmowo-Dyspozycyjnych LP i Stanowisk Kierowania PSP odbywa się według właściwości terytorialnej) i monitorowanie pożarów oraz innych zagrożeń w czasie rzeczywistym (informacja o zdarzeniu jest dostępna w tej samej chwili jednocześnie dla wszystkich uprawnionych użytkowników ze strony LP i współpracujących służb ratowniczych), co zwiększa bezpieczeństwo uczestników akcji oraz zapewnia wsparcie logistyczne dla podejmowanych działań.

Funkcjonalność systemu obejmuje:

- a. powiadamianie sił i środków o zdarzeniach oraz zarządzanie uczestnikami akcji z wykorzystaniem urządzeń mobilnych i aplikacji WEB za pomocą komunikatów dźwiękowych i tekstowych oraz innych informacji widocznych na mapie;
- b. powiadamianie alternatywne przy pomocy SMS w przypadku braku połączenia internetowego;

- c. wizualizację miejsca zdarzenia na mapie w czasie rzeczywistym;
- d. lokalizację na mapie sił i środków wraz z ich aktualnym statusem;
- e. przesyłanie pomiędzy użytkownikami odpowiednio zoptymalizowanych plików multimedialnych;
- f. wykonywanie pomiarów na mapie i w terenie;
- g. dostęp do dedykowanych podkładów mapowych – w tym do mapy p.poż. z danymi LP i PSP (także offline) – zakres danych numerycznych w oparciu o Porozumienie zawarte 13.06.2007 r. w Warszawie pomiędzy Komendantem Głównym PSP a Dyrektorem Generalnym LP, z dodatkowymi warstwami PSP (np. hydranty, pikietaż dróg, linii kolejowych i rzek);
- h. dostęp do aktualnych danych z najbliższych meteorologicznych punktów pomiarowych LP;
- i. raportowanie – dostęp do archiwum zdarzeń.

Na komponenty systemu składają się poniższe moduły aplikacyjne:

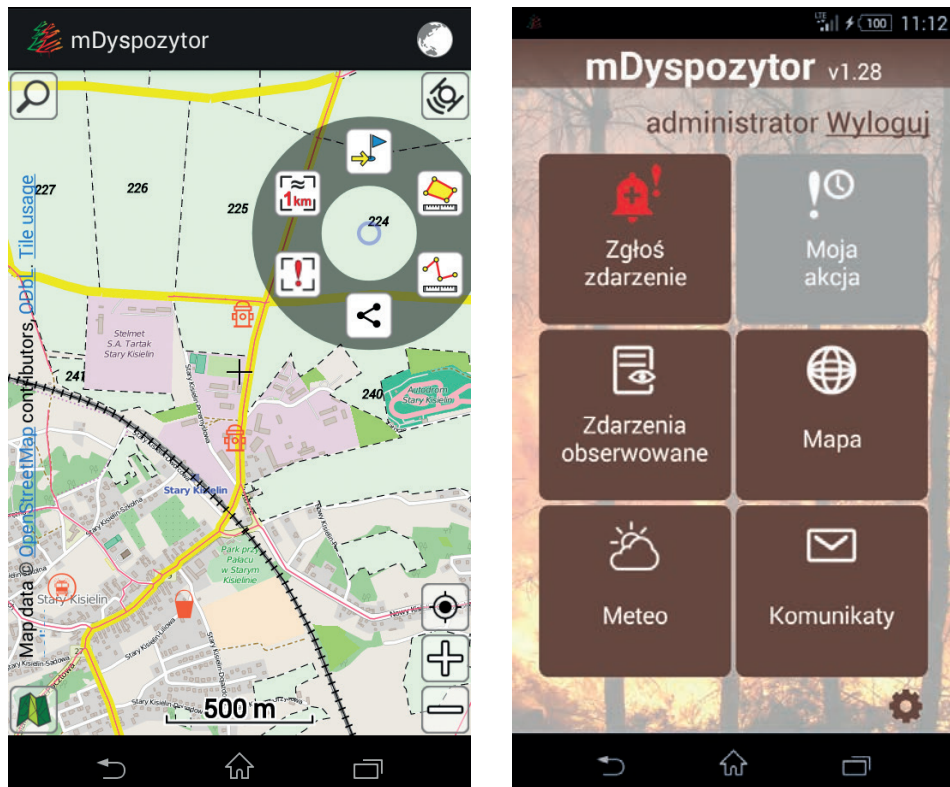
- a. aplikacja webowa dla dyspozytorów Punktów Alarmowo-Dyspozycyjnych LP i Stanowisk Kierowania PSP oraz innych uprawnionych użytkowników – obejmująca moduł zgłaszania zdarzeń (w tym poprzez wskazanie na mapie oraz na podstawie namiarów z dostrzegalni), moduł obsługi zdarzeń, wizualizację na mapie zdarzeń i aktualnego położenia sił i środków, narzędzia (np. pomiar, wyszukiwanie), dostęp do wybranych podkładów mapowych i innych danych, w tym informacji z LMN oraz do aktualnej sytuacji meteorologicznej;



Rycina 5. Aplikacja WEB Dyspozytor

- b. aplikacja mobilna obejmująca moduł zgłaszania zdarzeń, dostęp do informacji o prowadzonych akcjach, zagrożeniu pożarowym, wprowadzonych

okresowych zakazach wstępu do lasu, moduł mapowy (w tym dedykowane mapy offline) z przypisaną funkcjonalnością (lokalizacja, pomiary), moduł meteo oraz komunikaty.



Rycina 6. Aplikacja mobilna mDyspozytor

Całość systemu została zainstalowana na serwerach wirtualnych Lasów Państwowych.

Wykonany system wymiany informacji o zagrożeniach „Dyspozytor” był wykorzystany podczas ćwiczeń ratowniczo-gaśniczych szczebla powiatowego i wojewódzkiego, w tym jako wsparcie pracy sztabu z udziałem znacznych sił i środków w ramach ćwiczeń „Zasięki 2017” (Nadleśnictwo Lubsko).

Obecnie prowadzone są prace w kierunku dalszego rozwoju opracowanego systemu, należy przy tym zaznaczyć, że realizowany projekt ma za zadanie wspierać i uzupełniać, nie zaś zastępować funkcjonujących w LP i PSP sprawdzonych rozwiązań.

Ze względu na szeroki zakres działań Państwowej Straży Pożarnej, wykraczający znacznie poza akcje gaśnicze na obszarach leśnych, Komenda Miejska

Państwowej Straży Pożarnej w Zielonej Górze podjęła próbę rozszerzenia opracowanego systemu o wizualizację i obsługę każdego zdarzenia będącego w zakresie kompetencji PSP.

Tak powstał system „Xavery”, który bazując na wspólnych z „Dyspozytorem” podkładach mapowych jest odpowiedzią na zapotrzebowanie udoskonalenia stosowanego przez PSP systemu informatycznego SWD-ST, szczególnie w kontekście obsługi zdarzeń masowych oraz współpracy z jednostkami LP.



Rycina 7. Wykorzystanie systemu Dyspozytor podczas ćwiczeń ratowniczo-gaśniczych „Zasieki 2017”

Dodatkowo, dzięki dostosowaniu do pracy na wielkogabarytowych ekranach dotykowych oraz zaimplementowaniu modułu służącego do analizy danych i wykorzystującego zaawansowane algorytmy, jest on obiecującym rozwiązaniem jako system sztabowy.

Projekt będący rozszerzeniem założeń uwzględnianych podczas tworzenia „Dyspozytora” obejmował:

- a. wizualizację i analizę zdarzeń oraz sił i środków wraz z ich przydziałem do zdarzeń, z uwzględnieniem specyfiki pracy na ekranach o dużej szerokości oraz dotykowej interakcji z operatorem;

- b. zastosowanie elementów analizy danych pod kątem prognozowania możliwości wystąpienia zdarzeń oraz automatycznego określania priorytetów obsługi zdarzeń i potencjalnych scenariuszy działania;
- c. opracowanie interfejsu umożliwiającego łatwiejszą integrację z innymi systemami w przyszłości.

System „Xavery” z perspektywy użytkownika składa się z 2 modułów: mobilnego oraz aplikacji WEB.

Aplikacja WEB to podstawowy interfejs systemu, najbardziej rozbudowany, o możliwościach zależnych od uprawnień zalogowanego użytkownika.

Okno główne to mapa z naniesionymi zdarzeniami oraz przypisanymi do nich siłami i środkami. Ma ona charakter w pełni interaktywny, co oznacza, że w sposób dynamiczny wyświetla zmiany zainicjowane zarówno przez użytkownika (np. przyjmowanie nowego zdarzenia, włączanie poszczególnych warstw mapowych czy powiadamianie poszczególnych grup), jak i parametry zewnętrzne, takie jak informacje o lokalizacji czy statusie pracy danego zastępu.

Część okna wypełnia moduł graficzny w postaci trzech kolumn ze zdarzeniami zobrazowanymi w postaci kolorowych kafli i przypisanymi do nich pojazdami. W zależności od etapu obsługi przyjęte zdarzenie w sposób automatyczny przypisane jest do właściwej kolumny:

- a. „Bez sił i środków” – zdarzenie przyjęte, bez przypisanych zastępów;
- b. „Bez lokalizacji” – wszystkie obsługiwane, ale jeszcze nieopanowane zdarzenia;
- c. „Zlokalizowane” – zdarzenia opanowane, które z perspektywy kierującego działaniami w naturalny sposób posiadają mniejszy priorytet uwagi.

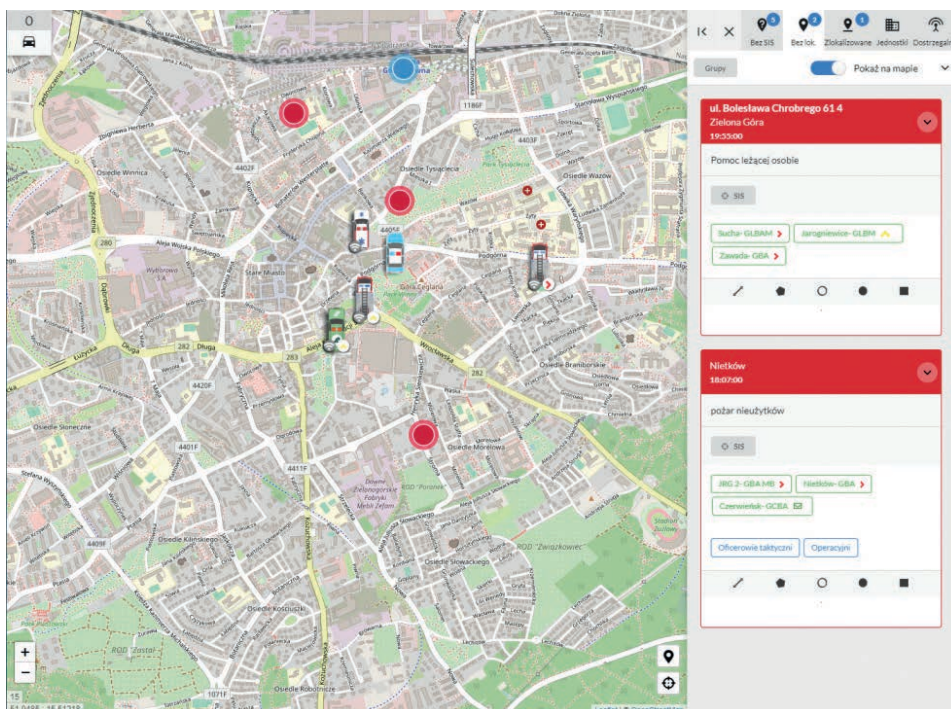
W zależności od rodzaju zdarzenia kafel przyjmuje kolor:

- a. czerwony – w przypadku pożarów;
- b. niebieski – w przypadku innych zagrożeń.

Zdarzenia, takie jak np. burza z intensywnym opadem deszczu, powodująca podtopienia ulic miejskich lub wiatrolomy, charakteryzują się dużą ilością zgłoszeń na stosunkowo małym obszarze w krótkim okresie czasu. Do tego typu działań zadysponowany zostanie najczęściej jeden zastęp ratowniczy – pompowanie zalanych obiektów czy udrożnienie ciągów komunikacyjnych.

W takich przypadkach system z dużym prawdopodobieństwem podpowie zarządzającemu o zdarzeniach zdublowanych (np. zalanie piwnicy kamienicy wielorodzinnej zgłaszane przez wielu świadków), zaproponuje najbliższy wolny zastęp, a także z priorytetem zwizualizuje skolejkowany wcześniej pożar.

Dodatkową istotną cechą modułu WEB jest możliwość rysowania linii, poligonów, okręgów lub oznaczanie charakterystycznych punktów, co ma istotne znaczenie w przypadku wykorzystania systemu jako aplikacji sztabowej.



Rycina 8. Aplikacja WEB Xavery

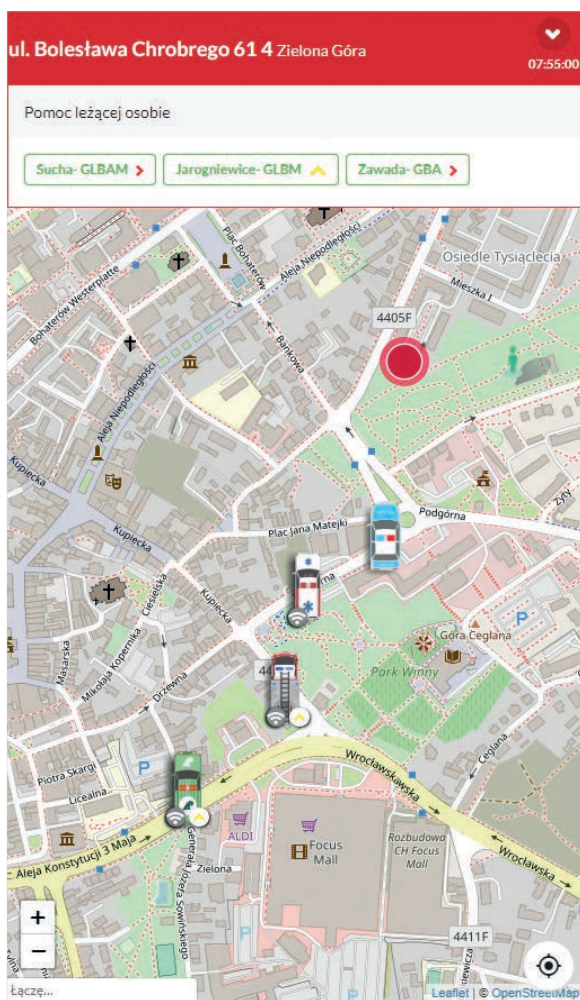
Drugi moduł systemu to wizualizacja zdarzeń na urządzeniach mobilnych, który jest jednocześnie indywidualną platformą zgłoszeniową dla ratowników Ochotniczej Straży Pożarnej czy specjalistycznych grup, przypisaną do danej akcji.

Przydzielona do działań osoba aktywuje link z otrzymanej wiadomości SMS, który uruchamia bezinstalacyjną wersję mobilną systemu „Xavery”.

Duży poziom bezpieczeństwa w połączeniu z maksymalnie uproszczoną procedurą dostępu do systemu oraz wysoką ergonomią pracy sprawia, że użytkownik natychmiast otrzymuje informacje, takie jak:

- a. charakter i szczegółowe informacje o zdarzeniu;
- b. dokładna lokalizacja z możliwością nawigowania wg azymutu;
- c. informacja o innych zadysponowanych zastępach wraz z ich statusem działań i lokalizacją w postaci płynnej animacji;
- d. szczegółowe podkłady mapowe.

Moduł mobilny posiada również specjalnie sformatowaną część WEB. Dostępna jest ona tylko dla użytkowników posiadających odpowiednie prawa wglądu. Ze względu na parametry techniczne urządzeń przenośnych, funkcjonalność ograniczona jest do pełnego podglądu wszystkich obecnie prowadzonych działań wraz ze szczegółowymi informacjami.



Rycina 9. Aplikacja mobilna Xavery

Opisane powyżej moduły są w rzeczywistości częścią rozbudowanego z technicznego punktu widzenia systemu „Xavery” i stanowią wizualną projekcję zaawansowanych algorytmów, spośród których jeszcze jeden wymaga kilku zdań uwagi – moduł automatyzacji procesów powiadamiania.

Odpowiada on za szereg działań, jakie podejmowane są po przypisaniu danego zastępu do akcji, w skład których w zależności od rodzaju (pojazd PSP, OSP lub grupa specjalistyczna) wchodzi:

1. Uruchomienie procedury powiadamiania i zarządzania inteligentnym obiektem, jakim jest Jednostka Ratowniczo-Gaśnicza PSP, w skład której wchodzi w odpowiednich sekwencjach czasowych:

- a. uruchomienie oświetlenia alarmowego budynku;
- b. zapowiedź głosowa zdarzenia generowana cyfrowo;
- c. wyświetlenie szczegółowej informacji na monitorach usytuowanych w nerwalgicznych punktach obiektu;
- d. załączenie sygnalizacji dźwiękowej;
- e. otwarcie bramy garażowej zadysponowanego pojazdu;
- f. otwarcie głównej bramy wyjazdowej z jednostki;
- g. załączenie sygnalizacji drogowej wstrzymującej ruch uliczny.

Po zdefiniowanym okresie czasu, poszczególne etapy realizowane są w sekwencji odwrotnej aż do pierwotnego stanu budynku.

2. Wysłanie wiadomości tekstowej SMS oraz e-mail do grupy odbiorców (głównie ratownicy OSP) wraz z dostępem do opisywanego powyżej modułu mobilnego.



Rycina 10. Wykorzystanie platformy Xavery w sztabie akcji podczas krajowych ćwiczeń ratowniczo-gaśniczych

Zagadnieniem wymagającym osobnego omówienia jest możliwość wykorzystania bezzałogowych statków latających jako narzędzi wspomagających planowanie i organizowanie działań ratowniczych w lasach. Szerokie spektrum zastosowań obejmuje wykorzystanie dronów jako autonomicznych platform bądź jako elementów zasilających danymi specjalistyczne systemy geoinformatyczne.

Doświadczenia zebrane podczas budowy zaprezentowanych systemów pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Użytkownik potrzebuje prostego, intuicyjnego i niezawodnego rozwiązania.

2. Szczególną uwagę należy zwrócić na prawidłowe rozpoznanie wraz z uwzględnieniem realnych potrzeb i specyfiki działania poszczególnych służb.
3. Budowa dedykowanych systemów w fazie testowej wymaga dużego zaangażowania końcowego odbiorcy.
4. Należy założyć elastyczność rozwiązań umożliwiającą wprowadzanie zmian oraz potencjalną rozbudowę.
5. Jakość informacji do realnego wykorzystania stanowi priorytet w stosunku do narzędzi technicznych.

Drony scenariusze zastosowań



przełaznik
łączości



pilot



poszukiwania



wypadki komunikacyjne



ewakuacja



ratownictwo chemiczne



ratownictwo
wysokościowe



ratownictwo
wodne



mikrodrony

Rycina 11. Drony – scenariusze zastosowań

Summary

Arkadiusz Kaniak¹, Paweł Wcisło², Ryszard Szczygiel³

¹ State Fire Service, Municipal Station in Zielona Góra
a.kaniak@straz.zgora.pl

² Regional Directorate of the State Forests in Zielona Góra
pawel.wcislo@zielonagora.lasy.gov.pl

³ Forest Research Institute
r.szczygiel@ibles.waw.pl

Geoinformatics tools supporting planning and organizing rescue operations in forests

Geoinformatics products that facilitate interventions are being used increasingly in the crisis and rescue management. Also in forest fire protection there are tools supporting decision-making processes aiming at efficient and successful course of firefighting actions, for which the most important is information acquired preferably during operational time. It consists of risk assessment, terrain data, the opportunity to use the existing infrastructure, and above all, the ability to use available forces and resources necessary to control the crisis situation. The method of stand flammability classification and models of soil cover fuels developed by the Forest Fire Protection Laboratory at IBL as a part of the project “Development of models of soil cover forest plant fuels”, financed by the Directorate-General of the State Forests, may be useful for fire risk assessment.

The flammability class of tree stands reflects their susceptibility to fire and is determined on the basis of a forest habitat type and a type of soil cover. There are three flammability classes: A – high flammability, B – medium flammability, and C – low flammability. They are set for tree stand, forest compartment and forest sub-district levels. The flammability classification at a stand level can be used when conducting rescue and firefighting operations in a case of small- and medium-size fires, while at a forest compartment level to organize big firefighting operations. Information on fire risk at forest compartment and forest range levels may also be useful in planning a target network of fire routes and water supply points, as well as to establish the location of observation points and firefighting equipment bases.

The fuel model is a mathematical representation of characteristics of combustible material used to predict a spread of fire and its intensity. The basic features that characterize the fuel type are: fire load, humidity, volumetric density and calorific value. As a result of the research, five fuel models were developed: muck, litter, moss, herbaceous in coniferous forest, herbaceous in broad-leaved forest ones. They are supplemented by models for clear-cutting area and for exposed surfaces. Using forest taxation data from the State Forests Information System or the Forest Data Bank, it is possible to generate maps of stand flammability grades and of spatial distribution of specific fuel models, including in particular data on

the amount of combustible biomass, being one of the input data for forest fire model. Fire risk assessment and prediction of fire development are the main issues for organizing and managing the fire protection system. In case of large-area rescue operations, the ability to manage the incident at the headquarters level is of particular importance. The nature of rescue operations enforces close cooperation between different services and the need for effective information exchange by means of the integrated system. The “Dyspozytor” system is an example of a geoinformation platform for cooperation between emergency and forest services that facilitates proper decision-making. It enables management and analysis of activities based on real-time incident visualization using the resources of the Forest Numeric Map.

LITERATURA

- Castro Rego F.M.C., Moreno Rodríguez J.M., Vallejo Calzada V.R., Xanthopoulos G. 2018. Forest fires. Sparking firesmart policies in the UE, European Commission, Luxembourg.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 marca 2006 r. w sprawie szczególnych zasad zabezpieczenia przeciwpożarowego lasów [Dz. U. 2010 nr 137 poz. 923].
- Szczygieł R., Kwiatkowski M., Kołakowski B. 2017. Opracowanie modeli paliw materiałów roślinnych pokrywy gleby. Raport IBL, Sękocin Stary.

Jan Kaczmarowski¹, Henryk Parapura², Jakub Kwiecień²

¹ Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych
jan.kaczmarowski@lasy.gov.pl

² Instytut Łączności – PIB
{h.parapura, j.kwiecien}@itl.waw.pl

Analiza przestrzenna rozkładu natężenia pola radiowego w lasach

1. WSTĘP

W Lasach Państwowych trwają prace nad budową nowego systemu łączności radiowej w paśmie VHF (*Very High Frequency*, fale ultrakrótkie), z uwzględnieniem priorytetu w zakresie ochrony przeciwpożarowej lasów. Jednym z etapów planowania sieci radiowej jest oszacowanie pokrycia gruntów leśnych sygnałem radiowym (tj. symulacje rozkładu natężenia pola elektrycznego) dla określonego zbioru lokalizacji stacji radiowych i założonych parametrów ich pracy. Oszacowanie to jest bardzo ważne dla oceny możliwości pokrycia zasięgami łączności radiowej dla potrzeb jej użytkowników, zwłaszcza na obszarach leśnych o dużym zagrożeniu pożarowym, przy wykorzystaniu posiadanych przez Lasy Państwowe zasobów dostrzegalni przeciwpożarowych, wież i masztów antenowych. Wielowariantowe analizy szacowania pokrycia sygnałem radiowym oraz potrzeb jednostek organizacyjnych LP w tym zakresie pozwolą na podjęcie decyzji o wyborze obiektów do lokalizacji stacji bazowych, stanowiących jeden z głównych elementów infrastruktury planowanej sieci radiowej w standardzie DMR. Wyniki szacowania podlegały weryfikacji pomiarowej w wybranych potencjalnych lokalizacjach stacji bazowych DMR.

2. PROPAGACJA FAL RADIOWYCH W LASACH

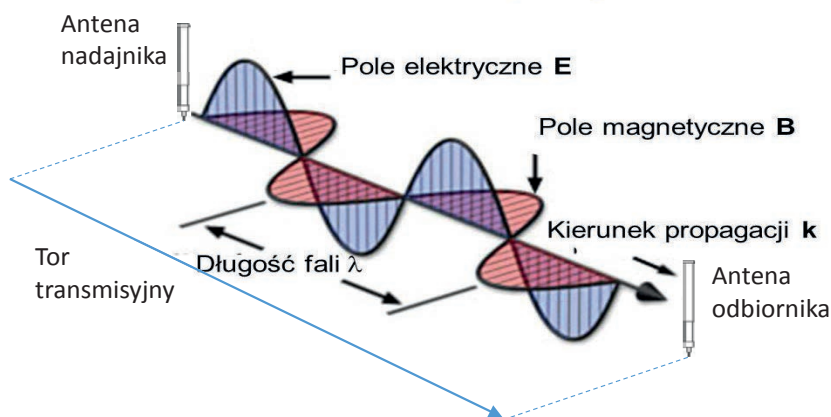
Problematyka propagacji fal radiowych w środowisku leśnym jest stosunkowo słabo reprezentowana w literaturze, a narzędzia obliczeniowe do planowania sieci radiowych na ogół nie są zweryfikowane dla tego środowiska. Wynika to głównie z ograniczonego w tym zakresie zapotrzebowania ze strony rynku, ponieważ najważniejsze miejsca dostarczania usług sieci radiowych to tereny zaludnione, trasy komunikacyjne, kompleksy turystyczne itd. Obszary leśne, a zwłaszcza większe ich

kompleksy, nie są pokryte zasięgiem łączności radiowych sieci publicznych (komórkowych). Fale radiowe o częstotliwościach radiowych stosowanych w sieciach komórkowych, podlegają dużemu tłumieniu w środowisku leśnym i w związku z tym obszary pokrycia zasięgami w lasach są mocno ograniczone.

W celu ogólnego przybliżenia problematyki propagacji fal radiowych w lasach, poniżej przedstawiono elementarne informacje o falach radiowych oraz przykładowy model trasy radiowej w lesie.

2.1. FALE RADIOWE – WYBRANE PODSTAWOWE POJĘCIA

Fala elektromagnetyczna



Fala elektromagnetyczna to rodzaj fal, które są propagowane poprzez jednoczesne okresowe zmiany natężenia pola elektrycznego i magnetycznego; składowa elektryczna i magnetyczna.

Modulacja – celowe zmiany parametrów (częstotliwość, faza, amplituda) sygnału elektrycznego w nadajniku, które reprezentują przenoszoną informację użyteczną.

Antena – urządzenie elektryczne, które przetwarza prądy elektryczne w fale elektromagnetyczne i odwrotnie.

Propagacja fali radiowej – rozchodzenie się fali radiowej w środowisku otaczającym antenę.

Tłumienie toru transmisyjnego – zmniejszenie mocy sygnału, które pojawia się podczas transmisji z jednego punktu do drugiego.

Składowa elektryczna pola elektromagnetycznego, a zwłaszcza jej wartość, tj. **natężenie pola elektrycznego** mierzone w $\text{dB}\mu\text{V}/\text{m}$ w miejscu umieszczenia anteny odbiornika jest bardzo istotna dla oceny możliwości odbioru informacji użytecznej.

Polaryzacja fali radiowej to kierunek wektora pola elektrycznego względem kierunku propagacji.

W systemach radiokomunikacji ruchomej lądowej w paśmie częstotliwości VHF stosowana jest typowo polaryzacja pionowa, co ma także związek z wyposażaniem terminali w anteny zewnętrzne oraz ich typową pionową lub zbliżoną do pionowej pozycją podczas użytkowania.

Propagacja fal radiowych jest silnie uzależniona od wielu zjawisk natury fizycznej, w tym tłumienia wprowadzanego przez środowisko, w którym ona następuje, dyfrakcji (ugięcie fali na przeszkodzie), refrakcji (załamanie fali w ośrodku), odbicia, rozpraszania, interferencji itp. Najmniejsze tłumienie występuje w przypadku tzw. propagacji w wolnej przestrzeni (tj. np. próżni). Każde inne środowisko na trasie pomiędzy nadajnikiem i odbiornikiem radiowym wprowadza dodatkowe tłumienie, którego wartość zależy od właściwości tego środowiska. Przeszkody terenowe, budowle, lasy, linie energetyczne, woda, opady atmosferyczne, a nawet powietrze wprowadzają dodatkowe tłumienie w torze radiowym. Wartości tych tłumień mają kluczowe znaczenie dla propagacji fal radiowych, a w konsekwencji dla wartości natężenia pola elektrycznego lub mocy sygnału radiowego w miejscu odbioru. W celu wyznaczenia średnich wartości tłumienia dla poszczególnych środowisk propagacji prowadzone są pomiary oraz tworzone są modele propagacyjne.

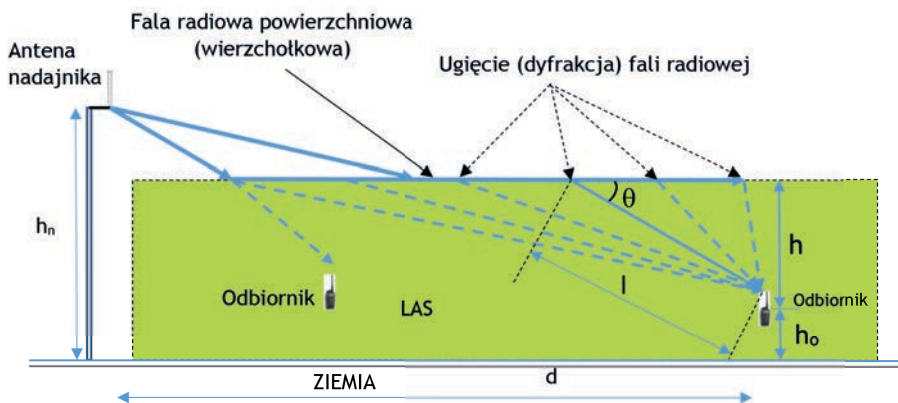
2.2. MODEL PROPAGACJI FAL RADIOWYCH W ŚRODOWISKU LEŚNYM

Las i poszycie leśne wprowadzają znaczne tłumienie fal radiowych o częstotliwościach z zakresu VHF, w tym planowanych z podzakresu 162 MHz ÷ 171 MHz do zastosowania dla sieci radiowej DMR Lasów Państwowych. Tłumienie to jest związane z oddziaływaniem drzew i krzewów na proces rozchodzenia się fal radiowych. Główną przyczyną tłumienia fal radiowych jest ich pochłanianie przez elementy środowiska leśnego zawierające wodę. Tłumienie to jest ściśle związane ze strukturą lasu i silnie wzrasta w miarę zwiększania częstotliwości. Dotychczasowe badania wykazały, że dla częstotliwości poniżej 20 MHz las nie wprowadza istotnego tłumienia. W miarę wzrostu częstotliwości na proces propagacji zaczynają wpływać pnie drzew, następnie gałęzie, pędy i liście, a później nawet trawy poszycia leśnego. Na tłumienie ma także wpływ stosowana polaryzacja fal radiowych, przy czym polaryzacja pionowa jest pod tym względem niekorzystna, co związane jest ze zdecydowaną przewagą elementów pionowych zadrzewienia. Struktura lasu i pora roku ma także istotny wpływ na tłumienie fal radiowych. Wpływ ten jest zróżnicowany zwłaszcza w lesie liściastym. W okresie dużego ulistnienia drzew tłumienie jest znacząco większe (ok. 20%) względem okresu braku liści na drzewach i będzie dodatkowo zwiększone podczas opadów deszczu łącznie nawet 2,5-krotnie. W przypadku lasu iglastego sytuacja jest odwrotna, w okresie zimowym, gdy

na koronach drzew zalega warstwa śniegu, tłumienie może być znacząco większe niż w okresie letnim.

Mając na uwadze ww. zjawiska, utworzono wiele modeli propagacyjnych dla środowiska leśnego. Obserwacje rozkładu natężenia pola elektrycznego sygnału odbieranego w lesie pozwoliły na wniosek, że fala radiowa rozchodzi się głównie nad wierzchołkami drzew (tzw. fala wierzchołkowa), a następnie wnika w las na zasadzie dyfrakcji (ugięcia) – w kierunku anteny odbiorczej. Pewna część fali przechodzi przez strukturę leśną bezpośrednio od skraju lasu do anteny odbiorczej, ulegając po drodze odbiciu i załamaniu na granicy warstw las–powietrze i las–ziemia. Główne znaczenie dla odbioru będzie miała ta część fali radiowej, która zostanie najmniej wytłumiona na trasie od nadajnika.

Poniżej, na rycinie 2. przedstawiono model trasy radiowej w lesie.



θ - kąt wnikania fali radiowej do lasu

l - długość trajektorii ugiętej fali nośnej

d - długość trasy radiowej

h_o - wysokość anteny odbiornika nad poziomem gruntu

h_n - wysokość anteny nadajnika nad poziomem gruntu

h - grubość warstwy lasu pomiędzy wierzchołkami lasu a anteną umieszczoną w lesie

Rycina 2. Model trasy radiowej w lesie

W przedstawionym powyżej przykładzie antena nadajnika znajduje się powyżej wierzchołków drzew, natomiast antena odbiornika jest „zanurzona” wewnątrz lasu. Jest to typowy przypadek w radiokomunikacji ruchomej, gdy antena nadajnika stacji bazowej sieci radiowej lub radiotelefonu stacjonarnego znajduje się ponad konarami drzew, a terminal/radiotelefon ruchomy przemieszcza się wewnątrz lasu. W przypadku, gdy odbiornik znajduje się względnie blisko anteny nadajnika, najmniej

wytlumiona zostanie część fali radiowej docierającej bezpośrednio w linii prostej od anteny nadajnika. Wraz ze wzrostem odległości odbiornika od anteny nadajnika, ta część fali będzie coraz bardziej wytlumiona i będzie mieć coraz mniejsze znaczenie dla odbioru. W odległości $d \geq 2l$ dominujące znaczenie dla odbiornika będzie mieć część fali wierzchołkowej, która ulega dyfrakcji na wierzchołkach drzew i dociera do odbiornika. Należy zauważyć, że powyższy model trasy radiowej ma także zastosowanie w kierunku odwrotnym (w kolejności odwrotnej), tj. od nadajnika zanurzonego w lesie do anteny odbiornika powyżej powierzchni lasu.

Z praktycznego punktu widzenia najistotniejsza jest możliwość wyznaczania parametrów sygnału radiowego na obszarze wokół nadajnika oraz w danym punkcie oddalonym od nadajnika. Wyznaczanie parametrów sygnału radiowego może być dokonywane w formie analiz rozkładu natężenia pola elektrycznego typu punkt–obszar i punkt–punkt.

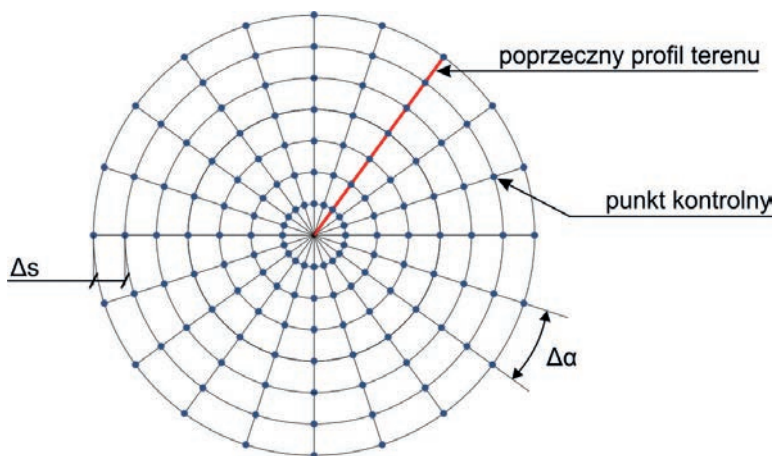
2.3. ANALIZY PROPAGACYJNE

Dla potrzeb prowadzenia analiz propagacyjnych typu punkt–obszar i punkt–punkt opracowano wiele metod, w tym znormalizowanych przez Międzynarodową Unię Telekomunikacyjną (ITU). Do prowadzenia analiz propagacyjnych w środowisku leśnym wybrano Model ITU-R P.1546-5 (2013). Metoda propagacyjna będąca rekomendacją serii P Międzynarodowej Unii Telekomunikacyjnej pt. *Method for point-to-area predictions for terrestrial services in the frequency range 30 MHz to 3000 MHz* jest przeznaczona do szczegółowych analiz systemów łączności naziemnej. Wykorzystuje zbiór empirycznych krzywych propagacyjnych oraz zbiór poprawek pozwalających na uzyskanie bardzo precyzyjnych wyników analiz. Uwzględnia wysokość i morfologię terenu oraz różne klasyfikacje pokrycia terenu. Wynikiem analiz wykonanych tą metodą są statyczne wartości prawdopodobieństwa występowania natężenia pola elektrycznego fali radiowej odpowiednio na obszarze lub w punkcie, wyrażone w decybelach względem mikrowolta na odcinku metra – $\text{dB}(\mu\text{V}/\text{m})$. Prawdopodobieństwo występowania natężenia pola elektrycznego wyliczone jest z uwzględnieniem 50% czasu i 50% miejsc z możliwością korygowania do innych wartości procentowych czasu i miejsc.

2.4. METODY WYZNACZANIA PRZESTRZENNYCH ROZKŁADÓW NATĘŻENIA POLA ELEKTRYCZNEGO

Poniżej przedstawiono 2 metody wyznaczania przestrzennych rozkładów natężenia pola, tj. przy zastosowaniu jednorodnej siatki biegunowej i niejednorodnej siatki biegunowej, zaimplementowane do narzędzi analitycznych.

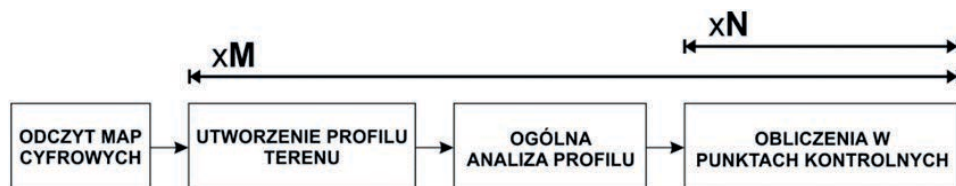
Jednorodna siatka biegunowa zastosowana w wykonanych obliczeniach pokrycia sygnałem radiowym bez uwzględnienia wpływu innych stacji radiowych. Użytkownik oprogramowania ustala parametry analizy, w tym promień obszaru analizy. Na rycinie 3. przedstawiono prezentację rozkładu na jednorodnej siatce biegunowej.



Rycina 3. Graficzna reprezentacja rozkładu na jednorodnej siatce biegunowej

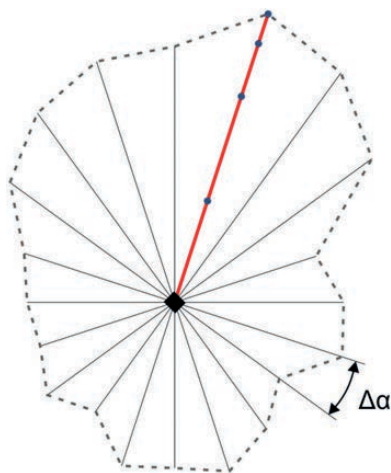
Rozkład składa się ze zbioru M profili i N punktów kontrolnych na każdym z nich. Każdy z profili oddalony jest od siebie o pewną odległość kątową $\Delta\alpha$, a każdy z punktów kontrolnych o odległość Δs . Realizowany algorytm wykorzystuje dzięki takiemu rozłożeniu punktów możliwość minimalizacji liczby analizowanych profili terenu. Punkty kontrolne nie pokrywają się z punktami odczytu mapy. Punkty rozłożone są nierównomiernie względem punktów sąsiednich. Ich zagęszczenie maleje wraz z odległością od anteny nadawczej, będącej zawsze w środku analizowanego obszaru.

Rycina 4. przedstawia schemat realizacji obliczeń na omawianej siatce. Dla każdego z M utworzonych profili wykonywana jest ogólna analiza profilu, a następnie wykonywane jest N obliczeń pozwalających uzyskać wartości natężenia pola. Łączna liczba profili terenu wykorzystanych w metodzie równa się M .



Rycina 4. Uproszczony schemat analiz rozkładów na jednorodnej siatce biegunowej

Niejednorodna siatka biegunowa jest stosowana w celu minimalizacji liczby punktów kontrolnych oraz unikania podawania przez użytkownika obszaru analizy. Stosowana jest dla analiz wspomagających dobór częstotliwości radiowych dla stacji i sieci. Wyznaczanie rozkładów dla bardzo dużej liczby stacji i sieci wymaga wprowadzenia jak największego stopnia automatyzacji. Niejednorodna siatka biegunowa (NSB) jest formą reprezentacji rozkładu wykorzystywanego z punktu widzenia merytorycznego do oceny, czy zasięg użytkowy podlega zakłóceniom interferencyjnym od innych stacji radiowych. Na rycinie 5. przedstawiono graficzną reprezentację rozkładu na niejednorodnej siatce biegunowej.

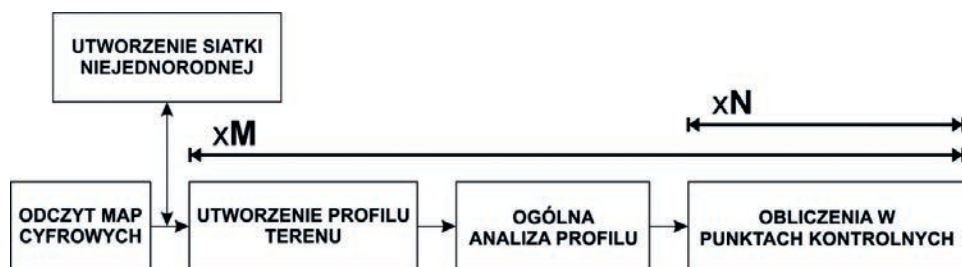


Rycina 5. Graficzna reprezentacja rozkładu na niejednorodnej siatce biegunowej

Rozkład składa się ze zbioru M profili i N punktów kontrolnych na każdym z nich. W odróżnieniu od siatki jednorodnej punkty kontrolne na każdym z profili mogą znajdować się w różnej odległości (w zależności od długości profilu). Profile oddalone są od siebie o pewną odległość kątową $\Delta\alpha$. Punkty kontrolne nie pokrywają się z punktami odczytu mapy.

Rycina 6. przedstawia schemat realizacji obliczeń na omawianej siatce. W pierwszej kolejności tworzona jest siatka niejednorodna na podstawie analizy terenu, mocy promieniowanej i minimalnego natężenia pola elektrycznego dla sygnału użytecznego (wszystkie inne metody opisane wcześniej nie wymagają informacji dotyczących parametrów emisji i odbioru w celu utworzenia siatki). Dla każdego z M profili wykonywana jest ogólna analiza profilu (o ile jest konieczna dla danego modelu propagacyjnego), a następnie wykonywane jest N obliczeń pozwalających uzyskać wartości natężenia pola.

Łączna liczba profili terenu wykorzystanych w metodzie równa się M .



Rycina 6. Uproszczony schemat analiz rozkładów na niejednorodnej siatce biegunowej

2.5. DANE MAPOWE I WARSTWY DANYCH

Zasoby mapowe i warstwy danych są istotne w procesie prowadzenia obliczeń oraz ich wizualizacji i prezentacji podkładów mapowych. W przypadku analiz można je wykorzystać m.in. w celu:

- obliczeń propagacyjnych (tłumienie sygnału, rozkład natężenia pola elektrycznego),
- obliczeń pokrycia zasięgu,
- obliczeń widoczności radiowej.

W oprogramowaniu analitycznym wprowadzono obsługę zasobów mapowych, koniecznych do prawidłowego przeprowadzenia obliczeń. Zasoby mapowe i warstwy danych podzielono na 6 kategorii:

- **Numeryczne modele terenu (NMT/DTM)** – reprezentujące wysokości samego terenu [m n.p.m.] bez danych wysokościowych dotyczących pokrycia terenu (np. lasy, budynki),
- **Numeryczne modele pokrycia terenu (NMPT/DEM)** – reprezentujące łączną wysokość terenu wraz z wysokością pokrycia,
- **Dane morfologiczne (DM)** – reprezentujące rodzaj terenu, np. morze, łąd,
- **Wysokościowe warstwy danych (WWD)** – reprezentujące wysokość przeszkód ponad terenem [m n.p.t.] (np. lasy),
- **Dane wektorowe (DW)** – stanowiące kontury obszarów lub linie,
- **Clutter** – obszary opisane atrybutami (np. typ zabudowy) i wykorzystywane w analizach systemów radiokomunikacyjnych i propagacji fal radiowych.

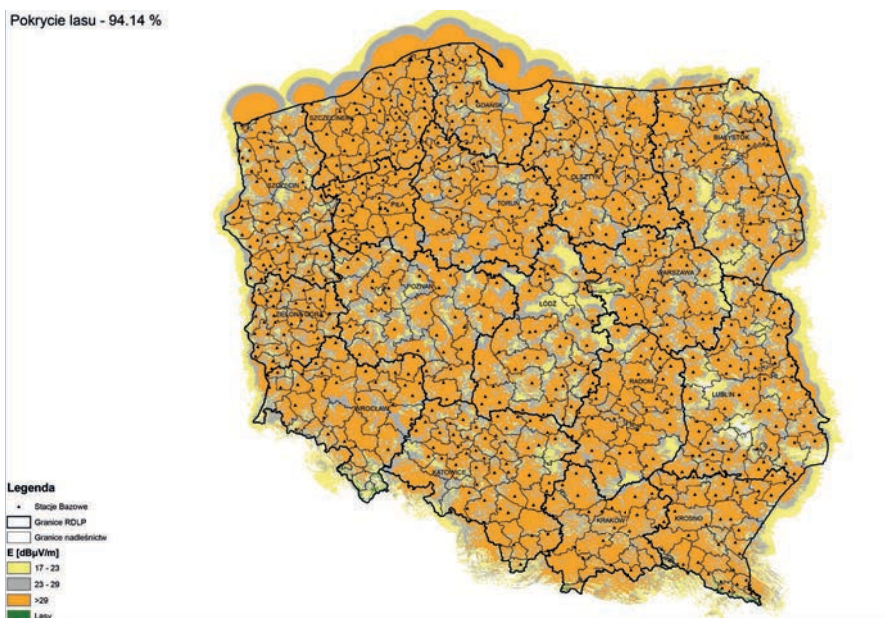
Do prowadzenia analiz rozkładów natężenia pola elektrycznego wykorzystano mapy SRTMv4.1. z możliwością weryfikacji w uzasadnionych przypadkach przy wykorzystaniu map NMT/NMPT (GUGiK) o maksymalnej rozdzielczości 0,2" z ograniczeniami wynikającymi z faktu niepokrywania całego obszaru kraju.

3. WYNIKI ANALIZ ROZKŁADU NATĘŻENIA POLA ELEKTRYCZNEGO – WYBRANE PRZYKŁADY

Poniżej przedstawiono przykładowe wyniki analiz pokrycia sygnałem radiowym, z uwzględnieniem przedziałów wartości natężenia pola elektrycznego odpowiadającym zasięgom dla terminali ruchomych z anteną na wysokości 2 m nad poziomem terenu.

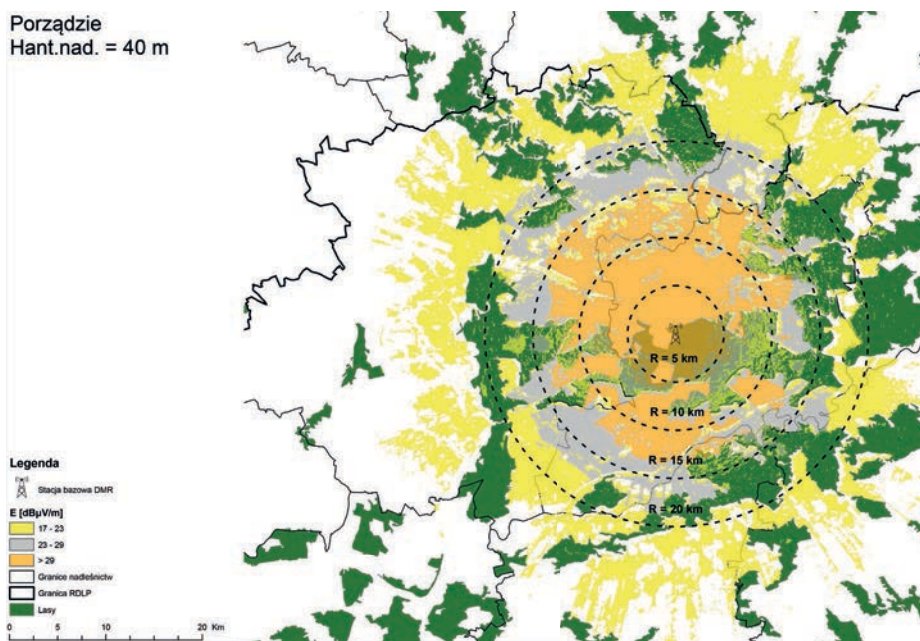
W ramach projektu badawczo-rozwojowego przeprowadzono symulacje dla wskazanych przez regionalne dyrekcje Lasów Państwowych potencjalnych lokalizacji stacji bazowych DMR w liczbie 818 (ryc. 7). Uzyskano wynik ponad 94% pokrycia obszarów leśnych sygnałem radiowym o wartości użytecznej, przy założonych poniżej parametrach:

- poniżej 17 dB(μ V/m) – obszary o braku zasięgu dla radiotelefonów ruchomych;
- 17÷23 dB(μ V/m) – zasięg dla radiotelefonów przewodnych, zysk anteny 0 dBd, czułość dynamiczna min. – 103 dBm;
- 23÷29 dB(μ V/m) – zasięg dla radiotelefonów noszonych, po uwzględnieniu mniejszego zysku anten względem przewodnych, dodatkowego tłumienia, w tym ciała ludzkiego oraz bezpośredniego sąsiedztwa krzewów, konarów drzew itp.;
- >29 dB(μ V/m) – przedział dodatkowy pomocniczy.



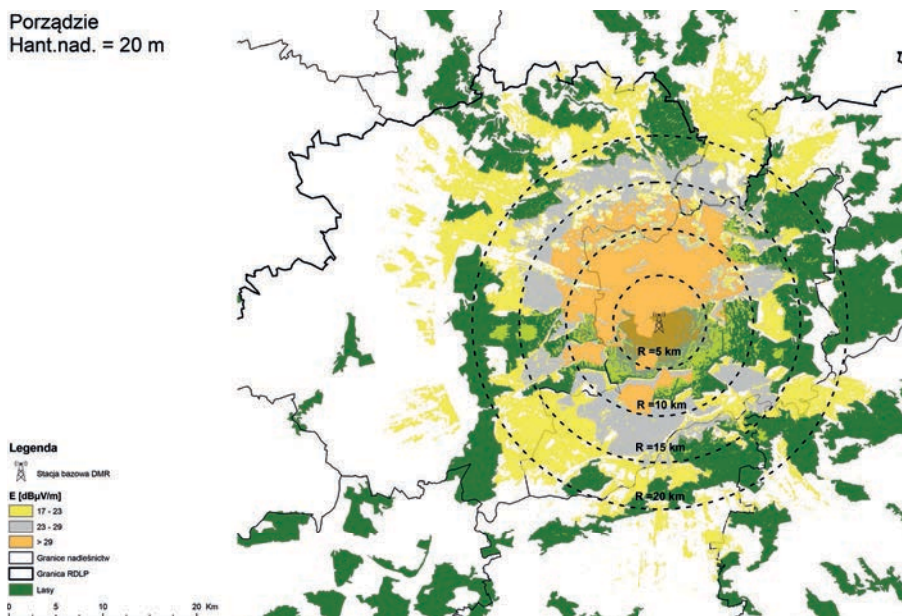
Rycina 7. Mapa pokrycia sygnałem radiowym dla obszaru kraju – 818 stacji bazowych DMR

Na rycinie 8. przedstawiono mapę pokrycia sygnałem radiowym dla stacji radiowej z anteną zainstalowaną na dostrzegalni Porządzie na terenie Nadleśnictwa Wyszków. Mapa bardzo wyraźnie ilustruje duże zróżnicowanie rozkładu natężenia pola elektrycznego w ciągłym obszarze leśnym na wschód od stacji radiowej oraz w terenie otwartym w kierunku północnym i północno-zachodnim. Kolor biały i zielony reprezentują obszary braku sygnału radiowego o minimalnej niezbędnej wartości dla zapewnienia łączności dla radiotelefonów ruchomych. W kierunku wschodnim zaniki sygnału pojawiają się w odległości powyżej ok. 5 km, a przy odległościach powyżej ok. 7 km występuje praktycznie zanik sygnału o poziomie użytecznym. Zupełnie odmienna sytuacja występuje w kierunku północnym i północno-zachodnim, gdzie nie występują lasy i jest to tzw. teren otwarty. W tych przypadkach na zdecydowanej większości obszaru (z wyłączeniem obszarów lasu) w odległościach do 20 km występuje sygnał radiowy o poziomie użytecznym, a także na części obszaru w odległościach ok. 30 km.



Rycina 8. Mapa pokrycia sygnałem radiowym stacji radiowej Porządzie z anteną na wysokości 40 m n.p.t.

Na rycinie 9. przedstawiono mapę rozkładu natężenia pola elektrycznego dla tej samej stacji radiowej z anteną obniżoną do wysokości 20 m n.p.t. Wyraźnie zauważalne jest zmniejszenie obszarów pokrycia równoważnym sygnałem radiowym względem zaprezentowanych na rycinie 8.



Rycina 9. Mapa pokrycia sygnałem radiowym stacji radiowej Porządzie z anteną na wysokości 20 m n.p.t.

4. POMIARY ROZKŁADU NATĘŻENIA POLA ELEKTRYCZNEGO

W celu weryfikacji poprawności wyników analiz rozkładu natężenia pola elektrycznego w środowisku leśnym dokonano pomiarów w trzech lokalizacjach o zróżnicowanym składzie drzewostanu:

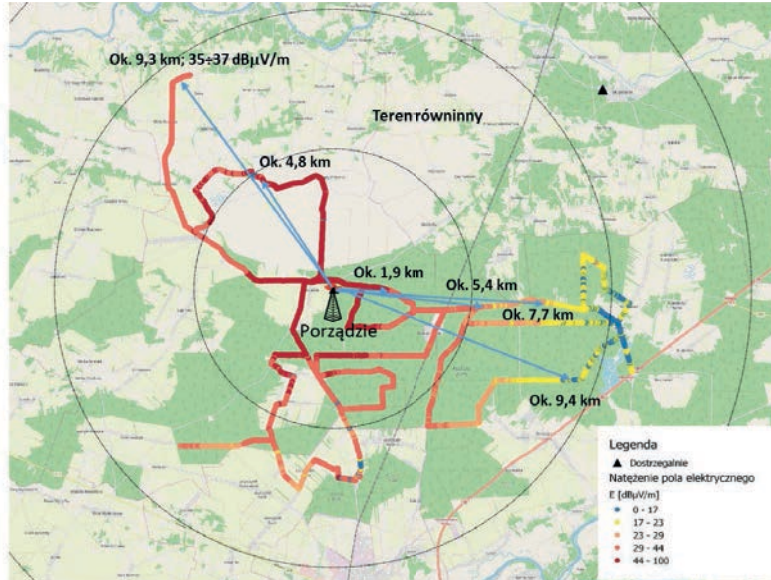
- na terenie Nadleśnictwa Wyszków, dostrzegalnia Porządzie, wysokość zawieszenia anteny 40 m i 20 m n.p.t.
- na terenie Nadleśnictwa Nurzec, dostrzegalnia Nurzec, wysokość zawieszenia anteny 39 m i 20 m n.p.t.
- na terenie Nadleśnictwa Zielona Góra, dostrzegalnia Buchałów, wysokość zawieszenia anteny 34 m i 20 m n.p.t.

Na rycinie 10. przedstawiono prezentację wyników pomiarów rozkładu natężenia pola elektrycznego stacji radiowej z anteną na dostrzegalni Porządzie. Wyniki pomiarów uzyskane za pomocą Mobilnego Laboratorium Badawczego Instytutu Łączności Państwowego Instytutu Badawczego potwierdzają poprawność wykonanej analizy rozkładu natężenia pola elektrycznego.

Na pokrycie sygnałem radiowym w środowisku leśnym bardzo duży wpływ ma ukształtowanie terenu. Widać to na przykładzie lokalizacji Buchałów na rycinie 11. We wschodnim obszarze prowadzonych pomiarów – rejon pagórkowaty, gdzie minimalny poziom sygnału użytecznego z anteną nadawczą na wysokości 20 m zmierzono

w odległości ok. 5 km od nadajnika, a przy wysokości 34 m ok. 7–8 km. Natomiast na północ od nadajnika obszar obniżał się i tam zasięg sygnału o użytecznym poziomie był znacznie większy, osiągając odpowiednio odległość ok. 12÷13 km.

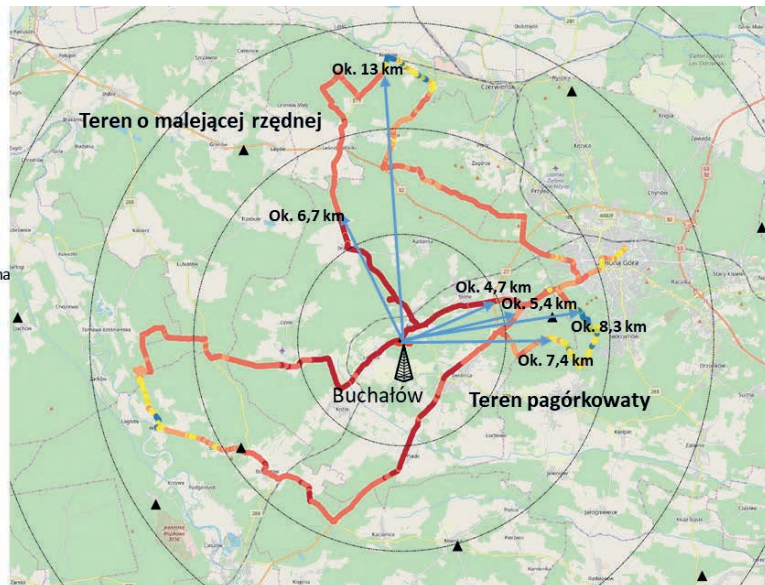
Nadleśnictwo Wyszoków
Dostrzegalnia Porządzie:
52.696149° N
21.439160° E
Hant. nadajnika = 40 m n.p.t.
Moc sygnału E.I.R.P = 12 W
Polaryzacja fali: pionowa
DMR: 1 szczelina TDMA
Hant. odbiornika = 2,2 m
Liczba próbek: 5262
1 próbka = wartość
uśredniona z 50 przebiegów
RMS analizatora widma
Data: 06.12.2016 r.



Rycina 10. Wyniki pomiarów dla stacji radiowej Porządzie z anteną na wysokości 40 m n.p.t.

Nadleśnictwo Zielona Góra
Dostrzegalnia Buchałów:
51.905580535977° N
15.354202699233° E
Hant. nadajnika =
34 m n.p.t.
Moc sygnału E.I.R.P =
13,95 W
Polaryzacja fali: pionowa
DMR: 1 szczelina TDMA
Hant. odbiornika = 2,2 m
Liczba próbek: 3301
1 próbka = wartość uśredniona
z 50 przebiegów RMS
analizatora widma
Data: 26.06.2018 r.

Legenda
▲ Dostrzegalnia
Nateżenie pola elektrycznego
E [dBμV/m]
● 0 - 17
● 17 - 23
● 23 - 29
● 29 - 44
● 44 - 100



Rycina 11. Prezentacja wyników pomiarów rozkładu natężenia pola elektrycznego stacji radiowej Buchałów

Znaczący spadek pokrycia sygnałem radiowym nastąpił po obniżeniu wysokości zawieszenia anteny z 34 m na 20 m. Wykonane statystyczne analizy porównawcze wyników pomiarów wykazały obniżenie poziomu natężenia pola elektrycznego w 95% punktów. Średnio poziomy natężenia pola elektrycznego były niższe o ok. 6,2 dB.

Dodatkowo, podczas prowadzenia pomiarów wykonywano testy połączeniowe, których wyniki były zgodne z wynikami analiz rozkładu natężenia pola elektrycznego i wynikami pomiarów.

5. PODSUMOWANIE

Przeprowadzone analizy rozkładów natężenia pola elektrycznego mogą stanowić podstawę do oceny możliwego pokrycia sygnałem radiowym, zwłaszcza na obszarach leśnych w poszczególnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych, przy wykorzystaniu dostępnych zasobów obiektowych do instalacji stacji radiowych. Wyniki analiz rozkładów natężenia pola elektrycznego wykazały zbieżność z wynikami pomiarów terenowych, wykonanych Mobilnym Laboratorium Badawczym oraz testami łączności radiowej DMR. Analizy i pomiary potwierdzają występowanie tłumienia sygnału radiowego o częstotliwościach z pasma VHF w ciągłych kompleksach leśnych ok. 2,5÷3 razy większego względem tłumienia w terenie otwartym, tzn. typowego dla obszarów wiejskich i bez lasu. Zwiększone tłumienie sygnału radiowego w lesie skutkuje koniecznością zaplanowania znacznie większej liczby stacji radiowych tworzących infrastrukturę sieci radiowej dla zapewnienia łączności terminalom ruchomym na obszarach leśnych. Ponadto przeprowadzone testy połączeniowe wykazały także znaczną zależność tłumienia sygnału radiowego nadawanego przez terminal ruchomy od charakterystyki środowiska leśnego w bezpośrednim jego otoczeniu. Występowanie w odległości do kilku metrów dużej ilości gałęzi krzewów liściastych w otoczeniu terminala skutkuje znacznym ograniczeniem zasięgu łączności, pomimo że symulacje wskazują na zapewnienie takiego zasięgu. Oznacza to, że istotny wpływ na zasięg łączności będzie mieć także miejsce używania terminala ruchomego, zwłaszcza noszonego. Zjawisko to występuje w szczególności w pobliżu wyznaczonych w symulacjach granic pokrycia sygnałem radiowym. Wynika to z bardzo dużej niejednorodności środowiska leśnego mającego wpływ na tłumienie sygnałów radiowych. W związku z powyższym zgodność wyników symulacji zasięgów łączności radiowej w lasach z wynikami pomiarów w pobliżu granic tych obszarów jest ograniczona.

Summary

Jan Kaczmarowski¹, Henryk Parapura², Jakub Kwiecień²

¹Directorate-General of the State Forests

jan.kaczmarowski@lasy.gov.pl

²National Institute of Telecommunications

{h.parapura, j.kwiecien}@itl.waw.pl

Spatial analysis of the radio field intensity distribution in forests

In the State Forests, currently a new radio communication system is under development in the VHF (Very High Frequency) band, with particular emphasis on the priority in the field of forest fire protection. One of the stages of radio network planning is estimation of forest land covering with a radio signal (i.e. simulations of the radio field intensity distribution) for a specific set of radio station locations and assumed parameters of their operation. As a result of the above analyses maps presenting the spatial distribution of radio field intensity in forests have been developed.

The paper presents basic information about map data and terrain coverage data layers as well as methods for determining spatial distribution of the electric field intensity used for radio network planning purposes. It presents also the method of determining spatial distribution of electric field intensity, including non-homogeneous polar network and the results of exemplary analysis of electric field intensity distribution in the VHF band in selected diversified forest environments, obtained according to the Recommendation ITU-R P1546. The results of these analyses were compared with the results of field measurements of the electric field intensity carried out on selected measurement routes in dense forest complexes. The test results should be considered correct. There was no significant dispersion of results around the expected value. They show a strong convergence, confirming the possibility of using this model in radio coverage analysis in forest areas. It should be noted that the issue of propagation of radio waves in the forest environment is under-represented in the literature, and computational tools for radio network planning are generally not verified for this environment.

LITERATURA

Radio wave propagation studies through tropical Vegetation in Malaysia at VHF. 1992. Proceedings of ISAP '92, Sapporo, Japan.

Badanie tłumienności fali radiowej w obszarach leśnych. 2003. Instytut Łączności Państwowy Instytut Badawczy, Wrocław, praca statutowa.

Rec. ITU-R P.1546-5 1 RECOMMENDATION ITU-R P.1546-5 Method for point-to-area predictions for terrestrial services in the frequency range 30 MHz to 3 000 MHz (2001-2003-2005-2007-2009-2013).

RECOMMENDATION ITU-R P.833-9 Attenuation in vegetation (1992-1994-1999-2001-2003-2005-2007-2012-2013-2016).

V. WYKORZYSTANIE INFORMACJI PRZESTRZENNEJ W ZARZĄDZANIU LASEM

Andrzej Talarczyk, Stanisław Zajączkowski

Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej
Andrzej.Talarczyk@zarzad.buligl.pl

Integracja informacji i prognozowanie rozwoju zasobów leśnych wszystkich form własności

1. WSTĘP

Realizacja trwale zrównoważonej, wielofunkcyjnej gospodarki leśnej wymaga optymalizacji wielostronnego wykorzystania lasów, przy uwzględnieniu stanu zasobów leśnych oraz przewidywanych kierunków ich rozwoju. Decyzje w tym zakresie powinny być podejmowane na podstawie odpowiednich informacji. Dlatego w leśnictwie, a szczególnie w urządzaniu lasu, dużą wagę przywiązuje się zarówno do inwentaryzacji zasobów leśnych, jak również do sporządzania prognoz rozwoju zasobów leśnych, których opracowanie wymaga m.in. znajomości kształtowania się użytkowania głównego oraz bieżącego przyrostu miąższości.

W Polsce inwentaryzacje zasobów drzewnych wykonywane są głównie na potrzeby okresowych prac urzędniowych (na etapie sporządzania planów urządzania lasu i uproszczonych planów urządzania lasu dla poszczególnych obiektów leśnych) oraz w celu określania stanu lasu i kierunków zmian tego stanu w skali regionalnej i krajowej – przez wykonywanie Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów wszystkich form własności.

Wyniki tych inwentaryzacji mogą stanowić podstawę do sporządzania prognoz rozwoju zasobów drzewnych. W przypadku prognoz wykonywanych dla poszczególnych obiektów leśnych (np. nadleśnictw), jako źródło mogą służyć dane bezpośrednio z okresowych prac urzędniowych. Natomiast w przypadku prognoz regionalnych oraz dla całego kraju będą to zwykle zaktualizowane dane z okresowych prac urzędniowych (obecnie gromadzone w BDL) oraz dane z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów wszystkich form własności.

Przy sporządzaniu prognoz rozwoju zasobów leśnych mogą być wykorzystywane niektóre z systemów modelujących, które ogólnie zalicza się do narzędzi

wspomagających podejmowanie decyzji w leśnictwie i zarządzaniu środowiskiem. Zdaniem Pretzscha i in. (2006), główne zastosowania systemów modelujących to: 1) prognozy na potrzeby planowania krótko- i średniookresowego, 2) długoterminowe scenariusze na potrzeby opracowywania strategii zarządzania lasami, 3) uzyskiwanie informacji o tym, jak drzewostany reagują na zabiegi gospodarcze i zaburzenia wielkoskalowe.

Należy przy tym dokonać rozróżnienia między „modelem wzrostu drzewostanu” a „symulatorem wzrostu”. „Model” to zamyśl teoretyczny, przedstawiony jako matematyczna aproksymacja procesów zachodzących w drzewostanach. Z kolei „symulatorem” określa się oprogramowanie wykorzystujące model do przewidywania i tworzenia różnych scenariuszy rozwoju drzewostanów i lasu.

Przewidywanie kształtowania się zmian drzewostanów i lasów, w tym prognozowanie rozwoju zasobów leśnych oraz możliwości użytkowania głównego, wymaga dostępności wiarygodnych danych z inwentaryzacji (w Europie przeprowadzanych obecnie zwykle metodami matematyczno-statystycznymi, przy rozszerzającym się zakresie stosowania technik teledetekcyjnych). Aby prognozy takie mogły być przeprowadzane skutecznie, dane dotyczące lasów różnych form własności, pochodzące z różnych źródeł, powinny być odpowiednio zintegrowane.

2. INTEGRACJA DANYCH ŹRÓDŁOWYCH DOTYCZĄCYCH DRZEWOSTANÓW W BANKU DANYCH O LASACH

Niemal 80 procent powierzchni lasów w Polsce znajduje się w zarządzie Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe (PGL LP). Zarządzanie tymi lasami odbywa się w podziale na nadleśnictwa. Dla każdego nadleśnictwa co dziesięć lat sporządzany jest plan urządzenia lasu. Jest to podstawowy dokument gospodarki leśnej opracowywany dla określonego obiektu, zawierający opis i ocenę stanu lasu oraz cele, zadania i sposoby prowadzenia gospodarki leśnej. Wykonawcy planu urządzenia lasu zobowiązani są do przekazania danych opisowych i przestrzennych w zestandaryzowanym formacie bazodanowym. Dane te trafiają następnie do Systemu Informatycznego Lasów Państwowych.

Pozostałe lasy Skarbu Państwa podlegają analogicznemu planowaniu urządzeniowemu, z wyjątkiem lasów w zarządzie parków narodowych, które są inwentaryzowane w ramach tworzenia planu ochrony parku.

W przeciwieństwie do lasów Skarbu Państwa, lasy innych form własności podlegają jedynie uproszczonemu planowaniu urządzeniowemu. Dokumentem planistycznym jest w tym przypadku uproszczony plan urządzenia lasu (UPUL) lub – dla lasów o powierzchni mniejszej niż 10 ha – inwentaryzacja stanu lasu (ISL). Dokumenty te obowiązany jest zatwierdzić starosta sprawujący nadzór nad

lasami. W aktualnym stanie prawnym zawartość UPUL oraz ISL jest określona w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 12 listopada 2012 r. w sprawie szczegółowych warunków i trybu sporządzania planu urządzenia lasu, uproszczonego planu urządzenia lasu oraz inwentaryzacji stanu lasu (Dz. U. 2012 poz. 949).

Dokumentacja urzędzeniowa dla lasów pozostających w zarządzie PGL LP od 2011 r. jest zbierana w BDL w dwóch wariantach – według stanu urzędzeniowego na początek obowiązywania PUL oraz na stan aktualny z danego roku. Dane te są pobierane z SILP i ewentualnie poddawane uzupełnieniu na podstawie materiałów z prac urzędzeniowych.

Dokumentacji urzędzeniowej dla pozostałych lasów BDL poszukuje w następujących podmiotach: starostwa powiatowe, powiatowe oddziały Agencji Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa, Agencja Nieruchomości Rolnych Skarbu Państwa/Agencja Własności Rolnej Skarbu Państwa, urzędy miejskie – lasy miejskie i komunalne, urzędy gmin, wspólnoty gruntowe, urzędy morskie, uczelnie wyższe, parki narodowe, związki wyznaniowe, Agencja Mienia Wojskowego, gospodarstwa pomocnicze ośrodków rządowych (np. Kancelaria Prezesa Rady Ministrów, Prezydenta itp.), inspektoraty gospodarki wodnej, bazy paliw, Lasy Państwowe (grunty będące we współwłasności oraz lasy innej własności będące w nadzorze nadleśnictw), Ministerstwo Środowiska, inne instytucje/przedsiębiorstwa zarządzające terenami leśnymi. Wszystkie dane są wprowadzane bądź – w przypadku źródłowej formy cyfrowej – przetwarzane są do jednolitego formatu bazodanowego, a wszystkie wydzielone leśne adresowane są w jednolity sposób (Talarczyk i in. 2016).

Poza opisaną powyżej integracją wyników inwentaryzacji drzewostanów i danych mapowych, w BDL gromadzone są dane źródłowe i wyniki Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów. Są one niezastąpionym źródłem danych do modelowania dynamiki zasobów leśnych, uzupełniającym opisy taksacyjne drzewostanów.

3. MODELE DRZEWOSTANOWE

Modele wzrostu drzewostanu konstruowane są już od ponad 200 lat. Opierały się na wynikach pomiarów parametrów drzewostanów, które następnie służyły do opracowywania zgeneralizowanych modeli matematycznych. Są to zestawy funkcji, w których parametrami są określone cechy drzewostanu, takie jak wysokość górna, wysokość średnia, średnia pierśnica, gatunek, bonitacja itd.

W latach 60. ubiegłego wieku zaczęto opracowywać statystycznie wyniki pomiarów empirycznych, tworząc m.in. modele rozkładów pierśnic dla drzewostanów jednogatunkowych. Używane są one do opisywania struktury drzewostanu. Wyglądane są za pomocą statystycznych funkcji gęstości prawdopodobieństwa. Symulatory oparte na modelach rozkładów pierśnic obliczają zmiany w rozkładzie

częstości pierśnic w drzewostanie, wychodząc od określonego początkowego rozkładu pierśnic lub wysokości.

Innym rodzajem narzędzi są symulatory oparte na modelach pojedynczego drzewa. Symulatory te tworzą wirtualny drzewostan jako mozaikę pojedynczych drzew, a następnie symulują czasowe i przestrzenne interakcje między nimi. Dzięki temu mają one wyższą rozdzielczość niż modele opierające się na uśrednionych parametrach drzewostanów. Część tych modeli bierze pod uwagę lokalizację przestrzenną drzew i odległości między nimi, inne pomijają aspekt lokalizacji przestrzennej. Ich głównym zadaniem jest symulacja rozwoju pojedynczego drzewostanu w różnych warunkach wzrostu i sposobach gospodarowania. Przykładami takich symulatorów są: SILVA w Niemczech (Pretzsch i in 2002), PROGNAUS w Austrii (Ledermann 2006), SIBYLA na Słowacji (Fabrika 2005), MOTTI w Finlandii (Salminen i in. 2005), MOSES w Austrii i Szwajcarii (Hasenauer i in. 2006), BWINPro w Niemczech (Nagel i Schmidt 2003), CORKFITS w Portugalii (Surovy i in. 2011).

Istnieją podejścia wykorzystujące powyższe rodzaje modeli w jednym symulatorze. Jednym z podejść jest zastosowanie modelu drzewostanowego i/lub rozkładu pierśnic do wyliczenia listy pojedynczych drzew, która następnie służy jako dane wejściowe do symulacji opartej na modelu wzrostu pojedynczych drzew.

4. MODELE INTEGRUJĄCE MODELOWANIE ROZWOJU DRZEWOSTANÓW Z MODELOWANIEM GOSPODARSTWA LEŚNEGO

Modelowanie na poziomie drzewostanu jest punktem wyjścia dla opracowywania kompleksowych narzędzi wspomagania decyzji na różnych poziomach. Narzędzia takie integrują modele rozwoju drzewostanów z modelowaniem większych obszarów, aż do poziomu całego gospodarstwa leśnego, a nawet analiz regionalnych.

Nieodłączną funkcją takich modeli jest analiza wariantowa, pozwalająca na opracowywanie różnych scenariuszy w zależności od przyjętego celu zarządzania, maksymalizacji określonych parametrów i zastosowania określonych warunków brzegowych.

Systemy takie opierają się na opisach taksacyjnych drzewostanów i różnych modelach zmian, ale często także korzystają z dodatkowych danych, np. wyników inwentaryzacji wielkoobszarowej.

Przykładem rozbudowanego modelu wspomagania decyzji jest Heureka (Wikström i in. 2011). Jest to oprogramowanie stworzone na Szwedzkim Uniwersytecie Nauk Rolniczych (SLU), składające się z kilku modułów działających na różnych poziomach modelowania – od pojedynczych drzew do skali regionalnej. Innym przykładem zintegrowanego systemu wspomagania decyzji jest fińskie oprogramowanie MELA (Redsven i in. 2013).

5. MODELE MACIERZOWE

Kolejną grupą modeli dynamiki rozwoju zasobów leśnych są modele macierzowe. Stan lasu jest w nich reprezentowany przez rozkład powierzchni leśnej danego obszaru na macierzy podstawowych parametrów lasu – w tradycyjnym ujęciu zwykle klas wieku i klas miąższości. Procesy, takie jak wzrost, starzenie się, śmiertelność, trzebieże i pozyskanie, są realizowane w modelu jako przejścia pomiędzy komórkami w macierzy.

Modelowanie macierzy jest szeroko stosowane w ekologii populacji w celu modelowania dynamiki populacji dzikich zwierząt lub ludzi (Caswell 2001). W modelowaniu dynamiki lasu (gospodarstwa leśnego), macierz przejścia wyraża prawdopodobieństwo, że jednostka (drzewo, drzewostan lub inny obszar lasu) opuści aktualną pozycję w macierzy, aby połączyć się z inną pozycją w macierzy, uzyskując w ten sposób właściwości (stan i powiązane prawdopodobieństwa przejścia) tej nowej kategorii. Typowe przejścia w modelowaniu dynamiki lasów odnoszą się do procesów naturalnych, takich jak pojawianie się drzew, ich wzrost i śmiertelność ze względu na starzenie się, konkurencję lub zakłócenia, a także podleganie pewnym działaniom gospodarki leśnej, takim jak pozyskanie drewna (Zhou i Buongiorno 2005).

W najprostszym przypadku przejścia, stan jednostki (drzewa, drzewostanu, obszaru leśnego itp.) zmienia się z powodu naturalnego procesu wzrostu w przypadku braku działań gospodarczych. Podczas modelowania przejść zależnych od czynności gospodarczych, użytkownik powinien oszacować prawdopodobieństwo, że dana klasa drzew, drzewostanu lub obszaru lasu będzie podlegała określonemu sposobowi gospodarowania. Drzewostan lub obszar o określonym wieku lub miąższości może w większym lub mniejszym stopniu podlegać zalesieniu, trzebieży lub pozyskaniu. Prawdopodobieństwo wystąpienia zaburzeń naturalnych również może być zależne od wieku, miąższości i gatunku panującego.

(EFISCEN) EUROPEAN FOREST INFORMATION SCENARIO

Europejski Scenariusz Informacji o Lasach (EFISCEN – *European Forest Information Scenario*) to model opracowany na początku lat 90. w Szwecji (Sallnäs 1990). Dalszy jego rozwój nastąpił w Europejskim Instytucie Leśnym (EFI) oraz na Uniwersytecie w Wageningen (Holandia). Model był wykorzystywany do badań nad modyfikacjami metod gospodarki leśnej w kierunku proekologicznym (Nabuurs i in. 2000), wpływem zmian klimatu i przeciwdziałaniu ich skutkom (Pussinen i in. 2009), potencjalną podażą surowca drzewnego w Europie (Verkerk i in. 2011) oraz usługami ekosystemowymi i bioróżnorodnością (Verkerk 2015). Model był także

wykorzystany przy opracowywaniu raportu Forest Sector Outlook Study 2010 z inicjatywy Europejskiej Komisji Gospodarczej ONZ (2011).

Model operuje na macierzy klas wieku i klas miąższości. Istnieje możliwość definiowania odrębnych macierzy dla różnych rodzajów lasu, klasyfikowanych na podstawie różnych atrybutów, np. gatunku panującego, typu siedliskowego, regionu, formy własności. Dla każdego typu lasu wymagane jest podanie dla każdej klasy wieku danych początkowych: powierzchni, przeciętnej zasobności i przyrostu bieżącego. Model może także posługiwać się klasycznymi tablicami zasobności drzewostanów. Do każdego typu lasu przypisywany jest określony typ gospodarki leśnej, zdefiniowany jako prawdopodobieństwo wykonania trzebieży lub pozyskania drewna w funkcji wieku drzewostanu. Po zbudowaniu stanu początkowego, model działa w 5-letnich krokach, zwykle na okres 50–60 lat, symulując przejścia pomiędzy komórkami macierzy. W modelu najpierw obliczany jest poziom możliwości użytkowania, a następnie poziom spodziewanego popytu dla każdego rodzaju lasu (oparty na danych historycznych albo zewnętrznych modelach wymiany handlowej w sektorze drzewnym).

Modelowanie przeprowadzane jest dla różnych scenariuszy, wariantowanych przez różnicowanie następujących parametrów: przyszły popyt na drewno, zmiany powierzchni leśnej, zmiany wielkości przyrostu, parametry gospodarki leśnej (wiek trzebieży, wiek rębności, stopień wykorzystania pozostałości i pniaków, gatunek odnowienia). Podstawowy produkt wyjściowy modelu podstawowego EFISCEN składa się z wielkości zasobności, przyrostu, faktycznego pozyskania, wielkości naturalnej śmiertelności, rozkładu gatunków drzew i klas wieku.

Model podstawowy (EFISCEN Core) jest dostępny jako otwarte narzędzie¹. Jego głównym ograniczeniem jest to, że opracowany został dla równowiekowych lasów gospodarczych. Aby je przewyciężyć, opracowywano model przestrzenny (EFISCEN-SPACE), ale jest to model komercyjny (Nabuurs i in. 2009).

(EFDM) EUROPEAN FORESTRY DYNAMICS MODEL

Europejski model dynamiki lasów (EFDM – *The European Forestry Dynamics Model*) powstał w wyniku współpracy między Wspólnym Centrum Badawczym UE (JRC) a Europejską Siecią Wielkoobszarowych Inwentaryzacji Stanu Lasów (ENFIN). EFDM (Packalen i in. 2014) został opracowany dla JRC jako wspólne przedsięwzięcie fińskiego Instytutu Badawczego Leśnictwa (Metla, obecnie LUKE) i Szwedzkiego Uniwersytetu Nauk Rolniczych (SLU).

Podobnie jak EFISCEN, EFDM ma swoje źródła w szwedzkim modelu macierzowym lasów (Sallnäs 1990). Został zaprojektowany w taki sposób, aby było

¹<https://www.efi.int/knowledge/models/efiscen>

możliwe wykorzystywanie szczegółowych danych wejściowych na poziomie krajowym, pochodzących zwykle z wielkoobszarowych inwentaryzacji stanu lasów. Dla równowiekowych drzewostanów gospodarczych macierz modelu zwykle jest definiowana jako przestrzeń klas wieku i zasobności. Istnieją jednak warianty modelowania EFDM dla drzewostanów różnowiekowych mieszanych (np. struktura przerębowa), gdzie przestrzenią macierzy są klasy liczebności drzew i pola przekroju poprzecznego lub miąższości (Sallnäs i in. 2015).

EFDM jest maszyną stanów, w którym określone powierzchnie lasów zdefiniowane w układzie początkowym macierzy (nie drzewa lub drzewostany) przechodzą pomiędzy wcześniej ustalonymi stanami. Do przeprowadzenia symulacji konieczne jest zdefiniowanie stanów, czyli grup czynności, takich jak brak czynności, trzebież i użytkowanie rębne. Każdej z tych grup przypisuje się prawdopodobieństwo wystąpienia, a każda grupa jest powiązana z osobną macierzą opisującą prawdopodobieństwa przejścia z jednego stanu w drugi. W konsekwencji powstają macierze opisujące model przejść dla każdej kombinacji czynników i każdej grupy czynności.

EFDM może być używany do generowania macierzy wynikowych dla przyszłych stanów lasów w różnych scenariuszach, np. 'brak czynności gospodarczych', 'teoretyczny model gospodarowania' lub 'kontynuacja faktycznie prowadzonej gospodarki'. EFDM szacuje również wielkość drewna pozyskanego w podziale według parametrów wstępnych i grup czynności.

Model EFDM został zaimplementowany jako oprogramowanie otwarte. Publicznie dostępny jest kod źródłowy modelu dla lasów równowiekowych w języku R², jak również wersja modelu przepisana na otwartą platformę GIS GeoDMS, wzbogacona o możliwość analizy przestrzennej (Mubareka i in. 2016).

6. SPECJALISTYCZNE MODELE ZINTEGROWANE

Zjawisko antropogenicznego globalnego ocieplenia klimatu i procesy kształtowania polityki w tym zakresie zaowocowały potrzebą opracowania modeli szacowania dynamiki zmian biomasy, form użytkowania gruntów i bilansu węglowego. Ze względu na stawiane przed nimi cele oraz złożoność czynników wpływających na procesy zmian klimatycznych, są to złożone modele, operujące na różnych rodzajach danych wejściowych i stosujące oddzielne algorytmy dla szacowania dynamiki zmian w poszczególnych aspektach.

(CBM-CFS3) CARBON BUDGET MODEL OF THE CANADIAN FOREST SECTOR

Model Bilansu Węglowego kanadyjskiego sektora leśnictwa (CBM-CFS3 – *Carbon Budget Model*) został opracowany przez Kanadyjską Służbę Leśną na po-

²<https://ec.europa.eu/jrc/en/european-forestry-dynamics-model>

trzeby symulacji zmian biomasy i bilansu węglowego (Kurz i in. 2009). Przyjmuje on schemat raportowania Międzyrządowego Panelu Zmian Klimatu (IPCC), które opiera się na jednostkach geograficznych. Każda jednostka jest charakteryzowana przez szereg cech, takich jak wiek drzewostanu, powierzchnia, informacje administracyjne i ekologiczne, połączenia do właściwych krzywych zasobności, skład gatunkowy, stosowany model gospodarki leśnej itp.

Model wykorzystuje te same informacje, które są wymagane w planowaniu gospodarki leśnej (np. dane z inwentaryzacji lasów, gatunki drzew, krzywe wzrostu i zasobności, informacje o zaburzeniach naturalnych i wywołanych przez człowieka, rodzaje rębni oraz informacje dotyczące zmiany sposobu użytkowania gruntów), uzupełnione o informacje o środowisku. Działa na poziomie drzewostanowym i krajobrazowym. Umożliwia symulację dynamiki wszystkich pul węgla wymaganych przez Protokół z Kioto (biomasa nadziemna, biomasa podziemna, ściółka, martwe drewno i węgiel organiczny gleby), jest kompatybilny z metodami oceny emisji węgla określonymi przez IPCC (Penman i in. 2003). Służy do prognozowania rocznych pul i transferów węgla między pulami, emisji do atmosfery i transferów węgla do sektora produktów leśnych, a także wskaźników środowiskowych, takich jak produkcja pierwotna netto (NPP) i produkcja ekosystemu netto (NEP).

Ponieważ model CBM-CFS3 opiera się na stosowaniu krzywych (lub tablic) zasobności drzewostanów, nie może być wprost stosowany do drzewostanów o zróżnicowanej strukturze, które stanowią ok. 30% lasów Europy. Z tego powodu podejmowane są próby umożliwiające jego stosowanie do takich lasów (Pilli i in. 2013).

(G4M) GLOBAL FOREST MODEL

Globalny Model Lasu (G4M)³ został opracowany przez Międzynarodowy Instytut Analiz Systemów Stosowanych (IIASA) w 2008 r. na potrzeby oceny potencjału łagodzenia skutków zmian klimatycznych na drodze powstrzymania wylesiania. Porównując wartość ekonomiczną alternatywnych typów użytkowania gruntów, model symuluje wpływ prognozowanego popytu na drewno i cen węgla na zmiany w lasach (zalesianie, wylesianie i gospodarka leśna).

Ponieważ model G4M nie ma możliwości prognozowania rozwoju rynku drzewnego (wymagane są zewnętrzne prognozy zapotrzebowania na drewno), w 2011 r. IIASA opracował Globalny Model Zarządzania Biosferą (GLOBIOM)⁴. Powstała w ten sposób w pełni zintegrowana platforma modelowania sektora leśnego i rolnego. W swojej istocie model GLOBIOM jest zorientowanym przestrzennie modelem użytkowania gruntów, który prognozuje rozwój rynku leśnego i produktów rolnych, handel międzynarodowy, wpływ na wykorzystanie gruntów i emisje CO₂ w sektorze LULUCF. Model jest wykorzystywany w działaniach z zakresu polityki

³ www.iiasa.ac.at/G4M

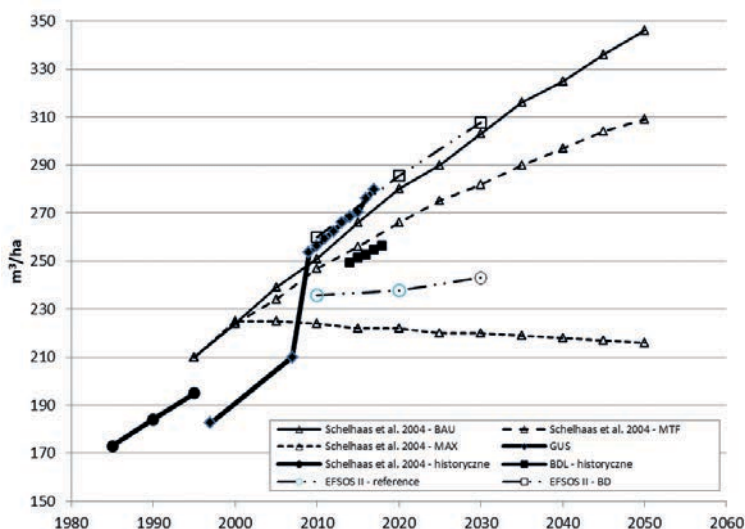
⁴ www.iiasa.ac.at/GLOBIOM

klimatycznej w Unii Europejskiej, ale także na przykład w ocenach możliwości redukcji emisji CO₂ pochodzących z degradacji lasów i wylesiania w krajach tropikalnych, ocenach potencjału energetycznego biomasy leśnej, zawartości węgla organicznego w glebie i innych analizach.

7. PRZYKŁADY OPRACOWAŃ PROGNOSTYCZNYCH DOTYCZĄCYCH POLSKI

PROGNOZY EFI 2004

Europejski Instytut Leśny (EFI) opublikował w 2003 r. prognozę rozwoju lasów europejskich do 2050 r. (Nabuurs i in.), a w 2004 r. analizę wpływu różnych scenariuszy gospodarki leśnej w Czechach, Polsce, na Węgrzech i Ukrainie na dynamikę kształtowania się zasobów drzewnych (Schelhaas i in.). Oba opracowania powstały we współpracy z Instytutem Badawczym Leśnictwa, zostały wykonane przy wykorzystaniu modelu EFISCEN.



Rycina 1. Przykłady międzynarodowych opracowań progностycznych dotyczących zmian zasobności drzewostanów w Polsce

FOREST SECTOR OUTLOOK 2011

Europejska Komisja Gospodarcza ONZ (UNECE) wspólnie z Organizacją ds. Wyżywienia i Rolnictwa ONZ (FAO) dwukrotnie⁵ opublikowały prognozy dotyczące sektora leśnictwa w Europie, analizujące zmiany strukturalne w sektorze

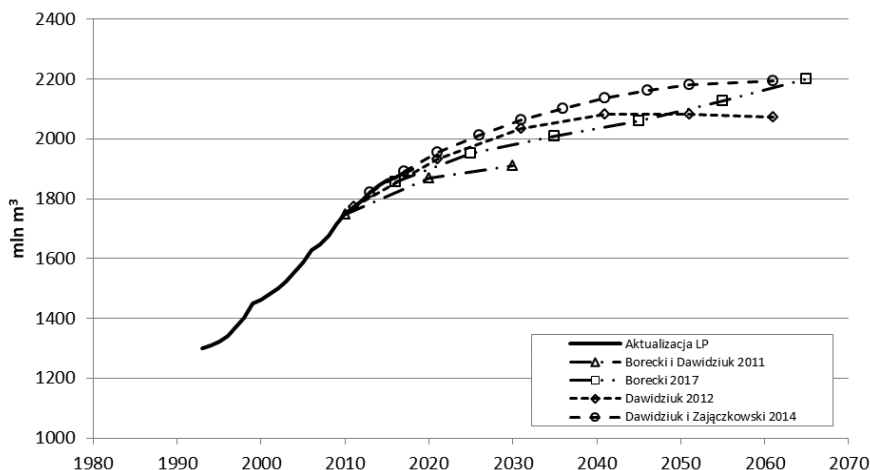
⁵Opracowanie *Forest Outlook Sector Study 2020–2040* jest aktualnie w przygotowaniu.

leśnym. Głównym celem takich opracowań jest dostarczanie decydom politycznym informacji o możliwych konsekwencjach ich wyborów w polityce leśnej. Prognoza EFSOS II (2011) analizuje trendy dla krajów europejskich: 27 państw członkowskich UE oraz krajów Europy Wschodniej i Południowo-Wschodniej.

Scenariusze EFSOS II oparte są na wynikach kilku podejść do modelowania, z których każde ma swoje mocne i słabe strony oraz swoje założenia. Podstawą metodologiczną EFSOS II jest bilans zasobów drewna, który określa podaż i zapotrzebowanie wszystkich strumieni biomasy drzewnej w regionie. Potencjalną podaż drewna w tej analizie oszacowano przy użyciu modelu EFISCEN. Rozpatrywane scenariusze przewidywały oprócz scenariusza referencyjnego także scenariusze maksymalizacji ochrony bioróżnorodności w lasach (BD), maksymalizację akumulacji węgla (C) lub możliwości produkcji energii z surowca drzewnego (WE). W scenariuszu referencyjnym, przeciętną zasobność oszacowano na 236 m³/ha w 2010 r. i 243 m³/ha w 2030 r. Z kolei w scenariuszu BD zasobność wzrosła z 259 m³/ha w 2010 r. do 308 m³/ha w 2030 r.

PROGNOZY KRAJOWE

Okresowo podejmowane są w Polsce próby oszacowania poziomu zasobów drzewnych i możliwości użytkowania na następne dziesięciolecia (Borecki 2017, Borecki i Dawidziuk 2011, Dawidziuk 2012, Dawidziuk i Zajączkowski 2014). Ich zestawienie dla Lasów Państwowych przedstawia poniższy wykres.

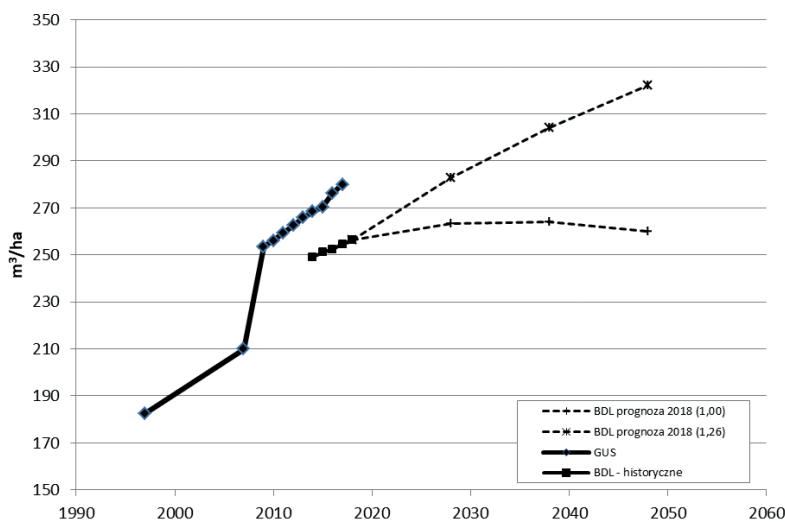


Rycina 2. Prognozy krajowych prognoz rozwoju zapasu w Lasach Państwowych

Jak widać, prognozy te charakteryzują się różnym przebiegiem, szczególnie dla bardziej odległych w czasie dziesięcioleci. Wykonywane były na ogół poprzez

zgeneralizowane szacunki, ewentualnie z wykorzystaniem prostego modelu macierzowego przesunięć w klasach wieku. W przypadku prognoz wykonywanych w latach 2011–2012, można już w tej chwili porównać przewidywane przez nie wielkości z faktycznym rozmiarem zasobów zarejestrowanym w wyniku inwentaryzacji. Zauważalne jest w przypadku tych prognoz niedoszacowanie tempa wzrostu zasobów drzewnych w LP, co stawia pytanie, czy nie będziemy mieli do czynienia z podobną sytuacją w przypadku prognoz na kolejne dziesięciolecia.

Wykonywane były także prognozy rozwoju zasobów drzewnych dla lasów wszystkich form własności. Zestawienie ich wyników w ujęciu zasobności przedstawia poniższy wykres⁶. Przy jego analizie należy zwrócić uwagę, że zasobność dla kraju prezentowana w BDL pochodzi z analizy danych z dokumentacji urzędzeniowej, natomiast publikowana przez GUS – z danych Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów.



Rycina 3. Prognozy rozwoju zasobności dla lasów wszystkich form własności w Polsce

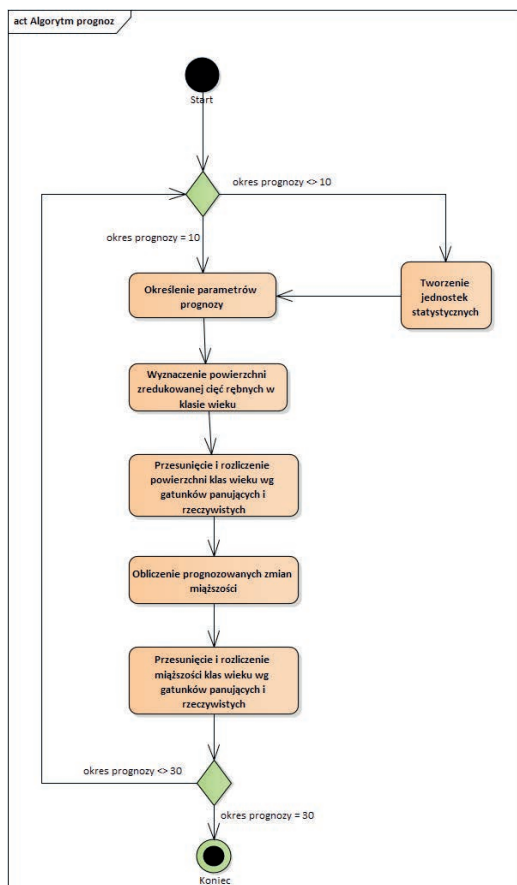
8. MODEL ROZWOJU ZASOBÓW W BANKU DANYCH O LASACH

W Banku Danych o Lasach wdrożono model prognozowania oparty na wspomaganym informatycznie „wirtualnym” prowadzeniu gospodarki leśnej w ramach gatunków na podstawie takich parametrów jak: intensywność użytkowania, przyrost, sposoby prowadzenia gospodarki leśnej. Model ten opiera się na szczegółowym

⁶ Prognozy wykonane w Banku Danych o Lasach (opr. własne) przedstawiono w dwóch wariantach: z wykorzystaniem przyrostu tablicowego oraz po powiększeniu przyrostu wskaźnikowego 1,26 razy.

opisie taksacyjnym drzewostanów oraz rejestrze zaszości gospodarczych z Lasów Państwowych (gdyż informacje o zdarzeniach gospodarczych w lasach innych form własności nie są łatwo dostępne).

Model pracuje w iteracjach 10-letnich, aby uzyskać synchronizację z dziesięcioletnim okresem planowania urzędniowego przyjętym w Polsce. Obecnie wykonywane są prognozy rozwoju zasobów leśnych na okres 10, 20 i 30 lat, ale nie ma technicznych przeszkód do wykonywania obliczeń na dłuższe okresy.



Rycina 4. Schemat algorytmu prognozowania w Banku Danych o Lasach

Na wstępie dla poszczególnych obiektów urzędniowych sumowane są wskaźniki gospodarcze przewidziane w PUL i obliczany wskaźnik wyrównania pozyskania przewidzianego tymi wskaźnikami do przyjętego dla obiektu etatu pozyskania – oddzielnie dla użytkowania przedrębego i rębego.

Następnie poprzez porównanie tabeli powierzchniowo-miąższościowej z przyjętym dla poszczególnych klas wieku użytkowaniem, dla każdego obiektu wyzna-

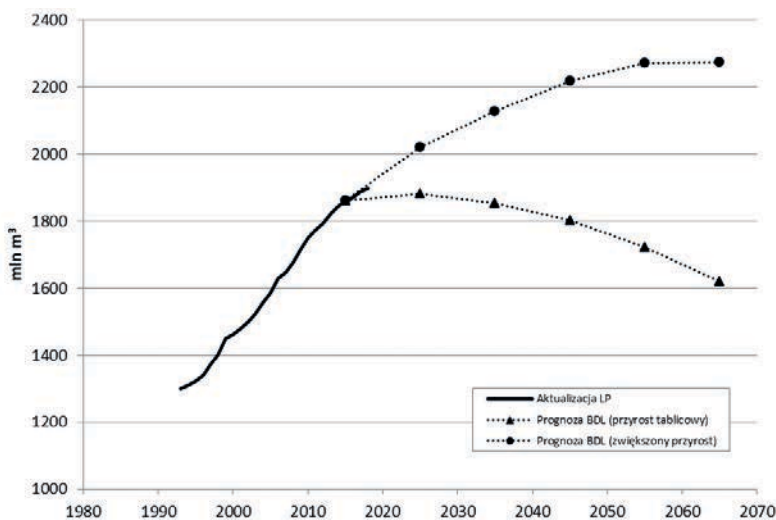
czane są wskaźniki intensywności użytkowania głównego łącznie i w podziale na rębne i przedrębne.

Dla prognoz na 10 lat danymi wejściowymi są aktualne opisy jednostek statystycznych. W przypadku prognoz na kolejne dziesięciolecia (20 i 30 lat) dane wejściowe stanowią wyniki prognoz za poprzednie dziesięciolecie. Zgeneralizowany algorytm prognostyczny przedstawia poniższy schemat.

Dla poszczególnych klas wieku wyznaczana jest powierzchnia zredukowana cięć rębnych, która wraz z powierzchnią zalesień następnie jest używana do przesunięcia i rozliczenia powierzchni klas wieku w celu otrzymania tabeli powierzchniowej klas wieku na koniec dziesięciolecia.

W kolejnym kroku obliczana jest prognozowana miąższość użytkowania, z wykorzystaniem wyznaczonych wcześniej wskaźników intensywności użytkowania, a także wartości przyrostu w oparciu o przewidziane aktualną instrukcją urzędzenia lasu tablice miąższości drzewostanów. Te parametry służą następnie do obliczenia miąższości danego gatunku w klasie wieku na koniec dziesięciolecia. Miąższość ta jest w kolejnym kroku przesuwana i rozliczana w klasach wieku w celu otrzymania tabeli miąższościowej klas wieku na koniec dziesięciolecia.

Prognozę wykonano przy zastosowaniu przyrostu tablicowego oraz w szeregu wariantów eksperymentalnych. Przykładowe wyniki tak opracowanej prognozy w wariantcie eksperymentalnym, w którym przyrost tablicowy został zwiększony w pierwszym dziesięcioleciu 1,26 razy, w drugim, trzecim i czwartym – 1,23 razy, a w piątym – 1,20 razy, według stanu początkowego na rok 2015, przedstawia rycina 5. oraz tabela 2. poniżej (opracowanie własne).



Rycina 5. Prognoza zmian miąższości grubizny w Lasach Państwowych według algorytmu BDL

Tabela 2. Prognoza zmian miąższości grubizny w Lasach Państwowych według algorytmu BDL

Prognozy podstawowe			Prognozy ze wskaźnikiem zwiększającym przyrost			
Czas	Zapas [m ³]	Przyrost [m ³ /ha/rok]	Czas	Wskaźnik zwiększający przyrost tablicowy	Zapas [m ³]	Przyrost [m ³ /ha/rok]
2015	1 860 769 979		2015		1 860 769 979	
po 10 latach	1 880 082 999	6,8	po 10 latach	1,26	2 019 892 756	8,8
po 20 latach	1 853 238 032	6,2	po 20 latach	1,23	2 127 842 292	8,6
po 30 latach	1 803 492 825	5,8	po 30 latach	1,23	2 218 107 779	8,6
po 40 latach	1 721 757 607	5,4	po 40 latach	1,23	2 270 780 111	8,7
po 50 latach	1 620 286 480	5,1	po 50 latach	1,20	2 273 803 894	8,4

Z wykresu widać wyraźnie, że przewidywana dynamika rozwoju zasobów jest wyraźnie niedoszacowana w stosunku do innych prognoz, a także – jak się wydaje – w stosunku do obserwowanego w rzeczywistości trendu. Podstawową tego przyczyną jest użycie w modelu tablic zasobności drzewostanów, które znacznie zaniżają przyrost, w porównaniu do obserwowanego w ostatnich latach, szczególnie w wynikach WISL.

Przeciętny przyrost drzewostanów na podstawie tablic kształtuje się na poziomie około 6 m³/ha brutto na rok, podczas gdy na podstawie wyników aktualizacji stanu lasów i zasobów drzewnych w PGL LP szacuje się go na ok. 8,6 m³/ha brutto na rok (BULiGL 2019), a na podstawie wyników WISL – nawet na 9,52 m³/ha brutto na rok (BULiGL 2018).

Obecnie podejmowane są prace mające na celu lepsze skalibrowanie tego modelu, w szczególności przez uwzględnienie informacji na temat faktycznego rozmiaru przyrostu oraz pozyskania z innych źródeł (np. z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów). Stosowany model prognozowania zakłada, że w całym okresie objętym prognozą gospodarka leśna pod względem intensywności użytkowania realizowana będzie w podobny sposób. Dalszy rozwój tego modelu przewiduje różnicowanie wskaźników użytkowania rębego i przedrębego w kolejnych okresach prognozy, co z kolei może być podstawą szacowania kosztów alternatywnych w konkretnych obiektach leśnych (związanych np. z różnymi ograniczeniami w gospodarce leśnej).

9. MODEL ROZWOJU ZASOBÓW DRZEWNYCH WEDŁUG KLAS I PODKLAS WIEKU

Obok metody prognozowania rozwoju zasobów drzewnych oraz możliwości pozyskania drewna (w rozbiciu na użytkowanie rębne i przedrębne) przyjętej w BDL (przedstawionej powyżej) na podstawie opisu poszczególnych wydzieleń taksacyjnych, na podstawie propozycji BULiGL (Dawidziuk 2012, Dawidziuk i Zajączkowski 2014, Dawidziuk i Zajączkowski 2012), przeprowadzane są także analogiczne prognozy na podstawie danych dotyczących całych klas i podklas wieku. Należy jednak podkreślić, że w przypadku uwzględniania w prognozach poszczególnych wydzieleń (w celu ustalenia cząstkowych wartości składających się na całe klasy i podklasy wieku) istnieje możliwość przeprowadzania szerszych analiz uwzględniających w szczególności podział na gatunki panujące.

O ile w pierwszym przypadku potrzebne dane dla całych klas i podklas wieku wynikają z sumy wielkości określonych dla poszczególnych wydzieleń (a w zasadzie dla tzw. jednostek statystycznych powstałych ze zsumowania wydzieleń w ramach oddziałów leśnych), o tyle w drugim przypadku odpowiednie obliczenia wykonywane są bezpośrednio na danych dla całych klas i podklas wieku.

Istotnym ograniczeniem stosowania metody według wydzieleń taksacyjnych jest czas trwania obliczeń (obliczenia według wydzieleń taksacyjnych przebiegają dużo wolniej niż według klas i podklas wieku). Drugim ograniczeniem szerszego przeprowadzania prognoz według wydzieleń taksacyjnych jest częsty brak odpowiednich danych dla poszczególnych gatunków panujących (szczególnie poza lasami w zarządzie PGL Lasy Państwowe). Dlatego w praktyce prognozy rozwoju zasobów drzewnych według klas i podklas wieku odgrywają dużą rolę, szczególnie gdy zachodzi potrzeba sporządzania różnych wariantów prognoz wynikających zarówno ze zróżnicowanych wskaźników intensywności użytkowania rębego i przedrębego, jak również z przyjmowania różnych wartości spodziewanego bieżącego przyrostu miąższości. W metodzie tej (Dawidziuk 2012, Dawidziuk i Zajączkowski 2014, Wysocka-Fijorek i Zajączkowski 2019) wykorzystuje się następujące informacje:

- wyjściowy stan zasobów drzewnych (w formie powierzchniowo-miąższościowej tabeli klas wieku);
- przewidywane zalesienia;
- wskaźniki intensywności 10-letniego użytkowania rębego i przedrębego (głównie na podstawie danych z planów urządzenia lasu);
- miąższościowy udział rębni złożonych w użytkowaniu rębnym oraz w celu określenia powierzchni przechodzącej w okresie prognozy do klasy odnowienia;

- przeciętny wiek drzewostanów w klasie odnowienia na potrzeby określania przeciętnego wieku w gospodarstwie leśnym;
- oszacowana wielkość spodziewanego bieżącego przyrostu miąższości;
- przeciętny okres odnowienia oraz związany z tym udział powierzchni przechodzącej w wyniku użytkowania rębego do najmłodszych podklas wieku (zwykle od Ia do IIb).

W praktyce metoda ta – dostarczając oszacowanych wielkości planowanego pozyskania drewna w 2–3 kolejnych 10-letniach – może być wykorzystywana na etapie prac urzędniowych także jako pomoc do ustalaniu etatów na najbliższe 10-letnie.

Zaletą tej metody jest jej duża czytelność. Uzyskiwane wyniki odnoszące się do wielkości zasobów drzewnych są spójne z wyjściową wielkością zasobów drzewnych oraz planowanymi wielkościami użytkowania głównego (w podziale na użytkowanie rębne i przedrębne) i przyjmowanymi wielkościami bieżącego przyrostu miąższości.

Wystarczająco dokładnymi danymi dotyczącymi wielkości zasobów drzewnych oraz struktury użytkowania rębego i przedrębego według klas i podklas wieku dysponujemy dotychczas tylko w odniesieniu do lasów w zarządzie PGL Lasy Państwowe. Analogiczne dane z uproszczonych planów urządzenia lasu oraz dane dotyczące pozyskania drewna dla lasów innych form własności są znacznie mniej wiarygodne. Dlatego w praktyce do oszacowania wielkości i struktury według klas i podklas wieku wskaźników użytkowania rębego i przedrębego w lasach poza Lasami Państwowymi mogą być wykorzystywane dane z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów, względnie zmodyfikowane wskaźniki określone dla lasów w zarządzie PGL Lasy Państwowe (w powiązaniu z mniejszą intensywnością użytkowania rębego i przedrębego oraz zwykle mniejszym udziałem użytkowania rębego w lasach innych form własności), ewentualnie wykorzystanie obu tych możliwości jednocześnie (wykorzystując np. dane z GUS – dla lasów w zarządzie PGL Lasy Państwowe, a dane z WISL – dla lasów pozostałych form własności).

Właśnie ten ostatni z wymienionych sposobów został zastosowany przy określaniu tzw. poziomu referencyjnego dla lasów w Polsce na potrzeby rozliczania emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych z zarządzanych gruntów leśnych w latach 2021–2030 (zgodnie z rozporządzeniem LULUCF). Wspomniany wyżej poziom referencyjny „opiera się na kontynuacji praktyki zrównoważonej gospodarki leśnej udokumentowanej w okresie od 2000 r. do 2009 r. w odniesieniu do dynamicznych cech lasu powiązanych z wiekiem w lasach krajowych przy użyciu najlepszych dostępnych danych” (MŚ 2018). Wyżej wymienione praktyki zrównoważonej gospodarki leśnej zostały skwantyfikowane wskaźnikami intensywności pozyskania drewna w okresie referencyjnym przy przyjęciu wielkości bieżącego przyrostu miąższości w wysokości 9 m³/ha rocznie w całym analizowanym okresie.

Prognozy rozwoju zasobów drzewnych oraz możliwości użytkowania głównego dla lasów w zarządzie PGL Lasy Państwowe według regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych przy zastosowaniu metody klas wieku zostały sporządzone także na Wydziale Leśnym SGGW w Warszawie (Borecki i in. 2016). Wielkość bieżącego przyrostu miąższości przyjmowano tam w wielkości pośredniej między wielkością wynikającą z tablic zasobności i przyrostu drzewostanów (Szymkiewicz 1971) a wielkością określoną w ramach WISL, tj. około 8,5 m³/ha rocznie.

Inną natomiast metodę – z wykorzystaniem danych z poszczególnych wydziałów taksacyjnych – przyjęto w kolejnej pracy wykonanej na samym Wydziale Leśnym (Borecki 2017). Podstawę do przeprowadzenia tych prognoz według rdLP były dane z SILP według stanu na 1 stycznia 2015 r. Na potrzeby tej prognozy wielkość użytkowania rębego i przedrębego była oszacowana w 6 kolejnych 10-letnich okresach prognostycznych za pomocą oprogramowania wspomagającego automatyczne rozplanowanie cięć w gospodarstwach: zrębowym, przerębowo-zrębowym oraz ochronnym, natomiast bieżący przyrost sprowadzony został do wielkości wynikającej z WISL (w ramach poszczególnych rdLP) na podstawie relacji wielkości przyrostu z WISL oraz z tablic zasobności i przyrostu drzewostanów (Szymkiewicz 1971).

10. WNIOSKI

Aktualnie podstawową trudnością przy opracowywaniu prognoz zmian zasobów leśnych w Polsce jest nieadekwatność dotychczas stosowanych tablic zasobności drzewostanów do obserwowanej empirycznie dynamiki wzrostu drzewostanów. Rozwiązaniem – przynajmniej do czasu opracowania nowych modeli wzrostu drzewostanów w skali kraju – może być oparcie się na przybliżonych wartościach przyrostu mierzonych w ramach Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów.

Ponadto, w dotychczasowych prognozach rozwoju zasobów drzewnych oraz możliwości użytkowania stosuje się zasadę, że określone wyjściowe wskaźniki użytkowania rębego i przedrębego są stosowane do wszystkich kolejnych okresów prognostycznych. Rozwiązanie takie wynika z założenia, że sposób prowadzenia gospodarki leśnej – skwantyfikowany tymi wskaźnikami – w kolejnych okresach prognostycznych nie ulegnie istotnej zmianie.

Należy jednak podjąć prace, aby przy tego rodzaju prognozowaniu uwzględniać również możliwości zmian/korekt w kolejnych okresach w wysokości wyjściowych wskaźników użytkowania, co może wynikać z różnych przyczyn, jak np. zmiany struktury funkcji spełnianych przez lasy. Jednak zastosowanie różnych wskaźników użytkowania głównego (rębego i przedrębego) w kolejnych okresach prognozy wymaga wcześniejszego oszacowania zmian, jakie mogłyby zachodzić przy różnych założeniach.

Zakres ewentualnych zmian wskaźników użytkowania rębnego i przedrębnego można by szacować m.in. na etapie prac urządzeniowych, sporządzając kilka wariantów planu urządzenia lasu na najbliższe 10-lecie. Kolejno sporządzane warianty planów cięć dla nadleśnictw mogłyby uwzględniać stopniowane ograniczenia gospodarki leśnej wynikające z różnych przyczyn. Poziomym porównawczym mógłby być np. plan cięć użytkowania rębnego i przedrębnego przyjęty na najbliższy okres gospodarczy ze wszystkimi ograniczeniami w użytkowaniu rębnym i przedrębnym, wynikającymi z pełnionych funkcji lasu, w tym także ograniczeniami (przyjętymi oraz potencjalnymi) wynikającymi ze względów hodowlanych oraz z ochrony przyrody, a także wynikającymi z wyłączenia obszarów leśnych z gospodarki leśnej w związku z certyfikacją gospodarki leśnej.

Wszystkie te ograniczenia powinny być sklasyfikowane w odpowiednie stopnie, a kolejne warianty planu cięć mogłyby je uwzględniać w przyjętych stopniach, co wiązałoby się ze zmianami (wzrostem lub spadkiem) wskaźników użytkowania, zwykle większymi w użytkowaniu rębnym, a mniejszymi – w użytkowaniu przedrębnym. W ten sposób można by oszacować ograniczenia w użytkowaniu rębnym odpowiadające poszczególnym wariantom prowadzenia gospodarki leśnej.

Summary

Andrzej Talarczyk, Stanisław Zajączkowski

Bureau for Forest Management and Geodesy
Andrzej.Talarczyk@zarzad.buligl.pl

Integration of information and predicting forest resources development of all forms of forest ownership

Implementation of sustainable forest development needs the efficient information system providing multilateral data on forests of all forms of ownership. The Forest Data Bank (Bank Danych o Lasach, BDL) is currently of key importance in this system.

The source data collected in the BDL are characterized by a different structure and different level of detail and accuracy. In Poland, the most comprehensive data are available for forests managed by the State Forests National Forest Holding (PGL LP), and much less precise – for forests of other forms of ownership, including private forests.

For the purposes of analysis and processing of diversified data, it is necessary to integrate the collected data in such a way as to ensure their uniform layout/view on the one hand, and – on the other hand – to facilitate the analysis and information processing, including forecasting the development of forest resources using the appropriate model implemented in a modelling system.

Modelling systems are tools that support decision-making in forestry and environmental management. Their main applications are: 1) forecasts for short- and medium-term planning, 2) long-term scenarios for forest management strategies development, 3) obtaining information on how tree stands respond to forest operations and large-scale disturbances.

Effective prediction of changes in tree stands and forests requires, on the one hand, precise, complete and reliable data describing the current state, and on the other, application of appropriate models for stand development. These models can be divided into three main groups: 1) stand models, 2) models integrating forest and stand dynamics modelling, 3) matrix models.

In the Forest Data Bank, a prediction model based on computer-assisted “virtual” forest management within species was implemented, based on such parameters as: intensity of use, growth, methods of forest management.

Currently, works aiming at better calibration of this model are undertaken, in particular by including information on actual increment and harvesting from other sources (e.g. from the National Forest Inventory). The prediction model used assumes that within the entire period covered by the prediction, forest management is going to be implemented in a similar manner in terms of forest use intensity. In the further development of this model it is envisaged that commercial and pre-commercial forest use indices will be differentiated in

the subsequent periods of the forecast, which in turn may provide the basis for estimating opportunity costs in specific forest objects (related, for example, to various constraints in forest management).

LITERATURA

- Borecki T. 2017. Urzędzeniowe uwarunkowania regulacji użytkowania uwzględniającego równomierność pozyskania i poprawę stanu zasobów w układzie regionalnym. Raport techniczny nr 271.3.8.2015. Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydział Leśny, Katedra Urządzania Lasu i Ekonomiki Leśnictwa, Warszawa.
- Borecki T., Dawidziuk J. 2011. Ocena rozwoju, produktywności, struktury i przeznaczenia zasobów leśnych. [http://www.ibles.pl/documents/10180/63070/Ocena%20rozwoju,%20produkcyjno%C5%9Bci,%20struktury%20i%20przeznaczenia%20zasob%C3%B3w%20le%C5%9Bnych%20\(Tomasz%20Borecki,%20Janusz%20Dawidziuk\)](http://www.ibles.pl/documents/10180/63070/Ocena%20rozwoju,%20produkcyjno%C5%9Bci,%20struktury%20i%20przeznaczenia%20zasob%C3%B3w%20le%C5%9Bnych%20(Tomasz%20Borecki,%20Janusz%20Dawidziuk))
- Borecki T., Stępień E., Wójcik R. 2016. Koncepcja regulacji rozmiaru użytkowania w wielofunkcyjnym gospodarstwie leśnym. Wydawnictwo SGGW.
- BULiGL. 2018. Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasów w Polsce. Wyniki za okres 2013–2017. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej.
- BULiGL. 2019. Wyniki aktualizacji stanu powierzchni leśnej i zasobów drzewnych w Lasach Państwowych na dzień 1 stycznia 2018 r. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej.
- Caswell H. 2001. Matrix population models. Sinauer Associates, Inc. Publishers.
- Dawidziuk J. 2012. Stan obecny oraz prognozy rozwoju i użytkowania zasobów leśnych w Polsce. Sękocin Stary.
- Dawidziuk J., Zajączkowski S. 2014. Rozwój, struktura i możliwości zwiększenia użytkowania zasobów leśnych w Polsce w perspektywie roku 2080. Sękocin Stary: 262–279.
- Dawidziuk J., Zajączkowski S. 2012. Stan i perspektywy rozwoju zasobów leśnych do 2030 r. Polskie Towarzystwo Leśne, Spała: 41–56.
- Fabrika M. 2005. Simulátor biodynamiky lesa SIBYLA, koncepcia, konstrukcia a programové riešenie. Technická univerzita vo Zvolene.
- Hasenauer H., Kindermann G., Steinmetz P. 2006. The tree growth model MOSES 3.0. Sustainable Forest Management. Springer: 64–70.
- Kurz W., Dymond C., White T., Stinson G., Shaw C., Rampley G., Smyth C., Simpson B., Neilson E., Trofymow J. i in. 2009. CBM-CFS3: a model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. Ecological Modelling, 220(4): 480–504.

- Ledermann T. 2006. Description of PrognAus for Windows 2.2. Sustainable Forest Management: Growth Models for Europe. H. Hasenauer (red). Springer Berlin, Heidelberg. DOI: 10.1007/3-540-31304-4_6
- MŚ. 2018. Krajowy plan rozliczeń dla leśnictwa. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Mubareka S., Hilferink M., Camia A. 2016. EFDM-geo: A spatially-explicit pan-European application of the European Forestry Dynamics Model.
- Nabuurs G.-J., Päivinen R., Pussinen A., Schelhaas M.-J. 2003. Development of European forests until 2050. European Forest Institute Research Report, 15.
- Nabuurs G.-J., Schelhaas M.-J., Pussinen A. 2000. Validation of the European Forest Information Scenario Model (EFISCEN) and a Projection of Finnish Forests.
- Nabuurs G.-J., Wyngaert I., Van den Hengeveld G., Schelhaas M. 2009. Adapting European forests to climate change: Resource modelling under climate change at high resolution based on inventory data. IOP Publishing: 382003.
- Nagel J., Schmidt M. 2003. The single tree model BWINPro, a key component for silvicultural decision support. Proceedings of the Conference “Decision support for multiple purpose forestry. A transdisciplinary conference on the development and application of decision support tools for forest management”, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna (Austria) 23–25 April 2003 [CDROM]: 1–9.
- Packalen T., Sallnäs O., Sirkiä S., Korhonen K., Salminen O., Vidal C., Robert N., Colin A., Belouard T., Schadauer K. i in. 2014. The European forestry dynamics model: concept, design and results of first case studies. JRC Science and Policy Reports Volume 93450, EUR 27004. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. i in. 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry.
- Pilli R., Grassi G., Kurz W.A., Smyth C.E., Blujdea V. 2013. Application of the CBM-CFS3 model to estimate Italy’s forest carbon budget, 1995–2020. Ecological Modelling, 266: 144–171.
- Pretzsch H., Biber P., Dursky J. 2002. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. Forest Ecology and Management, 162(1): 3–21.
- Pretzsch H., Biber P., Dursky J., Gadow K., von Hasenauer H., Kändler G., Kenk G., Kublin E., Nagel J., Pukkala T., Skovsgaard J.P., Sodtke R., Sterba H. 2006. Sustainable Forest Management. Growth Models for Europe. H. Hasenauer (red.) Springer: 39–57. DOI: 10.1007/3-540-31304-4_3

- Pussinen A., Nabuurs G.J., Wieggers H.J.J., Reinds G.J., Wamelink G.W.W., Kros J., Mol-Dijkstra J.P., de Vries W. 2009. Modelling long-term impacts of environmental change on mid- and high-latitude European forests and options for adaptive forest management. *Forest Ecology and Management*, 258(8): 1806–1813.
- Redsven V., Hirvelä H., Härkönen K., Salminen O., Siitonen M. 2013. MELA 2012 Reference Manual. Finnish Forest Research Institute.
- Sallnäs O. 1990. A matrix growth model of the Swedish forest.
- Sallnäs O., Berger A., Rätty M., Trubins R. 2015. An area-based matrix model for uneven-aged forests. *Forests*, 6(5): 1500–1515.
- Salminen H., Lehtonen M., Hynynen J. 2005. Reusing Legacy FORTRAN in the MOTTI Growth and Yield Simulator. *Computers and Electronics in Agriculture*, 49(1): 103–113.
- Schelhaas M.-J., Cerny M., Buksha I., Cienciala E., Csoka P., Galinski W., Karjalainen T., Kolozs L., Nabuurs G.-J., Pasternak V. i in. 2004. Scenarios on forest management in the Czech Republic, Hungary, Poland and Ukraine. Brill.
- Surovy P., Vones P., Ribeiro N.A. 2011. Software development for forest growth models and management: CORKFITS web-based growth simulator. *Formath*, 10: 279–293.
- Szymkiewicz B. 1971. Tablice zasobności i przyrostu drzewostanów. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Talarczyk A., Michorczyk A., Myszkowski M. 2016. Standaryzacja informacji urzędzeniowej na potrzeby Banku Danych o Lasach. Wydawnictwo Naukowe UAM: 57–76.
- Verkerk H. 2015. Assessing impacts of intensified biomass removal and biodiversity.
- Verkerk P.J., Anttila P., Eggers J., Lindner M., Asikainen A. 2011. The realisable potential supply of woody biomass from forests in the European Union. *Forest Ecology and Management*, 261(11): 2007–2015.
- Wikström P., Edenius L., Elfving B., Eriksson L.O., Lämås T., Sonesson J., Öhman K., Wallerman J., Waller C., Klintebäck F. 2011. The Heureka Forestry Decision Support System: An Overview. *MCFNS*, 3(2): 87–95.
- Wysocka-Fijorek E., Zajączkowski S. 2019. Indukcyjna metodyka prognozy rozwoju zasobów drzewnych. *Sylvan*.
- Zhou M., Buongiorno J. 2005. Price transmission between products at different stages of manufacturing in forest industries. *Journal of Forest Economics*, 11(1): 5–19.
2011. The European Forest Sector Outlook Study II. United Nations Economic Commission for Europe, Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/sp-28.pdf>

Informacja przestrzenna jako narzędzie wspomagające zarządzanie zasobami leśnymi RDLP w Warszawie

1. WSTĘP

Informacja przekazywana w różnej formie, w tym również informacja przestrzenna, nabiera coraz większego znaczenia w codziennym życiu. Wynika to między innymi z intensywnego rozwoju technologii informatycznych i komunikacyjnych oraz łatwego i powszechnego dostępu do narzędzi umożliwiających dostęp do informacji. W szczególności widoczne jest to w liczbie użytkowników abonentów telefonii komórkowych, która na terenie Polski z 6,7 mln w roku 2000 wzrosła ponad ośmiokrotnie do 54,8 mln w roku 2016 (GUS 2017). Równocześnie odsetek gospodarstw domowych posiadających dostęp do Internetu w domu wzrósł z 26% w roku 2004 (GUS 2008) do ponad 84% w roku 2018 (GUS 2018). Przekłada się to na coraz większe umiejętności użytkowników w posługiwaniu się urządzeniami informatycznymi i komunikacyjnymi, wykorzystywanymi głównie do pozyskania informacji, jak również jej udostępniania. Jednocześnie informacje przestrzenne coraz częściej i chętniej są pozyskiwane, gromadzone, przetwarzane i udostępniane przez różne instytucje rządowe i pozarządowe.

2. DOSTĘP DO INFORMACJI PRZESTRZENNEJ DLA INSTYTUCJI PAŃSTWOWYCH

Dostęp instytucji publicznych krajów członkowskich Unii Europejskiej do baz danych organizacji państwowych, zawierających informacje przestrzenne został zapewniony przede wszystkim przez Dyrektywę INSPIRE Parlamentu Europejskiego Unii Europejskiej z dnia 14 marca 2007 r. (nr 2007/2/WE). Powyższy akt prawny ujedynocił także zasady przechowywania i udostępniania przez organy państwowe danych przestrzennych oraz sposób zarządzania związanymi z nimi usługami. Wdrożeniem w życie dyrektywy INSPIRE w prawodawstwie polskim

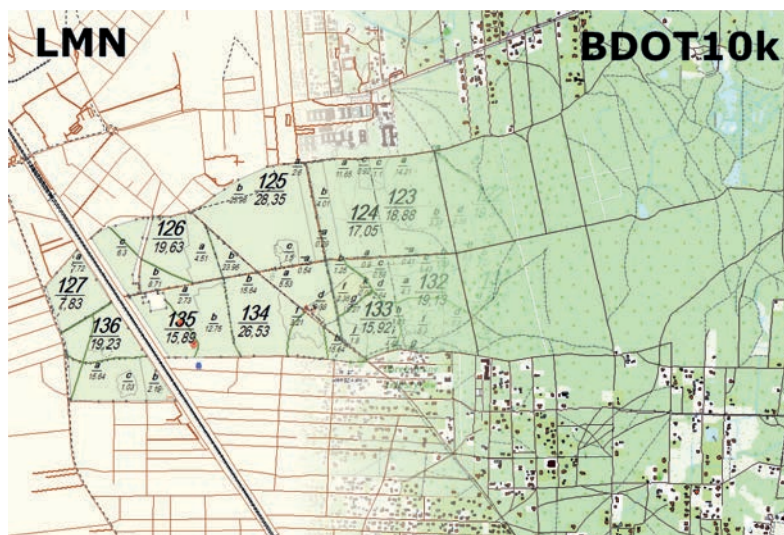
jest ustawa z dnia 4 marca 2010 r. o infrastrukturze informacji przestrzennej (IIP), która umożliwi bezpłatny dostęp instytucji publicznych, w tym PGL Lasy Państwowe (LP), do baz danych przestrzennych innych jednostek publicznych. Ponadto pochodnymi wprowadzenia w życie INSPIRE były również inne zmiany w aktach prawnych, tj. Prawo Geodezyjne i Kartograficzne, oraz w wydanych na jej podstawie rozporządzeniach dotyczących danych przestrzennych. W związku z powyższym powstały możliwości bezpłatnego pozyskania danych przestrzennych mogących mieć zastosowanie w praktyce leśnej.

3. INFORMACJA PRZESTRZENNA

Rosnąca popularność aplikacji, chociażby na smartfony, przyczynia się do powszechniejszego wykorzystywania informacji przestrzennej w codziennym życiu zarówno prywatnym, jak i służbowym, np. poprzez geotagowanie zdjęć, udostępnianie miejsc kolizji i wypadków samochodowych w nawigacjach samochodowych czy nawigacji po terenach leśnych podczas wykonywania czynności służbowych pracowników służby leśnej. Ponadto wykorzystanie takich aplikacji, jak np. mLAS Inżynier czy mBDL, umożliwia uzyskanie informacji przestrzennych i opisowych o gruntach leśnych i drzewostanach, zawartych w planach urzędzenia lasu (PUL). Dane PUL zawierają podstawowe informacje i wytyczne, łącznie z ich przestrzennym odwzorowaniem w postaci leśnych map numerycznych (LMN), umożliwiające zarządzanie gruntami leśnymi w Państwowym Gospodarstwie Leśnym Lasy Państwowe (LP). LMN daje możliwości zapoznania się z niektórymi informacjami zawartymi w PUL, które można poddać wizualizacji, przeprowadzić na ich podstawie analizy ilościowe lub przestrzenne.

Wzbogacenie warstw LMN danymi pochodzącymi z różnych baz danych przestrzennych może przyczynić się do uzyskania nowych jakościowo informacji wykorzystywanych podczas codziennej pracy z mapami na różnych poziomach LP. Równocześnie w procesie bieżącej czy okresowej aktualizacji LMN związanej z opracowaniem PUL, możliwość bezpłatnego pozyskania materiałów przestrzennych może wpłynąć na poprawę jakości warstw LMN, a tym samym jej treści. Należy zwrócić uwagę na fakt, że coraz większe wykorzystanie różnego rodzaju narzędzi obsługujących dane przestrzenne w praktyce leśnej, przy coraz intensywniejszym procesie zwiększania precyzji pomiarów tych urządzeń i malejących kosztach ich zakupu, najprawdopodobniej w niedługim czasie będzie powodowało konieczność zwiększenia dokładności geometrycznej warstw LMN. Już teraz wzrost dokładności i jakości danych LMN można uzyskać poprzez odpowiednie wykorzystanie materiałów pochodzących np. z Ewidencji Gruntów i Budynków (EGiB), Bazy Danych Obiektów Topograficznych (BDOT10k) czy Geodezyjnej

Ewidencji Sieci Uzbrojenia Terenu (GESUT), za pomocą danych dotyczących budynków, wód powierzchniowych, sieci komunikacji samochodowej i kolejowej, obrębów i działek ewidencyjnych czy linii przesyłowych (ryc. 1). Niewątpliwie może przyczynić się to do zwiększenia efektywności pracy służby leśnej – zarówno pracowników biurowych, jak i terenowych. Wykorzystanie tego rodzaju danych może poprawić proces zarządzania zasobami leśnymi poprzez usprawnienie procesu weryfikacji stanu posiadania nadleśnictw, a w tym jego naruszeń.



Rycina 1. Zasilanie warstw LMN danymi zewnętrznymi

Zaobserwować można coraz powszechniejsze udostępnianie danych przestrzennych przez różne organizacje poprzez strony internetowe lub coraz częściej geoportale lub za pomocą serwisów mapowych typu WMS, WFS. Przykładem mogą być tutaj dane pochodzące z bezpłatnych zbiorów zobrazowań satelitarnych i lotniczych, tj. serie satelitów Landsat (earthexplorer.usgs.gov), Sentinel (scihub.copernicus.eu) czy archiwalne ortofotomapy (geoportal.gov.pl). W szczególności zbiór danych satelitów serii Landsat (USA), rozpowszechniany bezpłatnie, umożliwia analizę zmian lesistości (Woodcock i in. 2001), a w niektórych przypadkach ocenę stanu zdrowotności drzewostanów, a w tym wpływu na nie szkodników leśnych (Meigs i in. 2011). Zbiór tych danych charakteryzuje się bogatym archiwum zobrazowań satelitarnych kolekcjonowanych od początkowych lat 70. ubiegłego wieku, umożliwiając tym samym odtworzenie niektórych parametrów drzewostanów. W przypadku obrazów satelitarnych satelitów serii Landsat uwarunkowane jest to w szczególności małą rozdzielczością terenową piksela (GSD 30 m), 16-dniowym okresem rewizyty oraz warunkami pogodowymi, jakie panowały w chwili

pozyskania zdjęć. Wzorem USA, Europejska Agencja Kosmiczna (ESA) powołała do życia program Copernicus mający na celu wypracowanie metod zdalnego monitorowania stanu środowiska, co przełożyło się między innymi na powstanie systemu satelitów serii Sentinel. Bezpłatny dostęp do danych satelitarnych, jak dla wcześniej wspomnianej serii satelitów Landsat, przy większej rozdzielczości terenowej piksela (GSD 10 m) i rozdzielczości czasowej (5 dni), zwiększa potencjał pozyskania informacji na temat gruntów leśnych (Malenovský i in. 2011).

Nie bez znaczenia pozostaje także intensywny rozwój technologii satelitarnych w sektorze minisatelitów, gdzie rozdzielczość czasowa i przestrzenna oferowanych obrazowań rośnie z roku na rok. Warto zwrócić tutaj uwagę na wywodzącą się z Doliny Krzemowej (USA) firmę Planet posiadającą około 200 nanosatelitów na orbicie okołoziemskiej. Przy rozdzielczości oferowanych danych satelitarnych GSD 3–5 m i codziennym pokryciu terenu kuli ziemskiej, z wyłączeniem mórz i oceanów, a także generowanych automatycznie mozaik, stanowi doskonały przykład zaawansowanych technologii teledetekcyjnych oraz kierunku, w jakim najprawdopodobniej będzie rozwijała się teledetekcja satelitarna. Także w Polsce zauważalny jest intensywny rozwój technologii nanosatelitów, gdzie pierwsze dwa w historii – Światowid (SatRevolution) i KRAKSat (AGH, UJ) – zostały wystrzelone na Międzynarodową Stację Kosmiczną 17 kwietnia 2019 r. Analogicznie do Planet polski Światowid ma za zadanie monitorować powierzchnię Ziemi, w tym stan wód i jakość powietrza, przy docelowej rozdzielczości obrazów GSD 0,5 m, czasie rewizyty 30 minut i około tysiąca nanosatelitów umieszczonych na orbicie okołoziemskiej przy założeniu, że pełna operacyjność zostanie uzyskana w 2026 r. Być może w niedalekiej przyszłości będzie to doskonała alternatywa dla obrazowań pozyskiwanych z poziomu lotniczego, wykorzystywanych w pracach związanych z opracowaniem PUL oraz pozyskiwanych w przypadku nagłych zdarzeń o charakterze klęskowym, jakie coraz częściej pojawiają się w drzewostanach zarządzanych przez Lasy Państwowe.

Jednym z ważniejszych parametrów mających znaczenie przy analizie materiałów teledetekcyjnych ma ich czas wykonania i okres kolejnych rewizyt danego sensora. Naloty fotogrametryczne na poziomie lotniczym przy wykorzystaniu samolotów charakteryzują się relatywnie dużymi kosztami realizacji przy jednostkowo niewielkiej cenie opracowania za km², przy uwzględnieniu stałych kosztów podstawowych. Obecnie dotyczy to również oferowanych danych satelitarnych, których stosunkowo duża rozdzielczość czasowa, przestrzenna i minimalny obszar zakupu wiążą się z dużym wydatkiem finansowym. Istotne pozostają również warunki panujące w atmosferze kuli ziemskiej, mające bezpośredni wpływ na możliwość pozyskania danych, w szczególności satelitarnych. Dlatego w przypadku niewielkich obiektów terenowych wymagających intensywnego procesu monito-

ringu opłacalność klasycznie pozyskanych danych fotogrametrycznych drastycznie maleje. Rozwiązaniem dla tego rodzaju obszarów może być wykorzystanie coraz bardziej popularnej technologii bezzałogowych statków powietrznych (BSP) oferującej oprócz standardowych opracowań fotogrametrycznych w postaci zdjęć lotniczych i ortofotomap, także numeryczne modele terenu. Potencjalnymi miejscami wykorzystania tej technologii są obszary o niewielkiej powierzchni, wymagające okresowej inspekcji, tj. obszary poddawane procesowi rekultywacji, wyrobiska legalnego i nielegalnego poboru surowców naturalnych, jak i miejsca o charakterze kłęskowym wymagające dokumentacji fotogrametrycznej. Jednocześnie wzmożone inwestycje LP w zakresie rozbudowy i poprawy sieci drogowej, niosące za sobą duże nakłady inwestycyjne oraz coraz częstsze spory w zakresie gwarancyjnym tych przedsięwzięć sprawiają, że dokumentacja fotogrametryczna pozyskana za pomocą BSP może być przydatna w procesie odszkodowawczym, a także wykorzystana do rutynowej kontroli stanu dróg. Coraz intensywniejszy spadek kosztów zakupu BSP i osprzętu sprawia, że będą one coraz częściej wdrażane do praktyki leśnej, co można już zauważyć na przykładzie niektórych regionalnych dyrekcji LP.

4. OPROGRAMOWANIE

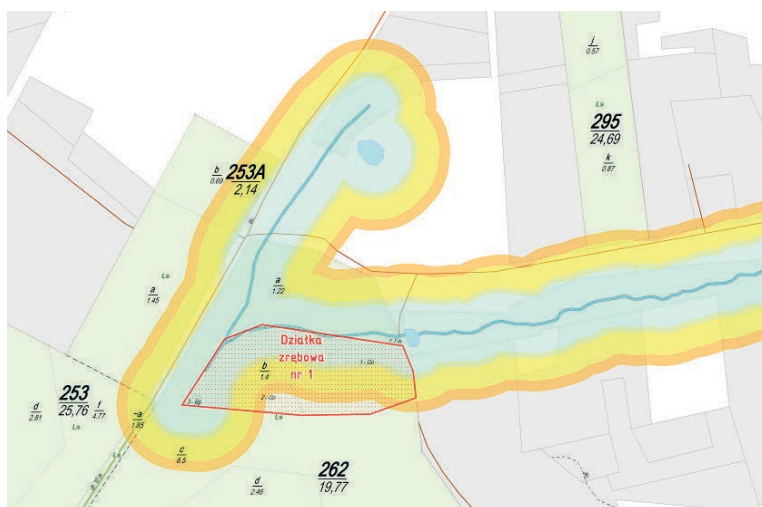
Jednocześnie coraz większa dostępność i wzrost popularności wykorzystania bezpłatnego oprogramowania geomatycznego opartego na licencjach typu Open Source, tj. QGIS, GRASS, SAGA czy GDAL, a w tym integracja z nimi względnie prostych do nauki i wykorzystania języków programowania, tj. Python, umożliwia niemal bezkosztowe przetwarzanie danych przestrzennych. W szczególności implementacja w środowisku programu QGIS algorytmów pochodzących z ww. programów, przy odpowiednich nakładach poniesionych na szkolenia przyszłych użytkowników, może znacząco ograniczyć potrzebę wykorzystania oprogramowania komercyjnego. Dokładność produktów oferowanych przez wymienione oprogramowanie wydaje się być zadowalająca na potrzeby związane z zarządzaniem gruntami leśnymi Skarbu Państwa przez służbę leśną LP. Jednak w niektórych przypadkach rozwiązania oferowane przez produkty komercyjne raczej nie zostaną osiągnięte w niedalekiej przyszłości przez tzw. wolne oprogramowanie, dlatego ich wykorzystanie w bardziej zaawansowanych pracach geomatycznych może stać się wyższą koniecznością.

Znaczącą poprawę wydajności procesu przetwarzania zbiorów danych dają narzędzia graficzne typu modelarz (QGIS) czy Model Builder (ArcGIS), dzięki którym możliwe jest przyspieszenie procesu przetwarzania danych. Dużo lepsze efekty można osiągnąć poprzez wykorzystanie wbudowanych w większość programów geomatycznych języków programowania, sprawdzających się zarówno w tworzeniu

prosty skryptów, jak i rozbudowanych aplikacji (wtyczek). Jednym z bardziej popularnych języków programowania, w szczególności w środowiskach naukowych i związanych z geomatyką, jest Python, który dzięki swojej prostocie i efektywności zyskuje coraz więcej zwolenników. Z jego możliwości możemy korzystać zarówno w QGIS, jak i ArcGIS czy niektórych systemach operacyjnych (Linux). Bardzo niski próg wejścia oraz bardzo duży zbiór gotowych bibliotek (NumPy, matplotlib, scikit-image) daje szerokie możliwości wykorzystania zarówno w praktyce leśnej, jak i w badaniach naukowych. Język ten doskonale spisuje się w pisaniu skryptów, narzędzi oraz małych i średnich aplikacji. Znanymi przykładami jego wykorzystania w praktyce jest przeglądarka Google czy serwisy YouTube i Instagram.

5. ZASTOSOWANIE DANYCH PRZESTRZENNYCH W PRAKTYCE

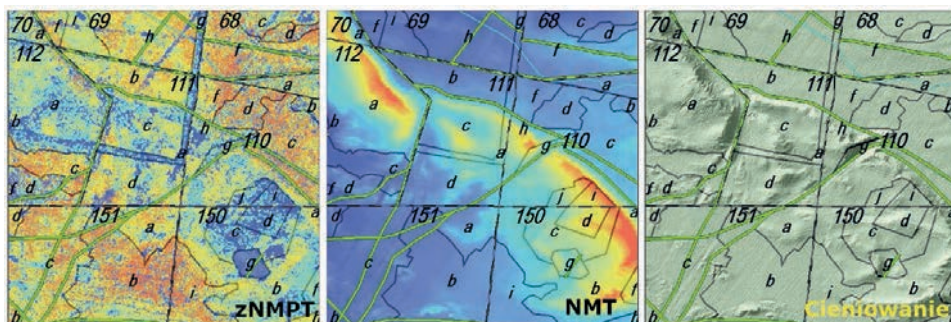
Wykorzystanie danych pochodzących ze źródeł zewnętrznych, względem danych LMN, umożliwia przeprowadzenie bardziej zaawansowanych analiz przestrzennych oraz zwiększenie dokładności interpretacji posiadanych materiałów. Przykładem takiego zastosowania może być wykorzystanie warstwy sieci wodnej i wód powierzchniowych (BDOT10k), numerycznych modeli terenu wygenerowanych z chmur punktów skanowania lotniczego (ISOK – Informatyczny System Osłony Kraju przed nadzwyczajnymi zagrożeniami) oraz innych materiałów archiwalnych, dzięki którym możliwe było określenie wpływu certyfikacji FSC na proces prowadzenia gospodarki leśnej na powierzchniach zrębowych użytkowanych rębniami zupełnymi, położonych wzdłuż zbiorników i cieków oraz terenów otwartych, bagien, torfowisk, źródeł i źródeł (ryc. 2).



Rycina 2. Strefy ochronne wzdłuż cieków

Wody (BDOT10k) we wstępnej fazie zostały skonsolidowane z warstwami LMN, dzięki czemu uzyskano jednolitą warstwę dla RDLP w Warszawie. Otrzymane materiały zweryfikowano, również wykorzystując numeryczne modele terenu i ich pochodne w zakresie poprawności przebiegu. Następnie wygenerowano strefy buforowe odpowiadające strefom ochronnym, na których powierzchnie zrębowe nie powinny być użytkowane cięciami zupełnymi. W wyniku analizy uzyskano informację przestrzenną na temat ilości powierzchni zrębowych, ogólnej powierzchni i powierzchni poszczególnych powierzchni zrębowych, na których prowadzenie gospodarki leśnej uzależnione jest od wyznaczonych stref. Dzięki powyższym działaniom oszacowano realny wpływ certyfikacji FSC na prowadzenie gospodarki leśnej. Dane BDOT10k umożliwiły, w zależności od nadleśnictwa, zaktualizowanie warstw LMN w zakresie przebiegu cieków wodnych oraz uzyskanie informacji na temat ich charakterystyk, tj. szerokości czy charakteru przebiegu (rzeka, strumień, kanał, rów). Powyższe dane zewnętrzne zwiększyły dokładność przeprowadzonej analizy oraz umożliwiły uzyskanie pełniejszego obrazu analizowanego zjawiska.

Duże możliwości analizy terenu, w szczególności położonego pod okapem drzewostanów, umożliwiają warstwy pochodne wygenerowane z chmur punktów skanowania lotniczego (ALS) pochodzące z projektu ISOK (ryc. 3).



Rycina 3. Numeryczne modele terenu

Pozwalają one przeprowadzić analizę ukształtowania terenu, co usprawnia proces interpretacji danych zawartych w LMN oraz stwarza możliwości wnioskowania na temat niektórych cech drzewostanów (Będkowski 2004, Wężyk 2006). Wykorzystanie modeli terenu w praktyce ogranicza również konieczność wyjazdów terenowych, lecz nie zastępuje ich całkowicie. W początkowych etapach pozyskania danych w projekcie ISOK, gdy ich aktualność była zadowalająca, mogły być wykorzystane do aktualizacji LMN w zakresie powierzchni niestanowiących wyłączenia gniazd, luk i in., jak i samych wydziełów leśnych przy wykorzystaniu przeważnie znormalizowanego Numerycznego Modelu Terenu (zNMPT), ale również i innych numerycznych modeli terenu. Istnieje wiele potencjalnych możliwości wy-

korzystania numerycznych modeli terenu w praktyce leśnej (Geomatyka... 2010), chociażby jako wsparcie przy określaniu położenia niektórych siedlisk leśnych czy lokalizacji przebiegu cieków wodnych.

Materiały zawarte w różnych repozytoriach sieciowych (geoportal.gov.pl) mogą być przydatne do odtworzenia niektórych historycznych cech obszarów leśnych oraz weryfikacji aktualnego stanu posiadania nadleśnictw. Bez większych przeszkód odtworzyć można proces deforestacji gruntów leśnych (ryc. 4), co może być podstawą do dalszych prac związanych z zarządzaniem gruntami leśnymi w procesie dochodzenia np. roszczeń własności w przypadku nielegalnego wyłączenia gruntów leśnych z produkcji.



Rycina 4. Proces wyłączenia gruntów leśnych z produkcji (ortofotomapy archiwalne: geoportal.gov.pl)

Na podstawie ortofotomap lotniczych i satelitarnych wzbogaconych o dodatkowe kanały przestrzenne (NIR, SWIR i inne) czy chmur punktów skanowania lotniczego określenie kondycji drzewostanów, biomasy czy wysokości drzewostanów jest możliwe (Socha i in. 2017, Stereńczak i in. 2018), co w niedługim czasie może przełożyć się na praktyczne wdrożenia tych metod do gospodarki leśnej.

6. PODSUMOWANIE

Systemy informacji geograficznej stają się coraz popularniejsze w codziennym życiu zarówno prywatnym, jak i służbowym. Dzięki szybkiemu rozwojowi technologii informatycznych i komunikacyjnych ich wykorzystanie staje się prostsze i efektywniejsze zarówno dla zwykłych, jak i zaawansowanych użytkowników. Nowe technologie w postaci BSP i nanosatelitów oferują skrócenie czasu pozyskania danych i wzrost ich jakości i dokładności. Równocześnie intensywny rozwój oprogramowania geomatycznego upraszcza proces przetwarzania danych, co przy jednocześnie obserwowanym trendzie uwalniania informacji przestrzennej przez jednostki rządowe może przyczynić się do szybkiego wzrostu dostępnych informacji przestrzennych, a tym samym do zwiększenia dokładności danych źródłowych w wyniku weryfikacji ich przez samych użytkowników. Dlatego ważne wydaje się

zwiększanie świadomości pracowników LP, w tym nie tylko osób obsługujących LMN, na temat różnych możliwości pozyskania danych przestrzennych, sposobów ich przetwarzania, a w szczególności praktycznego wykorzystania, chociażby poprzez tworzenie nowych specjalizacji obejmujących swoim zakresem zagadnienia związane z szeroko pojętą geomatyką (Będkowski i in. 2015). Efektem tego może być poprawa efektywności pracy osób zarządzających lasami, wzrost jakości uzyskiwanych informacji nt. stanu nadzorowanych gruntów i w konsekwencji podejmowanych na ich podstawie decyzji wykorzystywanych w zarządzaniu gruntami leśnymi.

Summary

Bartłomiej Janus

Regional Directorate of the State Forests in Warsaw
bartlomiej.janus@warszawa.lasy.gov.pl

Spatial information as a tool for supporting forest resources management in the Regional Directorate of the State Forests in Warsaw

From year to year there is an increasingly more intensive development of information and communication technologies, which translates into wider access and their use by the public. Until recently, getting information required time and commitment, today in a few seconds using a smartphone and a search engine we get an answer.

The common access of public institutions of the European Union Member States to spatial information was ensured first of all by the INSPIRE Directive of the European Parliament of the European Union of 14 March 2007 (No. 2007/2/EC). The above-mentioned legal act unified the principles of storing and sharing spatial data and related services by state authorities. The INSPIRE Directive has been implemented to Polish legislation by the Act of 4 March 2010 on spatial information infrastructure (IIP), which allows public institutions, including the State Forests National Forest Holding, to access free of charge spatial databases of other public entities.

Basic information about forest lands are included in forest management plans (PUL) and their spatial projection in the form of forest digital maps (LMN). Based on LMN data it is possible to get some of the information contained in the PUL, to visualize them, and to carry out quantitative or spatial analyses. The combination of LMN data with materials from public institutions acquired on the basis of IIP, i.e. Land and Building Register (EGiB), Database of Terrain (BDOT) and derivatives of elevation data acquired in the ISOK project (GUGiK), enables to conduct advanced spatial analyses, increase accuracy of data interpretation and comprehensive analysis of materials. In addition, the use of data from free archives of satellite and aerial images, i.e. a series of Landsat or Sentinel satellites or orthophotomaps (geoportal.gov.pl), may be useful for reconstructing some of the historical features of forest areas and verifying the current assets of forest districts. Some of the spatial data of public institutions, after their initial processing, may directly supply LMN bases, which may improve the process of updating them with little financial expenditures. At the same time, the increasing availability and popularity of free geomatics software based on open source licenses, i.e. QGIS, GRASS, SAGA, and integration with relatively simple to learn and use programming languages such as Python, allows almost costless spatial data processing.

Therefore, it seems important to raise the awareness of the State Forests employees, including not only LMN operating persons, about the various possibilities of free spatial data acquisition, ways of processing them, and in particular practical use. This may result in improvement in efficiency of their work, an increase in quality of information on the status of managed lands and, consequently, decisions made on their basis, used in forest management.

LITERATURA

- Będkowski K., Brach M., Hawryło P., Kwaśny Ł., Olenderek T., Strzeliński P., Szostak M., Szymański P., Tracz W., Wężyk P. 2015. Geomatics education of foresters at agriculture universities. GIS in higher education in Poland – curricula, issues, discussion.
- Będkowski K. 2004. Skanowanie laserowe i jego zastosowanie w leśnictwie. *Roczniki Geomatyki*, 2: 33–40.
- Geomatyka w Lasach Państwowych. Część I. Podstawy. 2010. CILP, Warszawa.
- GUS. 2008. Społeczeństwo informacyjne w Polsce. Wyniki badań statystycznych z lat 2004–2007. Warszawa.
- GUS. 2017. Abonenci telefonii ruchomej. Aktualizacja: 31.10.2017. <https://stat.gov.pl/statystyka-miedzynarodowa>
- GUS. 2018. Społeczeństwo informacyjne w Polsce w 2018 r. Urząd Statystyczny w Szczecinie, Ośrodek Statystyki Nauki, Techniki, Innowacji i Społeczeństwa Informacyjnego.
- Meigs G.W., Kennedy R.E., Cohen W.B. 2011. A Landsat time series approach to characterize bark beetle and defoliator impacts on tree mortality and surface fuels in conifer forests. *Remote Sensing of Environment*, 115(12).
- Malenovský Z., Rott H., Cihlar J., Schaepman M.E., García-Santos G., Fernandes R., Berger M. 2012. Sentinels for science: Potential of Sentinel-1, -2, and -3 missions for scientific observations of ocean, cryosphere, and land. *Remote Sensing of Environment*, 120(91/101).
- Socha J., Pierzchalski M., Bałazy R., Ciesielski M. 2017. Modelling top height growth and site index using repeated laser scanning data. *Forest Ecology and Management*, 406: 307–317.
- Stereńczak K., Lisańczuk M., Erfanifard Y. 2018. Delineation of homogeneous forest patches using combination of field measurements and LIDAR point clouds as a reliable reference for evaluation of low resolution global satellite data. *Forest Ecosystems*, 5: 1.
- Wężyk P. 2006. Wprowadzenie do technologii skaningu laserowego w leśnictwie. *Roczniki Geomatyki*, 4: 119–132.

Woodcock C.E., Macomber S.A., Pax-Lenneya M., Cohen W.B. 2001. Monitoring large areas for forest change using Landsat: Generalization across space, time and Landsat sensors. *Remote Sensing of Environment*, 78(1/2).

*Agata Hościło¹, Anna Lewandowska¹, Dariusz Ziółkowski¹,
Krzysztof Stereńczak², Marek Lisańczuk²*

¹ Instytut Geodezji i Kartografii

{agata.hoscilo, aneta.lewandowska, dariusz.ziolkowski}@igik.edu.pl

² Instytut Badawczy Leśnictwa

{K.Sterenczak, M.Lisanczuk} @ibles.waw.pl

Wykorzystanie danych radarowych w szacowaniu wielkości biomasy drzewnej w Polsce

1. WSTĘP

Szacowanie wielkości biomasy drzewnej jest uznane przez Globalny System Obserwacji Klimatu (GCOS) za jedną z najważniejszych zmiennych klimatycznych niezbędnych do monitorowania zmian klimatycznych w skali globalnej (Pereira i in. 2013, Bojinski i in. 2014). Informacja o wielkości biomasy zawartej w nadziemnej części drzew oraz zmian biomasy ma kluczowe znaczenie w procesie określenia wielkości zakumulowanego węgla, określania możliwości pochłaniania CO₂ przez lasy, modelowania klimatu oraz zrównoważonej gospodarki leśnej (Le Quéré i in. 2017, Thurner i in. 2017). W wielu krajach szacowanie wielkości biomasy leśnej w skali kraju opiera się na danych pochodzących z inwentaryzacji lasu, z zastosowaniem przeliczników biomasowych (BEF) oraz wzorów allometrycznych (Feldpausch i in. 2011). Krajowe dane dotyczące inwentaryzacji lasu, nawet w krajach rozwijających się, są często ograniczone lub nieprecyzyjne. Ponadto informacja o wielkości biomasy jest często trudna do porównania pomiędzy krajami, ze względu na różne definicje lasu oraz niejednolite metody kalkulowania wielkości biomasy w skali kraju (Searle i Chen 2017, Avitabile i Camia 2018). Szybki rozwój teledetekcji zarówno lotniczej, jak i satelitarnej, dostęp do zaawansowanych technologii oraz coraz precyzyjniejszych i tańszych danych spowodował wzrost zainteresowania wykorzystaniem rozwiązań teledetekcyjnych w procesie szacowania biomasy drzewnej. Szczególną zaletą danych satelitarnych jest możliwość wykonywania opracowań wielkoobszarowych, w skali regionalnej, krajowej czy globalnej. Dane satelitarne są wykorzystywane do wielkoobszarowego kartowania zasięgu lasów, zmian w lasach, zasięgu zniszczeń spowodowanych pożarami czy huraganowymi wiatrami, typów lasów czy określania dominujących gatunków drzew (Hansen i in. 2013, Hościło i Lewandowska 2018, Hościło i Lewandowska

2019). W ostatniej dekadzie rośnie liczba opracowań naukowych dotyczących możliwości wykorzystania teledetekcji satelitarnej w procesie szacowania biomasy nadziemnej. W tym celu wykorzystywane są dane z pasywnych sensorów optycznych, rejestrujących promieniowanie w zakresie widzialnym i podczerwieni oraz dane z aktywnych i pasywnych sensorów radarowych, rejestrujących promieniowanie mikrofalowe bądź synergia tych danych (Liu i in. 2015, Santoro i in. 2015, Thurner i in. 2014). Wielospektralne dane optyczne dostarczają informacji o fotosyntetycznej części roślinności, podczas gdy radarowe sensory o właściwościach dielektrycznych (zawartości wilgoci) oraz strukturze obserwowanych obiektów. Zaletą systemów radarowych jest możliwość obrazowania niezależnie od pory dnia i nocy oraz w warunkach zachmurzenia, chmury bowiem nie są przeszkodą dla sygnału radarowego.

Głównym celem niniejszej pracy badawczej było podjęcie próby opracowania pierwszej w Polsce krajowej mapy przestrzennego rozkładu wielkości biomasy drzewnej z wykorzystaniem synerгии satelitarnych danych radarowych i optycznych. Prace badawcze były realizowane w ramach międzynarodowego projektu DUE GlobBiomass finansowanego przez Europejską Agencję Kosmiczną (ESA). Głównym celem projektu GlobBiomass było opracowanie globalnego produktu przedstawiającego rozkład biomasy na świecie oraz oszacowanie biomasy leśnej dla pięciu regionów położonych w różnych strefach klimatycznych: w Szwecji, Polsce, Indonezji (płd. Borneo), Meksyku i RPA (Schmullius 2017). Zespół projektowy składał się z czołowych ekspertów w dziedzinie obserwacji Ziemi. W konsorcjum brało udział 14 instytucji z ośmiu krajów europejskich, w tym z Polski: z Centrum Teledetekcji IGIK oraz z Instytutu Badawczego Leśnictwa. Więcej o projekcie GlobBiomass na www.globbiomass.org. Mapy rozkładu biomasy drzewnej dla poszczególnych regionów opracowane zostały na podstawie archiwalnych i aktualnie dostępnych danych teledetekcyjnych, zarejestrowanych w paśmie mikrofalowym i optycznym. W ramach projektu opracowane zostały trzy numeryczne mapy przedstawiające przestrzenny rozkład wielkości biomasy drzewnej dla Polski dla lat 2005, 2010 i 2015.

W opracowaniu autorzy zaprezentowali zastosowane podejście metodyczne do modelowania biomasy drzewnej w skali kraju w oparciu o dane satelitarne oraz przedstawili wyniki niezależnej walidacji modelowanej biomasy na przykładzie mapy biomasy z 2015 r., na poziomie wydzielenia i oddziały leśnego.

2. OBSZAR BADAŃ

Modelowanie biomasy drzewnej odbywało się w skali kraju. Niezależna walidacja wyników modelowania biomasy dla roku 2015 prowadzona była na poziomie

wydzielenia i oddziału, na obszarze 4 obrębów leśnych: Herby, Milicz, Pieńsk i Supraśl. Obszary do walidacji zostały wybrane ze względu na różnorodny charakter struktury przestrzennej drzewostanów.

3. DANE I METODY

DANE REFERENCYJNE

Głównym zestawem danych referencyjnych wykorzystanych do modelowania biomasy były dane z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów pozyskane w latach 2005/2006, 2009/2010 i 2015/2016. Stałe powierzchni próbne WISL zgrupowane są po pięć w tzw. trakty i rozmieszczone w regularnej siatce 4 km na 4 km na powierzchni całego kraju (WISL...). Pomiary na powierzchniach WISL rozpoczęły się w 2005 roku. Sieć powierzchni próbnych obejmuje w sumie 98,9 tys. powierzchni. Do dalszych analiz wybrane zostały tylko powierzchnie położone na powierzchniach o nachyleniu poniżej 5 stopni, otoczone przez las charakteryzujący się podobną, jednorodną teksturą oraz zlokalizowane przynajmniej 100 m od krawędzi lasu. Dla każdej powierzchni próbnej WISL obliczono zasobność, którą następnie przeliczono na wielkość biomasy drzewnej.

Do niezależnej walidacji wyników modelowania biomasy na obszarze 4 obrębów leśnych: Herby, Milicz, Pieńsk i Supraśl wykorzystano, w przypadku mapy biomasy 2005, bazę I cyklu WISL 2005 (30% powierzchni referencyjnych, które nie brały udziału w modelowaniu). Do walidacji map biomasy drzewnej dla 2010 roku wykorzystano bazę LCI (Leśne Centrum Informacji) aktualną na rok 2012. Do walidacji wielkości biomasy drzewnej dla 2015 r. wykorzystano bazę Banku Danych o Lasach (BDL) aktualną na 1 stycznia 2016 roku, a więc *de facto* z danymi z roku 2015. Informacje o cięciach i rozmiarze pozyskania drewna uzyskano z Centrum Informacyjnego Lasów Państwowych (CILP), dla poszczególnych lat z okresu 2007–2016, dla wszystkich obiektów objętych procesem kontrolnym. Z bazy danych uzyskano informację o zasobności wiekowo-gatunkowej na poziomie wydzielenia, która posłużyła w dalszym etapie do obliczenia wielkości biomasy drzewnej dla każdego wydzielenia i oddziału.

W opisie taksacyjnym wydzieleni widnieje m.in. informacja o zasobności poszczególnych warstw (gatunek–piętro–wiek) w obrębie wydzielenia oraz informacja o łącznej powierzchni danego wydzielenia. Przeliczenie wartości zasobności na biomase drzewną na poziomie zarówno powierzchni próbnych WISL, jak i wydzielenia/oddziału odbywało się zgodnie z wzorem 1. zaproponowanym przez IPCC (2013):

$$AGB = [V \cdot D \cdot BEF_2] \quad (\text{wzór 1})$$

gdzie:

AGB – *Aboveground Biomass* – biomasa nadziemnych części roślinności drzewiastej warstwy gatunkowo-wiekowej w obrębie danego wydzielenia bądź na powierzchni próbnej WISL;

V – mierzalna objętość drzew (sumaryczna miąższość grubizny drzew w warstwie wiekowo-gatunkowej wydzielenia);

D – podstawowa gęstość grup gatunków drzew (gatunki niewskazane w IPCC lub KOBIZE były łączone z tymi o zbliżonej gęstości) – t/m³ (KOBIZE);

BEF₂ – współczynnik ekspansji biomasy. Dla gatunków iglastych przyjęto współczynnik równy 1,3, zaś dla gatunków liściastych 1,4 (KOBIZE... 2014).

Obliczona biomasa drzewna dla poszczególnych warstw wiekowo-gatunkowych była następnie sumowana na poziomie wydzieleni oraz na poziomie oddziałów leśnych. Wartości biomasy nie były sumowane dla tych oddziałów, na których prowadzone było pozyskanie drewna w roku aktualności danych podlegających walidacji oraz w każdym kolejnych latach różnicujących aktualność danych referencyjnych i danych podlegających walidacji. Oszacowana biomasa przedstawiana jest w tonach na wydzielenie bądź na oddział.

Biomasa obliczona na powierzchniach WISL została wykorzystana jako dane referencyjne do modelowania biomasy drzewnej z wykorzystaniem danych satelitarnych.

WYBÓR POWIERZCHNI KONTROLNYCH

W obrębie czterech wybranych nadleśnictw wyselekcjonowane zostały wydzielenia kontrolne, które służyły porównaniu zawartej w nich biomasy drzewnej oszacowanej na podstawie inwentaryzacji lasu, zgodnie z obowiązującą obecnie Instrukcją urządzania lasu (2012), do wielkości biomasy oszacowanej na podstawie danych satelitarnych. Wybór wydzieleni kontrolnych był procesem automatycznym. Do wstępnej puli zaliczone zostały wszystkie drzewostany w obrębie nadleśnictwa. W pierwszej kolejności usunięto wydzielenia będące błędami bazy LCI / SILP / BDL. Były to głównie drzewostany bez przypisanego opisu taksacyjnego, wydzielenia będące drogami oraz pozostałe powierzchnie niestanowiące wydzieleni. Najczęstszą przyczyną ww. błędów były różnice w aktualności tabeli atrybutów i geometrii wydzieleni. Następnie, z tabeli atrybutów wyeliminowano warstwy wiekowo-gatunkowe, które nie wykazywały miąższości według przyjętej metody obliczania zapasu (IUL 2012). Jeżeli żadna warstwa wiekowo-gatunkowa w obrębie danego wydzielenia nie wykazywała zasobności, całe wydzielenie zostało

wykluczone z analiz. Oprócz powyższych przypadków usuwane były również te wydzielienia, w granicach których nie znajdowała się minimalna założona liczba pikseli warstwy biomasy podlegającej walidacji. Ze względu na rozdzielczość przestrzenną modelowanej biomasy równą 25 m założono dolny próg 4 pikseli. Aby uniknąć porównywania wyciętych drzewostanów (według danych referencyjnych), w ostatecznej fazie selekcji wydzieleń kontrolnych usuwano wszystkie te wydzielienia, na których prowadzono pozyskanie drewna w roku aktualności danych satelitarnych oraz we wszystkich kolejnych latach różnicujących aktualność danych satelitarnych i danych referencyjnych.

3.1. DANE SATELITARNE I ICH PRZETWORZENIE

Do modelowania biomasy w skali kraju wykorzystano zarówno dane z sensorów rejestrujących promieniowanie w zakresie widzialnym i podczerwieni, jak również w zakresie promieniowania mikrofalowego (radarowego). Do modelowania biomasy drzewnej dla lat 2005 i 2010 użyto danych radarowych z satelity ALOS (PALSAR – *Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar*), który należy do aktywnych sensorów mikrofalowych rejestrujących promieniowanie falowe o długości $L = 15\text{--}30$ cm. Ze względu na krajowy zasięg opracowania wykorzystano mozaiki z ALOS PALSAR, udostępniane przez Japońską Agencję Kosmiczną – JAXA (http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/palsar_fnf/fnf_index.htm). W przypadku biomasy dla roku 2005 wykorzystano mozaikę ALOS PALSAR z 2007 roku, zaś do modelowania biomasy dla roku 2009 użyto mozaiki z lat 2009 i 2010. Mozaika danych ALOS PALSAR zawiera między innymi informację o współczynniku wstecznego rozpraszania o polaryzacji HH oraz VV oraz zestawienie dat przelotów satelity ALOS, z których złożono mozaikę. Mozaika jest dostępna w rozdzielczości przestrzennej 25 m. Mozaiki ALOS PALSAR zostały poddane procesowi redukcji efektu plamkowania przez zastosowanie wielokanałowej filtracji w oknie 7 na 7 (Quegan i Yu 2001).

Przy modelowaniu biomasy 2005 i 2010, oprócz danych radarowych, wykorzystano również wieloczasową mozaikę obrazów satelitarnych z sensora optycznego Thematic Mapper, umieszczonego na satelicie Landsat 5. Mozaika została wygenerowana na podstawie odbić spektralnych w zakresie promieniowania widzialnego i bliskiej podczerwieni, zarejestrowanych w okresie wegetacyjnym w latach 2005–2006 oraz 2009–2010. Landsat 5 została przygotowana w rozdzielczości przestrzennej 30 m dla obszaru Polski z wykorzystaniem narzędzia Google Earth Engine.

Do opracowania mapy biomasy drzewnej dla roku 2015 wykorzystano dane z najnowszych satelitów europejskich Sentinel-1 i Sentinel-2. W 2014 r., za sprawą

europejskiego programu obserwacji Ziemi – Copernicus, wystrzelony został pierwszy satelita z serii Sentinel-1. Sentinel-1A i jego siostrzany Sentinel-1B (wyniesiony na orbitę w kwietniu 2016 r.) wyposażone są w specjalistyczne urządzenia radarowe rejestrujące obraz powierzchni Ziemi w zakresie mikrofalowym, pasmo C o długiej fali elektromagnetycznej równej około 3,7–7 cm. Do analiz wykorzystano serie danych z Sentinel-1 (*Dual polarisation IW*), zawierających informacje o współczynniku wstecznego rozproszenia (*backscattering coefficient*) w dwóch polaryzacjach: VV i VH, zarejestrowanych w latach 2015–2016. Wstępne przetworzenie danych Sentinel-1 zostało wykonane z wykorzystaniem programu ESA SNAP. Następnie w celu usunięcia efektu plamkowania zastosowano filtr wielokanałowy (Quegan i Yu 2001). W końcowym etapie, na podstawie wieloczasowych danych, obliczono sumę i medianę współczynnika wstecznego rozproszenia o polaryzacji VV i VH dla okresu wiosennego i zimowego.

Przy modelowaniu biomasy 2015, oprócz danych radarowych, wykorzystano również mozaikę obliczoną na podstawie wieloczasowych danych z satelity optycznego Sentinel-2 z lat 2015–2016. Mozaika zawierała cztery kanały spektralne: 3 widzialne i 1 bliskiej podczerwieni, rejestrowane w rozdzielczości przestrzennej 10 m.

Wszystkie dane satelitarne wykorzystywane do modelowania biomasy drzewnej zostały ostatecznie przepróbkowane do jednolitej rozdzielczości przestrzennej 25 m.

3.2. MODELOWANIE BIOMASY DRZEWNEJ

Do modelowania biomasy zastosowano metodę maszyn uczących Random Forest Regression (Breimaan 2001), która wymaga dużej ilości danych kalibracyjnych. Jako zmienne objaśniające w przypadku modelowania biomasy 2005 i 2010 wykorzystano wartości współczynnika wstecznego rozproszenia o polaryzacji sygnału HH, HV w postaci krajowej mozaiki ALOS PALSAR z roku 2007 oraz lat 2009–2010 oraz mozaikę czterech kanałów spektralnych Landsat 5 obliczoną dla lat 2005/2006 oraz 2009/2010 (Górecki 2011).

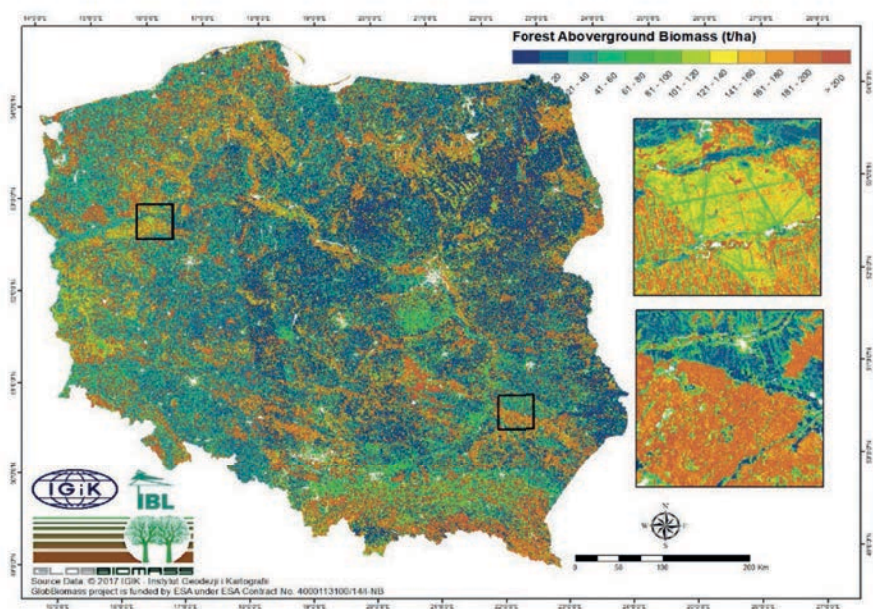
Jako zmienne objaśniające w przypadku modelowania biomasy 2015 wykorzystano wieloczasową sumę i medianę radarowego współczynnika wstecznego rozpraszania o polaryzacji sygnału VV i VH obliczone na podstawie serii danych zarejestrowanych w latach 2015–2016, osobno dla sezonu letniego i zimowego. Ponadto do puli zmiennych objaśniających dodano mozaikę czterech kanałów spektralnych (3 w paśmie widzialnym i 1 w bliskiej podczerwieni) wygenerowaną na podstawie wieloczasowych obrazów satelitarnych z Sentinel-2. Modelowanie biomasy wykonano oddzielnie dla każdej z orbit satelity Sentinel-1, następnie wyniki poszczególnych modeli połączono w jedną mapę.

Mapy krajowej biomasy drzewnej dla wszystkich trzech okresów zostały przygotowane w rozdzielczości przestrzennej 25 m.

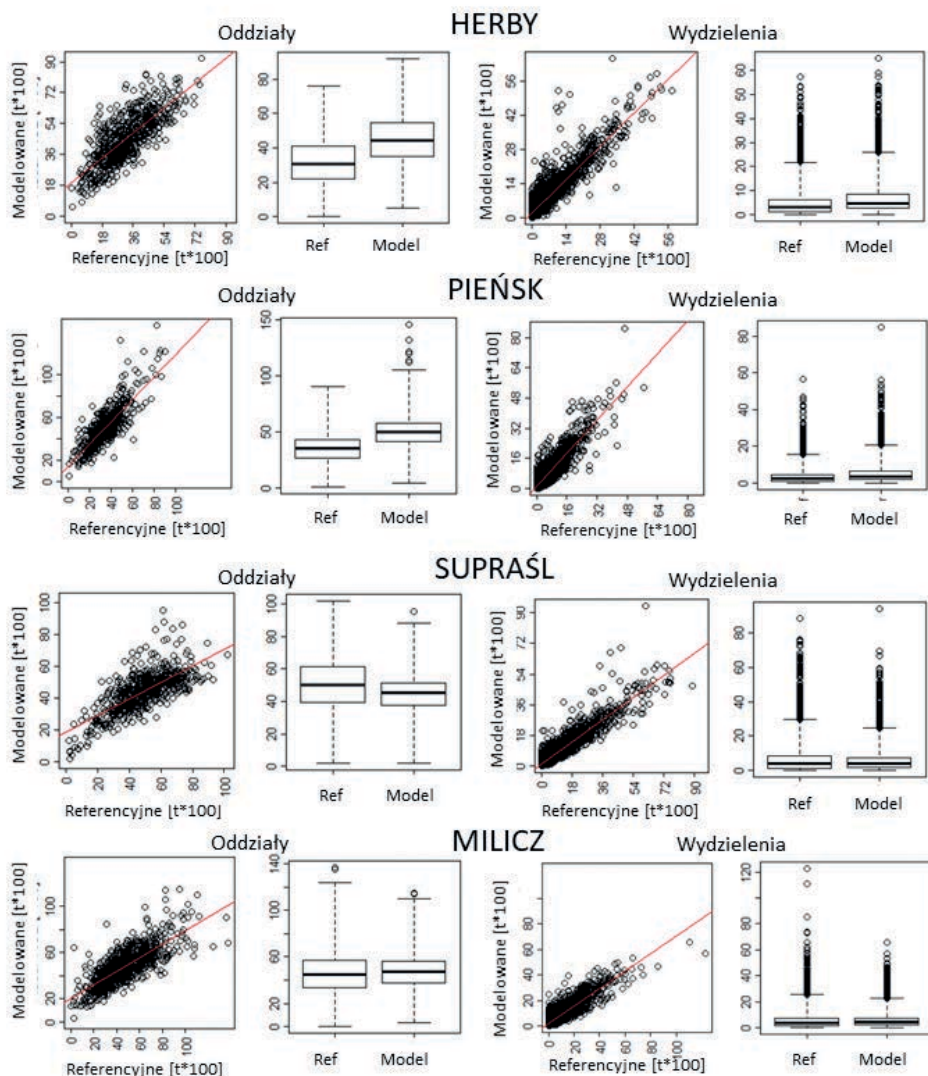
Jako dane referencyjne, w każdym z trzech przypadków, wykorzystano powierzchniowo próbne z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów (WISL). Zestaw danych referencyjnych został podzielony na zbiór uczący: 70% danych oraz weryfikacyjny: 30% danych.

3.3. NIEZALEŻNA WERYFIKACJA WIELKOŚCI MODELOWANEJ BIOMASY

Mapy biomasy drzewnej przygotowane były w formacie rastrowym w rozdzielczości przestrzennej 25 m. Dla każdego wydzielenia kontrolnego wyliczona została suma oszacowanej wielkości biomasy. Sumowano jedynie wartości tych pikseli, których geo-centroidy znajdowały się wewnątrz danego wydzielenia. Wartości biomasy nie były sumowane dla tych oddziałów, na których prowadzone było pozyskanie drewna w roku aktualności danych podlegających walidacji oraz w każdym kolejnych latach różnicujących aktualność danych referencyjnych i danych podlegających walidacji. Sumaryczne wartości biomasy przeliczano na tony na wydzielenie.



Rycina 1. Mapa biomasy leśnej opracowana na podstawie synergii danych radarowych i optycznych dla 2015 r.; wielkość biomasy na obszarach nieleśnych jest wielkością przybliżoną, gdyż model był trenowany wyłącznie na podstawie danych referencyjnych zlokalizowanych w lasach



Rycina 2. Porównanie wyników modelowania biomasy z zastosowaniem danych satelitarnych (oś Y) z danymi referencyjnymi obliczonymi na podstawie leśnej mapy numerycznej (oś X) dla obrębów: Herby, Pieńsk, Supraśl i Milicz na poziomie wydziełów i oddziałów leśnych (zapas biomasy w wydzieleniu)

Przetworzone i ujednolicone informacje o wielkości biomasy oszacowanej w oparciu o dane satelitarne oraz dane referencyjne w obrębie poszczególnych wydziełów i oddziałów zostały następnie połączone na podstawie ich lokalizacji geograficznej oraz adresu leśnego. Wyniki analiz porównawczych przedstawiano za pomocą: a) wykresów rozrzutu wielkości szacowanej biomasy względem da-

nych referencyjnych oraz b) wykresów pudełkowych, przedstawiających rozkład wartości biomasy według danych referencyjnych i modelowanych na poziomie wydzielenia i oddziały. Wykres pudełkowy zawiera prostokąt, który przedstawia zasięg pomiędzy 25. (dolna podstawa) a 75. (górną podstawa) kwartylem. Pozioma gruba kreska wewnątrz prostokąta reprezentuje wartość mediany danego zestawu danych. Najbardziej zewnętrzne ograniczniki (wąsy) reprezentują potrójną wartość zasięgu między 25. a 75. kwartylem (wysokość prostokąta) danego zestawu danych. Obserwacje o wartościach większych lub mniejszych od takiego zasięgu na zamieszczonych wykresach reprezentowane są w postaci punktów. Obserwacje takie uznawane są za wartości odstające (Górecki 2011).

4. WYNIKI I DYSKUSJA

Przykład mapy biomasy drzewnej opracowanej na podstawie synergii danych radarowych i optycznych z satelitów Sentinel-1 i -2 dla 2015 r. przedstawia rycina 1. Ze względu na wymagania projektowe mapa biomasy drzewnej obejmuje zasięgiem cały kraj. Wymaskowane zostały tylko obszary zurbanizowane oraz zbiorniki wodne. Należy mieć na uwadze, że wielkość szacowanej biomasy na obszarach nieleśnych jest wielkością przybliżoną, gdyż model był kalibrowany wyłącznie na podstawie danych referencyjnych zlokalizowanych na terenach leśnych. Obszary nieleśne cechują się stosunkowo niską wielkością biomasy w stosunku do obszarów leśnych. Ponadto na obszarach nieleśnych widoczne są różnice wartości oszacowanej biomasy jako „pasy” związane z zasięgiem orbity satelity Sentinel-1. Wizualna ocena potwierdziła brak rozbieżności na styku orbit na obszarach leśnych.

Analiza dokładności oszacowanej biomasy względem powierzchni referencyjnych wykazała ogólną tendencję przeszacowywania wartości niskiej biomasy oraz niedoszacowania wartości wysokiej biomasy, powyżej 250 t/ha. Widoczny efekt saturacji około 200 t/ha jest wynikiem wyższym niż te dotychczas raportowane przez innych naukowców w przypadku pasma C (Le Toan i in. 1992, GlobBiomass... 2017). W przedziale niskiej biomasy, do 100 t/ha, obserwowany jest stosunkowo duży rozrzut wartości modelowanej biomasy, czego przyczyną są prawdopodobnie inne mechanizmy rozpraszania, heterogeniczna struktura, zróżnicowana warstwa podszycia oraz wilgotność gleby, które powodują w efekcie wysoki stopień rozproszenia sygnału radarowego.

Ważnym zagadnieniem w procesie modelowania biomasy w skali kraju jest dostęp do precyzyjnych i w miarę dużych powierzchni referencyjnych, preferowane są powierzchnie jednohektarowe. Prezentowane badania oparte były na powierzchniach kołowych WISL o promieniu 12,6 m. Dla porównania, rozdzielczość przestrzenna danych satelitarnych wynosiła 25 m, czyli powierzchnia próbna mieściła

się w pikselu zobrazowania satelitarnego. Dlatego ważnym aspektem w trakcie selekcji danych referencyjnych była wizualna ocena heterogeniczności pikseli położonych w sąsiedztwie powierzchni próbnej.

Wynik niezależnej oceny dokładności modelowanej biomasy drzewnej względem danych referencyjnych na poziomie wydzielenia i oddziału leśnego dla czterech obrębów leśnych przedstawia rycina 2. W przypadku obrębów Herby i Pieńsk widoczna jest duża zgodności pomiędzy wartościami modelowanej i referencyjnej biomasy na poziomie wydzielenia oraz stosunkowo niewielkie przeszacowanie wartości modelowanej biomasy na poziomie oddziałów. Znaczące niedoszacowanie modelowanej biomasy widoczne jest na poziomie wydziałów w Supraślu i Miliczu. Dla porównania, na poziomie oddziałów obserwuje się znacznie większą zgodność między modelowaną biomasą a danymi referencyjnymi.

5. PODSUMOWANIE

Przedstawiona mapa przestrzennego rozkładu wielkości biomasy drzewnej w skali kraju jest pierwszą tego typu mapą w Polsce. Ogólnodostępne, nieodpłatne dane satelitarne zarówno z sensorów optycznych (Landsat, Sentinel-2), jak i radarowych (Sentinel-1, mozaika ALOS) pozwalają na wykonywanie opracowań wielkoobszarowych obejmujących zasięgiem wszystkie lasy bez względu na prawo własności w skali kraju. W dalszym etapie pracy zostanie wykonana szczegółowa analiza wyników modelowania biomasy w podziale na typ drzewostanu: iglasty, liściasty i mieszany oraz w przedziałach wielkości biomasy, co pozwoli na wskazanie błędów systematycznych. Mapy przestrzennego rozkładu biomasy dla Polski dla trzech okresów są dostępne na stronie www.globbiomass.org.

6. PODZIĘKOWANIE

Badania były prowadzone w ramach projektu DUE GlobBiomass nr 4000113100/14/I_NB, finansowanego przez Europejską Agencję Kosmiczną. Autorzy dziękują: Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych za udostępnienie danych z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów, Biuru Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej za przygotowanie danych WISL, Japońskiej Agencji Kosmicznej – JAXA za udostępnienie danych ALOS PALSAR.

Summary

*Agata Hościlo¹, Anna Lewandowska¹, Dariusz Ziółkowski¹,
Krzysztof Stereńczak², Marek Lisańczuk²*

¹Institute of Geodesy and Cartography

{agata.hoscilo, aneta.lewandowska, dariusz.ziolkowski}@igik.edu.pl

²Forest Research Institute

{K.Sterenczak, M.Lisanczuk}@ibles.waw.pl

The use of the radar data in estimating the aboveground woody biomass in Poland

Forest aboveground biomass is recognized by Global Climate Observation System (GCOS) as an Essential Climate Variables (ESV). Assessment of forest biomass, spatial distribution of forest biomass and biomass changes is crucial for carbon accounting, climate modelling, valuation of ecosystem services, biodiversity and forest management. In many countries estimation of forest biomass is based on the forest inventories, aggregated biomass expansion factors (BEF) and allometric questions. The national forest inventory data, even in developed countries, are often limited or inaccurate. The rapid development of both aerial and satellite remote sensing technologies, more precise and high resolution data provides a solution for large scale assessment of biomass stock and carbon accounting at regional, national and global scale.

The main aim of this study was to derive the first wall-to-wall forest aboveground biomass map for Poland based on a synergy of optical and radar data. The authors will present the digital map of the aboveground biomass for the year 2015. This research was conducted as a part of the international DUE GlobBiomass project, funded by the European Space Agency (ESA). The aim of the GlobBiomass project was to better characterize and to reduce uncertainties of the forest biomass estimates by developing an innovative synergetic mapping approach in five regions representing boreal (Sweden), temperate (Poland), tropical (Borneo), tropical-woodland transition (Mexico) and savanna ecosystems (South Africa) and one global product (www.globbiomass.org). The project team consists of the leading experts in the field of the Earth Observation, 14 institutions from eight European countries, including Poland: the Remote Sensing Centre of the Institute of Geodesy and Cartography and the Forest Research Institute.

The aboveground woody biomass map was developed based on a synergy of multi-temporal radar data acquired by the European satellite Sentinel-1 and optical data from Sentinel-2 satellites. A large-scale National Forest Condition Inventory data collected in 2015 and 2016 was used as a reference dataset for training and validating the biomass model. For each sampling plot the growing stock volume (GSV) was calculated and converted into woody forest biomass using the IPCC approach based on biomass expansion factors (BEFs)

and wood density (WD) following IPCC guidelines. The woody biomass was calculated for each sampling plot based on GSV of the dominant tree species. 70% of the reference sapling plots were used for training of the model and the remaining 30% for the validation of the model performance.

The estimation of the forest biomass was performed using the Random Forest Regression approach. A set of explanatory variables: multi-temporal sum and median of the backscattering coefficient values for VV and VH calculated for summer and winter season and 4 bands (optical and near infrared) of Sentinel-2 was used to train the model. The biomass modelling was performed separately for each of the Sentinel-1 tracks, then the results of the individual models were combined into one wall-to-wall map. The accuracy assessment of the modelling result was carried out using the 30% of the validation plots. The independent validation of the estimated forest biomass was done using the State Forest Inventory database available at the forest stand level. The conversion of the GSV at forest stand to the woody aboveground biomass was done in the same way as the conversion of the GSV from the WISL points.

In general, the biomass estimates tend to increasingly overestimate small values of the aboveground biomass and underestimate larger values of biomass (greater than 250 t/ha). The independent validation of the biomass estimates performed at the stand level confirmed quite good agreement between the estimated forest biomass and biomass calculated from the inventory data for the selected forest stands.

LITERATURA

- Avitabile V., Camia A. 2018. An assessment of forest biomass maps in Europe using harmonized national statistics and inventory plots. *Forest Ecology and Management*, 409: 489–498.
- Bojinski S., Verstraete M., Peterson T.C., Richter C., Simmons A., Zemp M. 2014. The concept of essential climate variables in support of climate research, applications, and policy. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 95: 1431–1443.
- Breiman L. 2001. Statistical Modeling: the two cultures (with comments and a rejoinder by the author). *Statistical Science*, 16: 199–231.
- Feldpausch T.R., Banin L., Phillips O.L., Baker T.R., Lewis S.L. i in. 2011. Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences*, 8: 1081–1106.
- GlobBiomass Regional Biomass Maps – Algorithm Theoretical Basis Document. 2017. ESA GlobBiomass project documentation.
- Górecki T. 2011. *Podstawy statystyki z przykładami w R*. Wydawnictwo BTC, Legionowo.
- Hansen M.C., Potapov P.V., Moore R., Hancher M., Turubanova S.A., Tyukavina A., Thau D., Stehman S.V., Goetz S.J., Loveland T.R., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C.O., Townshend J.R.G. 2013. High-resolution global maps of 21st century forest cover change. *Science*, 342: 850–853.

- Hościło A., Lewandowska A. 2018. Zastosowanie danych z satelity Sentinel-2 do szacowania rozmiaru szkód spowodowanych w lasach huraganowym wiatrem w sierpniu 2017 roku. *Sylwan*, 162(8): 619–627.
- Hościło A., Lewandowska A. 2019. Mapping forest type and tree species on a regional scale using multi-temporal Sentinel-2 data. *Remote Sensing*, 11(8): 929.
- IPCC. 2013. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry 2013, Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme.
- IUL. 2012 – Instrukcja urządzania lasu, Część I – Instrukcja sporządzania projektu planu urządzania lasu dla nadleśnictwa. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- KOBIZE. 2014. – Krajowy Raport Inwentaryzacyjny 2014, Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988–2012. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami.
- Le Quéré C., Andrew R.M., Friedlingstein P., Sitch S., Pongratz J., Manning A.C., Korsbakken J.I., Peters G.P., Canadell J.G., Jackson R.B. 2018. Global carbon budget 2017. *Earth System Science Data*, 10: 405.
- Le Toan T., Beaudoin A., Riou J., Guyon D. 1992. Relating forest biomass to SAR data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30: 403–411.
- Liu Y.Y., Van Dijk A.I.J.M., De Jeu R.A.M., Canadell J.G., McCabe M.F., Evans J.P., Wang G. 2015. Recent reversal in loss of global terrestrial biomass. *Natural Climate Change*, 5(5): 470–474.
- Pereira H.M., Ferrier S., Walters M., Geller G.N., Jongman R., Scholes R.J., Bruford M.W., Brummitt N., Butchart S., Cardoso A. 2013. Essential biodiversity variables. *Science*, 339: 277–278.
- Quegan S., Yu J.J. 2001. Filtering of multichannel SAR images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39: 2373–2379.
- Rodríguez-Veiga P., Quegan S., Carreiras J., Persson H.J., Fransson J.E.S., Hościło A., Ziółkowski D., Stereńczak K., Lohberger S., Stängel M., Berninger A., Siegert F., Avitabile V., Herold M., Mermoz S., Bouvet A., Le Toan T., Carvalhais N., Santoro M., Cartus O., Rauste Y., Mathieu R., Asner G.P., Thiel C., Pathe C., Schmullius C., Seifert F.M., Tansey K., Balzter H. 2019. Forest biomass retrieval approaches from earth observation in different biomes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 77: 53–68. DOI: 10.1016/j.jag.2018.12.008
- Santoro M., Beaudoin A., Beer C., Cartus O., Fransson J.E., Hall R.J., Pathe C., Schmullius C., Schepaschenko D., Shvidenko A. 2015. Forest growing stock volume of the northern hemisphere: spatially explicit estimates for 2010 derived from Envisat Asar. *Remote Sensing for Environment*, 168: 316–334.

- Schmullius C. 2017. GlobBiomass – estimates of biomass on global and regional scales. 37th International Symposium on Remote Sensing of Environment (Isrse-37).
- Searle E.B., Chen H.Y.H. 2017. Tree size thresholds produce biased estimates of forest biomass dynamics. *Forest Ecology and Management*, 400: 468–474.
- Turner M., Beer C., Ciais P., Friend A.D., Ito A., Kleidon A., Lomas M.R., Quegan S., Rademacher T.T., Schaphoff S., Tum M., Wiltshire A., Carvalhais N. 2017. Evaluation of climate related carbon turnover processes in global vegetation models for boreal and temperate forests. *Global Change Biology*, 23: 3076–3091.
- Turner M., Beer C., Santoro M., Carvalhais N., Wutzler T., Schepaschenko D., Shvidenko A., Kompter E., Ahrens B., Levick S.R., Schmullius C. 2014. Carbon stock and density of northern boreal and temperate forests. *Global Ecology and Biogeography*, 23: 297–310.
- WISL – Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasów. Wyniki za okres 2013–2017. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej.

Bożydar Neroj¹, Jarosław Socha²

¹ Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej

bozydar.neroj@zarzad.buligl.pl,

² Uniwersytet Rolniczy w Krakowie

jaroslaw.socha@ur.krakow.pl

Geoinformacja o lasach w skali kraju z pomiarów naziemnych. Baza danych WISL – wykorzystanie informacji poza standardowymi raportami

1. WSTĘP

Geoinformacja wpisuje się coraz mocniej w prowadzenie gospodarki leśnej. Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasów (WISL) w coraz szerszym zakresie jest wykorzystywana jako narzędzie wspomagające podejmowanie decyzji w gospodarce leśnej. WISL, od prawie 15 lat, jest budowana i rozwijana, obejmując obszar całego kraju i wszystkie formy własności lasów. Od 2010 roku WISL stanowi główne źródło informacji o lasach wszystkich form własności. Wyniki WISL dostarczają informacji o wielkości i strukturze zasobów drzewnych, drewnie martwym, młodym pokoleniu lasu, bieżącym przyroście miąższości i częściowo użytkowaniu głównym. Z kolejnymi latami prowadzenia pomiarów wzrasta rola WISL w monitorowaniu zmian, jakim podlegają nasze lasy. W bieżącym, III cyklu (lata 2015–2019) inwentaryzacją objęto ponadto tzw. „lasy poza ewidencją”, dzięki czemu zostanie określona powierzchnia i struktura obszarów pokrytych przez roślinność drzewiastą, które występują na gruntach nieleśnych w rozumieniu Ewidencji Gruntów i Budynków (Instytut Badawczy Leśnictwa 2014). Poza podstawowym, znanym z corocznych raportów WISL zakresem informacji (BULiGL 2019), baza danych WISL dostarcza materiałów, które mogą być wykorzystane w pracach badawczych.

2. PRODUKCYJNOŚĆ SIEDLISK LEŚNYCH POLSKI DLA SOSNY ZWYCZAJNEJ

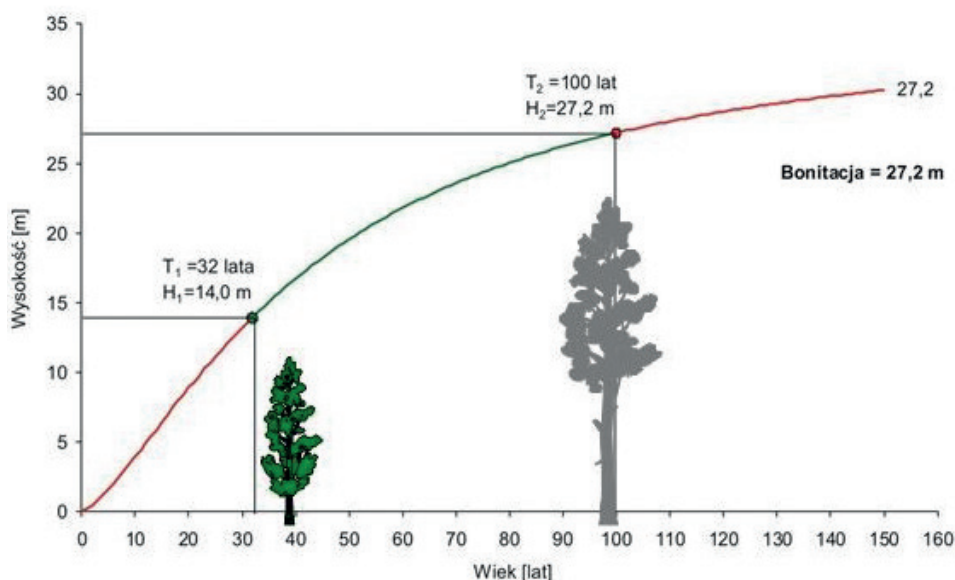
Planowaniu urządzeniowemu, hodowli lasu i szeroko pojętej ochronie lasu i przyrody stawia się współcześnie coraz większe wymagania. Zmieniające się

warunki środowiska, ewoluujące oczekiwania leśników i społeczeństwa odnośnie do różnych funkcji, jakie powinny pełnić lasy dziś i w przyszłości, narzucają leśnikom praktykom oraz badaczom coraz to nowe wyzwania. Częścią prowadzenia gospodarki leśnej jest planowanie urzędzeniowe, którego podstawą z jednej strony jest prawidłowe oszacowanie potencjału siedlisk dla wzrostu głównych gatunków lasotwórczych oraz produkcji drewna, z drugiej zaś daje podstawy do zachowania różnorodności biologicznej (PGL LP 2012, Skovsgaard i Vanclay 2008). W dotychczasowej praktyce leśnej w Polsce potencjał produkcyjny jest określany w postaci typu siedliskowego lasu, natomiast do określania wielkości zasobów leśnych na koniec okresu obowiązywania planu urzędzenia lasu są stosowane tablice zasobności i przyrostu drzewostanów, utworzone w oparciu o materiał badawczy sprzed wielu lat i tym samym obecnie niebędące najlepszym źródłem danych o wielkości przyrostu. Tym bardziej nieprzystające do obserwowanego obecnie wzrostu drzewostanów sosnowych są tablice oparte o dane opracowane przez Schwappacha na przełomie XIX i XX w. (Szymkiewicz 2001).

Produkcyjność siedliska może być rozpatrywana pod kątem produkcyjności potencjalnej (produkcji biomasy możliwej do zrealizowania w danych warunkach siedliskowych, uwzględniających m.in. klimat, podłoże geologiczne, glebę, dostępność wody, rzeźbę terenu, wysokość n.p.m.) lub produkcyjności aktualnej (wyrażonej bieżącym rocznym przyrostem miąższości drzewostanu).

Miernikiem produkcyjności potencjalnej jest wskaźnik bonitacji (*Site Index*) wyrażony w metrach (ryc. 1), najczęściej określany z wykorzystaniem zależności między wiekiem a wysokością, przy czym wykorzystywana jest albo wysokość górna, albo przeciętna wysokość drzewostanów. Określenie produkcyjności siedlisk z wykorzystaniem wysokości drzewostanu należy do grupy metod nazywanych fitocentrycznymi. Określenie potencjalnej produkcyjności siedliska jest również możliwe dla terenów niezalesionych (Bontemps i Bouriaud 2014, Pretzsch 2010, Skovsgaard i Vanclay 2008), przy czym w tym celu są bezpośrednio wykorzystywane środowiskowe charakterystyki siedliska. Ten sposób określania produkcyjności zalicza się do grupy metod geocentrycznych (Skovsgaard i Vanclay 2008).

Dzięki informacjom z największej w kraju bazy danych pomiarowych z powierzchni próbnych WISL, dostępnych baz danych GIS dotyczących klimatu, gleb czy geologii oraz rozwojowi metod statystycznych służących do budowy wielowymiarowych modeli produkcyjności możliwe jest wstępne przełamanie problemu mało wiarygodnego szacowania przyrostu miąższości wynikającego z wykorzystywanych w leśnictwie przestarzałych modeli wzrostu i tablic zasobności. Obserwowane zmiany warunków wzrostu są faktem znajdującym odzwierciedlenie w wynikach wielu prac badawczych za granicą i w Polsce (Pretzsch i in. 2014).



Rycina 1. Określenie wskaźnika bonitacji siedliska na podstawie modelu bonitacyjnego (Socha 2015)

W pracy zaprezentowano część wyników pracy badawczej pt. „Aktualna i potencjalna produktywność siedlisk leśnych Polski dla głównych gatunków lasotwórczych” zrealizowanej w latach 2014–2017 na zlecenie Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych, skupiając się na najliczniej występującym w Polsce gatunku – sośnie zwyczajnej. Celem niniejszej pracy jest przedstawienie związku potencjalnej (wyrażonej wskaźnikiem bonitacji) i aktualnej produktywności (wyrażonej bieżącym przyrostem miąższości) siedlisk dla sosny zwyczajnej z cechami siedlisk i charakterystyką drzewostanów oraz przedstawienie na mapie przestrzennej zmienności potencjalnej produktywności w skali kraju (Socha i in. 2017). Wykorzystanie ogólnodostępnych danych GIS opisujących przestrzenną zmienność wybranych cech (topografii, geologii, gleb, klimatu), w połączeniu ze szczegółowymi wynikami prac glebosiedliskowych oraz cechami dendrometrycznymi drzewostanów, pozwala na dokładniejsze (w porównaniu z typami siedliskowymi lasu) określenie produktywności siedlisk leśnych dla sosny.

3. MATERIAŁ BADAWCZY I METODYKA BADAŃ

Podstawowym materiałem badawczym wykorzystanym w badaniach są dane pomiarowe z powierzchni Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów (WISL),

określane w dalszej części pracy jako powierzchnie WISL, zgromadzone w bazie danych WISL z okresu 2005–2014, pochodzące z dwóch cykli pomiarowych WISL. W pracy wykorzystano wszystkie powierzchnie terenowe, które charakteryzują się dominującym udziałem sosny (70% i więcej) oraz są to powierzchnie jednorodne (nie są złożone z fragmentów zlokalizowanych w różnych drzewostanach) (Instytut Badawczy Leśnictwa 2014). Liczba powierzchni, które spełniały kryteria w bazie pomiarowej WISL z II cyklu, wynosi około 12 000 i pokrywa obszar całego kraju. Podstawowe pomiary obejmują między innymi odnotowanie wszystkich pierśnic drzew od 70 mm oraz wysokości wybranych drzew w ramach grup gatunek–warstwa–wiek. Ogólnodostępne dane GIS wykorzystane w pracy to mapa geologiczna Polski w skali 1:500 000 (PIG 2006), mapa gleb Polski w skali 1:500 000 (IUNG 2014), dostępne mapy numeryczne opracowań glebowosiedliskowych oraz wartości zmiennych klimatycznych pozyskane z bazy danych WorldClim – Global Climate Data (Hijmans i in. 2005), baza zmiennych klimatycznych dotyczących: temperatury (średnie, minimalna, maksymalna), opadów (roczne, miesięczne, średnie) oraz zmiennych bioklimatycznych.

Miąższosc grubizny pojedynczych drzew o pierśnicy od 70 mm obliczana jest zgodnie z zasadami przyjętymi w Instrukcji urządzania lasu Część I w powiązaniu z rozwiązaniami przyjętymi w oprogramowaniu Taksator (Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej 2015). W pracach WISL przyjęto agregowanie miąższosci do grup gatunkowo-wiekowych występujących na powierzchni próbnej, na koniec sumowane do gatunku panującego.

Wskaźniki bonitacji dla sosny (SI – *Site Index*) opracowano w ramach projektu „Aktualna i potencjalna produktywność siedlisk leśnych Polski dla głównych gatunków lasotwórczych” zrealizowanego na zlecenie Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych na podstawie umowy ER-2717-11/14 z dnia 15 kwietnia 2014 r. (Socha i in. 2017).

Aktualna produktywność drzewostanów sosnowych wyrażona jest przez bieżący przyrost miąższosci. Bieżący przyrost miąższosci z okresu 5 lat z powierzchni WISL obliczono jako różnicę między miąższością na powierzchni na koniec okresu (II cykl WISL) pomniejszoną o miąższosc na początku okresu (I cykl WISL), powiększoną o miąższosc drzew usuniętych w okresie między pomiarami (tj. między pomiarami I i II cyklu WISL). Miąższosc drzew usuniętych przyjmuje się w wielkości określonej w I cyklu WISL. Przyrost, który odłożył się na drzewach od czasu pomiaru w I cyklu do momentu usunięcia, nie jest w żaden sposób uwzględniany.

Modele statystyczne zostały opracowane za pomocą metody GAM (*Generalized Additive Model*) (Hastie i Tibshirani 1990), a celem jej zastosowania było wyjaśnienie zależności potencjalnej (wskaźników bonitacji) i aktualnej (bieżącego przyrostu drzewostanów) produktywności siedlisk od cech drzewostanu, zmiennych

dostępnych w bazach GIS oraz właściwości siedliska. W modelach GAM zmienna zależna Y (wskaźnik bonitacji lub bieżący przyrost miąższości) jest wyrażana jako suma n funkcji (f_1, \dots, f_n) zmiennych niezależnych (X_1, \dots, X_n), zgodnie z ogólnym wzorem (1):

$$G(E(Y)) = \beta + f_1(X_1) + f_2(X_2) + f_3(X_3) + f_n(X_n) + \varepsilon \quad (1)$$

gdzie:

Y – zmienna zależna (SI, ZV₅),

X_i – zmienne wyjaśniające,

G – funkcja wiążąca (w analizach zastosowano funkcję identycznościową),

f_i – funkcje wygładzające,

β – wyraz wolny

ε – błąd (zakłada się stałą wariancję błędów oraz średnią wynoszącą 0).

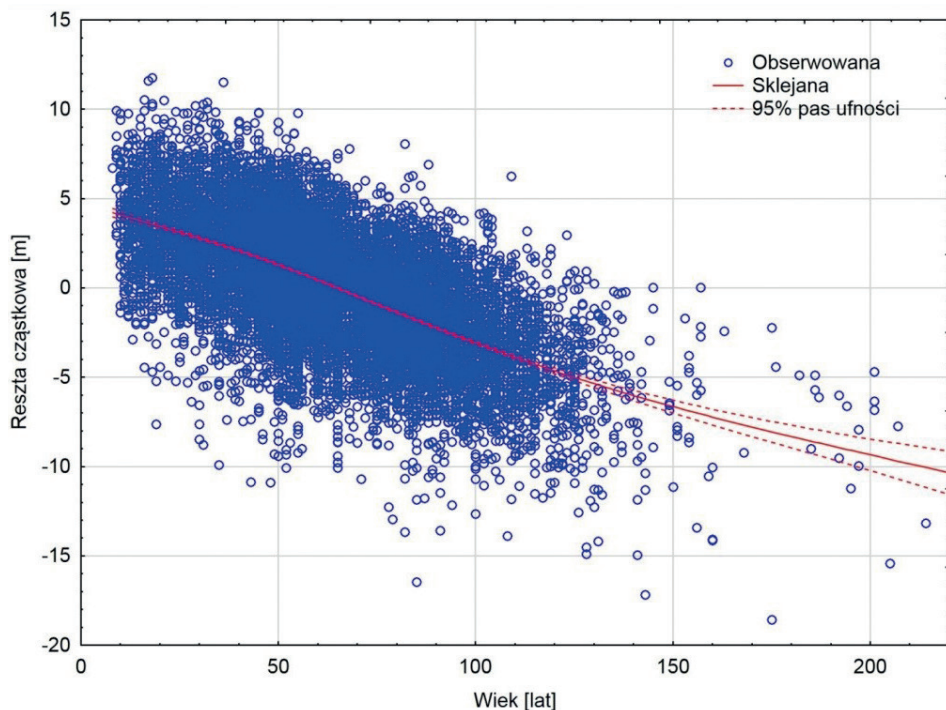
4. WYNIKI

BONITACJA JAKO FUNKCJA ZMIENNYCH SIEDLISKOWYCH DLA POWIERZCHNI WISL

Na tym etapie badań analizowano zmienne środowiskowe i zbudowano statystyczny model geocentryczny za pomocą metody GAM z danych uzyskanych na powierzchniach WISL, w którym zmienną zależną jest wskaźnik bonitacji, natomiast zmiennymi niezależnymi, od których zależy kształtowanie się wskaźnika bonitacji, są zewnętrzne czynniki środowiskowe – topograficzne, klimatyczne i glebowe. Zmienne zależne wykorzystane do budowy modeli GAM, które są najmocniej związane ze wskaźnikiem bonitacji, to: Zgeneralizowane grupy siedlisk B (borów) – BM (borów mieszanych) – LM (lasów mieszanych) – L (lasów); Zgeneralizowane grupy uwilgotnienia S (suche) – ŚW (świeże) – W (wilgotne) – B (bagienne); Podłoże geologiczne 1:500 000; Długość geograficzna; Szerokość geograficzna; Średnia roczna temperatura; Suma rocznych opadów oraz Wiek (**Model SI_WISL**).

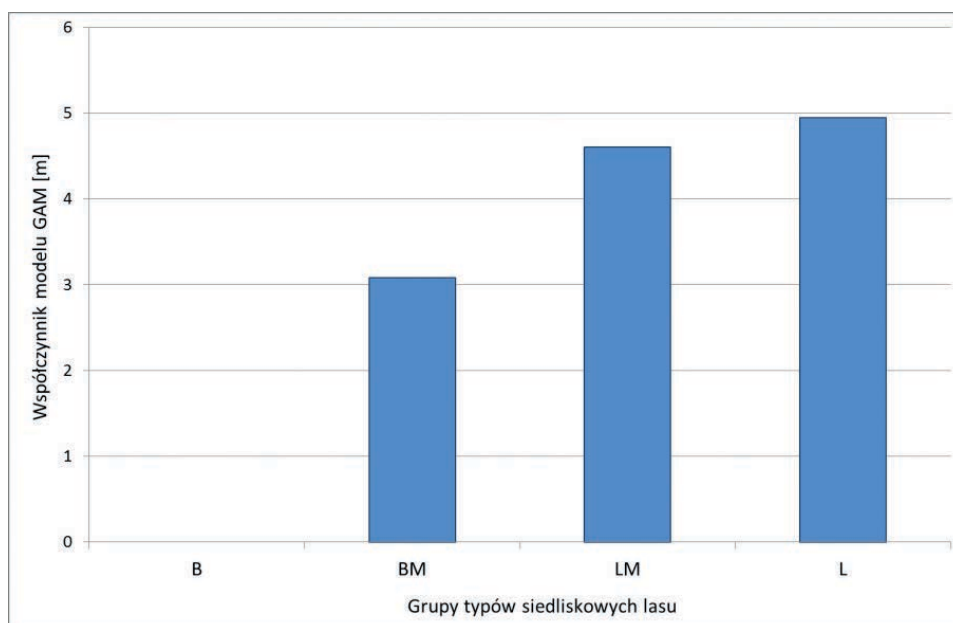
Opracowany model wyjaśnia około 54% zmienności wskaźnika bonitacji. Bardzo istotne okazało się uwzględnienie wieku. Błąd standardowy określenia bonitacji, za pomocą opisanego modelu GAM, wynosi 2,82 m. Dla 95% przypadków błędy znajdują się w przedziale od -5,64 m do 5,64 m. W przypadku połowy drzewostanów sosnowych błąd standardowy mieści się w granicach od -1,80 m³/ha/rok do 1,63 m³/ha/rok. Dla 95% przypadków błędy znajdują się w przedziale od -5,68 m³/ha/rok do 5,68 m³/ha/rok.

Drzewostany sosnowe wykazują silny trend wyrażający się spadkiem wskaźnika bonitacji z wiekiem (ryc. 2). Można zaobserwować, że różnica w bonitacji drzewostanów młodszych (II klasa wieku) w stosunku do drzewostanów ponadstuletnich przekracza 8 m, wykazując niemal liniowy trend.



Rycina 2. Kształtowanie się reszt cząstkowych modelu wskaźnika bonitacji w zależności od wieku

Analiza grup typów siedliskowych lasu wskazuje wyraźnie na silną korelację dodatnią wskaźnika bonitacji, która wykazuje najmocniejszą zmianę bonitacji pomiędzy siedliskami borów i borów mieszanych, gdzie wskaźnik bonitacji wzrasta o ponad 3 m. Wyraźny wzrost wskaźnika bonitacji występuje między borami mieszanyymi i lasami mieszanyymi (około 1,5 m). Podniesienie żyzności siedliska do siedlisk lasowych powoduje dalszy, ale nieznaczny wzrost wskaźnika bonitacji w stosunku do lasów mieszanych (ryc. 3). Stwierdzono również istotny wpływ wariantu wilgotnościowego na bonitację. Najlepsze wskaźniki bonitacji związane są z wariantami świeżym i wilgotnym, natomiast zarówno siedliska suche (-3,6 m), jak i bagienne (-2,8 m) powodują mocne obniżenie wskaźnika bonitacji sosny zwyczajnej.

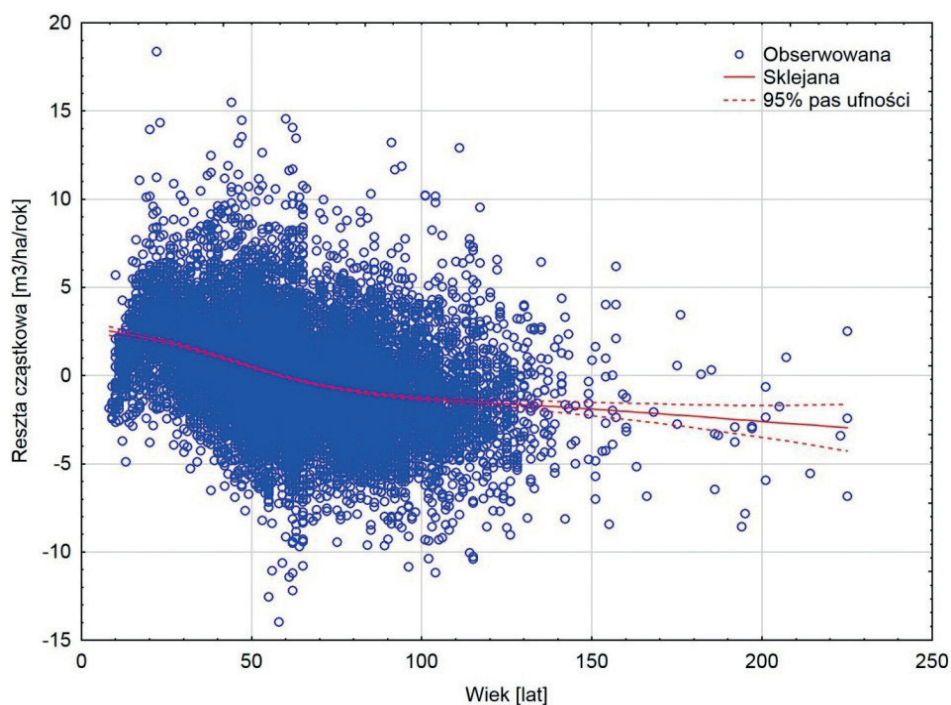


Rycina 3. Parametry geocentrycznego modelu GAM zbudowanego na zmiennych GIS, wieku, podłożu geologicznym, grupach typów siedliskowych lasu i wariantach wilgotnościowych, wskazujące na średnie różnice w wartościach wskaźnika bonitacji pomiędzy poszczególnymi grupami typów siedliskowych lasu (B – bory, BM – bory mieszane, LM – lasy mieszane, L – lasy)

BIĘŻĄCY PRZYROST MIĄŻSZOŚCI JAKO FUNKCJA ZMIENNYCH SIEDLISKOWYCH DLA POWIERZCHNI WISL

Drugim opracowanym modelem na podstawie pomiarów na powierzchniach WISL jest model aktualnej produktywności siedlisk dla sosny zwyczajnej wyrażony bieżącym rocznym przyrostem miąższości z okresu 5 lat. Zbiór zmiennych niezależnych, który okazał się optymalny, został zbudowany z wykorzystaniem: wskaźnika bonitacji (SI), wieku, zasobności (V) i pierśnicowego pola przekroju (G) i wyjaśnia ponad 60% zmienności przyrostu. Błąd standardowy określenia bieżącego przyrostu miąższości za pomocą tego modelu wynosi $2,84 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{rok}$.

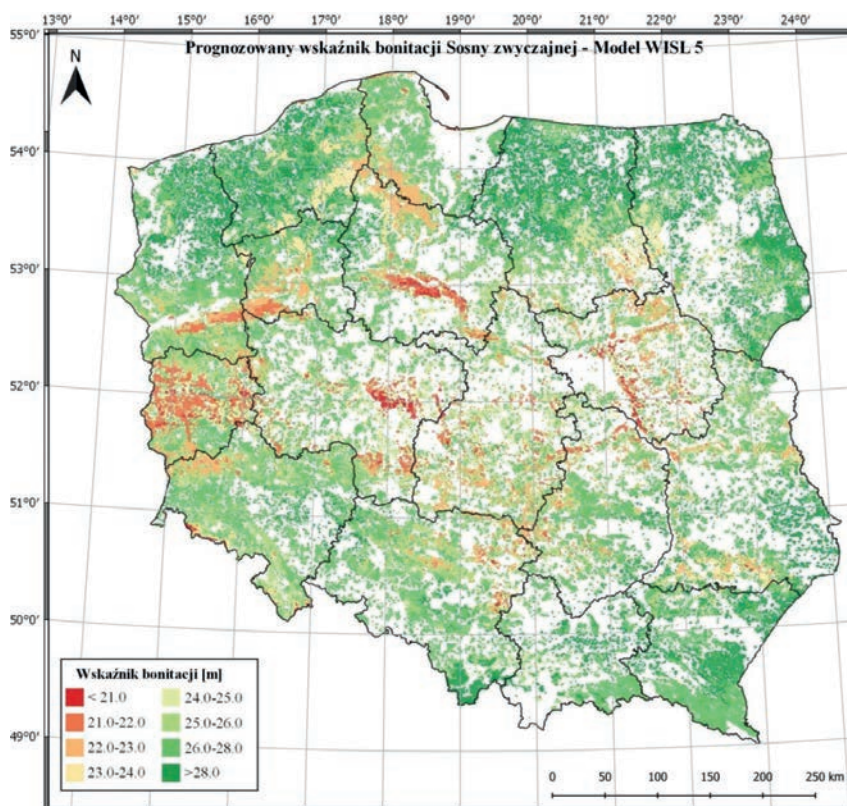
Wraz ze wzrostem wieku drzewostanów obserwowane jest zmniejszanie się bieżącego przyrostu miąższości (ryc. 4). Analiza reszt cząstkowych bieżącego przyrostu miąższości wskazuje na spadek przyrostu o około $3,5 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{rok}$ pomiędzy drzewostanami II klasy wieku a drzewostanami w VI klasie wieku, rosnącymi w tych samych warunkach.



Rycina 4. Kształtowanie się reszt cząstkowych modelu bieżącego przyrostu mądrości w zależności od wieku

MAPA PRODUKCYJNOŚCI POTENCJALNEJ SIEDLISK OPRACOWANA NA PODSTAWIE DANYCH WISL I BIEŻĄCYCH ZMIENNYCH ŚRODOWISKOWYCH

Praktycznym efektem niniejszej pracy jest mapa potencjalnej produktywności siedlisk dla sosny zwyczajnej, wyrażona wskaźnikiem bonitacji. Opracowano ją z zastosowaniem modelu produktywności potencjalnej opisanego powyżej (SI_WISL). Wartości wskaźnika bonitacji zaprezentowane na rycinie 5. wskazują na zróżnicowanie prognozowanego wskaźnika bonitacji siedlisk dla sosny zwyczajnej w różnych rejonach kraju. W części kraju położonej pomiędzy 51° a 53° szerokości północnej, w zasadzie od zachodniej granicy kraju niemal po wschodnią granicę Polski, zaznaczają się obszary o najniższych prognozowanych wskaźnikach bonitacji sosny zwyczajnej. Z kolei obszary charakteryzujące się potencjalnie wysokimi wskaźnikami bonitacji sosny zlokalizowane są przede wszystkim w północnej Polsce, szczególnie w RDLP w Olsztynie i RDLP w Białymstoku oraz na sąsiadujących obszarach RDLP w Szczecinku i RDLP w Szczecinie. Ponadto wysokie bonitacje wskazano na południu Polski, w rdLP w Krośnie, Krakowie i Katowicach.



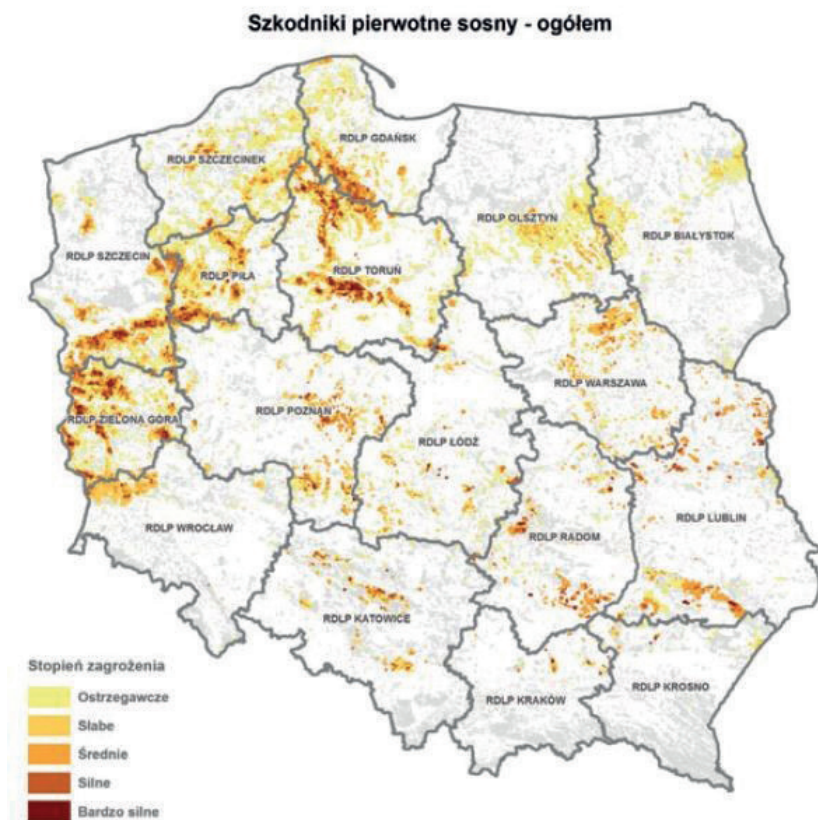
Rycina 5. Mapa produktywności siedlisk opracowana na podstawie modelu SI_WISL

5. PODSUMOWANIE WYNIKÓW I WNIOSKI

1. W modelu **SI_WISL**, dla którego zastosowano zestaw zmiennych wyjaśniających złożony z: sumy rocznych opadów, średniej rocznej temperatury, położenia geograficznego (długość i szerokość geograficzna), zgeneralizowanych grup typów siedliskowych i wariantów uwilgotnienia oraz wieku drzewostanu, wyjaśniono ponad 54% zmienności wskaźnika bonitacji przy błędzie standardowym wynoszącym 2,8 m.
2. Opracowane modele potencjalnej produktywności siedlisk dla sosny zwyczajnej charakteryzują wartości pozwalające na wykorzystanie ich w praktyce gospodarki leśnej.
3. Opracowana na bazie modelu z powierzchni WISL mapa potencjalnego wskaźnika bonitacji obrazuje przestrzenną zmienność produktywności siedlisk dla sosny zwyczajnej, w zasadzie na obszarach leśnych całego kraju.

4. W badaniach poświęcono dużo uwagi obserwowanemu trendowi zmian produktywności siedlisk w zależności od wieku drzewostanu. Obecnie drzewostany wykazują wyższy wskaźnik bonitacji i bieżący przyrost miąższości. Obserwowane zmiany są najprawdopodobniej powodowane przez kompleks czynników środowiskowych, spośród których można wymienić depozycję azotu i innych składników odżywczych, zmiany czynników klimatycznych, spośród których istotne są wzrost średniej temperatury rocznej i wydłużenie okresu wegetacyjnego.

Mapy potencjalnej produktywności siedlisk mogą być również przydatne w projektowaniu odnowień i zalesień, jak też przy prognozowaniu zagrożenia drzewostanów ze strony czynników biotycznych i abiotycznych. Analiza mapy potencjalnej produktywności wskazuje wstępnie duże podobieństwo lokalizacji drzewostanów sosnowych wykazujących najniższe wskaźniki bonitacji z opracowaną w Lasach Państwowych (ryc. 6) mapą zagrożenia występowania szkodników pierwotnych sosny (Perlińska i Hamera-Dzierżanowska 2016).



Rycina 6. Mapa zagrożenia występowania szkodników pierwotnych sosny

Summary

Bożydar Neroj¹, Jarosław Socha²

¹ Bureau for Forest Management and Geodesy
bozydar.neroj@zarzad.buligl.pl,

² University of Agriculture in Kraków
jaroslaw.socha@ur.krakow.pl

Geoinformation on national forests from terrestrial measurements. WISL database – the use of information outside of standard reports

Geoinformation is becoming more and more important in forest management. The National Forest Inventory (WISL) is increasingly used as a tool supporting decision making in forest management. The WISL, for almost 15 years, is being built and developed, covering the entire country and all forms of forest ownership. Since 2010, the WISL has been the main source of information on the forests of all forms of ownership. The WISL results provide information on the size and structure of wood resources, dead wood, young forest generation, current volume increment and partially about forest utilization. With subsequent years of measurements, the role of WISL in monitoring changes to our forests is increasing. In the current third cycle (2015–2019), the inventory included also the so-called “unregistered forests”, which allows to determine the area and structure of lands covered by woody plants, which occur on non-forest lands according to the Land and Building Register.

In addition to the basic information published annually in the WISL reports, the WISL database provides materials that can be used in research. There are more and more requirements imposed today to forest management planning, silviculture and widely understood forest protection and nature conservation. Changing environmental conditions, evolving foresters’ and the society’s expectations and the society regarding various forest services that should be performed today and in the future, impose new challenges on forest practitioners and researchers. Forest management in Poland is performed on the basis of forest management planning. It is extremely important in the planning process to correctly and accurately estimate the production potential of habitats, which enables maximization of production on the one hand, and on the other provides the basis for maintaining biodiversity.

Through the access to the largest measurement database in Poland from the WISL sample plots, available GIS databases on climate, soil or geology and the development of statistical methods for constructing multidimensional models of forest productivity, it is possible to initially overcome the problem of unreliable estimation of volume increment resulting from outdated forest growth models and tables of wood volume. The observed changes in growth conditions are reflected in the results of many research works abroad and in Poland.

In the presentation the authors will present a part of research results on the “Current and potential productivity of forest habitats in Poland for the main forest-forming species”, implemented in the period 2014–2017 and financed by the Directorate-General of the State Forests, focusing on the Scots pine as the most common forest tree species in Poland. The aim of the paper is to present the potential relationship (expressed by a site productivity index) and the current productivity (expressed by the current volume increment) of habitats for Scots pine with habitat features and stand characteristics as well as spatial variability of potential productivity in the country.

The obtained results indicate, among others, a strong negative correlation of the site productivity index with age. The index for tree stands at the age of 21–40 years is by more than 8 m higher compared to stands at the age of 101–120 years. Most likely, changes in productivity may be related to the observed changes in climate variables, especially the extension of the growing season and nitrogen deposition.

The developed models are characterized by the values that allow them to be used in practice in forest management planning and silviculture. Maps of potential habitats productivity may also be useful in planning forest regeneration and afforestation, as well as in forecasting threats from biotic and abiotic factors.

LITERATURA

- Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej. 2015. Założenia do oprogramowania w zakresie przetwarzania danych oraz raportów charakteryzujących stan lasów. Wzory raportów charakteryzujących stan lasów. Sękocin Stary.
- Bontemps J.-D., Bouriaud O. 2014. Predictive approaches to forest site productivity: recent trends, challenges and future perspectives. *Forestry*, 87(1): 109–128. DOI: 10.1093/forestry/cpt034
- BULiGL. 2019. Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasów. Wyniki za okres 2014–2018.
- Hastie T.J., Tibshirani R.J. 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall.
- Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G., Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15): 1965–1978. DOI: 10.1002/joc.1276
- Instytut Badawczy Leśnictwa. 2014. Instrukcja wykonywania Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- IUNG. 2014. Mapa gleb Polski 1:500 000.
- Perlińska A., Hamera-Dzierżanowska A. 2016. Gradacje szkodników pierwotnych sosny w Lasach Państwowych. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*, 46(1): 32–42.
- PGL LP. 2012. Instrukcja ochrony lasu. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.
- PIG. 2006. Mapa Geologiczna Polski w skali 1:500 000.
- Pretzsch H. 2010. *Forest Dynamics, Growth, and Yield*. DOI: 10.1007/978-3-540-88307-4

- Pretzsch H., Biber P., Schütze G., Uhl E., Rötzer T. 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communications*. Nature Publishing Group, 5: 4967. DOI: 10.1038/ncomms5967
- Skovsgaard J.P., Vanclay J.K. 2008. Forest site productivity: A review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry*, 81(1): 13–31. DOI: 10.1093/forestry/cpm041
- Socha J. 2015. Materiały do wykładów: Produkcyjność siedlisk leśnych i sposoby jej określania.
- Socha J., Bruchwald A., Neroj B. 2017. Aktualna i potencjalna produkcyjność siedlisk leśnych Polski dla głównych gatunków lasotwórczych. Kraków.
- Szymkiewicz B. 2001. Tablice zasobności i przyrostu drzewostanów. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

Marcin Mionskowski, Radomir Bałazy

Instytut Badawczy Leśnictwa
{M.Mionskowski, R.Balazy}@ibles.waw.pl

Klasyfikacja obszarów dostępnych pod mechaniczne pozyskanie drewna oraz prognozowanie potoku ładunków na podstawie danych SILP oraz ISOK

1. WSTĘP

Pozyskanie drewna to jedno z zadań gospodarczych, które generuje nie tylko największe przychody w Państwowym Gospodarstwie Leśnym Lasy Państwowe (PGL LP), ale także stosunkowo wysokie koszty. W sytuacji, gdy coraz trudniej znaleźć chętnych do pracy w lesie, a przyjęte stawki okazują się coraz częściej niewystarczające, wiedza o tym, gdzie człowiek może być zastąpiony maszynami staje się kluczowa. Już od paru lat możemy wykorzystywać w naszym kraju precyzyjne, numeryczne modele terenu (NMT), które są efektem projektu Informatyczny System Osłony Kraju (ISOK). Ponad 98% powierzchni Polski zostało dokładnie odwzorowane za pomocą lotniczego skanowania laserowego. Rozdzielczość sięgająca 20 cm pozwala nie tylko precyzyjnie określić topografię terenu, ale również zidentyfikować takie szczegóły jak głązy narzutowe czy przydrożne rowy. Tak szczegółowa informacja o ukształtowaniu terenu wraz z danymi pochodzącymi z Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP) daje ogromne możliwości analityczne.

Celem pracy jest zademonstrowanie wdrożonego przez PGL LP w ramach projektu „Utworzenie dla obszaru Sudetów i Beskidu Zachodniego leśnego systemu informacyjnego w zakresie monitoringu i oceny stanu lasu” modułu do prognozowania potoku ładunków oraz modułu do klasyfikacji obszarów pod pozyskanie mechaniczne, opracowanego w ramach wewnętrznych prac Instytutu Badawczego Leśnictwa (IBL).

2. POTOKI ŁADUNKÓW

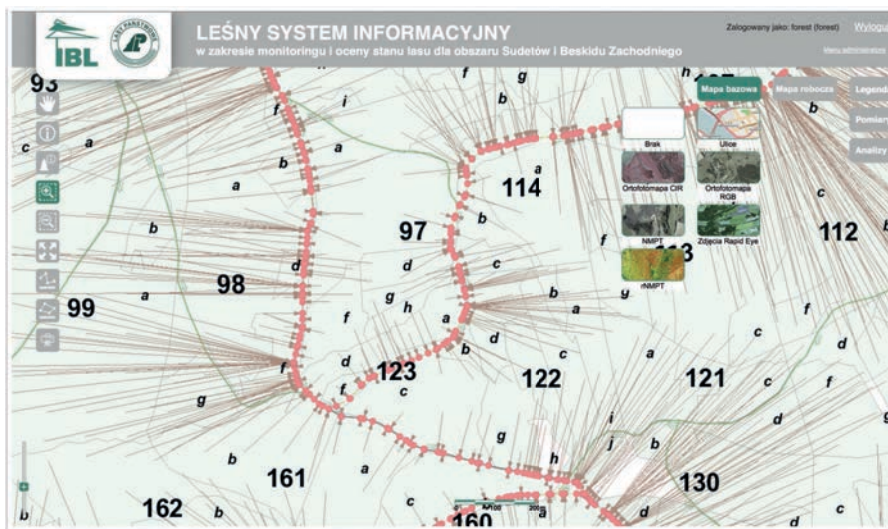
Infrastruktura drogowa stanowi najprawdopodobniej najistotniejszy składnik skomplikowanego krwiobiegu leśnego. Im trudniej dostępne tereny, tym większe

wymagania w stosunku do dróg leśnych i tym większe koszty ich utrzymania. Przy tak dużym obciążeniu finansowym, jakim mogą być drogi, szczególnie ważne jest, aby podejmowane decyzje obarczone były jak najmniejszym ryzykiem. To z kolei ograniczyć można dzięki lepszemu planowaniu.

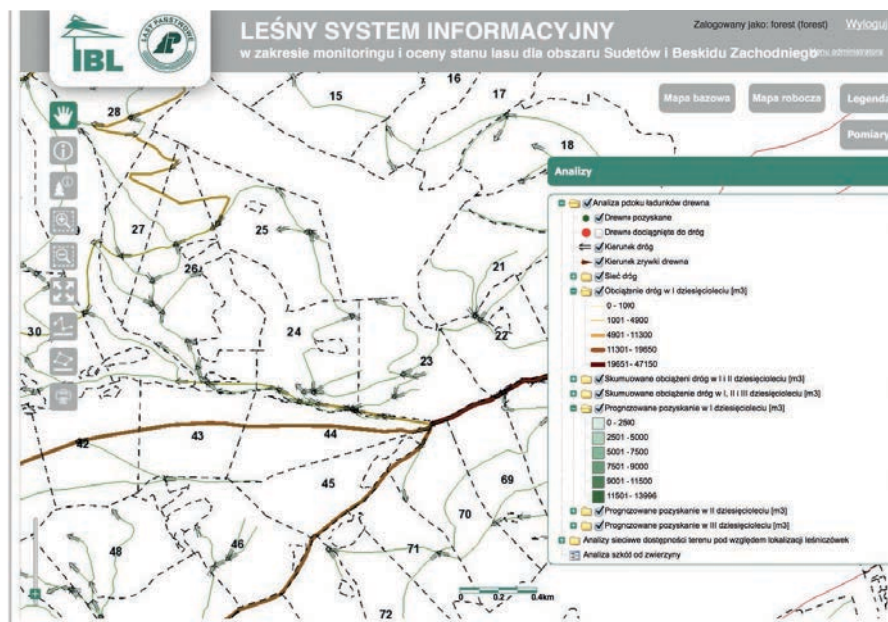
Mając tak bogatą bazę danych jak SILP oraz dodatkowo numeryczne modele terenu, np. z projektu ISOK, jesteśmy w stanie nie tylko precyzyjnie określić poziom aktualnych zasobów drzewnych, ale również prognozować ich rozwój. Przy tworzeniu algorytmu do prognozowania potoku ładunków wykorzystano z jednej strony stworzone przez Ryszarda Poznańskiego modele predykcji wielkości oraz lokalizacji użytkowania rębnego dla lasów górskich (Poznański 2004), a z drugiej strony informacje z SILP oraz numeryczne modele terenu, zbudowane na bazie lotniczego skanowania laserowego. Metoda Poznańskiego zakłada, że istnieje zdefiniowany podczas prac urzędzeniowych podział lasu na jednostki kontrolne, a dla poszczególnych drzewostanów zdefiniowane są fazy rozwojowe. Potrzebę określania tych elementów w lasach górskich potwierdza aktualna Instrukcja zarządzania lasu. Prognozowanie pozyskania w kolejnych częściowych okresach analizy potoku ładunku wykonywane jest dla wydzieł leśnych. Każde wydzielenie może być reprezentowane przez obiekt punktowy będący jego centroidą lub w przypadku znajdowania się centroidy poza obrysem obiektu, punktem bliskim środka masy, jednak leżącym wewnątrz. Przy założeniu, że podstawową jednostką analizy jest wydzielenie leśne, cały wolumen drewna z danego wydzielenia będzie trafiał do najbliższej położonemu temu wydzieleniu środkowi drogi wywozowej. W przypadku drzewostanów górskich pojawiają się jednak czynniki, takie jak: zróżnicowanie terenu (grzbiety, doliny), przeszkody terenowe (skarpy, nachylenie) czy cieki wodne decydujące o konieczności tworzenia mniejszych jednostek analizy. W przypadku drzewostanów górskich zdecydowanie lepsza jest metoda, w której zamiast wydzieł wykorzystywane są jako jednostki podstawowe kwadraty o bokach 100 x 100 m. Podejście takie pozwala rozłożyć masę drewna w sposób zbliżony do rzeczywistego, czyli tak, aby zrywka drewna wykonywana była do różnych dróg wywozowych. Cały obszar analizy (w naszym przypadku nadleśnictwa) klasyfikowany jest także w oparciu o modele terenu pod kątem potencjalnej przejezdności. Pod uwagę brane jest nachylenie, ekspozycja, przeszkody naturalne, takie jak cieki, skały itp. Po wyliczeniu środka ciężkości dla każdego poligonu podstawowego, algorytm losuje kilka potencjalnych szlaków zrywkowych (ryc. 1), a następnie, uwzględniając poza elementami topografii także odległość zrywki, wyznacza optymalną trasę.

Po wytypowaniu optymalnego szlaku zrywkowego masa przyporządkowywana jest do fragmentu drogi wywozowej, a następnie kumulowana w ramach całego jej przebiegu. Ostatnia operacja pozwala wyliczyć obciążenie dróg. Dzięki wykorzystaniu opisanych wyżej modeli wzrostu drzewostanów, wyliczenie obciążenia

wykonywane może być na dowolny okres, a ostatecznie prezentowane w formie intuicyjnych kompozycji mapowych (ryc. 2).



Rycina 1. Wynik działania algorytmu, który spośród pięciu losowo wybranych tras z powierzchni leśnych do drogi wybiera ten, który generuje najniższe koszty



Rycina 2. Wynik przeprowadzonej analizy potoku ładunków – im grubsze i ciemniejsze wektory reprezentujące drogi, tym większe prognozowane obciążenie masą drewna w najbliższym dziesięcioleciu

3. KLASYFIKACJA DOSTĘPNOŚCI OBSZARÓW POD MECHANICZNE POZYSKANIE DREWNA

Tereny leśne udostępniane są przez sieć drogową, jednak nie wszystkie drzewostany sąsiadują z drogami. O możliwości wykonania pozyskania maszynowego w drzewostanie decydują nie tylko charakterystyki tego drzewostanu, ale również cechy drzewostanów sąsiednich. Dostęp do drzewostanów może być ograniczany m.in. przez takie cechy obszarów jak znaczne uwilgotnienie siedlisk, pokrycie roślinnością uniemożliwiająca przejazd (np. wczesna faza rozwojowa drzewostanu), objęcie terenu ochroną czy przez występowanie na trasie planowanego przejazdu obiektów terenowych, takich jak płoty (groźenie upraw), uskoki i urwiska, głązy, ciekły (Jodłowski i Kalinowski 2018). Na obszarach górskich dostępność pod maszynowe pozyskanie drewna zależy dodatkowo od ukształtowania terenu wyrażającego się nachyleniem stoków. Dostępność ta jest wręcz najważniejszym czynnikiem wpływającym na wybór technologii pozyskania (Heinimann 2000).

System Informatyczny Lasów Państwowych jest bogatym źródłem informacji, z pomocą którego można określić dostępność drzewostanów pod maszynowe pozyskanie. W terenie o niezbyt urozmaiconej rzeźbie dane pochodzące z SILP mogą być wystarczające dla określenia przejezdności, jednak w terenie górskim niezbędne jest zastosowanie dodatkowych danych – numerycznego modelu terenu. Wysokorozdzielczy NMT umożliwia generowanie informacji o ograniczeniach przejezdności, takich jak uskoki, głązy czy ciekły, jednak najważniejszą pochodną NMT jest informacja o nachyleniu stoków.

Ze względu na złożoność form ukształtowania terenu analiza przejezdności po terenie o zróżnicowanym nachyleniu musi mieć charakter sieciowy. W analizie takiej na status terenu oprócz cech jego samego wpływają również cechy obszarów go otaczających.

W IBL stworzono algorytm, który wykorzystując dane SILP i NMT, określa przejezdność terenu górskiego na zasadzie analizy sieciowej. Algorytm ten opracowano w języku psql w środowisku RDBMS PostgreSQL z rozszerzeniem PostGIS.

Dane źródłowe analizy stanowiły rastrowy, zmiennoprzecinkowy numeryczny model terenu (NMT) o rozdzielczości 0,5 m oraz warstwy wektorowe Leśnej Mapy Numerycznej fragmentu Nadleśnictwa Szklarska Poręba: ciekły i drogi. Za podstawową jednostkę analizy przyjęto piksel.

Przyjęto podział terenu na 4 kategorie nachylenia:

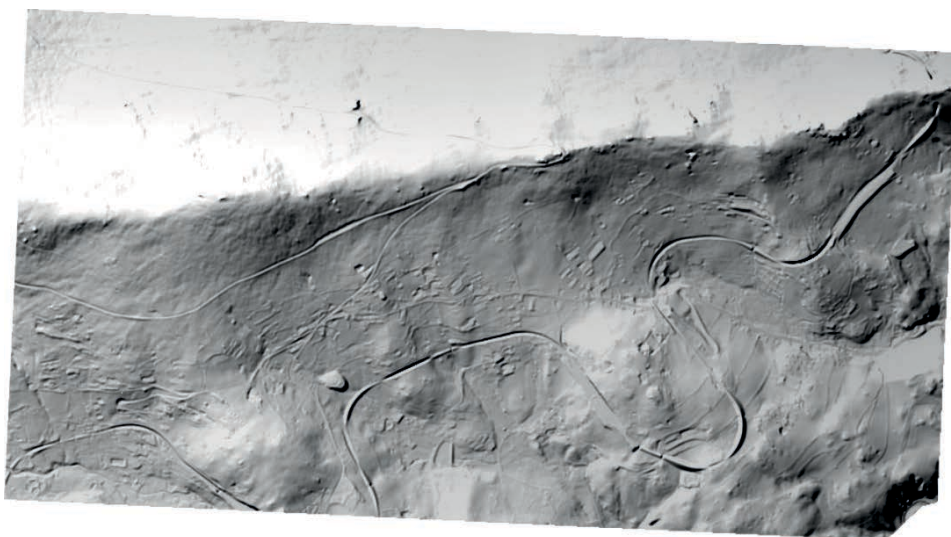
1 – obszary płaskie, składające się z grup pikseli o niskim nachyleniu, po których możliwe jest poruszanie się maszyny we wszystkich kierunkach,

2 – stoki, po których możliwe jest poruszanie się jedynie w górę i w dół – niedozwolone jest poruszanie się maszyny w poprzek stoku, gdyż mogłoby to spowodować jej przewrócenie,

- 3 – stoki, po których możliwe jest poruszanie się jedynie w dół,
- 4 – stoki strome, po których poruszanie się nie jest dozwolone.

Przyjęto, że teren może być udostępniony jedynie drogami. Z założenia tego wynika wymaganie dotyczące danych źródłowych analizy, którymi muszą być NMT (w celu wygenerowania nachylenia stoków) i warstwa dróg. Wszelkie warstwy ograniczające przejezdność nie są wymagane. Analizę przeprowadzono z wykorzystaniem jedynie warstwy cieków jako ograniczeń, co pozwoliło sprawdzić wydajność opracowanego rozwiązania przy dużej złożoności obliczeniowej (na dużych obszarach analizy). Uwzględnienie w analizie innych warstw przechowujących informację o ograniczeniach przejezdności zmniejszałoby jednostkowe obszary analizy, wpływając tym samym na redukcję czasu niezbędnego do wykonania obliczeń.

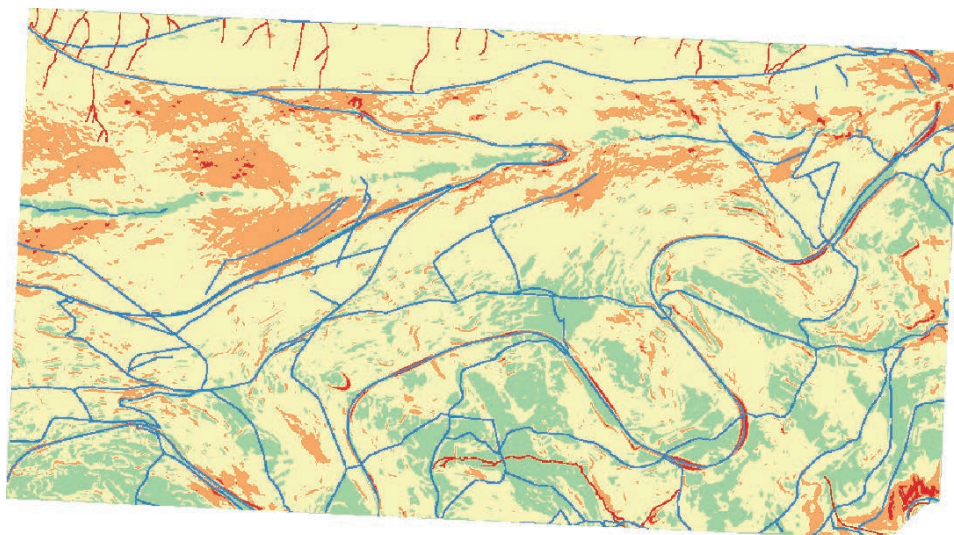
Na wstępie zmniejszono rozdzielczość NMT do 5 m (ryc. 3). Przeglądanie to miało na celu dostosowanie rozmiaru piksela do szerokości maszyn. Efektem ubocznym tego działania było zmniejszenie ilości danych analizowanych w późniejszych etapach. Dokonano również konwersji warstw wektorowych do formy rastrowej z wykorzystaniem dołączonej do tych warstw informacji o szerokości obiektów liniowych.



Rycina 3. Numeryczny model terenu

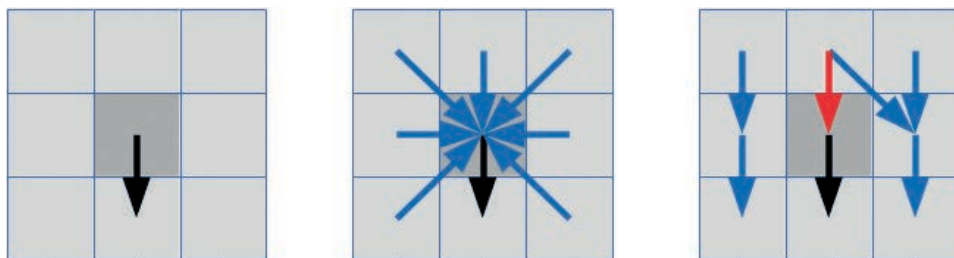
Utworzono rastry nachylenia i wystawy, które następnie sklasyfikowano odpowiednio w 4 i 8 klasach. Analizy przeprowadzono, przyjmując następujące granice klas nachylenia: 7, 18 i 32 stopnie. Piksele odpowiadające położeniu cieków zaklasyfikowano do czwartej kategorii nachylenia – pikseli nieprzejezdnych. Pikselom

zlokalizowanym na drogach przypisano zerową klasę nachylenia, oznaczając w ten sposób ich przejezdność (ryc. 4).



Rycina 4. Kategorie nachylenia, cieków i dróg

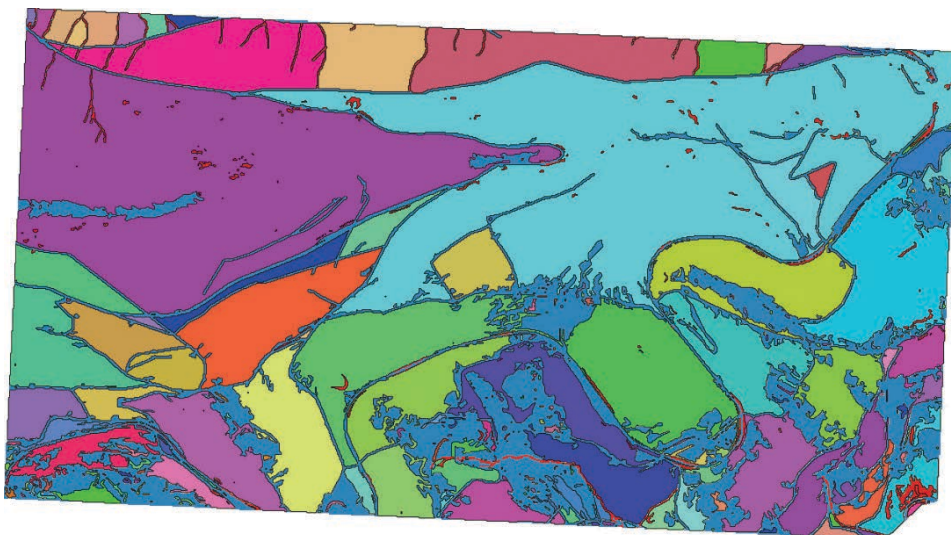
Pikselom 2. i 3. kategorii nachylenia przypisano informację o sklasyfikowanej wystawie stoku. Wystawa ta określa domyślny kierunek zjazdu z piksela (ryc. 5a). Kierunek wjazdu do piksela określają wystawy pikseli sąsiednich (ryc. 5b). Jeżeli na piksel nie wskazują wystawy pikseli sąsiednich, kierunek wjazdu do piksela przyjmowany jest jako kierunek przeciwny do kierunku wystawy piksela (ryc. 5c).



Rycina 5. Zasady poruszania się między pikselami, od lewej a) zjazd w kierunku wystawy, b) wjazd na podstawie wystawy pikseli sąsiednich, c) wjazd z kierunku przeciwnego do kierunku wystawy

W celu redukcji złożoności obliczeniowej badany obszar dzielony jest na mniejsze obszary analizy, określone jako ciągłe obszary pikseli w 1.–3. klasie nachylenia (ryc. 6). Jeżeli obszar taki nie sąsiaduje z drogami (otoczony jest pikselami 4. kategorii nachylenia lub granicą terenu badań), uznawany jest w całości za nieprze-

jezdny. Jeżeli obszar analizy otoczony jest pikselami dróg i nie zawiera pikseli 3. i 4. kategorii lub granicy terenu badań, uznawany jest za przejezdny.



Rycina 6. Obszary analizy przejezdności

Następnie, dla pojedynczych obszarów analizy, przeprowadzany jest rekurencyjnie proces określania przejezdności w krokach:

Pętla 0:

Pętla 1:

obszary płaskie sąsiadujące z obszarami przejezdnymi klasyfikowane są jako przejezdne,

Pętla 1.1:

piksele 2. kategorii nachylenia, w które można wjechać (na kierunku zjazdu z lub wjazdu do piksela) z obszaru przejezdnego, klasyfikowane są jako przejezdne,

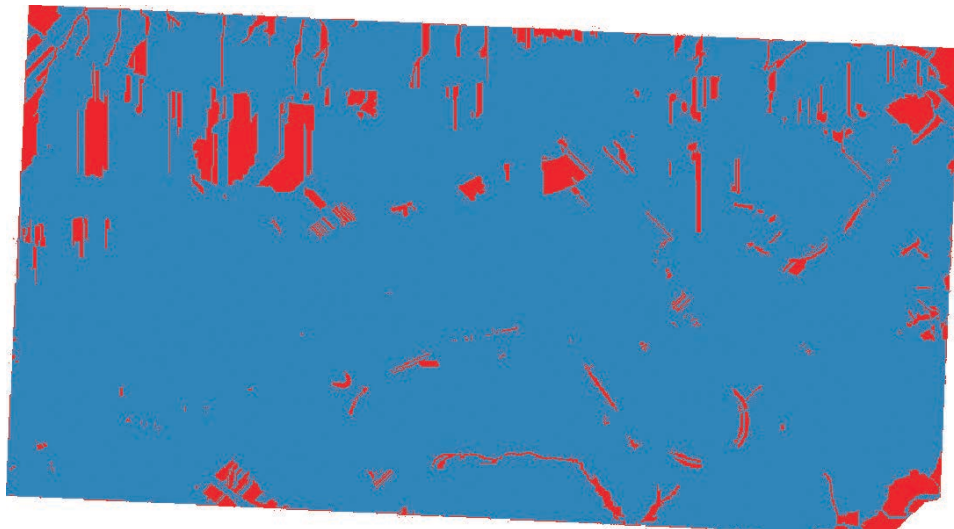
po zakończeniu pętli 1. w zbiorze pikseli obszaru analizy nie występują piksele 1. lub 2. kategorii nachylenia sąsiadujące z obszarami przejezdnymi

Pętla 2:

informacja o łączności pikseli z obszarem przejezdnym jest przekazywana do następnych pikseli zarówno w górę, jak i w dół stoku, stwierdzenie przejezdności pikseli posiadających łączność zarówno w górę, jak i w dół stoku.

Proces trwa do czasu, aż cały przebieg wewnątrz pętli 0 zmodyfikuje przejezdność 0 (zera) pikseli.

Po zakończeniu rekursji piksele, dla których sprawdzanie przejezdności nie powiodło się, klasyfikowane są jako nieprzejezdne (ryc. 7).



Rycina 7. Wynik – obszary nieprzejezdne zaznaczone kolorem czerwonym, przejezdne – niebieskim

W przedstawionym fragmencie Nadleśnictwa Szklarska Poręba udział obszarów nieprzejezdnych przy przyjętych kryteriach analizy nie przekroczył 10%. Określenie przejezdności dla obszaru jednego nadleśnictwa (30 tys. ha) trwa około 1 godziny w wariancie o najwyższej złożoności obliczeniowej, na stacji roboczej HP Z420 (procesor Intel Xeon E5 1620, 16 GB RAM, dysk HDD).

4. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Przedstawiony algorytm określania dostępności terenu górskiego do maszynowego pozyskania umożliwia stworzenie wydajnych narzędzi usprawniających proces podejmowania decyzji w zakresie planowania sposobu i kosztów pozyskania drewna, jak też określanie priorytetów inwestycyjnych w zakresie infrastruktury drogowej. Algorytm umożliwia parametryzację procesu określania dostępności zarówno w zakresie uwzględniania szeregu dodatkowych ograniczeń przejezdności, jak i dostosowania analizy do wykorzystywanych maszyn. Wydajność opracowanego algorytmu jest wystarczająca pod kątem możliwości zastosowania go w praktyce.

Dalsze prace będą obejmowały automatyczne wyznaczanie ograniczeń przejezdności na podstawie szczegółowych NMT pochodzących ze skanowania laserowego, uwzględnienie parametryzacji limitu długości trasy „pod górę” i maksymalnej

liczby zmian kierunku jazdy na pikselach drugiej kategorii nachylenia. Osobnym kierunkiem rozwoju oprogramowania jest opracowanie algorytmów do automatycznego wykrywania dróg.

Razem z zakończonym modulem do wyliczenia obciążenia dróg potokiem ładunków, oba algorytmy stanowią kompleksowe rozwiązanie dla leśnictwa w zakresie optymalizacji zrywki i wywozu drewna oraz jednocześnie wsparcie planowania inwestycji w zakresie infrastruktury drogowej.

Summary

Marcin Mionskowski, Radomir Bałazy

Forest Research Institute
{M.Mionskowski, R.Balazy }@ibles.waw.pl

Classification of areas available for mechanical timber harvesting and prediction of freight flow based on the SILP and ISOK data

Timber harvesting is one of the economic tasks that generates not only the largest revenues, but also relatively high costs in the State Forests. When it is increasingly difficult to find people willing to work in a forest and rates of pay are more and more often insufficient, knowledge about possibilities of replacing human labour with machines becomes crucial. For several years now we have been able to use in our country precise digital elevation models resulting from the project of the IT System for Protecting the Country against Emergencies (ISOK). Over 98% of the area of Poland has been precisely mapped by airborne laser scanning. The resolution up to 20 cm enables not only to precisely determine topography of the area, but also to identify details like boulders or roadside ditches. Such detailed information about the terrain, along with data from the State Forests Information System (SILP) offer great analytical opportunities.

The aim of the presentation is to demonstrate a module for predicting freight flow and a module for classifying areas for mechanical timber harvesting, implemented by the State Forests under the project “Establishment of the forest information system for forest monitoring and assessment in the area of the Sudetes and the Western Beskid Mountains”, developed by the Forest Research Institute.

LITERATURA

- Heinimann H.R. 2000. Forest Operations under Mountainous Conditions. [W:] M.F. Price, N. Butt (red.): Forests in Sustainable Mountain Development: A State of Knowledge Report for 2000. CABI Publishing: 224–230. ISBN 0851994466.
- Jodłowski K., Kalinowski M. 2018. Aktualne możliwości zmechanizowanego pozyskiwania drewna w warunkach górskich. *Leśne Prace Badawcze*, 79(4): 365–375.
- Poznański R. 2004. Nowe metody regulacji w zarządzaniu lasu. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków. ISBN 8390755386.

*Piotr S. Mederski¹, Krzysztof Rosiński, Martyna Rosińska¹,
Zbigniew Karaszewski², Mariusz Bembenek¹*

¹ Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

{piotr.mederski, martyna.rosinska, mariusz.bembenek}@up.poznan.pl

² Sieć Badawcza Łukasiewicz, Instytut Technologii Drewna

z_karaszewski@itd.poznan.pl

Elektro WZ – aplikacja określająca współczynniki zamienne do obliczania miąższości drewna kładowanego

1. WSTĘP

Wraz ze wzrostem zmechanizowanego pozyskiwania drewna w Polsce udział drewna kładowanego również wzrasta (Mederski i in. 2016). Obecnie w Polsce pozyskuje się ponad 40 mln m³ drewna. W roku 2017 pozyskano ogółem 44,275 mln m³ drewna, w tym 40,632 mln m³ grubizny w Lasach Państwowych (Rocznik Statystyczny Leśnictwa 2018). Uszkodzenie drzewostanów przez wiatr w roku 2017 szczególnie zwiększyło udział drewna kładowanego, a sprawne pozyskiwanie drewna na terenie kłęski odbywało się dzięki koncentracji harwesterów i forwalerów krajowych przedsiębiorców, jak również dzięki wsparciu zmechanizowanego pozyskiwania z zagranicy.

Pomiar i odbiórka drewna kładowanego jest czynnością bardzo czasochłonną. Dla drewna kładowanego składowanego w stosach wymagany jest pomiar każdej średnicy górnej bez kory. Do obliczania miąższości każdej kłody wykorzystuje się najmniejszą średnicę czoła górnego zaokrągloną w dół do pełnych centymetrów (Zarządzenie nr 74... 2013). Miąższość kłód ułożonych w stos nieregularny można obliczać z wykorzystaniem współczynników zamiennych (WZ), wynoszących np. 0,62 dla kłód sosnowych o długości do 2,6 m lub 0,61 dla dłuższych sortymentów. Dla świerka współczynniki te wynoszą odpowiednio 0,67 i 0,66. Metoda z wykorzystaniem współczynników zamiennych jest znacznie mniej czasochłonna w porównaniu z pomiarem wszystkich czoł. Jednakże zgodnie z Zarządzeniem nr 74 (2013) można ją stosować tylko dla drewna kładowanego klas jakości C, D oraz BC o średnicy w górnym końcu do 32 cm bez kory i długości do 5,0 m.

Obecnie stosowane WZ do obliczania miąższości drewna kładowanego są przedmiotem dyskusji. Uznawane są za zbyt niskie, szczególnie dla drewna sosnowego.

WZ dla drewna sosnowego średniowymiarowego S2a o długości od 2,0 do 2,6 m wynosi 0,62 (PN-D-95000:2002), a więc jest taki sam jak dla drewna kłodowanego. Jednakże jednym z czynników wpływających na wartość współczynnika zamiennego jest średnica drewna: im większa – tym wyższy współczynnik zamienny (Measurement... 2004). Mając na uwadze powyższe, należy wnioskować, że współczynnik dla drewna kłodowanego wielkowymiarowego powinien być wyższy niż dla drewna średniowymiarowego (S2a). W Szwecji dla sosny przyjmuje się podstawowy współczynnik zamienny wynoszący 0,68. Następnie, w zależności od m.in. średniej średnicy drewna (średnia arytmetyczna pomiarów w korze), korekta współczynnika może wynosić od $-0,13$ do $+0,08$ (tab. 1).

Tabela 1. Wartości korekt współczynnika zamiennego w zależności od średniej średnicy drewna w stosie (średnia arytmetyczna pomiarów w korze)

Średnica, cm	Korekta WZ ¹	Średnica, cm	Korekta WZ	Średnica, cm	Korekta WZ	Średnica, cm	Korekta WZ
4	-0,13	9	-0,06	15	0	23-26	+0,05
5	-0,11	10	-0,05	16	+0,01	27-39	+0,06
6	-0,09	11	-0,04	17	+0,02	40-69	+0,07
7	-0,08	12	-0,03	18-19	+0,03	70	+0,08
8	-0,07	13	-0,02	20-22	+0,04		

¹WZ – współczynnik zamienny

Wartość WZ zależy głównie od gatunku, a ogólnie jest tym większa, im:

1. większa jest średnia średnica drewna w stosie,
2. cieńsza jest kora,
3. dokładniejsze (ciasniejsze) jest ułożenie drewna w stosie,
4. mniejsza jest krzywizna,
5. dokładniejsze jest okrzesanie.

Wartość WZ może być również zależna od wielkości zbieżystości, obecności śniegu, lodu lub innych zanieczyszczeń, a także wysokości stosu. Obecnie w Polsce stosuje się stałe wartości WZ, które zależą od gatunku, rodzaju i długości sortymentów. Założono hipotetycznie, że współczynnik zamienny będzie w zasadzie inny dla każdego stosu.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie działania nowej aplikacji Elektro WZ instalowanej na smartfon, pozwalającej na szybkie obliczanie WZ indywidualnego dla danego stosu drewna okrągłego kłodowanego.

2. MATERIAŁ I METODY

W pierwszym etapie opracowano aplikację Elektro służącą do obliczania pola powierzchni czoła drewna, na podstawie którego algorytm oblicza miąższość pojedynczej kłody oraz stosu (wszystkich kłód) w czterech etapach (ryc. 1).



Rycina 1. Etapy algorytmu elektronicznego obliczania miąższości drewna (ryc. P. Mederski)

Wstępnie aplikację Elektro utworzono do obliczania powierzchni czoł i miąższości stosu, którego czoł mieściło się w pojedynczym kadrze zdjęcia wykonywanego z odległości ok. 2 m.

WYKONYWANIE SKANU I DZIAŁANIE APLIKACJI ELEKTRO

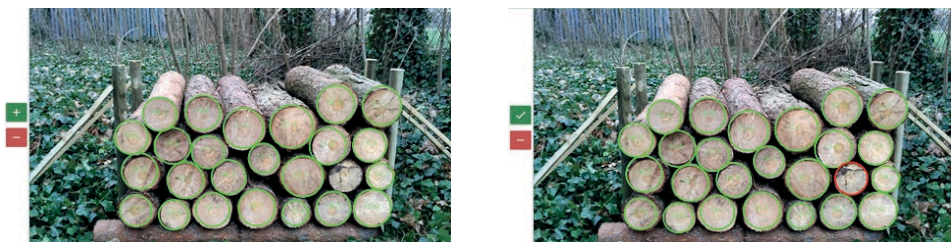
W celu wykonania skanu stosu należy ustawić się w odległości od 1,5 do 2,5 m, pozwalającej na jak najpełniejsze wypełnienie kadru wyświetlacza. Następnie przez jednokrotne kliknięcie uruchamia się proces skanowania, podczas którego następuje przetwarzanie obrazu oraz budowa modelu przestrzennego stosu. Działanie algorytmu w pierwszym etapie polega na wykrywaniu czoł drewna w stosie (powierzchni zbliżonych do okręgów). Wykryte elementy następnie zostają poddane filtrowi, który kwalifikuje kształt jako czoł kłody (ryc. 2).



Rycina 2. Pierwszy etap działania algorytmu – rozpoznawanie okręgów (czoł) po automatycznym procesie filtrowania

Działanie to opiera się na jednoczesnym wykorzystaniu analizy kontrastów oraz modelu przestrzennego stosu. Okręgi znajdujące się w odległości znacznie odbiegającej od płaszczyzny czoła stosu zostają przez algorytm wyeliminowane i nie są brane pod uwagę przy obliczaniu miąższości stosu.

W celu zwiększenia dokładności pomiarów aplikację udoskonalono oraz wzbogacono o możliwość manualnego wprowadzenia uzupełnień i zwiększenia dokładności pomiaru (ryc. 3). Zmiana automatycznego dopasowania okręgu następuje poprzez dwukrotne kliknięcie na wybrane czoło, przytrzymanie i dostosowanie rozmiaru do pożądanej wielkości. Zatwierdzenie zmiany z jednoczesnym jej zapisaniem następuje poprzez kliknięcie ikony na zielonym tle znajdującym się po lewej stronie ekranu. Przyciski '+/-' w panelu bocznym umożliwiają również dodawanie nowych elementów lub ich usuwanie.



Rycina 3. Wprowadzanie korekt: obraz po automatycznym przetwarzaniu (lewy) oraz wprowadzenie nowego okręgu mierzącego czoło kłody (prawy)

Wstępnie przygotowana aplikacja przede wszystkim obejmowała obliczanie pola powierzchni czoł drewna kładowanego w stosie. Dodanie informacji o długości sortymentów prowadzi wprost do obliczania miąższości z wykorzystaniem wzoru:

$$V = \frac{\pi}{40000} (d_g + z \frac{l}{2})^2 l$$

gdzie:

- l – długość kłody, w metrach – wprowadzana przez użytkownika,
- d_g – średnica górna bez kory, w centymetrach – wyliczona przez aplikację,
- z – zbieżność na odcinku kłody od przekroju górnego do środkowego – została przyjęta stała: $z=0,7 \text{ cm m}^{-1}$.

Na rynku funkcjonują różne rozwiązania elektronicznego obliczania miąższości drewna stosowego. W dalszym rozwoju aplikacji Elektro zdecydowano o opracowaniu algorytmu pozwalającego na obliczanie współczynnika zamiennego. Takie postępowanie pozwala na dokładne obliczanie miąższości stosów o znacznych rozmiarach bez konieczności łączenia skanów.

3. WYNIK – OPRACOWANIE APLIKACJI ELEKTRO WZ

Do wyliczenia WZ zmodyfikowano pierwotną aplikację Elektro, dodając informację o polu powierzchni obszaru ramki, w której również obliczana jest suma

pól powierzchni czoł (ryc. 4). W przypadku niepełnej części powierzchni czoła zawierającej się w ramce, do obliczeń wprowadzano odpowiednio wycinek lub odcinek koła. Współczynnik zamienny z aplikacji stanowił stosunek sumy pól powierzchni czoł (z uwzględnieniem wycinków lub odcinków powierzchni czoł) do pola powierzchni ograniczonej ramką.



Rycina 4. Elektro WZ: aplikacja wzbogacona o funkcję ramki, której pole powierzchni wykorzystano do obliczania współczynnika zamiennego

4. DYSKUSJA

Aplikacja Elektro WZ powstała wiosną 2018 roku w ramach projektu Elektro i jest prawdopodobnie pierwszą do obliczania współczynników zamiennych indywidualnie dla każdego rozpatrywanego stosu drewna (bez stosowania referencyjnej długości umieszczanej na stosie drewna). Uzyskanie informacji o współczynniku zamiennym nie kończy oczywiście procesu obliczania miąższości drewna. Oprócz WZ niezbędna jest kubatura stosu, którą obecnie oblicza się na podstawie szerokości stosu, wysokości w wyznaczonych miejscach oraz długości sortymentu.

Obecnie na rynku europejskim dostępnych jest sześć elektronicznych aplikacji do obliczania miąższości drewna w stosach: AFoRS, Fovea, HD Silva, Logsize, Timbeter i Trestima Stack (AFoRS 2019, Fovea 2019, HD Silva 2019, Kärhäi i in. 2019, Logsize 2019, Timbeter 2019, Trestima Stack 2019). Wymienione rozwiązania są przeznaczone do stosowania na smartfonie (lub tablecie) i wykorzystują fotografowany obraz czoła stosu, na podstawie którego obliczana jest miąższość drewna. Wstępnie rozpoznawane są poszczególne czoła drewna w stosie, dla każdej sztuki obliczane jest pole powierzchni czoła. Suma pól powierzchni jest podstawą do obliczenia miąższości całego stosu. Innym rozwiązaniem jest system sScale, który wymaga montażu urządzenia na dachu samochodu, z którego wykonywany jest skan stosu przed obliczeniem miąższości (Made... 2015, Mederski i in. 2018, sScale 2019).

Zarówno urządzenia mobilne (smartfony), jak i sScale mają niedoskonałości. Smartfony są niewielkich rozmiarów, ale wymagają poklatkowego fotografowania całego stosu, co w przypadku bardzo szerokich stosów jest czasochłonne. System sScale z kolei wykonuje bardzo szybko skan stosów, ale wymaga montażu urządzeń

na dachu samochodu (ze względu na swoje rozmiary). Jest to system szczególnie przydatny dla bardzo dużych stosów, jakie powstają np. przy pozyskiwaniu drewna w drzewostanach uszkodzonych przez wiatr.

Gdy powstawała aplikacja Elektro WZ (wiosną 2018 roku), żaden z wymienionych wyżej systemów nie proponował aplikacji do obliczania współczynników zamiennych. W drugiej połowie 2018 roku firma Dralle A/S (właściciel sScale) zaproponowała opcję z obliczaniem współczynników zamiennych.

Opracowanie Elektro WZ – aplikacji do obliczania współczynników zamiennych – jest rozwiązaniem, które łączy najlepsze cechy, jakie mają ww. aplikacje. Aplikacja Elektro WZ jest zaprojektowana do stosowania na smartfon, a więc urządzenie niewielkich rozmiarów, w przeciwieństwie do sScale wymagającego dużego urządzenia montowanego na dachu samochodu. Jednocześnie Elektro WZ pozwala na szybkie fotografowanie wybranych miejsc czoła stosu do obliczania współczynnika zamiennego. Czas ten można porównać do czasu niezbędnego na skanowanie całego stosu przez system sScale.

5. WNIOSKI

Elektro WZ jest pierwszym rozwiązaniem elektronicznym do obliczania współczynników zamiennych. Koncepcja aplikacji powstała w marcu 2018 roku, a realizacja pierwszej wersji Elektro WZ miała miejsce w maju 2018 roku. Elektro WZ pozwala na wyliczanie indywidualnych współczynników zamiennych do ustalania miąższości drewna okrągłego, kłodowanego, składowanego w stosach. Dzięki elektronicznemu WZ można szybko i dokładnie obliczyć miąższość drewna.

Drewno w stosach może być składowane w sposób staranny, z niewielkimi wolnymi przestrzeniami pomiędzy kłodami lub mniej staranny. W obu przypadkach, przy obliczaniu miąższości, to samo drewno wymaga innego współczynnika zamiennego. Elektro WZ wychodzi naprzeciw tym oczekiwaniom i rozwiązuje problem stosowania stałego współczynnika zamiennego dla tego samego rodzaju sortymentu drewna składowanego w stosach.

6. PODZIĘKOWANIA

Niniejszy artykuł powstał na podstawie wyników pracy rozwojowej „Opracowanie systemu elektronicznego pomiaru drewna (Elektro)”, finansowanej przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych, umowa nr OR.271.3.2.2017 oraz usługi badawczej (badania naukowe stosowane) „Repozytorium dendrometryczne, modelowanie grubości kory drewna dłużykowego oraz wzory do obliczania miąższości drewna kłodowanego i średniowymiarowego (Kora)”, finansowanej przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych, umowa nr OR.271.3.8.2017.

Summary

*Piotr S. Mederski¹, Krzysztof Rosiński, Martyna Rosińska¹,
Zbigniew Karaszewski², Mariusz Bembenek¹*

¹ Poznań University of Life Sciences

{piotr.mederski, martyna.rosinska, mariusz.bembenek}@up.poznan.pl

² Łukasiewicz Research Network, Wood Technology Institute

z_karaszewski@itd.poznan.pl

Elektro WZ – electronic conversion factors for volume calculation of stacked sawmill timber

The calculation of stacked round wood volume requires the three-dimensional measurement of the space occupied by the stack and the use of a conversion factor (współczynnik zamienny, WZ). The need to use WZ results from the presence of bark and air in the stack. Another option is to measure the upper diameter of each cross section and, on that basis, to calculate the volume of the individual logs in the stack. However, this method is very labour-intensive.

The WZ value mainly depends on the species and, in general, it increases with:

1. an increase in the average diameter of the wood in the stack,
2. smaller bark thickness,
3. the more accurate (tighter) stacking of the wood,
4. less curvature,
5. the more precise delimiting of wood.

The WZ value may also depend on timber taper, the occurrence of snow, ice or other contaminants, as well as the height of the stack. Fixed WZ values are currently used in Poland and they depend on the species, as well as the type and length of the timber size grades.

Considering the multiplicity of factors affecting the WZ value, its fixed value may understate or overstate the volume of stacked wood. For this reason, individual WZ values should be used for each wood stack.

The aim of this project – a development study – was to develop the Elektro WZ application for smartphones, allowing for the quick calculation of the WZ for a given stack of round wood. The application is based on the Android system, and its operation is based on a photograph of a fragment of the stack, including the image of the wood cross sections. An individual WZ value is calculated by using the total surface area of the wood cross sections divided by the surface area of the front of the stacked wood.

The Elektro WZ application was created in spring 2018 as a part of the Elektro project and it is probably the first one in the world that calculates conversion factors individually for each case under consideration.

The application of the Elektro WZ in the future should lead to a significant increase in the accuracy of calculating the volume of stacked wood.

LITERATURA

- AFoRS. 2019. Strona internetowa. <https://www.afors.de/afors.html> [dostęp: 28 maja 2019].
- Fovea. 2019. Strona internetowa. <https://fovea.eu> [dostęp: 28 maja 2019].
- HD Silva. 2018. Strona internetowa. <https://www.hdsilva.com/Photo-measurement.6433.aspx> [dostęp: 28 maja 2019].
- Kärhä K., Nurmela S., Karvonen H., Kivinen V.-P., Melkas T., Nieminen M. 2019. Estimating the accuracy and time consumption of a mobile machine vision application in measuring timber stacks. *Computers and Electronics in Agriculture*, 158: 176–182.
- Logsize. 2019. Strona internetowa. <http://www.logsize.com/pl/> [dostęp: 28 maja 2019]
- Made to Measure! Introducing a new yardstick for stack measurement. 2015. *Forestry Journal*, 1: 28–29. <https://www.forestryjournal.co.uk/media/uploads/cat-247/sscale-forestry-journal-january-2015.pdf> [dostęp: 28 maja 2019].
- Measurement of roundwood stacks. 2014. SDC. Sundsvall.
- Mederski P.S., Bembenek M., Karaszewski Z., Brunka M. 2018. Accuracy of timber volume measurements using a harvester and a photo-optical system in post-windthrow stands. Presentation, FEC 2018, Rotorua, New Zealand, 16–19 April 2018: 1–15. http://www.foresteng.canterbury.ac.nz/documents/FEC2018%20presentations%20PDFs/FEC%201B/FEC2018_1B_4_Mederski_timber_measurement.pdf [dostęp: 28 maja 2019].
- Mederski P.S., Karaszewski Z., Rosińska M., Bembenek M. 2016. Dynamika zmian liczby harwesterów w Polsce oraz czynniki determinujące ich występowanie. *Sylvan*, 160(10): 795–804.
- PN-D-95000:2002. 2002. Surowiec drzewny – Pomiar, obliczanie miąższości i cechowanie. Polski Komitet Normalizacyjny.
- Rocznik Statystyczny Leśnictwa 2018. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- sScale. 2019. Strona internetowa. <https://www.dralle.dk/?lang=en> [dostęp: 28 maja 2019].
- Timbeter. 2019. Strona internetowa. <http://www.timbeter.com/> [dostęp: 28 maja 2019].
- Trestima Stack. 2019. <https://www.trestima.com/w/en/stack-measuring-system/> [dostęp: 28 maja 2019].
- Zarządzenie nr 74 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 27 września 2013 roku w sprawie zasad odbioru i obrotu drewna iglastego wyrabianego w kłodach w jednostkach organizacyjnych Lasów Państwowych (znak: GM-900-7/2013).

Rafał Zapłata¹, Krzysztof Stereńczak²

¹ Uniwersytet Kardynała Stefana Wyszyńskiego w Warszawie
r.zaplata@uksw.edu.pl

² Instytut Badawczy Leśnictwa
k.stereńczak@ibles.waw.pl

Badania archeologiczne na obszarach leśnych – aktualne wyzwania i możliwości w dobie technologii geoinformacyjnych

1. WSTĘP

Dziedzictwo kulturowe, a zwłaszcza dziedzictwo archeologiczne, stanowi integralny i nieodłączny element obszarów leśnych, który w ostatnich latach jest coraz częściej i coraz lepiej rozpoznawany m.in. dzięki innowacyjnym technologiom – metodom nieinwazyjnym (np. skanowaniu laserowemu), a szerzej – dzięki narzędziom geoinformatycznym.

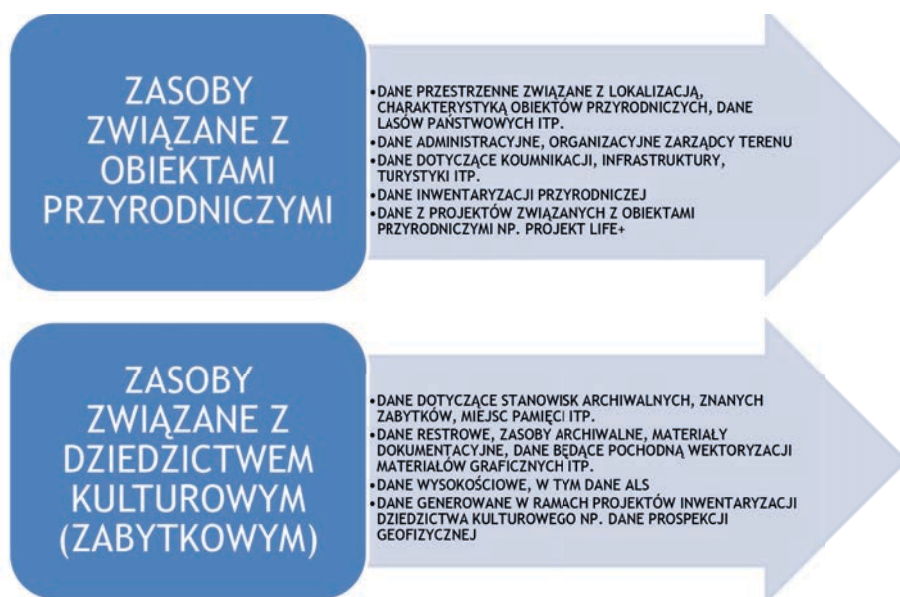
Celem artykułu jest przede wszystkim przekrojowa prezentacja dotychczasowych działań w ramach inicjatywy Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych, skupionej wokół projektów i zadań cząstkowych, takich jak – „Inwentaryzacja dziedzictwa kulturowego” na terenie polskiej części Puszczy Białowieskiej w ramach projektu „Ocena i monitoring zmian stanu różnorodności biologicznej w Puszczy Białowieskiej na podstawie wybranych elementów przyrodniczych i kulturowych – kontynuacja” czy „Inwentaryzacja dziedzictwa kulturowego” w ramach projektu „Ocena stanu różnorodności biologicznej w wybranych nadleśnictwach RDLP w Krośnie na podstawie wybranych elementów przyrodniczych i kulturowych – kontynuacja”.

Kolejny, a zarazem główny cel poniższego tekstu to przedstawienie aktualnych wyzwań, jakie rysują się w kontekście licznych odkryć nieznanych dotąd zasobów zabytkowych, jak również tych znanych, ale i tych czekających na odkrycie. Do zasadniczych zagadnień należy zaliczyć m.in. jak najlepsze rozpoznanie zasobów kulturowych, ich inwentaryzację, a dalej ochronę i udostępnianie szerszemu odbiorcy samych obiektów *in situ* czy też informacji o tych zabytkach (popularyzację). Znaczące wydają się również działania zmierzające do budowy systemów geoinformacyjnych czy baz danych, które mogą służyć m.in. zarządcy terenu (z ukierunkowaniem na System Informatyczny Lasów Państwowych czy Bank

Danych o Lasach), jak również zespołom pracującym nad planami urzędzenia lasu specjalistom projektującym szlaki turystyczne czy zespołom kształtującym politykę ochrony dóbr kultury i środowiska na obszarach zalesionych.

Celem pośrednim artykułu jest również ukazanie istniejących możliwości dla badań archeologicznych w lasach i popularyzacji wyników badań w dobie technologii geoinformacyjnych, jak i koncepcji wspólnej strategii działania na terenach leśnych (m.in. pod hasłem „łączy nas geomatyka”), która od lat kształtuje się m.in. między środowiskiem leśników a przedstawicielami środowisk związanych z ochroną zabytków w Polsce. Bez wątplenia uwzględnienie w gospodarce leśnej ogromnych zasobów kulturowych, zwłaszcza archeologicznych, stanowi jeden z elementów obecnej, jak i przyszłej strategii działania przede wszystkim na terenach gospodarczych, czego przykładem są przywoływane działania inwentaryzacyjne.

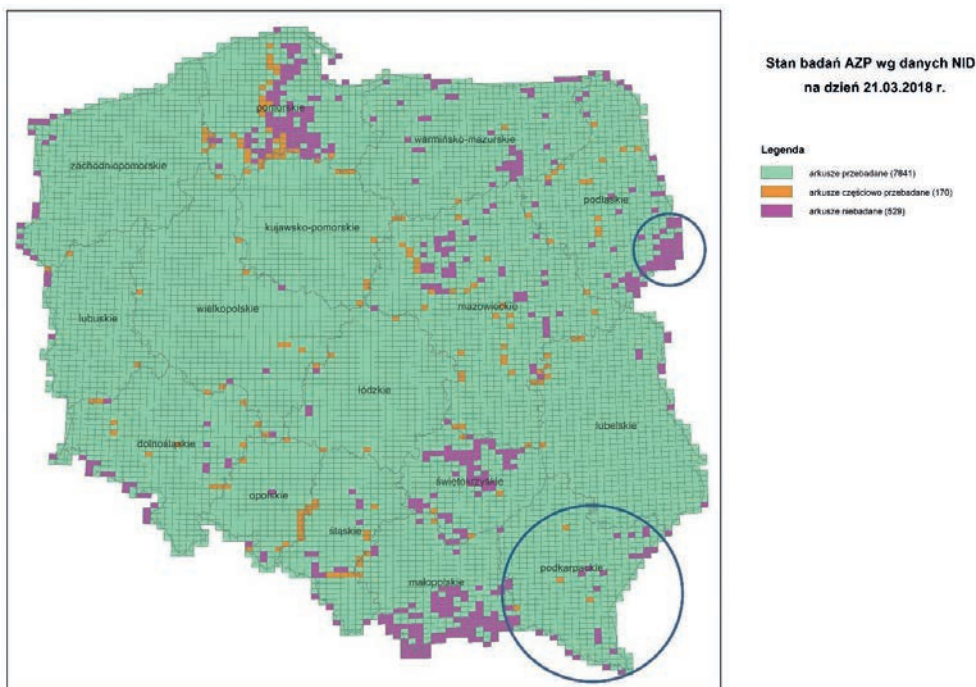
Tekst zamyka podsumowanie, wnioski końcowe oraz postulaty na przyszłość. Artykuł stanowi część obecnych działań w ramach zadania „Inwentaryzacja dziedzictwa kulturowego” na terenie polskiej części Puszczy Białowieskiej w ramach projektu „Ocena i monitoring zmian stanu różnorodności biologicznej w Puszczy Białowieskiej na podstawie wybranych elementów przyrodniczych i kulturowych – kontynuacja”, finansowanych przez Skarb Państwa – Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe.



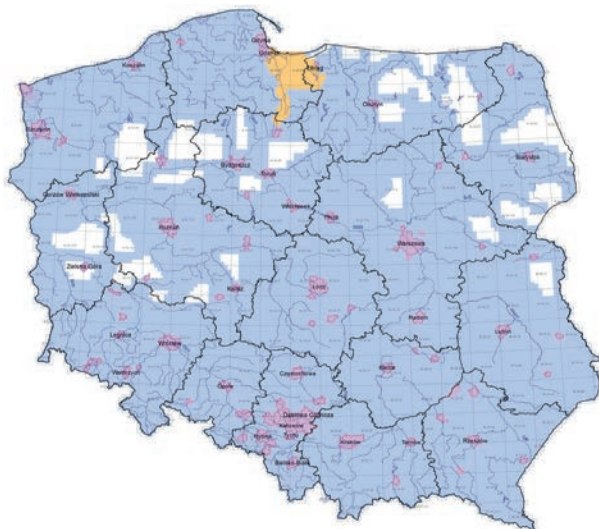
Rycina 1. Elementy systemu rozpoznawania i inwentaryzacji jako składowe podejścia geomatycznego – powstającej geobazy z zastosowaniem oprogramowania QGIS. Oprac. R. Zapłata

2. DZIEDZICTWO ARCHEOLOGICZNE TERENÓW ZALESIONYCH – ZASÓB ZNANY I NIEZNANY

Zasoby archeologiczne znajdujące się na terenach leśnych to dziedzictwo, które jest w znikomym stopniu rozpoznane w Polsce, a zarazem badane i chronione (ryc. 2). Zabytków archeologicznych znajdujących się w ewidencji czy wpisanych do rejestru jest zdecydowanie mniej na obszarach leśnych niż na terenach otwartych w Polsce czy w Europie. Powodów takiej sytuacji jest kilka, a z pewnością jednym z nich jest, a raczej był, niedostatek w metodach pozwalających rozpoznać liczne zabytki na terenach leśnych. Od ponad dekady sytuacja ta zmienia się, a przyczyną jest włączenie do badań archeologicznych nowych technologii, zwłaszcza lotniczego skanowania laserowego (ALS – *Airborne Laser Scanning*) (Banaszek 2015, Budziszewski i Grabowski 2015, Zapłata i in. 2015). Za sprawą ALS, i powstających w ramach różnorodnych inicjatyw danych (np. ISOK), obecnie niemalże 100% powierzchni Polski (ryc. 3), w tym powierzchni zalesionych, posiada swoje odwzorowanie w tzw. chmurze punktów, czyli zapisie XYZ powierzchni terenu (<http://www.gugik.gov.pl/projekty/isok> – dostęp: 1.06.2019).



Rycina 2. Stan realizacji programu AZP (zielony – arkusze przebadane w całości, pomarańczowy – arkusze przebadane częściowo, fioletowy – arkusze nieprzebadane) z zaznaczonymi terenami badań inwentaryzacyjnych DGLP. Źródło danych o stanie realizacji prac AZP: NID



Rycina 3. Zasięg produktów fotogrametrycznych – z projektu ISOK. Źródło: <http://www.gugik.gov.pl/projekty/isok> [dostęp: 1.06.2019]



Rycina 4. Tereny zalesione w Polsce. Obszary często o słabym rozpoznaniu zabytków archeologicznych. Źródło: DGLP

Jednym z zasadniczych wyzwań środowisk skupiających swą uwagę na ochronie zasobów zabytkowych, jest jak najpełniejsze, najszersze i najmniej inwazyjne ich rozpoznanie, na terenie o powierzchni ponad 30% kraju (ryc. 4). Liczne zabytki

archeologiczne na terenach leśnych doczekały się już wpisu do ewidencji czy rejestru zabytków, jak również zaistniały w świadomości, jak i bazach danych zarządcy terenu, co stanowi jeden z zasadniczych i fundamentalnych elementów międzyśrodowiskowej strategii ochrony zabytków.

3. PRZEDE WSZYSTKIM NIEINWAZYJNIE – PROJEKTY INWENTARYZACYJNE LASÓW PAŃSTWOWYCH

Tereny zalesione to specyficzne obszary, na których formuła ochrony dóbr kultury i środowiska powinna mieć pierwszoplanowe znaczenie. Dobra kultury i środowiska, a w tym obiekty chronione (lub obiekty, które powinny znaleźć się pod ochroną), to zasób nieodnawialny (zarówno przyrodniczy, jak i kulturowy), który może ulec zniszczeniu w następstwie procesów przyrodniczych, jak i działań człowieka. Świadomość takich sytuacji skłania do podejmowania różnorodnych działań, chroniących w/w zasoby. Aby to mogło nastąpić, w pierwszej kolejności najważniejsze jest rozpoznanie tych zasobów. Na terenach leśnych – gospodarczych czy pozagospodarczych – rozpoznanie zasobów przyrodniczych stanowi integralny element działań wielu środowisk, tworząc zasób danych umożliwiający zarządzanie i ochronę wielu gatunków roślin i zwierząt. Inaczej rysuje się sytuacja z zasobami kulturowymi, które nie są tak dobrze rozpoznane i zinwentaryzowane.

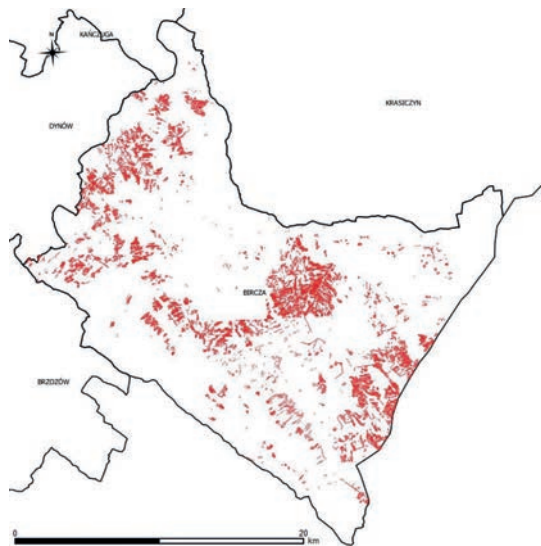
Śledząc literaturę przedmiotu, jak i dyskusję publiczną, dostrzegamy kształtującą się od lat oczekiwania społeczne, zwłaszcza pewnych środowisk, w zakresie ochrony zasobów archeologicznych na terenach leśnych, z rysującymi się w tle planowaniem, gospodarką leśną czy hodowlą lasu jako elementami wymagającymi pewnych modyfikacji, dostosowania do bieżącej sytuacji w związku z najnowszymi wynikami wielu badań (Affek i in. 2017, Banaszek i in. 2018, Budziszewski i Wysocki 2012, Zapłata i Stereńczak 2018).

Odpowiedzią na taką sytuację są m.in. działania środowiska leśników, które od 2016 r. w ramach inicjatyw Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych przejawiają się w formie przedsięwzięć inwentaryzacyjnych, których celem jest m.in. rozpoznanie dziedzictwa kulturowego (archeologicznego) na określonych obszarach, a następnie uwzględnienie zasobów zabytkowych w działaniach zarządcy terenu (gospodarka leśna, ale i turystyka na obszarach leśnych) (Stereńczak i in. 2016, Zapłata i in. 2018). Między innymi plany urzędzenia lasu stanowią docelowe dokumenty, w których efekt prac badawczo-inwentaryzacyjnych ma znaleźć swoje praktyczne przełożenie. Inicjatywy te należy traktować jako swego rodzaju działania wprowadzające w problematykę detekcji i inwentaryzacji zasobów archeologicznych, oparte głównie na metodach nieinwazyjnych, które niejako inicjują wielkoobszarowy proces ochrony zabytków na terenach leśnych.

Przykładowymi i dotychczas realizowanymi inwentaryzacjami są działania prowadzone na terenie Puszczy Białowieskiej (Stereńczak i in. 2017), jak i na terenach RDLP w Krośnie czy w Magurskim Parku Narodowym i Roztoczańskim Parku Narodowym (Zapłata i in. 2018).

Między innymi w ramach dotychczasowych prac na terenie Puszczy Białowieskiej rozpoznano i poddano weryfikacji terenowej (z pozytywnym rezultatem) szereg pojedynczych obiektów o własnej formie krajobrazowej – własnej mikro-rzeźbie (pojedynczych, w skupiskach – w tym domniemane pozostałości dawnych systemów rolnych (ryc. 7)), co jednak nie stanowi pełnego zbioru zabytków archeologicznych na tym terenie (Zapłata i Stereńczak 2016, Stereńczak i in. 2017, Krasnodębski i Olczak 2017).

Rozpoznanie zasobów kulturowych, zwłaszcza inwentaryzacja dawnego – historycznego osadnictwa regionu Podkarpacia (możliwa dzięki danym ALS-ISOK), doprowadziło do zinwentaryzowania na ogromnych obszarach zasobów o własnej formie krajobrazowej (i nie tylko), będących śladem wielokulturowej historii regionu. To pierwsza, wielkoobszarowa inwentaryzacja, która daje zarządcy terenu m.in. dokładną informację o lokalizacji poszczególnych obiektów, wyznaczając również podstawy do działań na rzecz zachowania i ochrony zalesionego krajobrazu kulturowego, funkcjonującego w świadomości lokalnych społeczności, wysiedlonych czy turystów (ryc. 5). To również działania związane z dodatkowym badaniem znanych zabytków archeologicznych (ryc. 6), jak i tych nieznanymi na terenie południowo-wschodniej Polski.



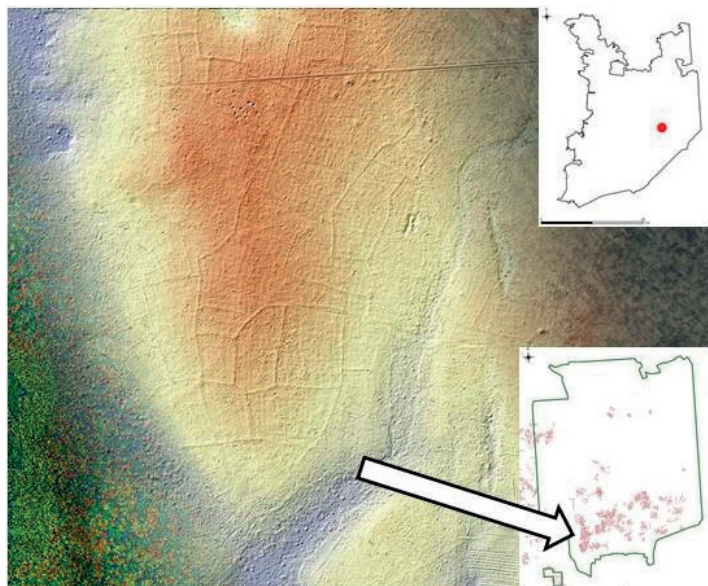
Rycina 5. Przykład rozpoznania teras i miedz z dawnych – historycznych obszarów rolnych, obecnie całkowicie zalesionych. Nadleśnictwo Bircza. Oprac. R. Zapłata



Rycina 6. Przykładowy zabytek archeologiczny – grodzisko w wizualizacji danych ALS-ISOK (model cieniowania zboczy – u góry) – Nadleśnictwo Narol. Fragment wału na terenie zalesionym (u dołu). Oprac. RZ. Fot. W. Poradyło

Inicjatywom przyświecała i przyświeca idea włączania do prac środowisk, instytucji czy badaczy związanych z danym obszarem badań, czego wyrazem była

m.in. współpraca z Instytutem Archeologii i Etnologii Polskiej Akademii Nauk oraz specjalistami związanymi z Uniwersytetem Warszawskim, Muzeum Podlaskim w Białymstoku (Puszcza Białowieska), a także z Fundacją Rzeszowskiego Ośrodka Archeologicznego i specjalistami związanymi również z Instytutem Archeologii Uniwersytetu Rzeszowskiego.



Rycina 7. Przykład potencjalnych obiektów zabytkowych – domniemanych pól na terenie BPN. Oprac. RZ. Źródło: IBL

Wyżej wymienione przedsięwzięcia opierają się na kilku zasadniczych elementach: (1) zestawieniu danych nt. dotychczas znanych obiektów zabytkowych, (2) rozpoznaniu obszaru na bazie określonych zasobów archiwalnych, (3) rozpoznaniu potencjalnych obiektów zabytkowych na bazie metod nieinwazyjnych, ze szczególnym uwzględnieniem danych lotniczego skanowania laserowego i narzędzi geoinformacyjnych, (4) terenowej weryfikacji przykładowych (reprezentatywnych dla określonych grup obiektów) – potencjalnych obiektów zabytkowych, (5) inwentaryzacji i dokumentacji weryfikowanych obiektów, przekazywanych zarządcy terenu, jak i wojewódzkim urzędом ochrony zabytków, (6) budowie bazy danych, (7) promowaniu i popularyzowaniu (w różnorodnej formule) wiedzy o zasobach kulturowych na terenach leśnych. Tego typu działania, poza samym rozpoznaniem dziedzictwa kulturowego, mają za cel (pośrednio) wypracowanie procedury postępowania, metodyki badawczej oraz organizacji prac, jak i przyszłej (oraz bieżącej) współpracy międzyśrodowiskowej, które będą mogły być stosowane w innych obszarach zalesionych kraju. Koncepcja prac inwentaryzacyjnych sięga również

po doświadczenia innych przedsięwzięć realizowanych na terenach leśnych (w Polsce i za granicą), celem wypracowania systemowego i modelowego rozwiązania (w polskich warunkach), które pozwoli optymalnie zarządzać i chronić dziedzictwo kulturowe (archeologiczne) na obszarach zalesionych. Całość prac jest również odnieszona do lokalnych programów opieki nad zabytkami.

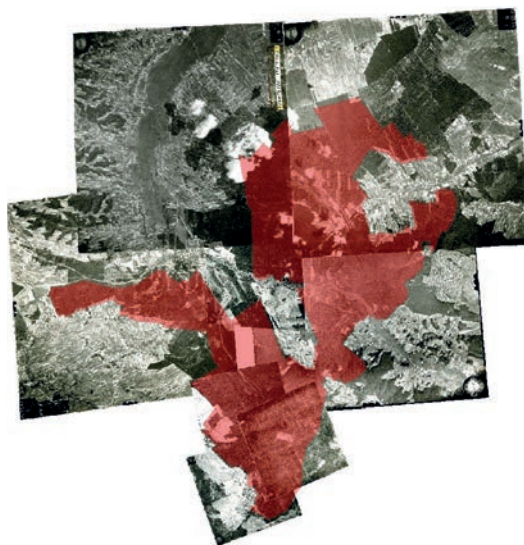
Wiodącą rolę w inwentaryzacjach Lasów Państwowych odgrywała i odgrywa geoinformacja – systemy informacji przestrzennej, co z jednej strony wyznacza kierunek prac odpowiadający najnowszym rozwiązaniom w Polsce czy na świecie, a z drugiej strony doskonale wpisuje się w system bazodanowy Lasów Państwowych, oparty na tego typu narzędziach. Prace inwentaryzacyjne łączą obowiązujące standardy dla badań i dokumentacji archeologicznej w Polsce, przy jednoczesnym przygotowaniu danych dla systemu funkcjonującego w Lasach Państwowych (Geomatyka w Lasach Państwowych 2010, 2013).

Podjęte dotychczas działania w sposób jednoznaczny pokazały zasadność tego typu inicjatyw, które m.in. przyniosły rozpoznanie licznych, nieznanych dotąd obiektów zabytkowych. Warto podkreślić, że w ramach prac z zasobami teledetekcyjnymi, jak i archiwalnymi wyznaczono (pierwsze etapy realizacji projektów) ogromne ilości potencjalnych obiektów zabytkowych, które stanowią jedną z dwóch grup rozpoznawanych obiektów. Druga grupa to obiekty, które zostały poddane jakiegokolwiek weryfikacji terenowej (np. wizja lokalna, badania powierzchniowe, prospekcja geofizyczna, odwierty czy badania sondażowe). W wyniku w/w działań powstaje zbiór danych, które inwentaryzują (1) potencjalne zabytki archeologiczne (bez weryfikacji terenowej) oraz (2) zabytki archeologiczne (dookreślone w wyniku weryfikacji terenowej). Oczywiście są to prace, które powinny być kontynuowane, aktywizując środowiska naukowe i służby konserwatorskie, z ukierunkowaniem uwagi na dalsze działania w odniesieniu do w/w zasobów. Warto podkreślić, że omawiane inicjatywy nie mają charakteru jednoznacznego i pełnego rozpoznania zasobów zabytkowych, a jak pokazują wyniki dotychczasowych badań, liczne zabytki, z uwagi na brak transparentności terenowej, własnej formy krajobrazowej, pozostają nadal zasobem nieznanym, wymagającym szczególnej uwagi zarządców terenu. Obiekty rozpoznawane z w/w dwóch grup również powinny być traktowane jako obiekty o wstępnym rozpoznaniu, wymagającym dalszych badań (omawiane przedsięwzięcia nie mają charakteru badań szerokopłaszczyznowych na określonych obiektach – stanowiskach archeologicznych, a jedynie charakter wstępnego badania, które ma określić funkcję, chronologię czy zasięg danego zabytku – stanowiska archeologicznego).

Wymiernym efektem prac są również powstające zasoby danych, dokumentacje fotograficzne, rysunkowe, pomiarowe oraz opisowe, jak również pozyskiwane i archiwizowane dane rastrowe i wektorowe (w tym zasoby archiwalne), które mają

wielowymiarowy i ponadczasowy potencjał dla badających, jak i zarządcy terenu (ryc. 1). Generowane dane z lokalizacją i charakterystyką obiektów zabytkowych (i/lub potencjalnych obiektów zabytkowych) stanowią pierwszą tego typu grupę danych o zabytkach archeologicznych, przekazywaną zarządcy terenu, która jest tak tworzona, aby móc ją bezpośrednio wykorzystać i włączyć do bieżących prac rdLP, nadleśnictw czy leśnictw, jak również zasób, który w pełni może być wykorzystywany w pracach nad planami urządzenia lasu.

Gromadzone dane to również zasoby archiwalne, np. plany katastralne, lotnicze zdjęcia archiwalne (z nadaniem georeferencji – ryc. 8), które częściowo poddawane wektoryzacji, są materiałem wspierającym procesy interpretacyjne i inwentaryzacyjne, jak również same w sobie stanowią zasób zorientowanych przestrzennie danych rastrowych, ukazujący przeszłość danego obszaru, z analitycznym potencjałem, nie tylko z uwagi na zasoby kulturowe. Historia zalesiania i wylesiania to jeden z wątków, który w pełni może być analizowany za pośrednictwem tych danych. Oddzielnym zagadnieniem jest możliwość tworzenia zestawień, analiz przestrzennych itp., z uwzględnieniem danych o zabytkach w porównaniu z danymi o obiektach przyrodniczych na bazie współczesnych narzędzi geoinformacyjnych. Dane z powodzeniem mogą być również wykorzystywane w działaniach promocyjno-popularyzacyjnych zarówno z perspektywy środowiska leśników, jak i regionu.

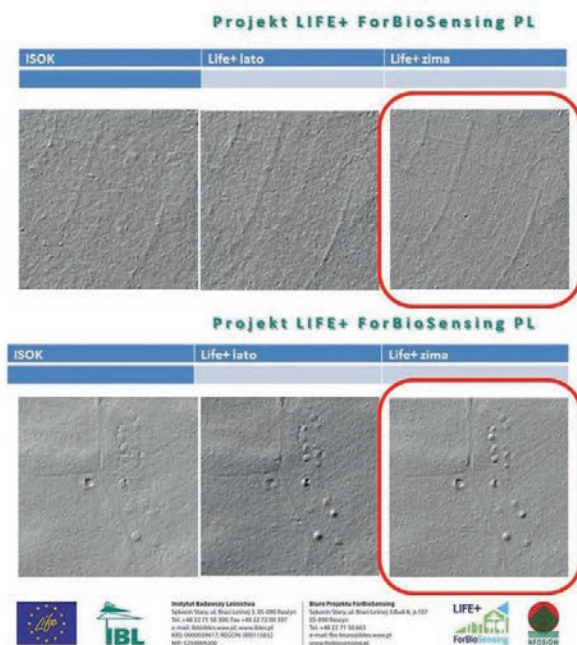


Rycina 8. Zdjęcia archiwalne lotnicze dla RPN. Oprac. M. Zawadzki

Tego typu sytuacja rodzi kolejne wyzwania, jakimi są dalsze działania na rzecz dookreślenia i szczegółowego rozpoznania obiektów zabytkowych. Tutaj sprzymierzeńcem stają się również innowacyjne technologie, wnosząc nowe rozwiązania i dane.

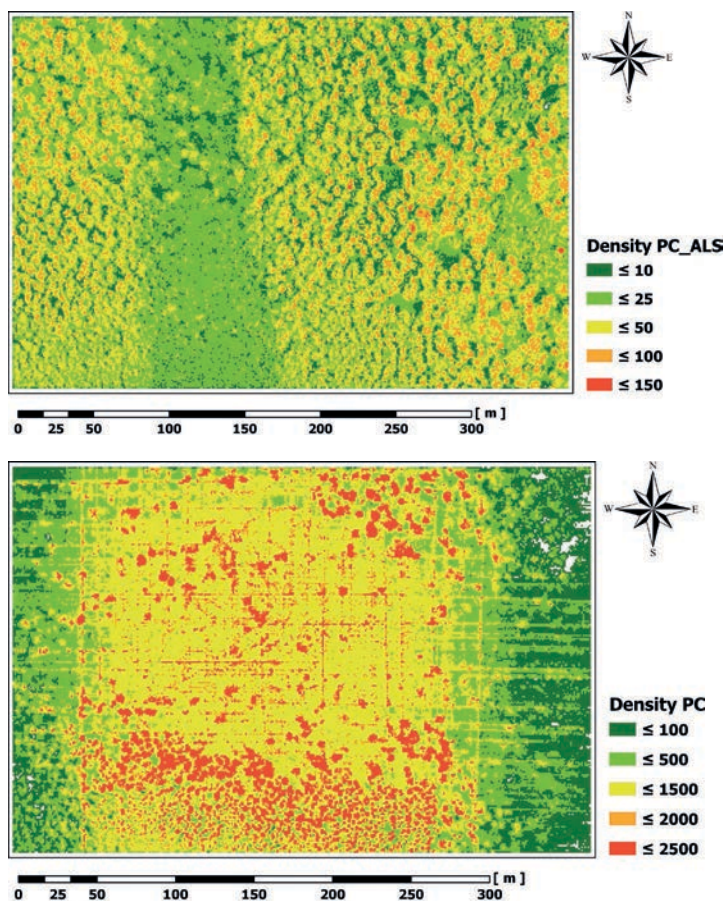
4. W STRONĘ DANYCH KOLEJNEJ GENERACJI

Polska obecnie jest pokryta pomiarem ALS, w ramach projektu ISOK, co stanowi pierwszą tego typu sytuację, umożliwiającą rozpoznawanie zasobów zabytkowych na terenach zalesionych. Dodatkowo, w wielu miejscach wykonywane są dedykowane naloty, gdzie powstaje kolejny zbiór danych o ogromnym potencjale analitycznym dla archeologii. Wyżej wymienione zasoby, zwłaszcza ISOK, to pomiary o gęstości około 4 pkt/m², pomiar, który często charakteryzują tzw. martwe pola – brak dość gęstego pomiaru (Kurczyński i Bakuła 2013, Wężyk 2015, Bakuła i in. 2016). Pomimo takiej specyfiki danych ISOK, na wielu obszarach w Polsce rozpoznanie zabytków stało się niemalże rewolucyjne, w zestawieniu z dotychczasowym. O ile nie spożytkowano jeszcze w 100% w/w potencjału, na horyzoncie pojawiły się kolejne rozwiązania, które wpisują w praktykę badawczą nowe możliwości. Przede wszystkim w licznych nalotach fotogrametrycznych zwiększa się stopniowo gęstość pomiaru, czego najlepszym przykładem są pomiary w ramach projektu LIFE+ dla terenu Puszczy Białowieskiej. Poniższa ilustracja pokazuje, jak znaczące dla identyfikacji zabytków archeologicznych o własnej rzeźbie krajobrazowej może być zwiększenie gęstości pomiaru (ryc. 9).



Rycina 9. Porównanie danych – wizualizacji danych (cieniowanie zbczy) z pomiarów w ramach ISOK (górze) oraz pomiarów w ramach projektu LIFE+ (dół).
Źródło: IBL

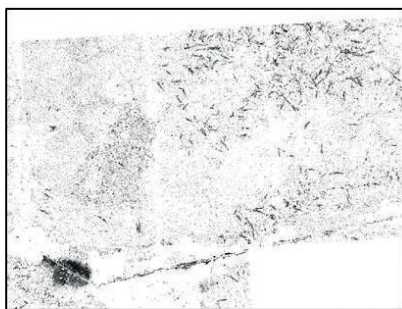
Kolejny krok w sektorze teledetekcji, fotogrametrii i geoinformacji to nowe narzędzia analityczne – programy, a także nowe rozwiązania pomiarowe. Do nich należy zaliczyć skanowanie mobilne, naziemne czy z wykorzystaniem jednostek bezzałogowych. Wszystkie te narzędzia umożliwiają m.in. zwiększenie gęstości pomiaru, a tym samym polepszenie rozpoznawania zasobów zabytkowych, pełniejsze ich inwentaryzowanie oraz analizowanie. Przykładem są m.in. naloty wykonane na terenie Puszczy Białowieskiej (ryc. 10) czy na terenie Nadleśnictwa Lubaczów, wprowadzając projekty inwentaryzacyjne w kolejną generację danych laserowych na terenach leśnych.



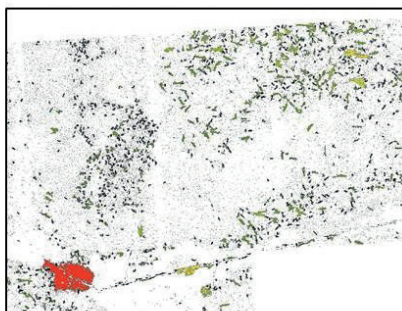
Rycina 10. Przykład danych o bardzo wysokiej gęstości pomiaru, pozyskanych w ramach skanowania bezzałogowymi jednostkami latającymi. U góry gęstość pomiaru w ramach lotniczego skanowania laserowego (dane projektu LIFE+), u dołu gęstość pomiaru w ramach nalotu dronem – Ricopterem (wykonawca Laser-3D Jacek Krawiec). Obszar Puszczy Białowieskiej / Nadleśnictwo Hajnówka. Teren z wiatrolotmem. Oprac. P. Rysiak

Paradoksalnie nowe technologie stały się elementem narzędzia wspomagającego nielegalne działania również na terenach leśnych. Łatwość dostępu do danych, a tym samym dokładna lokalizacja obiektów zabytkowych, niestety jest często wykorzystywana przez nielegalnych poszukiwaczy. Zatem i tu warto dostrzec wyzwanie dla środowiska leśników i środowisk związanych z ochroną zabytków, aby wspólnie „strzec” zasobów cennych, nieodnawialnych, ulegających nieodwracalnym dewastacjom.

Generacja nowych danych to m.in. nowe możliwości detekcji i monitorowaniu stanu zachowania dziedzictwa kulturowego, gdzie poza samymi obiektami pojawiają się możliwości analizowania zmian i zagrożeń przy zabytkach archeologicznych. Przykładem są np. analizy danych ALS w Puszczy Białowieskiej, gdzie poddawane są rozpoznaniu wykroty, celem potencjalnych kolizji z zabytkami, czy też wskazania miejsc, gdzie mogły zostać odsłonięte np. podpowierzchniowe warstwy kulturowe, niewidoczne w typowych warunkach leśnych (ryc. 11).



Raster prezentujący wycinek chmury punktów z widocznymi powalonymi drzewami.



Warstwa SHP mogąca pomóc wskazać miejsca gdzie znajdują się powalone drzewa.



Rycina 11. Przykładowa wizualizacja danych ALS z wskazaniem powalonych drzew. Oprac. IBL. Fot. R. Zapłata

5. PROMOCJA I POPULARYZACJA DZIEDZICTWA KULTUROWEGO NA TERENACH LEŚNYCH

Świadomość społeczna, w tym właścicieli i zarządców terenów zalesionych, stanowi niezbędny element w procesie ochrony dziedzictwa kulturowego. Nie zawsze

jednak wiedza o zasobach kulturowych jest odpowiednia, zatem wraz z działaniami identyfikowania zabytków na terenach leśnych powinny być uruchamiane różnego rodzaju mechanizmy popularyzujące dziedzictwo kulturowe. Wyzwaniem jest obecnie jak najszersze i najpełniejsze uświadamianie społeczeństwa o zasobach kulturowych na terenach leśnych. Leśne Muzeum – muzeum na wolnym powietrzu (*open-air museum*) staje się niejako rzeczywistością, które wymaga szczególnych działań. Zatem formalna i nieformalna edukacja powinny skupić uwagę m.in. na upowszechnianiu wiedzy o zabytkach na terenach leśnych wraz z ukazaniem specyficznej formy ochronnej lasu, która w wielu sytuacjach doprowadziła do zachowania zabytków archeologicznych.

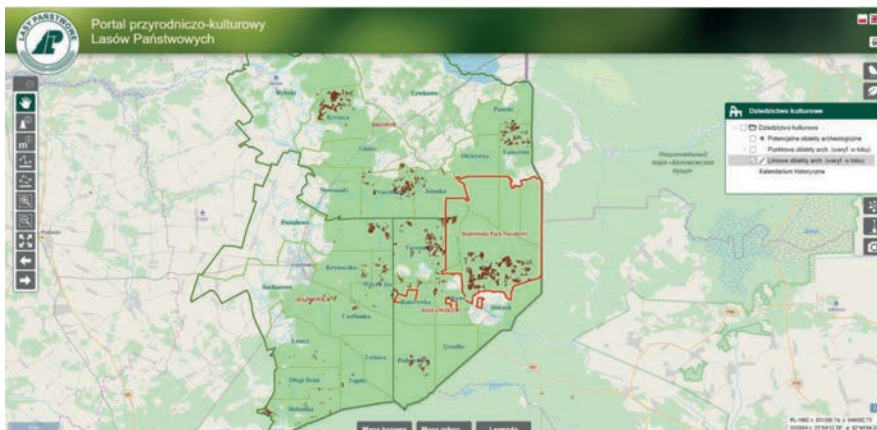


Rycina 12. Logotypy powstałe w ramach projektów inwentaryzacyjnych DGLP. Logo ogólne (w środku – nawiązujące do drzew i Błękitnej tarczy), logo dla dziedzictwa kulturowego w Puszczy Białowieskiej (po lewej – nawiązujące do żubra i Błękitnej tarczy), logo dla dziedzictwa kulturowego terenów Podkarpacia (m.in. terenów RDLP w Krośnie – po prawej – nawiązujące do wizerunku rysia i Błękitnej tarczy). Oprac. S. Wajda

Lasy Państwowe ze swym promocyjno-edukacyjnym arsenałem, z ogromnym doświadczeniem, mogą stać się – stają się ważnym partnerem w ochronie omawianych zasobów, jak i ich udostępnianiu społeczeństwu. Powiązanie zasobów przyrodniczych z kulturowymi – zabytkowymi, wydaje się w wielu sytuacjach najlepszym z możliwych rozwiązań, gdzie ochronie będą poddawane jednocześnie dobra kultury i środowiska.

Warto również widzieć promocję, z uwzględnieniem nowych technologii geoinformacyjnych, urządzenia mobilne, geoportale internetowe itp. wraz z powstającymi zasobami stanowią dodatkowy element w upowszechnianiu wiedzy o zabytkach na terenach leśnych, o przeszłości – często nieznanej – obszarów dzisiaj zalesionych. Przykładem takich portali są m.in. „Portal przyrodniczo-kulturowy Puszcza Białowieska” (ryc. 13 – <https://www.puszcza-bialowieska.lasy.gov.pl/>) czy portal „Wirtualne Muzeum Chodlika” (<http://chodlik.edu.pl/>). Promowanie technologii staje się niejako sprzymierzeńcem w ochronie zabytków na terenach leśnych, czego przykładem był m.in. projekt „Laserowi Odkrywcy”, łączący naukę z zaangażowaniem społeczeństwa, właśnie w oparciu o technologie geoinformacyjne („Laserowi Odkrywcy 2014” – <https://www.laserowiodkrywcy.pl/>). Od czasu wprowadzenia

w Polsce skanowania laserowego, niesamowicie wzrosło zainteresowanie wielu środowisk nie tylko archeologią, ale i możliwościami zastosowania różnych nowych technologii w tej dyscyplinie.



Rycina 13. Portal przyrodniczo-kulturowy Lasów Państwowych – portal z informacjami o zasobach archeologicznych Puszczy Białowiejskiej. Źródło: <https://puszcza-bialowieska.lasy.gov.pl/> [dostęp: 1.06.2019]



Rycina 14. Pokazowe wykłady dla uczniów szkół podstawowych, prowadzone podczas badań archeologicznych – terenowych w ramach przedsięwzięcia „Archeologiczne spotkania w Puszczy Białowiejskiej”, z prezentacją rozwiązań geodezyjnych (geomatycznych) w pracy terenowej. Nadleśnictwo Hajnówka – uczniowie szkoły podstawowej w Narewce. Fot. A. Kamińska

W rodzącej się na naszych oczach od kilku lat rzeczywistości, gdzie las postrzegany jest nie tylko jako obszar przyrodniczy, ale i wypełniony obiektami zabytkowymi, warto rozważyć np. zwiększenie kompetencji absolwentów szkół i uczelni na kierunku leśnictwo czy też rozbudowę systemu ochrony zabytków w Polsce o specjalistów łączących wiedzę i umiejętności na pograniczu dóbr kultury i środowiska.

W ramach działań popularyzujących i upowszechniających badania wg przyjętej strategii, wykonawcy projektu starają się dotrzeć m.in. do środowiska leśników, środowisk archeologicznych, ale i środowisk związanych z branżą teledetekcyjną czy geoinformacyjną. Zwłaszcza ostatnie środowisko wydaje się niezwykle ważną grupą docelową, m.in. z uwagi na poszukiwanie nowych obszarów zastosowania sprzętu, co generuje obopólne korzyści, w tym nagłaśnianie informacji o zasobach kulturowych – archeologicznych (Sławik i Zapłata 2010).

6. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Podsumowując, należy stwierdzić, że badania archeologiczne wspierane teledetekcją i narzędziami geoinformacyjnymi zmieniły i nadal zmieniają oblicze archeologii, przyczyniając się niewątpliwie do zmian map dziedzictwa kulturowego w Polsce. Lotnicze skanowanie laserowe stanowi jedną z tych technologii, która na stałe wpisała się w warsztat badawczy, zgłębiając wiedzę o obszarach leśnych, jak i o ich przeszłości. Geoinformacja rozwija się, stwarzając nowe możliwości badania i promowania dziedzictwa kulturowego na terenach leśnych, czego przykładem mogą być m.in. inicjatywy inwentaryzacyjne Lasów Państwowych.

Wnioski, jakie nasuwają się w świetle dotychczasowych przedsięwzięć i zebranych doświadczeń, sprowadzić można do kilku podanych w tym miejscu: (1) rozpoznanie zasobów archeologicznych na terenach leśnych powinno odbywać się m.in. w oparciu o dane ALS, jednak z sięganiem po inne metody; (2) powstające zasoby danych i wyniki prac powinny mieć charakter uniwersalny, przynajmniej taki, aby spełniać wymogi systemu ochrony zabytków w Polsce, jak i wpisywać się w systemy geomatyczne Lasów Państwowych (nie zapominając o lasach będących poza zarządem LP); (3) badania archeologiczne powinny być wspierane przez narzędzia geoinformatyczne.

Artykuł, jak i referowane projekty powstały w ramach zlecenia Skarbu Państwa – Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe – Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych.

Summary

Rafał Zapłata¹, Krzysztof Stereńczak²

¹ Cardinal Stefan Wyszyński University in Warsaw
r.zaplata@uksw.edu.pl

² Forest Research Institute
k.sterenczak@ibles.waw.pl

Archaeological research in forest areas – current challenges and possibilities in the era of geoinformatic technologies

Cultural heritage, and especially archaeological heritage, is an integral and inseparable element of forest areas, which in recent years has been more and more often recognized with, *inter alia*, innovative technologies, including non-invasive methods (e.g. laser scanning), and more broadly – geoinformatics tools.

The aim of the paper is first of all to present concisely actions taken under the initiative of the Directorate-General of the State Forests, focused on projects and partial tasks such as the “Inventory of cultural heritage” in the Polish part of the Białowieża Forest under the project “Assessment and monitoring of changes in biodiversity in the Białowieża Forest based on selected natural and cultural elements – continuation” or “Inventory of cultural heritage” as part of the project “Assessment of biological diversity in selected forest districts in the Regional Directorate of the State Forests in Krosno, based on selected natural and cultural elements – continuation”.

Another, and at the same time the main aim of the presentation is to present current challenges in the context of numerous discoveries of previously unknown historical resources, as well as those known, but also those waiting to be discovered. The key issues in this topic include the best possible recognition of cultural resources, their inventory, further protection and making available the objects *in situ* to a wider public or informing about these monuments (popularization). The activities aimed at constructing geoinformation systems and databases also seem to be significant and may be helpful for land managers or forest planning teams, specialists in tourism or teams developing policies in cultural heritage protection and environment protection.

The indirect aim of the presentation is also to show the concept of a common strategy for action in forest areas, which has been shaped for years between the foresters’ community and representatives of communities associated with protection of monuments in Poland. Undoubtedly, the inclusion of enormous cultural resources, especially archaeological ones, in forest management is one of the elements of the current and future strategy for taking actions primarily in managed areas, as exemplified by the inventory activities mentioned above.

The presentation ends with a summary, final conclusions and postulates for the future. The paper is a part of activities taken under the task “Inventory of cultural heritage” in the Polish part of the Białowieża Forest as a part of the project “Assessment and monitoring of changes in biodiversity in the Białowieża Forest based on selected natural and cultural elements – continuation”, financed by the State Forests National Forest Holding.

LITERATURA

- Affek A.N., Zachwatowicz M., Sosnowska A., Gerlée A., Kiszka K. 2017. Impacts of modern mechanised skidding on the natural and cultural heritage of the Polish Carpathian Mountains. *Forest Ecology and Management*, 405: 391–403.
- Archeologia obszarów leśnych / The Archaeology of Woodlands. 2018. M. Karczewska, M. Karczewski, A. Pluskowski, J. Sobieraj (red.), Białystok.
- Bakuła K., Ostrowski W., Zapłata R., Kurczyński Z., Kraszewski B., Stereńczak K. 2016. Zalecenia w zakresie pozyskiwania, przetwarzania, analizy i zastosowania danych LIDAR w celu rozpoznania zasobów dziedzictwa archeologicznego w ramach programu AZP. Narodowy Instytut Dziedzictwa, Warszawa, https://www.nid.pl/pl/Dla_specjalistow/Badania_i_dokumentacja/zabytki-archeologiczne/instrukcje-wytyczne-zalecenia/2017_instrukcja_LIDAR_NID.PDF [dostęp: 31.08.2018].
- Banaszek Ł. 2015. Przeszłe krajobrazy w chmurze punktów. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- Banaszek Ł., Bartkowiak R., Błażejewska M., Skrzeczyńska A. 2018. Lotnicze skanowanie laserowe – wyzwanie konserwatorskie. [W:] M. Gojda, Z. Kobyliński (red.): *Archeologia Hereditas. Lotnicze skanowanie laserowe jako narzędzie archeologii*: 189–203.
- Budziszewski J., Grabowski M. 2015. Zasoby archeologiczne na terenach polskich lasów. [W:] D.J.Gwiazdowicz, K. Rykowski (red.): *Materiały trzeciego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym. Dziedzictwo. Lasy i gospodarka leśna w kulturze i dziedzictwie narodowym*. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary: 207–218.
- Budziszewski J., Wysocki J. 2012. Nowe możliwości detekcji materialnych śladów historii terenów leśnych – lotnicze skanowanie laserowe (LIDAR) [W:] Z. Kobyliński, J. Wysocki (red.): *Archeologia Hereditas. Konserwacja zapobiegawcza środowiska*. Warszawa–Zielona Góra: 117–126.
- Czebreszuk J., Jaeger M., Pospieszny Ł., Cwaliński M., Niebieszczański J., Stróżyk M. 2013. Modelowe badania nieinwazyjne obszarów leśnych – Las Krotoszyn. Z badań nad przemianami krajobrazu kulturowego w pradziejach Wielkopolski. *Fontes Archaeologici Posnanienses*, 49: 157–175.
- Geomatyka w Lasach Państwowych, Cz. I. 2010. Warszawa.

- Geomatyka w Lasach Państwowych, Cz. II. 2013. Warszawa.
- Jarząbek J., Kurczyński Z., Woźniak P. 2011. Informatyczny System Osłony Kraju przed nadzwyczajnymi zagrożeniami. *Geodeta*, 5(192): 12–17.
- Konserwacja zapobiegawcza środowiska. 4. Dziedzictwo kulturowe w lasach. 2017. J. Wysocki (red.), Warszawa–Zielona Góra.
- Krasnodębski D., Olczak H. 2017. Puszcza Białowieska jako przykład badań archeologicznych na obszarach leśnych – wyniki i problemy przeprowadzonej w 2016 r. inwentaryzacji dziedzictwa kulturowego. *Podlaskie Zeszyty Archeologiczne*, 13: 5–64.
- Kurczyński Z., Bakuła K. 2013. Generowanie referencyjnego numerycznego modelu terenu o zasięgu krajowym w oparciu o lotnicze skanowanie laserowe w projekcie ISOK. *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji*, wydanie specjalne: 59–68.
- Laserowi Odkrywcy. Nieinwazyjne badanie i dokumentowanie obiektów archeologicznych i historycznych województwa świętokrzyskiego. 2014. R. Zapłata, B. Szady, K. Stereńczak (red.), Stare Babice. <https://www.laserowiodkrywcy.pl/>
- Podręcznik dla uczestników szkoleń z wykorzystania produktów LIDAR. 2015. Wężyk P. (red), Główny Urząd Geodezji i Kartografii, Warszawa, http://www.gugik.gov.pl/__data/assets/pdf_file/0019/23752/PODRECZNIK_ISOK_wyd.2.pdf [dostęp: 31.08.2018].
- Rola J. 2015. Badania powierzchniowe w lasach – uwagi na marginesie penetracji prowadzonych w granicach Nadleśnictwa Zdrojowa Góra w Pile. Raporty. <http://www.nid.pl/upload/iblock/0f2/0f2ef4169b245b23d8aa861f4cc14fc3.pdf>
- Sławik Ł., Zapłata R. 2010. LIDAR zmienia archeologię. *Geodeta*, 10(185): 42–44.
- Stereńczak K., Krasnodębski D., Zapłata R., Kraszewski B., Mielcarek M. 2016. Sprawozdanie z realizacji zadania „Inwentaryzacja dziedzictwa kulturowego”, wykonywanego w ramach działań związanych z projektem pt. „Ocena stanu różnorodności biologicznej w Puszczy Białowieskiej na podstawie wybranych elementów przyrodniczych i kulturowych” (część archeologiczna), Część I, Warszawa.
- Zapłata R. 2017. Between Archaeology and Forestry – Selected Aspects of Airborne Laser Scanning (ALS) and ISOK Data (IT System for the Protection of the Country against Extreme Hazards). [W:] W. Irlinger, G. Suhr (red.): *Archaeological Sites in Forests: Strategies for their Protection*. Monachium: 65–72. <http://www.blfd.bayern.de/denkmalerschaffung/publikationswesen/publikationen/00058/index.php>
- Zapłata R., Bałazy R., Lewicki J., Zawila-Niedźwiecki T. 2015. Dziedzictwo kulturowe w lasach. Zabytki architektury, przemysłu, historyczne fortyfikacje i zasoby archeologiczne. Trudne wyzwania i interdyscyplinarne strategie ochrony. [W:]

- D.J. Gwiazdowicz, K. Rykowski (red.): Materiały trzeciego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym. Dziedzictwo. Lasy i gospodarka leśna w kulturze i dziedzictwie narodowym. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary: 340–353.
- Zapłata R., Bakula K., Stereńczak K., Kurczyński Z., Kraszewski B., Ostrowski W. 2018. Zalecenia odnośnie do pozyskiwania, przetwarzania, analizy i wykorzystania danych LIDAR w celu rozpoznania zasobów dziedzictwa archeologicznego w ramach programu AZP – między teorią a praktyką. *Kurier Konserwatorski*, 15: 5–103. <https://www.nid.pl/upload/iblock/3aa/3aa5a1f8fdb9bbb61c3a9b-8819648cf9.pdf>
- Zapłata R., Sławik Ł. 2010. LIDAR zmienia archeologię. *Geodeta*, 10(185): 42–44.
- Zapłata R., Stereńczak K. 2018. Archaeological heritage in forested areas – challenges, problems and solutions. *Raport*, 13: 117–128. <https://nid.pl/upload/iblock/d95/d957f6e7ac827dc207dead0fed18e105.pdf>
- Zapłata R., Stereńczak K., Kraszewski B. 2018. Wielkoobszarowe badania dziedzictwa archeologicznego na terenach leśnych. *Kurier Konserwatorski*, 15: 47–51. <https://www.nid.pl/upload/iblock/a84/a844c31fc6a5e3c8b7e49e49f2c159c0.pdf>

VI. KOMUNIKOWANIE SIĘ ZE SPOŁECZEŃSTWEM

Arkadiusz Kukliński, Wojciech Bajerowski, Mariusz Lewczuk

Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Gdyni
{arkadiusz.kuklinski, wojciech.bajerowski, mariusz.lewczuk}@gdynia.buligl.pl

Zagospodarowanie rekreacyjno-turystyczne LKP Lasy Elbląsko-Żuławskie

1. WSTĘP

W latach 2014–2015 Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Gdyni wykonało na zlecenie Nadleśnictwa Elbląg „Koncepcję zagospodarowania rekreacyjno-turystycznego dla obszaru Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Elbląsko-Żuławskie, ze szczególnym uwzględnieniem obszarów leśnych”. Projekt zrealizowano w ramach zadań „Jednolitego Programu Gospodarczo-Ochronnego LKP Lasy Elbląsko-Żuławskie”, zgodnie z założeniami sformułowanymi w „Strategii Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe na lata 2014–2030”. W momencie realizacji było to jedno z pierwszych w kraju, kompleksowych opracowań obejmujących tak rozległy i silnie zróżnicowany teren, tożsamy z obszarem administracyjnym Nadleśnictwa Elbląg o powierzchni 1864 km².

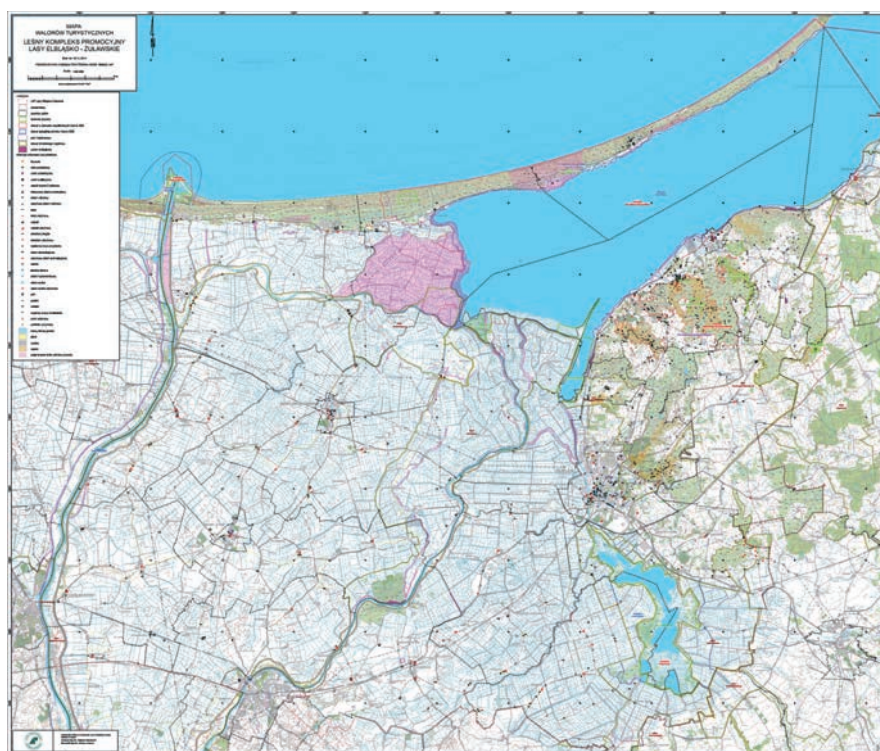
2. ETAP I PROJEKTU — „RAPORT WSTĘPNY UWARUNKOWAŃ I STANU ROZWOJU TURYSTYKI W LKP LASY ELBLĄSKO-ŻUŁAWSKIE”

Wstępny raport uwarunkowań i stanu rozwoju turystyki w LKP Lasy Elbląsko-Żuławskie zawiera zebrane informacje dotyczące zagospodarowania i ruchu turystycznego oraz istniejących atrakcji turystycznych ujęte w ogólnie dostępnych zbiorach danych. Zgromadzono informacje, takie jak baza noclegowa, infrastruktura wspomagająca realizację turystyki i wypoczynku, liniowa infrastruktura turystyczno-rekreacyjna, infrastruktura informacyjno-dydaktyczna, a także inne obiekty pełniące lub potencjalnie przydatne do pełnienia funkcji związanych z turystyką.

Wśród informacji dotyczących atrakcji turystycznych i rekreacyjnych zweryfikowano i uwzględniono szeroki zakres danych obejmujący: obiekty i obszary wyróżniające się cechami naturalnymi oraz seminaturalnymi środowiska przyrodniczego, a także cechami o wartości historycznej. Analiza atrakcyjności turystycznej obszaru uwzględniła również istniejące muzea i ekspozycje obiektów kulturowych, ośrodki

folkloru i sztuki ludowej, a także wyróżniające się pod względem atrakcyjności współczesne obiekty kulturowe.

Wszystkie zgromadzone informacje przetworzono do postaci warstw geoprzestrzennych z tabelami atrybutów. Analiza i geoprzetwarzanie zgromadzonych warstw już na tym etapie pozwoliły na wskazanie obszarów z istniejącymi, pełnymi lub częściowymi ograniczeniami dla rozwoju turystyki i rekreacji. Wyniki analiz przestrzennych zobrazowane zostały na trzech wielkoformatowych mapach tematycznych: walorów turystycznych, zagospodarowania turystycznego oraz ograniczeń rozwoju turystyki. Stanowią one istotne załączniki graficzne do opracowania (ryc. 1).



Rycina 1. Przykładowa mapa walorów turystycznych (pomniejszenie oryginału)

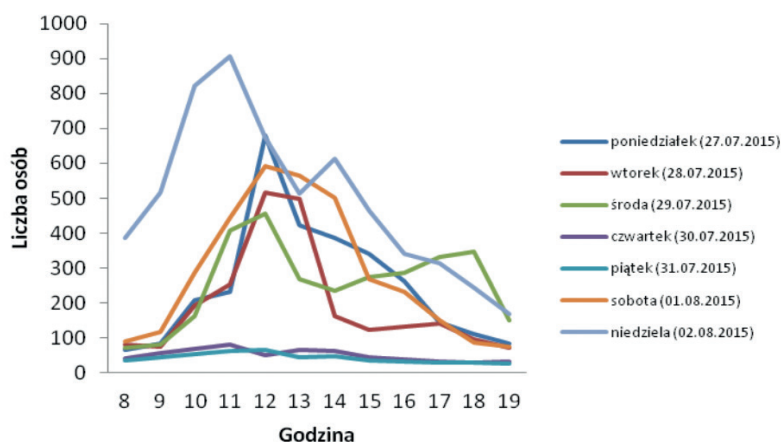
Kluczowym elementem tego etapu opracowania było wskazanie proponowanych rejonów (miejsc) szczegółowego badania natężenia ruchu turystycznego na podstawie uprzedniej analizy przestrzennej zgromadzonych danych. Przed przystąpieniem do badań konieczne było opracowanie 3 rodzajów kwestionariuszy dedykowanych różnym kategoriom respondentów: kat. 1. – goście (osoby odwiedzające badany obszar przez okres krótszy niż jeden dzień) oraz rekreanci (osoby miejscowe wypoczywające na analizowanym terenie); kat. 2. – turyści (osoby spędzające na

badanym terenie przynajmniej jedną noc); kat. 3. – przedstawiciele władz lokalnych, instytucji i organizacji zajmujących się turystyką. Zakres kwestionariuszy uwzględniał zdefiniowane wcześniej, szczegółowe cele badawcze. Pozwoliły one w kolejnym etapie na opracowanie niedostępnych wcześniej charakterystyk obszaru opracowania, jak również stworzenie wielowarstwowych profili „przeciętnego” turysty i rekreanta. Wygenerowany profil pozwolił na uzyskanie syntetycznych informacji o wieku, sytuacji rodzinnej, sposobie przemieszczania się, celu pobytu, formie zakwaterowania czy preferowanych formach aktywności turystów. To z kolei stanowiło punkt wyjścia do wytyczenia kierunków rozwoju i planowania dla wybranych obszarów w koncepcji.

3. ETAP II PROJEKTU – „DIAGNOZA UWARUNKOWAŃ I STANU ROZWOJU TURYSTYKI W LKP LASY ELBLĄSKO-ŻUŁAWSKIE”

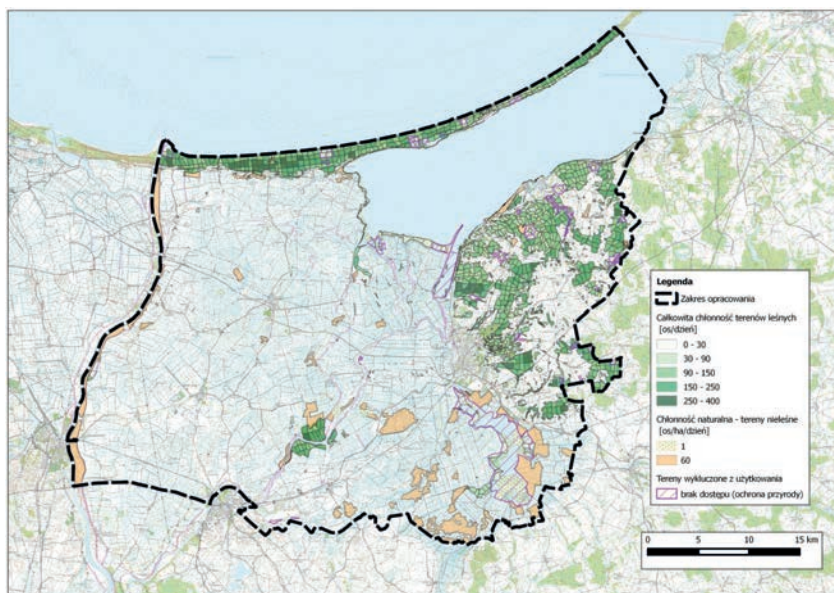
Drugi etap prac obejmował głównie ocenę przydatności turystycznej i rekreacyjnej obszaru LKP. Analizie geoprzestrzennej podlegały podstawowe uwarunkowania rozwoju funkcji turystycznych i rekreacyjnej danego terenu, wynikające przede wszystkim ze struktury komponentów środowiska przyrodniczego, ich genezy, charakteru i stopnia wykształcenia.

Opracowanie w tej części szczegółowo analizuje i omawia wyniki badań natężenia ruchu turystycznego, co przekłada się na charakterystyki poszczególnych obszarów reprezentatywnych (ryc. 2). Do wykonania szczegółowego badania natężenia ruchu turystycznego w sezonie wysokim na plażach w miejscowościach Stegna oraz Krynica Morska wykorzystano drony. Monitoring wykonany na plażach w takiej formie był w Polsce badaniami pionierskimi.



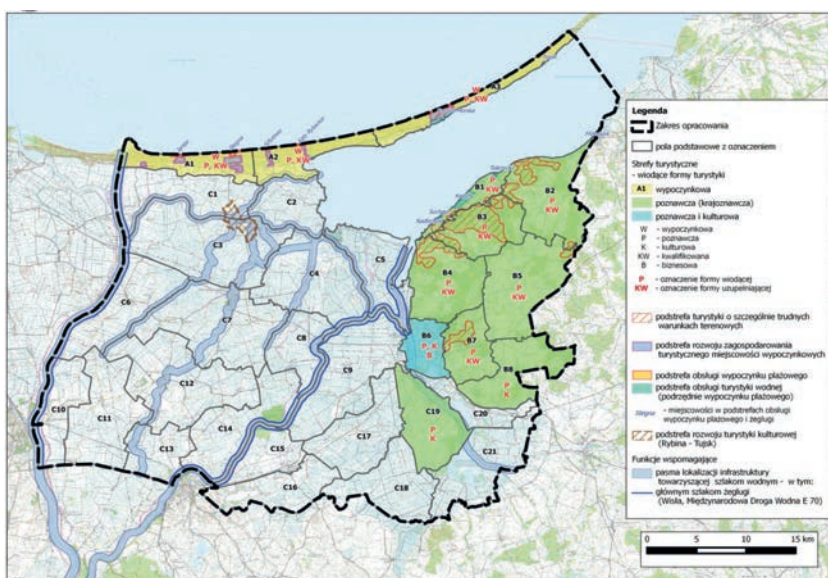
Rycina 2. Przykładowy wykres natężenia ruchu w punkcie pomiarowym Stegna (sezon wysoki)

Część syntetyczną tego etapu opracowania stanowi rozbudowana waloryzacja przestrzeni dla potrzeb turystyki, obejmująca: ocenę atrakcyjności turystycznej (z uwzględnieniem atrakcyjności środowiska przyrodniczego, kulturowego i krajobrazu), ocenę zagęszczenia zagospodarowania i natężenia ruchu turystycznego, ocenę chłonności i pojemności turystycznej, ocenę przydatności dla potrzeb turystyki i rekreacji (w tym dla potrzeb edukacji) oraz wskazanie ograniczeń, kolizji i konfliktów związanych z zagospodarowaniem i ruchem turystycznym i rekreacyjnym. Każda z ocen prowadzonych z wykorzystaniem procesu geoprzetwarzania danych przestrzennych zobrazowana została w postaci czytelnej mapy (ryc. 3).



Rycina 3. Mapa poglądowa – chłonność terenów leśnych w poszczególnych oddziałach (chłonność całkowita) oraz chłonność naturalna terenów nieleśnych

W końcowej części drugiego etapu opracowania dokonano syntetycznej oceny możliwości rozwoju zagospodarowania turystyczno-rekreacyjnego analizowanego obszaru, wskazując główne strefy i kierunki rozwoju funkcji turystycznych. Podstawą ich wskazania była analiza uwarunkowań rozwoju turystyki, w tym dotychczasowego sposobu zagospodarowania, natężenia i struktury ruchu turystycznego oraz zróżnicowania dostępnych i potencjalnych form wypoczynku na przedmiotowym obszarze. Wyznaczone strefy dowiązano do podstawowych pól oceny, wyróżniając także bardziej szczegółowe rejony i podobszary predysponowane do rozwoju specyficznych funkcji: turystyki w szczególnie trudnych warunkach terenowych, rozwoju zagospodarowania głównych miejscowości wypoczynkowych, obsługi wypoczynku plażowego, obsługi turystyki wodnej czy turystyki kulturowej (ryc. 4).



Rycina 4. Mapa poglądowa – strefy i podstrefy realizacji różnych form turystyki

Główne problemy i konflikty związane z ruchem turystyczno-rekreacyjnym i rozwojem zagospodarowania turystycznego na diagnozowanym obszarze uwydatniły się jako nadmierne obciążenie plaż i kąpielisk położonych nad Zatoką Gdańską oraz problemy chłonności i pojemności rekreacyjnej w strefach zapleczy wypoczynku plażowego. Zaproponowanym rozwiązaniem problemu nadmiernej koncentracji plażowiczów na małej przestrzeni plaż była odpowiednia organizacja infrastruktury komunikacyjnej (zwłaszcza dojazdów i parkingów) oraz bazy gastronomicznej, umożliwiającej dostęp do alternatywnych odcinków plaż i możliwość zaspokojenia potrzeb żywieniowych i towarzyszących. Jest to rozwiązanie niepełne, gdyż musi ono uwzględniać także ograniczenia z uwagi na walory przyrodnicze obszaru i jego wrażliwość na nadmierną antropopresję.

4. ETAP III PROJEKTU – „KONCEPCJA ROZWOJU TURYSTYKI I REKREACJI W LKP LASY ELBLĄSKO-ŻUŁAWSKIE”

Finalnym etapem projektu było powstanie całościowej „Koncepcji rozwoju turystyki i rekreacji w LKP Lasy Elbląsko-Żuławskie”. Ostateczny dokument planistyczny tworzą dwa elementy główne. Pierwszym jest szczegółowa koncepcja zagospodarowania turystyczno-rekreacyjnego dla obszarów leśnych znajdujących się w zarządzie Lasów Państwowych i dla lasów zarządzanych przez inne podmioty. Opisano w niej zagadnienie i proponowane rozwiązania obejmujące strefy udostępniania terenów leśnych, infrastrukturę liniową (szlaki turystyczne),

infrastrukturę punktową (baza paraturystyczna), zasady i wytyczne dotyczące realizacji gospodarki leśnej oraz zalecenia na potrzeby dokumentów z zakresu planowania przestrzennego.

Drugi element składowy stanowi ogólną koncepcję zagospodarowania turystyczno-rekreacyjnego dla obszarów nieleśnych, analizującą i definiującą w ramach LKP strefy rozwoju funkcji turystycznych i rekreacyjnych, model zarządzania rozwojem turystyki, potencjalne obszary rozwoju infrastruktury noclegowej, planowane szlaki turystyczne, planowane obiekty infrastrukturalne oraz analogicznie do części szczegółowej, zalecenia dla dokumentów z zakresu planowania przestrzennego.

Integralną częścią tego dokumentu są również dwie mapy syntetyczne obrazujące i umiejscawiające przestrzennie całość ustaleń i propozycji planistycznych zawartych w „koncepcji”. „Mapa szczegółowej koncepcji zagospodarowania turystyczno-rekreacyjnego lasów z lokalizacją działań w zakresie rozwoju turystyki” wykonana została w formie atlasu z arkuszami formatu A3, w skali 1:10 000. Druga z map wizualizuje ogólną koncepcję zagospodarowania turystyczno-rekreacyjnego terenów nieleśnych i wykonana została w skali 1:50 000. Treść map w formie interaktywnej udostępniono na stronie internetowej elblag.turystyka.lasy.gov.pl, w całości utworzonej i uruchomionej w ramach projektu.

Zgodnie z rekomendowaną przez autorów koncepcji formułą prawną, zarządzanie rozwojem turystyki na obszarze LKP Lasy Elbląsko-Żuławskie powinno zostać oparte o strukturę, która w jasny sposób będzie dzieliła zarówno kompetencje, jak i zadania niezbędne do realizacji wspólnych celów. Jednym z modeli zarządzania sferą usług turystycznych może być utworzenie struktury ponadregionalnego klastra turystycznego. Klaster, ze względu na pogłębioną kooperację zachodzącą między uczestnikami, jest w stanie zapewnić przewagę konkurencyjną regionu poprzez działalność w różnych obszarach (marketing, infrastruktura, przepływ wiedzy, badania naukowe) i uzyskanie efektu synergii (Sikora 2012).

5. WYMIERNE EFEKTY REALIZACJI KONCEPCJI

W efekcie prawie dwuletnich prac nad „koncepcją” stworzono na jej potrzeby szereg materiałów i produktów, które tworzą wartość dodaną projektu, a ponadto mogą zostać ponownie wykorzystane w ramach innych opracowań, jak również na potrzeby aktualizacji czy też rozwijania pomysłów i planów ujętych na poszczególnych etapach projektu. Wśród głównych efektów i korzyści z powstania koncepcji wymienić należy:

1. wykonanie inwentaryzacji istniejącej infrastruktury turystycznej – powstała najbardziej aktualna i kompletna baza danych przestrzennych z dodatkową informacją o infrastrukturze;

2. przeprowadzenie badań natężenia ruchu i potrzeb turystów, czego wynikiem było uzyskanie niedostępnej wcześniej, szczegółowej i spersonalizowanej informacji o ich charakterze przestrzennym i jakościowym;
3. wykonanie analizy i oceny danych dotyczących środowiska przyrodniczego i kulturowego oraz zagospodarowania przestrzennego z punktu widzenia możliwości rozwoju turystyki – powstały dokładne zobrazowania przestrzenne tych danych;
4. zarekomendowanie modelu zarządzania rozwojem turystyki na obszarze LKP – wskazanie nowych form i płaszczyzn współpracy;
5. wskazanie optymalnych lokalizacji wiodących form turystyki i rekreacji;
6. wskazanie obszarów, na których możliwy jest rozwój nowego zagospodarowania turystycznego;
7. wskazanie obszarów i obiektów, w obrębie których konieczne jest ograniczenie lub likwidacja ruchu turystycznego;
8. wskazanie tras turystycznych koniecznych do wytyczenia poza lasami, w celu uzyskania spójności przestrzennej tych tras i obszarów;
9. opracowanie wytycznych dla dokumentów z zakresu planowania przestrzennego;
10. opracowanie i stworzenie od podstaw dedykowanej strony internetowej pełniącej rolę informacji turystycznej o regionie pod adresem elblag.turystyka.lasy.gov.pl. Celem funkcjonowania strony jest także informowanie odbiorców o zrealizowanym projekcie, prezentacja jego wyników, udostępnianie bazy danych obiektów opisanych w trakcie realizacji projektu w formie mapy interaktywnej oraz obsługa kodów QR. Podstawowymi założeniami funkcjonowania strony były: łatwość nawigacji, łatwość zamieszczania nowych treści (aktualności), umieszczenie treści w intuicyjnej i przejrzystej hierarchii oraz przejrzystość informacji na stronie, a także zoptymalizowanie jej pod kątem urządzeń mobilnych (m.in. ze względu na obsługę kodów QR);
11. stworzenie w ramach opracowania bazy kodów QR dla atrakcji turystycznych, przyrodniczych i kulturowych położonych na obszarze Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Elbląsko-Żuławskie. Dla wybranych obiektów wygenerowano łącznie 188 oddzielnych kodów QR, każdy z niepowtarzalnym czterocyfrowym numerem pozwalającym na relacyjne powiązanie go z konkretnym obiektem wprowadzonym w geobazie. Dla każdego z wygenerowanych kodów QR przygotowano „kartę informacyjną” zawierającą gotowy kod w postaci obrazkowej oraz podstawowy zestaw atrybutów opisujących dany obiekt. Atrybuty zostały wygenerowane bezpośrednio z danych obiektów zawartych w postaci plików geoprzestrzennych. Dodatkowo „karta informacyjna” zawiera atrybut – specjalnie przygotowany opis, zawierający bardziej szczegółowe informacje na temat danego obiektu;

12. powstanie koncepcji było podstawą i elementem dodatkowej promocji obszaru LKP na forum regionalnym i ogólnopolskim:
 - a. w dniach 20–21 września 2016 r. w Elblągu miała miejsce ogólnopolska konferencja „Koncepcja zagospodarowania rekreacyjno-turystycznego LKP na przykładzie Nadleśnictwa Elbląg”. Publikacja o koncepcji w SIM „Turystyka w lasach i na obszarach przyrodniczo cennych” (2015 r.),
 - b. udział Zamawiającego w IV Sympozjum „Turystyka w lasach i na obszarach przyrodniczo cennych” w Cedzynie (2015 r.),
 - c. wystąpienie przedstawicieli Nadleśnictwa Elbląg na II debacie dotyczącej koncepcji budowy i upowszechniania sieciowych marek turystycznych Kraju Kanału Elbląskiego (2017 r.),
 - d. prezentacja koncepcji zagospodarowania w trakcie konferencji turystycznej „Turystyka i edukacja leśna na terenach niezurbanizowanych” w Chęcinach (2018 r.),
 - e. konferencja „Rowerem przez Mierzeję Wiślaną” – Krynica Morska (2018 r.),
 - f. konferencja Park Krajobrazowy Wysoczyzny Elbląskiej nt. rozpoczęcia projektu: „Ścieżka przyrodniczo-historyczna „Kadyński Las” (8 października 2018 r.);
13. dokonanie przez Gminę Stegna, w oparciu o koncepcję, zmiany miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego; dzięki zmianie możliwe będzie wybudowanie wieży obserwacyjnej; w styczniu 2019 roku Nadleśnictwo Elbląg uzyskało pozwolenie na budowę, a obecnie stara się o środki zewnętrzne na jej sfinansowanie;
14. wybudowanie i oddanie do użytku w 2018 r. ujętej w koncepcji wieży obserwacyjnej do „birdwatchigu” na Górze „Pirata” wraz ze ścieżką edukacyjną o tematyce ornitologicznej; pomysłodawcą i jednym z wykonawców modernizacji prowizorycznej platformy w tym miejscu było Stowarzyszenie Obserwatorów Ptaków Wędrownych „Drapolicz”;
15. częściowe zmodyfikowanie przez nadleśnictwo we współpracy z gminami: Krynica Morska, Stegna i Sztutowo przebiegu trasy rowerowej od granic kraju do ujścia Wisły, na odcinku Mierzei Wiślanej zgodnie ze wskazaniami zawartymi w koncepcji;
16. otwarcie 5 czerwca 2017 r. nowego punktu widokowego na Zalew Wiślany im. Carla Pudora w Suchaczu (na Wysoczyźnie Elbląskiej), obiekt powstał na gruncie w zarządzie Nadleśnictwa Elbląg;
17. udostępnienie nowego parkingu leśnego nad Zalewem Wiślanym – wybudowany w oddz. 14c, Leśnictwo Nowy Wiek;
18. uporządkowanie przebiegu terenowego i oznakowania, w oparciu o założenia koncepcji, szlaków konnych na Mierzei Wiślanej;
19. Nadleśnictwo Elbląg jest w trakcie wyłaniania wykonawcy projektu „Ścieżka przyrodniczo-historyczna Kadyński Las – remont i rozbudowa”.

6. PODSUMOWANIE I WNIOSKI — PERSPEKTYWY DALSZEGO WYKORZYSTANIA KONCEPCJI

Mniej oczywistymi korzyściami płynącymi z objęcia danego terenu koncepcją zagospodarowania turystyczno-rekreacyjnego są przede wszystkim:

1. ożywienie współpracy na płaszczyźnie nadleśnictwo–gminy,
2. aktywizacja lokalnych grup/osób/instytucji zainteresowanych nowymi obszarami i możliwościami rozwoju turystyki na swoim terenie,
3. promocja nowych możliwości technologicznych związanych z turystyką,
4. upowszechnianie i rozwój również niszowych form turystyki,
5. możliwość dodatkowej promocji obszaru przed szerszym gremium potencjalnych inwestorów i odwiedzających.

W perspektywie najbliższych lat możliwa jest realizacja kolejnych projektów w oparciu o ustalenia i zapisy koncepcji:

1. plany nadleśnictwa dotyczące utworzenia usługi turystycznej „birdwatching”, w ramach projektu Attractive Hardwood,
2. plan stworzenia „ptasich” przystanków leśnych na Mierzei Wiślanej,
3. plan utworzenia remizy ptasiej w Kadynach,
4. w 2019 roku Zespół Pomorskiego Biura Planowania Regionalnego przystąpi do tworzenia nowej dokumentacji na potrzeby powiększenia Parku Krajobrazowego Mierzei Wiślanej, w której również wykorzystane zostaną zapisy i zalecenia sformułowane w ramach opracowywanej koncepcji.

Na bazie zdobytych doświadczeń pojawiają się obecnie nowe możliwości i korzyści płynące z wykonania analogicznego opracowania dla obszarów innych niż LKP. Mogą to być gminy, powiaty, nadleśnictwa czy parki krajobrazowe.

Summary

Arkadiusz Kukliński, Wojciech Bajerowski, Mariusz Lewczuk

Bureau for Forest Management and Geodesy, Gdynia Branch
{arkadiusz.kuklinski, wojciech.bajerowski, mariusz.lewczuk}@gdynia.bulig1.pl

Recreation and tourism management of the Promotional Forest Complex Lasy Elbląsko-Żuławskie – from idea to implementation

In 2014–2015, the Bureau for Forest Management and Geodesy, Gdynia Branch, carried out the “Concept of recreational and tourist development for the Promotional Forest Complex (LKP) Lasy Elbląsko-Żuławskie, with particular emphasis on forest areas”, commissioned by the Elbląg Forest District. The project was implemented within the tasks of the Unified Economic and Protective Program of the LKP Lasy Elbląsko-Żuławskie, in accordance with assumptions formulated in the Strategy for the State Forests National Forest Holding for 2014–2030.

The paper discusses three stages of the concept implementation and its effects.

I stage – “Preliminary report on conditions and state of tourism development in the LKP Lasy Elbląsko-Żuławskie” contains information on tourism development and tourist flows, as well as tourist attractions in publicly available data sets, information on tourist and recreational attractions, proposals of areas (places) for detailed tourist traffic survey and a proposal for a tourist questionnaire survey.

Stage II – “The diagnosis of conditions and the state of tourism development in the LKP Lasy Elbląsko-Żuławskie” discusses the preliminary assessment of recreational suitability of the LKP area, including the assessment of resistance and recreational capacity of forest areas, and other analyses for the area carried out on the basis of geospatial data.

Stage III – “Concept of recreational and tourist development for the LKP Lasy Elbląsko-Żuławskie” presents in detail final results of the completed project:

- the inventory of the existing tourist infrastructure,
- studies on traffic intensity and tourist needs,
- analysis and evaluation of data on the natural and cultural environment as well as spatial development from the point of view of tourism development opportunities,
- recommendations on the model of tourism development management in the area of LKP,
- indication of optimal locations of leading forms of tourism and recreation,
- indication of areas possible for a new tourism development,
- indication of areas and objects where tourist traffic should be limited or eliminated,
- indication of tourist routes necessary for delimitating outside forests so as to achieve spatial cohesion of these routes,
- development of guidelines for spatial planning documents,

- development of the website with tourist information about the region,
- creating a QR code base for tourist, nature and cultural attractions in the LKP area.

In conclusion, we present results of the implementation of the “Concept...” from the 3-year perspective, as well as we identify, on the basis of the experience gained, new opportunities and benefits from the implementation of an analogous study for subsequent areas (not only LKP).

LITERATURA

Sikora K. 2012. Kłustry turystyczne szansą rozwoju mikroregionów. Zarządzanie i Finanse, Uniwersytet Gdański, 1/2.

Marcin Myszowski¹, Jolanta Błasiak²

¹ Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej
marcin.myszowski@zarzad.buligl.pl

² Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych
jolanta.blasiaak@lasy.gov.pl

Bank Danych o Lasach – narzędzie udostępniania informacji o lasach i komunikacji ze społeczeństwem

WSTĘP

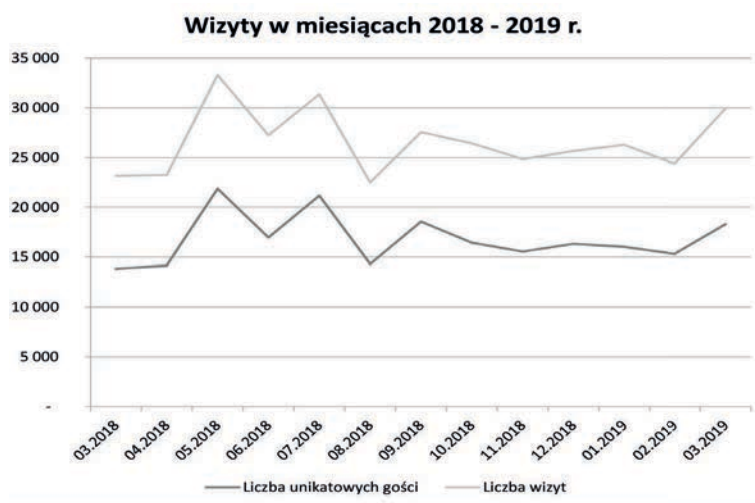
Udostępnianie informacji o lasach oraz komunikacja ze społeczeństwem, czyli umiejętne przekazywanie wiedzy o środowisku innym grupom społecznym jest z pewnością ważnym i wymagającym odpowiednich platform procesem. W dobie powszechnego dostępu do Internetu, nowoczesnych technologii, korzystania ze smartfonów i innych urządzeń mobilnych, to właśnie sieć jest jednym z najlepszych i najszybszych miejsc do zamieszczania informacji i prowadzenia dialogu. Poprzednia, X Sesja Zimowej Szkoły Leśnej poświęcona była tematowi komunikacji społecznej i edukacji w leśnictwie. Jednym z wniosków z tego spotkania było stwierdzenie: „Dynamiczne zmiany środowiskowe, gospodarcze i społeczne mają istotny wpływ na kształtowanie oczekiwań społecznych związanych z lasami i gospodarką leśną oraz postrzeganie zawodu leśnika...”. Zdanie to bardzo dobrze tłumaczy, dlaczego podejmowany jest temat komunikacji społecznej w kontekście wiedzy leśnej. To właśnie zmieniające się oczekiwania społeczne są powodem coraz częstszych i coraz bardziej powszechnych dyskusji na temat otaczającego nas środowiska. Owocna i konstruktywna dyskusja o przyrodzie i zmianach w sposobie obcowania z nią czy zarządzania musi się toczyć na podstawie faktów. Aby to umożliwić, trzeba zapewnić dostęp do rzetelnych informacji, które powinny być przekazywane w szybki i łatwy sposób każdej zainteresowanej osobie. Wobec powyższego niezbędne staje się tworzenie i utrzymanie narzędzi umożliwiających powszechny dostęp do informacji z zakresu leśnictwa. Bank Danych o Lasach (BDL) jest platformą, która tworzy informacje (gromadzi i przetwarza), udostępnia je i stwarza warunki do prowadzenia dialogu z użytkownikami.

Bank Danych o Lasach wyposażony jest w kilka kanałów udostępniania danych: portal internetowy, usługi mapowe OGC (WMS, WMTS, WFS), system automa-

tycznego udostępniania danych dla lasów PGL LP, aplikację mobilną (mBDL) oraz kontakt bezpośredni, który jest podstawą w komunikacji z osobami zainteresowanymi lasami.

PORTAL INTERNETOWY

Bank Danych o Lasach to przede wszystkim portal, gdzie prezentowane są informacje wytwarzane przez takie podmioty jak: Lasy Państwowe, Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, jednostki samorządu terytorialnego, Polski Związek Łowiecki, parki narodowe, Główny Urząd Statystyczny i wiele innych. W portalu internetowym możemy wydzielić kilka elementów składowych: **część opisową, publikacje, kreator zestawień, mapę interaktywną** czy **moduł danych historycznych**. Strona www.bdl.lasy.gov.pl miesięcznie odwiedzana jest średnio około 26 tys. razy przez niespełna 17 tys. unikalnych użytkowników (ryc. 1). Najczęstszym odnośnikiem prowadzącym do strony Banku Danych o Lasach (poza przeglądarkami internetowymi) jest platforma Facebook oraz strona PGL LP (www.lasy.gov.pl). Ciekawostką jest, że wzrost zainteresowania występujący w maju czy lipcu 2018 roku był spowodowany umieszczeniem wzmianek (i linku) o Banku Danych o Lasach na popularnych, publicznych stronach www (m.in. wykop.pl i profil centralny Lasów Państwowych na Facebooku).



Rycina 1. Odwiedziny portalu internetowego BDL

Część opisowa portalu internetowego to informacja o lasach wszystkich form własności w kraju i na świecie, zebrana w syntetyczne teksty wzbogacone wykresami i mapami.

Publikacje to gromadzone i prezentowane w portalu internetowym opracowania, zazwyczaj cykliczne, wydawane corocznie, takie jak: wyniki WISL (Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasów), raporty o stanie lasów, GUS Leśnictwo, tworzone na podstawie danych zgromadzonych w BDL „Wyniki aktualizacji stanu powierzchni leśnej i zasobów drzewnych w LP” oraz „Wyniki aktualizacji stanu powierzchni leśnej i zasobów drzewnych w lasach poza zarządem PGL LP”. Ponadto dostępne są publikacje dotyczące ochrony lasu („Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce”), Standard Wymiany Danych o Lasach oraz wytyczne do sporządzania uproszczonych planów urzędzenia lasów (UPUL).

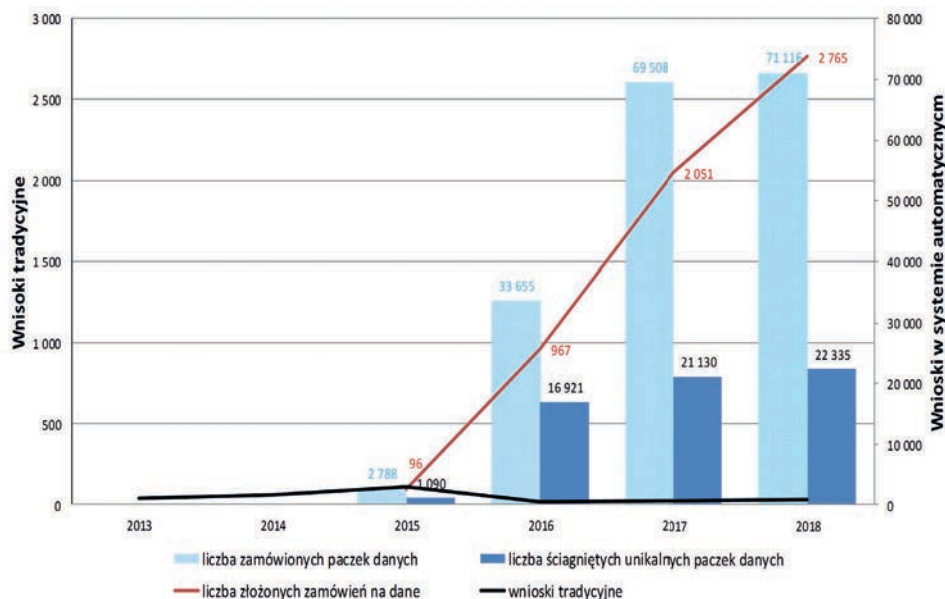
Publikacje prezentują dane w ustalonym formacie, natomiast **kreator zestawień** umożliwia tworzenie raportów właściwie dla dowolnie wybranego obszaru, w tym również obszaru wybranego z mapy. Parametry, dla których mamy możliwość stworzenia raportu, są zróżnicowane w zależności od typu danych. Tworząc zestawienia z danych urzędzeniowych (z opisów taksacyjnych), możemy wybrać: formę własności, jednostkę administracyjną do poziomu gminy, podział leśny do poziomu nadleśnictwa oraz krainę przyrodniczo-leśną. W danych łowieckich użytkownik może zdefiniować zakres raportu poprzez wybranie dodatkowych kryteriów, takich jak: jednostka podziału administracyjnego do poziomu powiatu, podział leśny do poziomu nadleśnictwa, zarządy okręgowe PZŁ, dzierżawcę/zarządcę czy wybór z mapy do poziomu obwodu łowieckiego. Należy również wspomnieć, że w kreatorze zestawień dostępne są informacje ze wszystkich lat, jakie zgromadzone są w bazach BDL.

Mapa interaktywna to najczęściej odwiedzany i najbardziej rozpoznawalny element Banku Danych o Lasach. Użytkownik znajdzie tu przede wszystkim szeregi map tematycznych, które poza danymi typowo leśnymi (z opracowań urzędzeniowych) prezentują dane z opracowań siedliskowych, fitosocjologicznych, dane z zakresu łowiectwa, informacje o zagrożeniu pożarowym, zakazach wstępu do lasu oraz dane dotyczące zagospodarowania turystycznego. Na każdej mapie użytkownik ma możliwość przeglądania atrybutów warstw, opisów wydziełów wszystkich form własności, wgrania własnych danych, wgrania danych z serwisów WMS czy pomiaru odległości lub pola wybranych obszarów. Ponadto, na każdej mapie dostępne są inne informacje przyrodnicze, m.in.: puszcze Polski, regionalizacja przyrodniczo-leśna, dane klimatyczne, wybrane dane geologiczne, formy ochrony przyrody i inne.

SYSTEM UDOSTĘPNIANIA DANYCH

Bardzo dużą popularnością cieszy się system automatycznego udostępniania informacji o lasach znajdujących się w zarządzie PGL LP, dostępny pod adresem

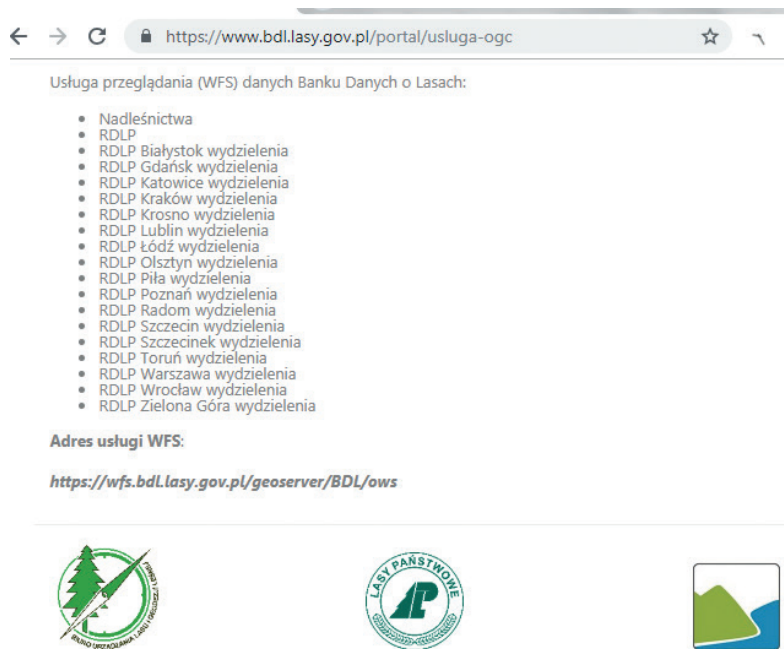
<https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/wniosek>. System ten w zautomatyzowany sposób udostępnia zestawy danych dla nadleśnictw (opis taksacyjny, warstwę mapową granic wydzieleń i zasięgu nadleśnictwa). W 2018 roku w ten sposób złożono aż 2765 „zapytań”, gdzie zamówiono 71 116 zestawów danych, z czego pobrano 22 335 (ryc. 2). Dodatkowo Bank Danych o Lasach udostępnia dane na wniosek „tradycyjny”. Takie wnioski obejmują dane niestandardowe lub zestawione w nietypowym układzie. Corocznie realizowanych jest ok. 25–30 tego typu zapytań, które wymagają indywidualnego podejścia i realizacji.



Rycina 2. Statystyki udostępniania danych z BDL

USŁUGI MAPOWE OGC

Bank Danych o Lasach udostępnia dane geometryczne również w postaci **serwisów mapowych OGC**. Aktualnie są to 3 typy usług: WMS, WMTS oraz WFS. Dwa pierwsze rodzaje serwują po 2 mapy: podstawową oraz mapę wg form własności. WFS, czyli usługa udostępniająca dane w postaci umożliwiającej zapisanie ich w formacie wektorowym, przedstawia dane dla terenów zarządzanych przez PGL LP w podziale na rdLP (ryc. 3). Najczęściej wykorzystywanym oraz najdłużej działającym jest serwis WMS. Użytkowany jest on przede wszystkim jako usługa podłączona do ogólnopolskich serwisów mapowych, takich jak www.geoportal.gov.pl czy www.geoserwis.gdos.gov.pl.



Rycina 3. Adres serwisu WFS BDL

MODUŁ DANYCH HISTORYCZNYCH

Na koniec 2017 roku został przygotowany i udostępniony moduł map historycznych. Jest to wdrożenie pilotażowe obecnie obejmujące wybraną powierzchnię, jaką jest teren Puszczy Kozienickiej. Użytkownik znajdzie tam 43 mapy z lat 1946–2011, pokrywające teren nadleśnictw w zasięgu puszczy. Mapy te można bezpłatnie pobrać w postaci skanu lub przeglądać bezpośrednio w portalu internetowym. Poza tym można pobrać skany elaboratów planów urządzenia lasu oraz przeglądać uproszczone opisy taksacyjne. Podczas tworzenia modułu dodatkowo zwektoryzowano granice wydziałów leśnych ze wszystkich zdigitalizowanych map, a w atrybutach poligonów zapisano opis taksacyjny widoczny na mapie historycznej. Taki zestaw danych daje możliwość prowadzenia analiz i wnioskowania, jak zmieniła się Puszcza Kozienicka w wyniku prowadzonej na jej terenie gospodarki leśnej.

APLIKACJA MOBILNA MBDL

Aby informacja o lasach trafiała do jak największej liczby odbiorców oraz była dostępna w dogodny sposób, została przygotowana aplikacja mobilna Banku

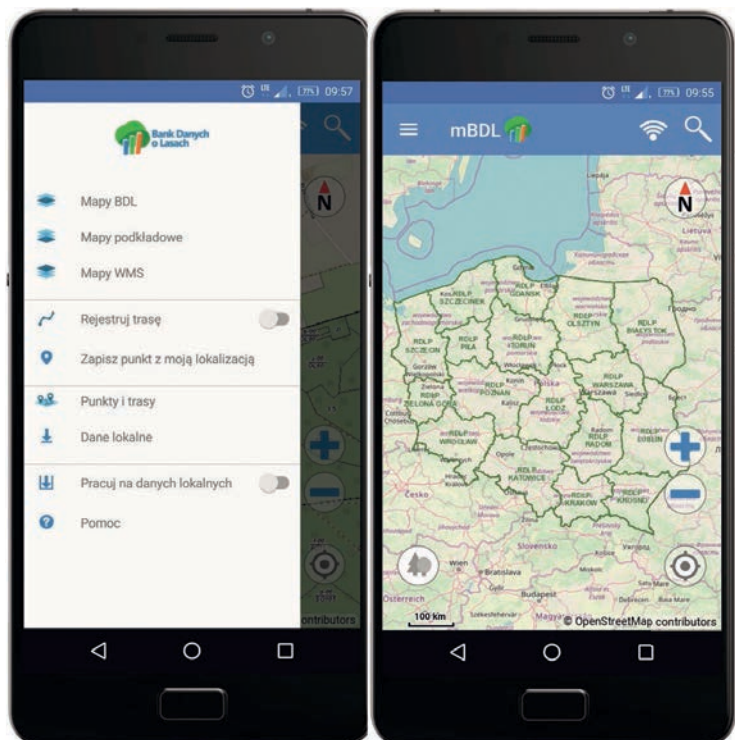
Danych o Lasach (mBDL). Od początku grudnia 2018 roku zainstalowało ją ponad 25 tys. użytkowników, z czego aktualnie aktywnych instalacji jest ok. 20 tys. Umożliwia ona bezpośredni dostęp do map lasów na telefonach i tabletach. Główną zawartością aplikacji są leśne mapy tematyczne BDL, takie jak: mapa podstawowa, drzewostanowa, form własności, siedlisk leśnych, zbiorowisk roślinnych, mapa łowiecka oraz od niedawna mapa zagrożenia pożarowego, zakazów wstępu do lasu i zagospodarowania turystycznego. Poza mapami branżowymi użytkownik ma możliwość wyświetlenia predefiniowanych podkładów, gdzie domyślnym jest OpenStreetMap. Trzecia grupa danych to mapy z zewnętrznych serwisów WMS. Adresy najpopularniejszych serwisów, np. działki ewidencyjne, ortofotomapa czy serwis GDOŚ, są zapisane w aplikacji na stałe. Inne, dowolne serwisy WMS można podłączyć, podając ich adres URL, który jest zapisywany w lokalnej bazie danych. Aplikacja może być również używana w momencie braku łączności z siecią Internet, wcześniej należy zapisać w pamięci urządzenia interesujące nas mapy. Mechanizm pobierania danych do pracy offline umożliwia korzystanie z map dla nadleśnictw oraz parków narodowych, a także dla dowolnie wybranego obszaru. Można pobierać kilka obiektów jednocześnie, każdy z obiektów zapisywany jest jako osobny zestaw danych. Razem z mapami, które zapisywane są w postaci rastrowej, dla lasów PGL LP pobierane są dane wektorowe z szeregiem atrybutów opisowych.

Z poziomu aplikacji mBDL użytkownik ma dostęp do pełnego opisu taksacyjnego dla lasów wszystkich form własności. Opis taki zawiera m.in. gatunki drzew i krzewów występujące w danym miejscu, ich szczegółowy opis, adres leśny, wskazania gospodarcze i szereg innych atrybutów. Opis wydzielen dla terenów Lasów Państwowych dostępny jest również przy pracy offline, po wcześniejszym zapisaniu danych na urządzeniu.

W mBDL można wyszukać wydzielenie leśne na podstawie adresu leśnego. Narzędzie to działa podobnie jak wyszukiwanie wydzielen w portalu internetowym. Jest podzielone na trzy grupy obiektów ze względu na trzy różne sposoby adresowania: Skarbu Państwa w zarządzie PGL LP, Skarbu Państwa w innym zarządzie (w tym m.in. parki narodowe) oraz pozostałe formy własności. Za pomocą tej funkcjonalności użytkownik ma możliwość wyszukania miejsca od poziomu całego nadleśnictwa do poziomu pojedynczego wydzielenia leśnego. W narzędziu użytkownik wybiera z predefiniowanych list poszczególne elementy adresu, budując całość, która następnie jest wyszukiwana na mapie. Przy pracy offline narzędzie to działa na danych, jakie zapisane są lokalnie na urządzeniu mobilnym.

Aplikacja wyposażona jest dodatkowo w szereg przydatnych w terenie funkcjonalności: zapis punktu z lokalizacji GPS lub ze wskazania na mapie, zapis trasy oraz prostą nawigację do wskazanego punktu. Tego typu funkcjonalności są z pewnością interesujące dla turystów, grzybiarzy, miłośników przyrody i innych

osób spędzających wolny czas w lesie. Użytkownik może oznaczyć na mapie oraz trwale zapisać np. miejsce pozostawienia auta, trasę przebytą podczas poszukiwań owoców runa leśnego/grzybów itp. Zapisane punkty i trasy można wyeksportować w postaci pliku KML, wysłać w dowolny sposób lub zaimportować na innym urządzeniu, na którym jest też zainstalowana aplikacja mBDL.



Rycina 4. Aplikacja mBDL

KONTAKT BEZPOŚREDNI – KOMUNIKACJA

Wymiana informacji i dialog z użytkownikiem to bardzo ważny aspekt rozwoju każdego systemu, ale i podstawa w komunikacji. Bank Danych o Lasach korzysta z informacji zwrotnych swoich użytkowników i udostępnia narzędzia pomocne w przekazywaniu informacji osobom tworzącym Bank. Między innymi w tym celu stworzono narzędzie do zgłaszania uwag i propozycji bezpośrednio z poziomu aplikacji mobilnej. W menu głównym należy wybrać pozycję 'Pomoc', a następnie 'Zgłoś uwagę'. Kontakt jest realizowany poprzez pocztę elektroniczną, więc na urządzeniu mobilnym należy mieć skonfigurowaną dowolną skrzynkę pocztową. Podobna funkcjonalność jest też zaimplementowana w portalu internetowym. Ponadto założony i obsługiwany jest odrębny adres mailowy bdl@bdl.lasy.gov.pl, na

który trafia bardzo wiele zapytań o dane, sugestie rozwoju i wzbogacenia zasobu zgromadzonych danych. Komunikacja z użytkownikami w całości jest prowadzona przez osoby na co dzień pracujące przy projekcie Banku Danych o Lasach, dzięki czemu udzielane odpowiedzi są rzetelne i bardzo konkretne. Na stronie internetowej udostępniony jest również numer telefonu, który często jest wykorzystywany, aby otrzymać nie tylko informacje o funkcjonowaniu Banku, ale również aby otrzymać informacje na temat ogólnie pojętego leśnictwa.

Komunikacja ze społeczeństwem odbywa się także za pomocą narzędzi niezwiązanych bezpośrednio z funkcjonowaniem BDL. Są to przede wszystkim media społecznościowe, takie jak portal Facebook. Posty o pojawieniu się aplikacji mobilnej mBDL na centralnym profilu Lasów Państwowych, jak i profilu BULiGL zanotowały rekordowe zasięgi i wysoki wskaźnik zaangażowania internautów, co wskazuje na bardzo duże zainteresowanie tematem. Tego typu sytuacje pokazują nie tylko to, że informacja o lasach, podana w przystępny sposób dociera do bardzo dużej liczby obiorców, ale także to, że chęć dostępu do informacji przez społeczeństwo jest duża. Pod postem pojawiło się bardzo dużo pozytywnych komentarzy, a także konstruktywnych pomysłów, które z pewnością będzie można w przyszłości wykorzystać przy rozbudowie aplikacji.

Las Państwowe
5 grudnia 2018

**JUŻ JEST!!
APLIKACJA MOBILNA Z MAPAMI LASÓW!**

Od wielu lat wszystkie lasy w Polsce są regularnie mierzone, opisywane, a na podstawie tych danych powstają ogólnokrajowe raporty i mapy. W każdym nadleśnictwie leśnicy co roku rysują zmiany i wprowadzają dane do systemu. Dodatkowo dofinansujemy podobne prace na terenie pozostałych lasów. Efektem tego jest m. innymi ogólnodostępny serwis www.bdl.lasy.gov.pl, który prowadzi dla nas Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej... Zobacz więcej

Mapy wszystkich lasów w telefonie
Aplikacja mobilna **BANKU DANYCH o LASACH**
dostępna na iOS i Androida

213 697
Liczba odbiorców

35 673
Aktywność

1,4 tys. Reakcje
Komentarze: 123 727 udostępnień

Skuteczność Twojego posta

213 697 Liczba odbiorców

5095 Reakcje, komentarze i udostępnienia

3111 Lubię to!	1155 Dotyczące posta	1856 Dotyczące udostępnień
552 Super	236 Dotyczące posta	316 Dotyczące udostępnień
7 Ha ha	0 Dotyczące posta	7 Dotyczące udostępnień
92 Wow	36 Dotyczące posta	56 Dotyczące udostępnień
606 Komentarze	246 Dotyczące posta	360 Dotyczące udostępnień
736 Udostępnienia	727 Dotyczące posta	9 Dotyczące udostępnień

30 578 Kliknięcia posta

4856 Liczba wyświetleń zdołania	3654 Liczba kliknięć w link	22 068 Inne kliknięcia
------------------------------------	--------------------------------	---------------------------

NEGATYWNE OPINIE

38 Ukryj post	5 Ukryj wszystkie posty
0 Zgłoś jako spam	1 Nie lubię tej strony

Statystyki mogą być opóźnione w porównaniu ze statystykami podanymi przy postach.

Rycina 5. Informacja o mBDL na profilu centralnym Lasów Państwowych na Facebooku

PODSUMOWANIE

Bank Danych o Lasach ma swój znaczący udział w tworzeniu wizerunku oraz postrzegania leśnictwa w Polsce. Śmiało może być on traktowany jako swoiste leśne okno na świat. Bank to jedyne miejsce, gdzie udostępniane są dla wszystkich zainteresowanych tak obszerne i szczegółowe informacje o lasach w Polsce. Z danych dostępnych w BDL korzysta bardzo wiele podmiotów: naukowcy, studenci, administracja samorządowa i rządowa, przedsiębiorcy, szeroko pojęci hobbyści. Ważne jest, aby udostępniana informacja była rzetelna, wyczerpująca i systematycznie aktualizowana, dzięki czemu społeczeństwo będzie miało możliwość kształtowania poglądów w oparciu o twarde dane i sprawdzone informacje.

Summary

Marcin Myszkowski¹, Jolanta Błasiak²

¹ Bureau for Forest Management and Geodesy
marcin.myszkowski@zarzad.buligl.pl

² Directorate-General of the State Forests, Warsaw
jolanta.blasiak@lasy.gov.pl

Forest Data Bank – a tool for sharing information about forests and communicating with the public

In forestry, communication with the public, that is a competent transfer of knowledge about the environment to other social groups, is important for different age and social groups. The Forest Data Bank (Bank Danych o Lasach, BDL) collects all available information about forests in Poland, presents and shares its resources mostly via the Internet. It is the most effective medium in the era of modern technologies, when the public commonly uses laptops or smartphones.

There are several data sharing channels in the Forest Data Bank: the **Internet portal** (descriptive information about forests, set wizard, interactive map, publication set), the **OGC map services** (WMS, WMTS, WFS), the **automatic data sharing system for forests managed by the State Forests Holding** and the **mobile application (mBDL)**. Each of these channels is very popular. The Bank is the only place where all interested people have access to such extensive and detailed information about forests in Poland.

The Internet portal is visited approx. 26 thousand times per month, for less than 17,000 unique users. **The automatic data sharing system for forests managed by the State Forests Holding** is very popular. This system provides automated data sets for forest districts (taxation description, map layer of forest sub-compartments borders and range of forest districts). In 2018, 2,765 “queries” were submitted in this way, 71,116 data sets were ordered, 22,335 of which were collected. In addition, the Forest Data Bank provides data on request. Such requests include unusual or customised data. Every year about 25–30 such demands are met. **OGC map services**, in particular WMS, are also very popular. It is used primarily as a service connected to nationwide map services, such as geoportal.gov.pl or geoserwis.gdos.gov.pl. The **BDL mobile application** has been installed since the beginning of December 2018 by approx. 17,000 users, of which currently about 14 thousand installations are active. The mBDL allows users to use forest maps also without access to the Internet. For working offline, the appropriate data set must be downloaded into a device.

Communication with the public takes place also in the media not directly related to the BDL. These are primarily social media, such as Facebook. Posts about the mBDL mobile

application appearance on the State Forests profile as well as the Bureau for Forest Management and Geodesy profile had record ranges.

The operating of the BDL significantly affects the image and perception of forestry in Poland. It is safe to say that it can be treated as a kind of forest window to the world. Forestry is positively perceived by the society, which has the access to information about forests and forestry, and the management principles in one third of the area of Poland.

Mariusz Ciesielski

Instytut Badawczy Leśnictwa
m.ciesielski@ibles.waw.pl

Wykorzystanie danych VGIS do monitorowania ruchu na terenach leśnych

1. WSTĘP

Według danych Głównego Urzędu Statystycznego leśność w Polsce w 2017 r. wyniosła 29,6% (Leśnictwo 2018). Lasy stanowią nieodłączny element krajobrazu i ludzkiej egzystencji, ponadto spełniają one szereg funkcji istotnych z punktu widzenia społeczeństwa. Jeszcze na początku XX w. las był wykorzystywany głównie do produkcji surowca drzewnego, natomiast obecnie coraz większą rolę odgrywają pozaprodukcyjne funkcje lasu, do których możemy zaliczyć funkcje: ochronną, klimatyczną, ekologiczną, kształtowania krajobrazu, a także funkcję społeczną (Pierzgalski 2008, Kuuluvainen 2009, Livesley i in. 2016, Paschalis-Jakubowicz 2005). To właśnie funkcja społeczna w oczach społeczeństwa jest jedną z najistotniejszych. Pojęcie funkcji społecznych jest bardzo szerokie i obejmuje swoim zakresem zagadnienia związane z ochroną zdrowia ludzi, ze wzbogacaniem rynku pracy, zagospodarowaniem terenów zdegradowanych, funkcją edukacyjną oraz traktowaniem lasu jako miejsca wypoczynku i rekreacji (Novak i in. 2014, Porter i in. 2016, Palmąka 2010, Gundersen i Frivold 2008). Las, głównie dla mieszkańców terenów miejskich, jest miejscem, w którym realizują oni jedną ze swoich podstawowych potrzeb, jaką jest kontakt z naturą (Gołos 2013). Istnieje wiele czynników, które sprawiają, że natężenie wykorzystania przestrzeni leśnej wzrasta. Do czynników tych możemy zaliczyć wzrost poziomu życia, wzrost świadomości ekologicznej, potrzebę regeneracji, chęć obniżenia poziomu stresu czy też zdystansowania się od spraw rodzinnych i zawodowych (Ulrich 1984, Kaplan 1995, Mandziuk i Janeczko 2009). W ostatnich latach czynnikiem motywującym do rekreacyjnego wykorzystywania lasu była również chęć aktywnego spędzania czasu. Do wielu czynności realizowanych na terenach leśnych można zaliczyć spacer, bieganie, jazdę konną i jazdę na rowerze oraz nowe formy spędzania wolnego czasu jak geocaching czy bushcraft.

W dobie rosnącego zapotrzebowania na pozaprodukcyjne funkcje lasów szczególnego znaczenia nabiera rozpoznanie nie tylko oczekiwań społeczeństwa

w zakresie funkcji lasu, zapotrzebowania na infrastrukturę techniczną, dostępności lasu i jego wyglądu, ale również informacja na temat faktycznego wykorzystania przestrzeni leśnej. Dla podmiotów zarządzających terenami leśnymi, w tym obszarami chronionymi, informacja o porach i miejscach, w których odbywa się ruch turystyczny oraz jego natężeniu wydaje się niezwykle istotna. Informacja ta może wspomóc proces podejmowania decyzji na różnym poziomie zarządzania oraz przyczynić się do m.in.:

1. ochrony terenów cennych przyrodniczo, na których zbyt duża intensyfikacja ruchu turystycznego mogłaby doprowadzić do przekroczenia naturalnej pojemności ekosystemów (Lyon i in. 2011),
2. opracowania standardów technicznych dotyczących elementów infrastruktury technicznej (Cessford i Muhar 2003),
3. minimalizacji konfliktów pomiędzy różnymi grupami użytkowników (Nogueira Mendes i in. 2012),
4. rozbudowy istniejącej infrastruktury technicznej i jej odpowiedniego rozmieszczenia (Dye i Shaw 2007),
5. identyfikacji obszarów o największym stopniu użytkowania (hot spot) (Cessford i Muhar 2003),
6. identyfikacji czynników ekonomicznych, politycznych, społecznych mających wpływ na użytkowanie rekreacyjne.

Dotychczas monitoring ruchu na terenach leśnych oraz określanie natężenia wykorzystania przestrzeni leśnej prowadzono wieloma sposobami. Do najpopularniejszych metod należy zaliczyć: badania ankietowe (Skłodowski i in. 2013), monitorowanie ruchu przy pomocy kamer video (Arnberger 2006) oraz systemy informacji przestrzennej (Taczanowska i in. 2008). Badania ankietowe są metodą umożliwiającą głównie poznanie profili osób odwiedzających tereny leśne oraz ich preferencji. Ponadto respondenci byli proszeni o określenie, jak często (np. raz w tygodniu, raz na miesiąc) oraz w jakich porach dnia i roku odwiedzają tereny leśne. W niektórych badaniach respondenci wskazywali również na mapach, jakie miejsca odwiedzili w ciągu zadanej jednostki czasu. Tak skonstruowane badanie pozwalało określić hipotetyczną liczbę osób odwiedzającą kompleksy leśne (Kienast i in. 2012). Monitorowanie natężenia ruchu przy zastosowaniu kamer video w porównaniu do metody ankietowej jest limitowane wielkością analizowanego obszaru. Kamery video stosowane były głównie w badaniach małych, zwartych kompleksów leśnych ze ściśle określonymi wejściami (Arnberger 2006). Zaletą stosowania kamer jest niewątpliwie szczegółowa informacja na temat rzeczywistego natężenia ruchu w danym obiekcie w wybranym czasie, przy różnych warunkach pogodowych. Coraz częściej w badaniach nad rzeczywistym wykorzystaniem przestrzeni leśnej stosowane są odbiorniki (GPS – *Global Positioning System*), które umożliwiają nie

tylko rejestrację przebiegu trasy, ale również liczbę postoi i prędkość poruszania się (Taczanowska i in. 2008). Ograniczeniem tej metody jest jakość zarejestrowanych danych (konieczność filtracji błędnych pomiarów) oraz brak sygnału GPS w zwartym i gęstym lesie, które uniemożliwiają wykorzystanie danych do analiz. Czynnikiem ograniczającym wykorzystanie tej metody może być obawa respondentów o utratę swojej prywatności. Zaletą badań z wykorzystaniem kamer video czy też odbiorników GPS jest połączenie ich z badaniami ankietowymi na wybranej próbie osób, istnieje wtedy możliwość skonfrontowania preferencji określonych w terenie do rzeczywistego wykorzystania przestrzeni leśnej. Należy podkreślić, iż w ostatnich latach dynamiczny rozwój systemów informacji przestrzennej oraz zwiększenie dostępności urządzeń mających wbudowane odbiorniki GPS (np. zegarki sportowe, nawigacje, telefony komórkowe) spowodowały, że przeprowadzenie badań nad określeniem natężenia wykorzystania przestrzeni leśnej stało się mniej kosztochłonne oraz bardziej powszechne. Rozwój ten doprowadził również do popularyzacji społecznościowej informacji geograficznej (VGI – *Volunteered Geographic Information*). Dane VGIS mogą stanowić cenne źródło informacji na potrzeby przestrzennego obrazowania aktywności społeczeństwa na różnorodnych obszarach, takich jak parki narodowe czy też parki miejskie (Foody i in. 2014).

Biorąc powyższe pod uwagę, należy postawić dwa istotne, z punktów widzenia badań na terenach leśnych, pytania: czy dane VGIS mogą zostać wykorzystane do określenia miejsc, które są atrakcyjne dla społeczeństwa w kontekście rekreacyjnej funkcji lasu?, czy dane te mogą posłużyć do monitorowania aktywności różnych grup użytkowników przestrzeni leśnej? Ponadto w referacie zwrócono uwagę na problematykę pozyskania i przetwarzania danych VGIS oraz ich relacje z wynikami badań ankietowych przeprowadzonych w ostatnich latach w Polsce.

2. DANE SPOŁECZNOŚCIOWEJ INFORMACJI GEOGRAFICZNEJ

Omawiając dane społecznościowej informacji geograficznej, nie sposób nie wspomnieć o dwóch głównych czynnikach, które spowodowały dynamiczny rozwój tej części GIS oraz wzrost zainteresowania tymi danymi przez naukowców, decydentów oraz firmy prywatne. Pierwszym z nich był rozwój Internetu, w tym głównie technologii Web 2.0, obejmującej serwisy internetowe, w których główną rolę odgrywa treść publikowana przez samych użytkowników (ryc. 1). Wielu użytkowników Internetu posiada swoje konta na portalach społecznościowych, które wykorzystują technologię Web 2.0. Rynek portali społecznościowych jest bardzo dynamiczny, część z nich nie jest w stanie sprostać próbie czasu, jak np. Grono, a inne zdobywają coraz to nowych użytkowników. Do najpopularniejszych portali społecznościowych możemy zaliczyć: Facebook, Twitter, Instagram, Flickr.

Według danych z badania przeprowadzonego przez Gemius/PBI na zlecenie serwisu Wirtualnemedial.pl w Polsce z portalu Facebook korzysta 21,6 mln osób, Instagram – 5,9 mln oraz Twitter – 4,4 mln. Rynek mediów społecznościowych jest zatem bardzo duży, co przekłada się bezpośrednio na liczbę tworzonych przez użytkowników danych.

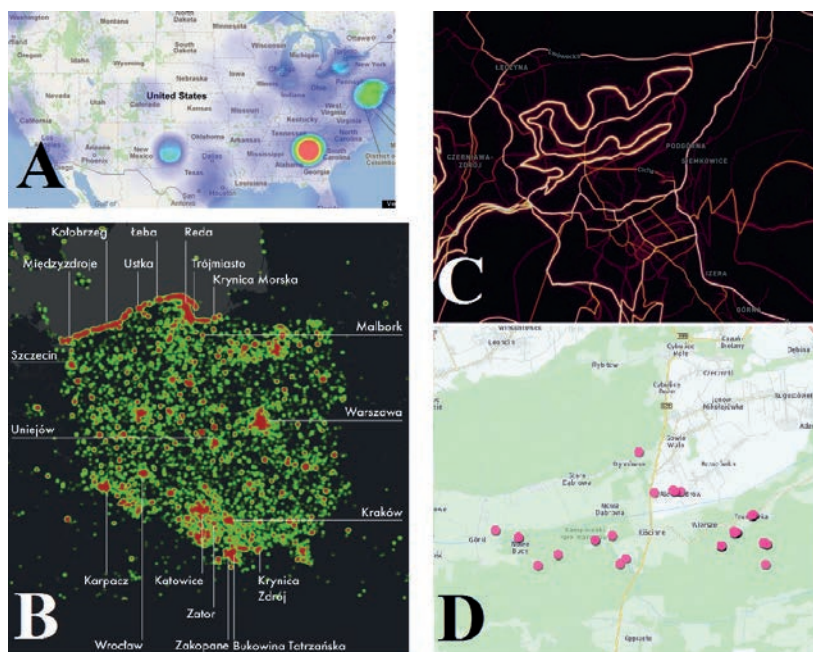


Rycina 1. Wybrane przykłady portali wykorzystujących technologię Web 2.0

Drugim elementem, który miał znaczny wpływ na rozwój VGIS były wspomniane systemy informacji przestrzennej, w tym głównie GPS. Urządzenia z wbudowanym systemem GPS używamy w życiu codziennym na każdym kroku. Nawigacje w samochodach, telefony komórkowe, aparaty cyfrowe i zegarki sportowe to tylko jedne z wielu przykładów.

Z punktu widzenia badań nad wykorzystaniem przestrzeni leśnej w celach rekreacji istotne są przede wszystkim dane z tak zwaną geolokalizacją, czyli posiadające odniesienie przestrzenne zdefiniowane jako zbiór współrzędnych. Obecnie wiele portali społecznościowych domyślnie dodaje lokalizację do treści publikowanych przez użytkowników. Przykładowo, na portalu Facebook istnieje możliwość zameldowania się w danym miejscu, np. Las Kabacki, Las Bielański. Większość wykonywanych przez użytkowników zdjęć posiada odniesienie przestrzenne (ryc. 2). Dostępne na rynku aparaty cyfrowe także są wyposażone w odbiornik nawigacji satelitarnej, a informacja o miejscu wykonania zdjęcia zapisywana jest w metadanych. Ponadto, osoby preferujące aktywny tryb życia korzystają z wielu platform oferujących możliwość rejestracji przebiegu tras. Aplikacje te mogą być zainstalowane na telefonach z systemem Android czy iOS (np. Endomondo, Strava, Mapmyride) bądź też użytkownicy korzystają z profesjonalnych zegarków sportowych (np. Polar, Garmin) do rejestracji tras, a następnie udostępniają je poprzez

bluetooth czy też WiFi na serwery internetowe. Warto zaznaczyć, że dane można zamieszczać w sieci w sposób świadomy i wtedy mówimy o danych VGIS, natomiast jeśli użytkownicy nie są świadomi, że informacje przez nich tworzone mogą zostać wykorzystane, wówczas mówimy o AGI (*Ambient Geographic Information*) (Crooks i in. 2013).



Rycina 2. Opracowania na podstawie danych VGIS: A) mapa lokalizacji wpisów z portalu Twitter zawierających słowo #goodmorning (źródło: huffingtonpost.com); B) mapa przedstawiająca miejsca spędzania wakacji przez użytkowników Instagrama opracowana na podstawie zdjęć z #wakacje (źródło: instagram.inc); C) mapa gęstości użytkowania szlaków w Nadleśnictwie Świeradów (źródło: strava.com); D) lokalizacja zdjęć z portalu Flickr na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego (źródło: flicr.com/map)

Ilość danych tworzonych przez społeczeństwo w krótkim czasie, w całej przestrzeni geograficznej, pozwala na określenie ich mianem tzw. big data. Dane te bardzo często zawierają nie tylko informacje ilościowe, ale również jakościowe, co daje możliwość krzyżowego przeanalizowania danych i uzyskania nieosiągalnych dotychczas informacji. Potencjał analityczny danych podkreślają naukowcy, w tym m.in. Anderson (2008), który zaznaczył, że obecnie odchodzi się od nauki opartej na stawianiu hipotez badawczych, przyszłość natomiast należy do metod polegających na zbieraniu dużej liczby danych i wyszukiwaniu zależności pomiędzy różnymi, na pierwszy rzut oka, zbiorami informacji.

Metod pozyskania danych VGIS jest wiele. W zależności od serwisu dane można pobierać albo poprzez zaciągnięcie przygotowanych paczek danych (np. dane w formacie shapefile z projektu OpenStreetMap), albo poprzez ogólnodostępne (API – *Application Programming Interface*). Skorzystanie z API wymusza na odbiorcy danych posiadanie wiedzy z zakresu programowania i może stanowić utrudnienie w pozyskaniu danych. Zaletą większości danych VGIS jest posiadanie metadanych. Metadane mogą dostarczyć odbiorcom informacji, takich jak:

- dane o użytkownikach – liczba osób o unikalnym ID, płeć, wiek,
- miejsce zamieszczenia danych w sieci – współrzędne X,Y,
- rodzaj urządzenia, jakim wykonano dane – model telefonu, aparatu,
- data pozyskania danych – np. data wykonania zdjęcia,
- hashtagi – umożliwiające filtrację danych, np. zdjęcia z hashtagiem las, przyroda.

Sam proces obróbki danych zależy już od odbiorców. Bardzo często duże ilości danych przechowywane są w tzw. hurtowniach danych, które usprawniają proces przetwarzania. Analiza danych odbywa się w zróżnicowanych środowiskach, takich jak bazy danych, oprogramowanie GIS czy też programy statystyczne i matematyczne.

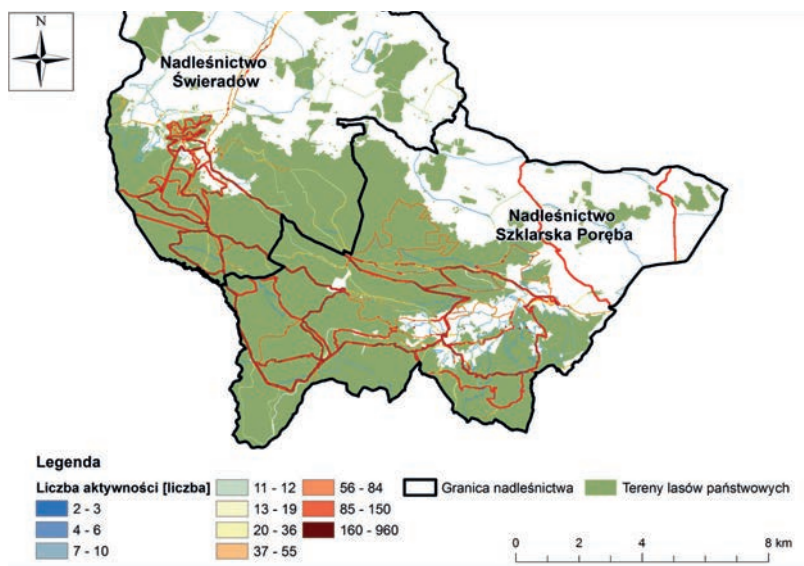
3. PRAKTYCZNE WYKORZYSTANIE DANYCH VGIS

Dane społecznościowej informacji geograficznej są wykorzystywane w większości do badań naukowych z zakresu nauk przyrodniczych i społecznych. W naukach technicznych zagadnienia dotyczące danych VGIS dotyczą głównie aspektów pozyskania i optymalizacji przetwarzania danych. Potencjał analityczny podkreślają i doceniają również podmioty z sektora prywatnego, które na podstawie danych VGIS określają m.in. możliwości inwestycyjne danego regionu. Poniżej przedstawiono wybrane przykłady ukazujące wykorzystanie danych VGIS w określaniu czynników mających wpływ na wzrost atrakcyjności terenów leśnych w oczach społeczeństwa oraz w monitorowaniu ruchu na terenach leśnych i terenach chronionych.

Na temat preferencji społeczeństwa odnośnie do wyglądu lasu powstało wiele prac. Obecnie doskonale wiemy, jaki model lasu jest preferowany w Polsce, jaki w Europie Zachodniej czy w Skandynawii (Ciesielski i Stereńczak 2018). Dane VGIS dostarczają nam jednak zupełnie nowych możliwości. Bernetti i in. (2019) na podstawie zdjęć z portalu Flickr określili, które obszary leśne charakteryzują się największą wartością świadczonych przez nie kulturowych usług ekosystemowych (CES). Wskazali oni również szereg zmiennych, które mogą mieć wpływ na CES. Podkreślili oni znaczny potencjał danych do wspomagania planowania i zarządzania lasami. Analizując zawartość zdjęć zamieszczonych przez użytkowników portali

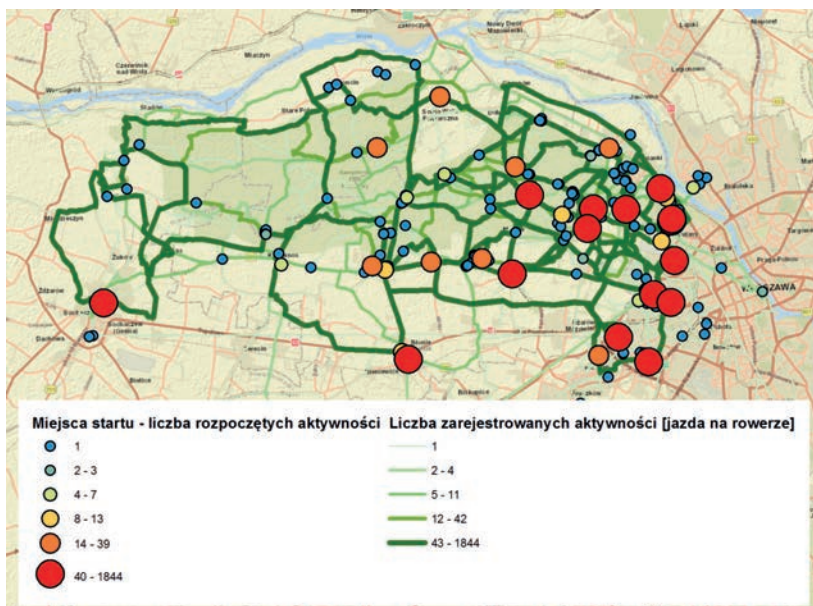
Instagram i Flickr, Hausmann i in. (2017) wykazali, że nie ma znacznej różnicy między preferencjami turystów określonymi na podstawie ankiet a preferencjami określonymi na podstawie treści zawartej na zdjęciach z portali społecznościowych. Podkreślili oni, że treści zamieszczone w mediach społecznościowych mogą być wykorzystywane do ciągłego monitorowania preferencji dotyczących różnorodności biologicznej i działalności człowieka.

Ciesielski i in. (2019), wykorzystując portale GPies.com oraz Endomondo, na których użytkownicy zamieszczają zarejestrowane przez siebie aktywności, potwierdzili, że na podstawie danych VGIS możliwe jest monitorowanie ruchu na terenach leśnych. Dysponując przebiegiem tras biegowych, rowerowych oraz pieszych, określili intensywność wykorzystania istniejących dróg i szlaków, wskazali terminy największego wykorzystania infrastruktury liniowej czy też wskazali odcinki szlaków, na których, ze względu na dużą intensyfikację ruchu różnych grup użytkowników przestrzeni, może dochodzić do konfliktów. Przedstawiony case study na obszarze dwóch nadleśnictw górskich – Szklarskiej Poręby i Świeradów wykazał, że wyniki uzyskiwane na podstawie danych VGIS potwierdzają wyniki badań ankietowych w zakresie delimitacji okresów największego natężenia ruchu (miesiące letnie), czasu trwania aktywności (2–3 h) czy też fakt, że najczęściej użytkowane są szlaki oznakowane. Na podstawie danych opracowali mapę przestrzennego rozkładu aktywności, która może służyć podmiotom zarządzającym jako wsparcie w podejmowaniu decyzji (ryc. 3).



Rycina 3. Przestrzenny rozkład aktywności użytkowników portali GPies.com i Endomondo (źródło: opracowanie własne)

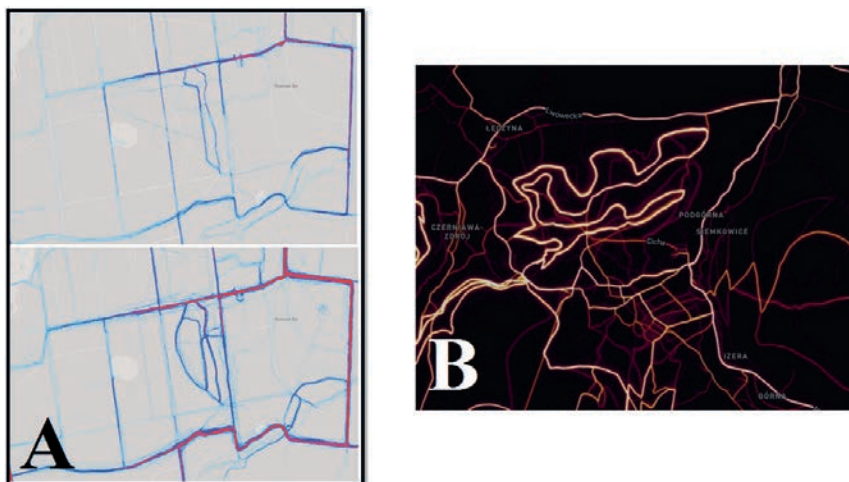
Dane ze wspomnianych portali GPies.com oraz Endomondo mogą posłużyć również do delimitacji najczęściej użytkowanych tras na obszarach parków narodowych. Informacje o miejscu rozpoczęcia trasy umożliwiają wskazanie punktowych obiektów infrastruktury (np. parkingi), które cieszą się największą popularnością. Przykładem może być analiza przeprowadzona dla Kampinoskiego Parku Narodowego (KPN), na rycinie 4. przedstawiono wykorzystanie tras przez rowerzystów oraz miejsca startu ich aktywności. Warto zwrócić uwagę na fakt, że Kampinoski Park Narodowy cieszy się dużą popularnością wśród mieszkańców Warszawy, którzy wybierają go jako miejsce spędzania wolnego czasu. Dowodem potwierdzającym ten fakt są nie tylko konkretne miejsca startu zlokalizowane w różnych punktach Warszawy, ale również intensyfikacja miejsc startu w okolicy Metra Młociny. Jak podkreślają liczne fora internetowe Metro Młociny jest idealnym punktem startu dla osób chcących spędzić czas w KPN.



Rycina 4. Przestrzenny rozkład aktywności (jazda na rowerze) użytkowników portali GPies.com, Endomondo oraz Mapmyride na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego (źródło: opracowanie własne)

Portale, na których publikowane są dane VGIS, często udostępniają na swoich stronach zagregowane dane. Dane te odbiorcy mogą głównie przeglądać. Jednak nawet przeglądanie, bez możliwości pobrania, może osobom decyzyjnym dostarczyć zupełnie nowych informacji. Jednym z przykładów może być analiza wpływu rozbudowy infrastruktury technicznej (np. ścieżki) na wzrost liczby osób korzystających ze szlaków w Nadleśnictwie Głogów Małopolski. Rycina 5A przedstawia

informacje o natężeniu wykorzystania przestrzeni leśnej przed i po wybudowaniu tzw. Ścieżki Wolności. Kolejny przykład (również z portalu Strava) to single track Zajęcznik w Nadleśnictwie Szklarska Poręba i znaczna różnica w liczbie tras zarejestrowanych na single tracku a liczbą tras na pozostałych szlakach (ryc. 5B).



Rycina 5. Zróżnicowanie wykorzystania terenów przed i po wybudowaniu Ścieżki Wolności w Nadleśnictwie Głogów Małopolski (A) oraz terenów single track Zajęcznik i okolicznych tras (B). Im większa szerokość linii tym większe natężenie wykorzystania (źródło: strava.com)

4. CZYNNIKI OGRANICZAJĄCE STOSOWANIE DANYCH VGIS

Istnieje wiele czynników, które wpływają na szacowanie liczby turystów i monitorowanie ruchu na terenach leśnych na podstawie danych VGIS. Czynniki te można pogrupować w cztery główne kategorie (ryc. 6). Pierwsza z nich to tzw. profil użytkowników obejmujący zagadnienia związane z wiekiem, płcią czy narodowością. Przykładowo, nie wszystkie grupy wiekowe w równym stopniu wykorzystują możliwości nowych technologii i serwisów społecznościowych. Wpływa to na nadmiar danych o jednej grupie wiekowej, np. nastolatki, a o niedoborze danych grupy osób np. w wieku poprodukcyjnym. Odbiorca danych VGIS, w przeciwieństwie do badań ankietowych, nie ma wpływu na dobór próby. Czynnikiem powiązanim z profilem użytkownika jest również prywatność. Nie wszyscy użytkownicy portali społecznościowych czy aplikacji sportowych podają swoje dane osobowe, tym samym część danych pozbawiona jest tej informacji. Jest to duży mankament, którego nie ma w przypadku badań ankietowych połączonych z udostępnieniem odbiorców GPS do rejestracji tras przez respondentów. Tym samym w przypadku danych VGIS bardzo często brak jest możliwości znalezienia odpowiedzi na pytania,

czy użytkownikiem danej przestrzeni byli: kobieta czy mężczyzna, mieszkaniec okolicznych gmin czy też turysta z innego województwa. Z pojęciem prywatności również wiąże się zagadnienie możliwości pobrania danych z serwerów. Osoba zainteresowana danymi może pobrać tylko te informacje, które użytkownicy serwisów zdecydowali się udostępnić publicznie. Należy jednak podkreślić, że mimo polityki prywatności, zwykle pobrany zasób danych jest tak duży, że odzwierciedla preferencje całej populacji. Kolejną grupą czynników jest lokalizacja i związane z nią takie zagadnienia jak klimat czy dostępność zasięgu sieci komórkowych i sieci WiFi. Reasumując, nie na wszystkich obszarach jest możliwość połączenia z siecią. Tym samym brak jest możliwości opublikowania danych „tu i teraz”. Klimat również wpływa na możliwość użytkowania urządzeń z odbiornikami GPS. Doskonałym przykładem są tutaj aparaty cyfrowe czy komórkowe, które mogą nie działać w miejscach, gdzie temperatura wynosi np. 40°C czy -50°C. Wpływ na szacowanie liczby turystów ma także atrakcyjność obszaru. Zwykle w sieci użytkownicy publikują dane, którymi chcą się pochwalić, np. odwiedzili znane miejsce, więc zaznaczają swoją obecność w nim, lub znaleźli unikalny okaz rośliny i chcą udokumentować swoje odkrycie bądź po prostu kierują się emocjami (zarówno pozytywnymi, jak i negatywnymi), wywołanymi przez widok, który zobaczyli, np. zachód słońca w górach. Jeżeli więc odwiedzone miejsce nie wywołuje w turystyce żadnych emocji, zwykle nie chwali się obecnością w nim. Ostatnią grupą czynników są zdarzenia, które miały miejsce na danym obszarze. Jeżeli wydarzy się coś nadzwyczajnego bądź też organizowane są jakieś wydarzenia i imprezy, wtedy może powstać więcej danych niż podczas zwykłych dni.



Rycina 6. Grupy czynników wpływających na szacowanie liczby turystów na podstawie danych VGIS a rzeczywista liczba turystów wynikająca z prowadzonych rejestrów, np. sprzedaży biletów (źródło: opracowanie własne na podstawie Tenkanen i in. 2017)

5. PODSUMOWANIE

Dane VGIS posiadają olbrzymi potencjał analityczny. Wielość portali, z których można pobrać dane i liczba użytkowników sprawiają, że naukowcy i decydenci uzyskali dostęp do ogromnego zasobu wiedzy. Należy mieć świadomość, że dane te mają swoje zalety, jak również ograniczenia, co podkreślano już w tej pracy. Dane VGIS mogą być uzupełnieniem lub nawet alternatywą dla danych zbieranych *in situ* podczas badań związanych z rekreacyjną funkcją lasu i wykorzystaniem przestrzeni leśnej. Mogą wspomóc proces wspierania decyzji na różnych poziomach zarządzania leśnictwa, nadleśnictwa, regionalnej dystrykcji LP czy DGLP i stać się jednym z istotnych elementów projektowanych DSS.

Summary

Mariusz Ciesielski

Forest Research Institute
m.ciesielski@ibles.waw.pl

The use of VGIS data for monitoring traffic in forest areas

The increase in interest in spending free time in forest areas makes that from the management point of view information on where and when tourist traffic takes place and its intensity is highly important. This information may be an element of a decision support system at different levels, e.g. forest range, forest district. Decision-makers can use it to take actions aimed at, *inter alia*, protection of valuable natural areas, where increased tourist traffic could lead to exceeding the natural capacity of ecosystems, or the expansion of technical infrastructure and its adaptation to various groups of users (e.g. cyclists, runners).

There are many methods of obtaining information on the use of forest space. They may include surveys, traffic monitoring by using video cameras, eco-counter or GPS receivers. All these methods require financial expenditures, which may, to some extent, limit their application. However, in recent years, due to dynamically developing spatial information systems and universal access to GPS receivers, built-in e.g. in mobile phones or sports watches, of so-called volunteered geographic information (VGIS) have been developed. VGIS data are created and made available free of charge by users to other users and can be a valuable source of information about spatial imaging of social activity in forest areas.

The paper presents possibilities of using various spatial VGIS data to monitor activities of various groups of forest space users, including pedestrians, runners and cyclists. Attention was paid to issues related to obtaining and processing data and their relationship with the results of surveys conducted in recent years in Poland.

LITERATURA

- Anderson C. 2008. The end of theory: The data deluge makes the scientific method obsolete, *Wired Magazine*, 16.07.
- Arnberger A. 2006. Recreation use of urban forests: As inter-area comparison. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4: 135–144.
- Bernetti I., Chirici G., Sacchelli S. 2019. Big data and evaluation of cultural ecosystem services: an analysis based on geotagged photographs from social media in Tuscan forest (Italy). *iForest*, 12: 98–105.

- Cessford G., Muhar A. 2003. Monitoring options for visitor number in national parks and natural areas. *Journal for Nature Conservation*, 11: 240–250.
- Ciesielski M., Stereńczak K. 2018. What do we expect from forests? The European view of public demands. *Journal of Environmental Management*, 209: 139–151.
- Ciesielski M., Stereńczak K., Bałazy R. 2019. Wykorzystanie danych społecznościowej informacji geograficznej do monitorowania ruchu w przestrzeni leśnej. *Sylvan*, 163(1): 80–88.
- Crooks A., Croitoru A., Stefanidis A., Radzikowski J. 2013. #Earthquake: Twitter as a Distributed Sensor System. *Transactions in GIS*, 17(1): 124–147.
- Dye A.S., Shaw S.L. 2007. A GIS-based spatial decision support system for tourist of Great Smoky Mountains National Park. *Journal of Retailing and Consumer Services*, 14: 269–278.
- Footy G.M., See L., Fritz S., van der Velde M., Perger C., Schill C., Boyd D.S., Comber A. 2014. Accurate attribute mapping from volunteered geographic information: issues of volunteer quantity and quality. *The Cartographic Journal*, 52: 1–9.
- Gołos P. 2013. Selected aspects of the forest recreational function in view of its users. *Forest Research Papers*, 74(3): 257–272.
- Gundersen V., Frivold L. 2008. Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. *Urban Forestry & Urban Greening*, 7: 241–258.
- Hausmann A., Toivonen T., Slotow R., Tenkanen H., Moilanen A., Heikinheimo V., Di Minin E. 2017. Social Media Data Can Be Used to Understand Tourists' Preferences for Nature-Based Experiences in Protected Areas. *Conservation Letters* 00(0): 1–11.
- Kaplan S. 1995. The restorative benefits of nature: Toward an integrative framework. *Journal of Environmental Psychology*, 15: 169–182.
- Kienast F., Degenhardt B., Weilenmann B., Wäger Y., Buchecker M. 2012. GIS-assisted mapping of landscape suitability for nearby recreation. *Landscape and Urban Planning*, 105: 385–399.
- Kuuluvainen T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: the complexity challenge. *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 38(6): 309–315.
- Leśnictwo 2018. 2018. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Livesley S.J., McPherson G., Calfapietra C. 2016. The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *Journal of Environmental Quality*, 45: 119–124.
- Lyon K., Cottrell S.P., Siikamaki P., van Marwijk R.B.M. 2011. Biodiversity hotspots and visitor flows in Oulanka National Park, Finland. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism*, 11: 100–111.

- Mandziuk A., Janeczko K. 2009. Turystyczne i rekreacyjne funkcje lasu w aspekcie marketingowym. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 4(23): 65–71.
- Nogueira Mendes R., Silva A., Grilo C., Rosalino L.M., Silva C.P. 2012. MTB monitoring in Arrábida natural Park, Portugal. [W:] P. Fredman i in. (red.): 6th International Conference on Monitoring and Management of Visitors in Recreational and Protected Areas: 32–33.
- Novak D., Hirabayashi S., Bodine A., Greenfield E. 2014. Tree and forest effect on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 193: 119–129.
- Palmąka M. 2010. Rekultywacja terenów zdegradowanych zarządzanych przez PGL LP. Prezentacja na Studium podyplomowe – dotacje europejskie dla leśnictwa. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu.
- Paschalis-Jakubowicz P. 2005. Lasy i leśnictwo Polskie w Unii Europejskiej – oczekiwania i niepokoje. [W:] Społeczny wymiar lasów. CILP, Warszawa: 53–67.
- Pierzgalski E. 2008. Relacje między lasem a wodą – przegląd problemów. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 2(18): 13–23.
- Porter B., Czyżyk K., Trzeciński G. 2016. Las i leśnictwo dla rozwoju gospodarki. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 49B(5): 72–77.
- Skłodowski J., Gołos P., Skłodowski M., Ożga W. 2013. Preferencje osób odwiedzających wybrane kompleksy leśne w zakresie turystyki leśnej i organizacji wypoczynku. *Leśne Prace Badawcze*, 74: 293–305.
- Taczanowska K., Muhar A., Brandenburg C. 2008. Potential and limitations of GPS tracking for monitoring spatial and temporal aspects of visitor behaviour in recreational areas. [W:] A. Raschi, S. Trampetti (red.): Management for protection and sustainable development. Montecatini, Italy: Consiglio Nazionale della Ricerche: 451–455.
- Tenkanen H., Di Minin E., Heikinheimo V., Hausmann A., Herbst M., Kajala L., Toivonen L. 2017. Instagram, Flickr, or Twitter: Assessing the usability of social media data for visitor monitoring in protected areas. *Scientific Reports*, 7: 1–11.
- Ulrich R.S. 1984. View through a window may influence recovery from surgery. *Science*, 224: 420–421.

Monika Figaj¹, Mariusz Błasiak²

¹ Ministerstwo Środowiska
monika.figaj@mos.gov.pl

² Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych
mariusz.blasiak@lasy.gov.pl

Wykorzystanie geoinformatyki w określaniu wielkości pochłaniania CO₂ przez las

1. WSTĘP

Lasy polskie, zarządzane w sposób zrównoważony, są ważnym elementem polityki klimatycznej państwa. Grunty leśne są w wyjątkowy sposób użytkowane, gdyż pochłaniają i magazynują węgiel, w przeciwieństwie do innych rodzajów użytkowania gruntów, które są zazwyczaj jedynie źródłem emisji. Ekosystemy leśne stanowią również największy pochłaniacz w kraju, z tego względu szczególnie ważne jest dokładne szacowanie bilansu emisji i pochłaniania z tych gruntów leśnych.

Przykładem praktycznych działań polskich leśników jest realizowany obecnie projekt „Leśne Gospodarstwa Węgłowe”. Jego celem jest wskazanie czynności gospodarczych, które mogą w jeszcze większym stopniu wpłynąć na zwiększenie przez lasy pochłaniania i utrzymywania gazów cieplarnianych w biomasie i glebie. W ramach projektu badana i raportowana jest ilość zwiększenia pochłaniania dwutlenku węgla przez ekosystem leśny z wykorzystaniem tzw. modelu kanadyjskiego (CBM-CFS3 – *Carbon Budget Model*), który jest parametryzowany do polskich warunków przyrodniczo-leśnych. W kolejnym kroku planowane jest wdrożenie nowej generacji tego oprogramowania, wykorzystującego dane przestrzenne (głównie rastrowe).

2. POCHŁANIANIE CO₂ PRZEZ LAS W UNIJNEJ POLITYCE KLIMATYCZNEJ

W obecnym okresie rozliczeniowym (do roku 2020) emisje i pochłanianie gazów cieplarnianych w sektorze użytkowania gruntów, zmiany użytkowania gruntów i leśnictwa (LULUCF) nie są uwzględnione w unijnym celu redukcji emisji gazów cieplarnianych o 20%. Kwestia sektora LULUCF została natomiast zasygnalizowana w konkluzjach Rady Europejskiej (RE) z października 2014 r. w zakresie ram

polityki klimatyczno-energetycznej do 2030 roku. W rozdziale odnoszącym się do sektorów nieobjętych EU ETS nawiązano do sektora rolnego i sektora użytkowania gruntów. Rada Europejska zwróciła się do Komisji Europejskiej (KE) o analizę najlepszych sposobów zachęcania do zrównoważonej intensyfikacji produkcji żywności przy jednoczesnej optymalizacji udziału tego sektora w łagodzeniu skutków emisji i w sekwestracji gazów cieplarnianych (w tym m.in. przez zalesianie). Gdy tylko pozwolą na to warunki techniczne, a w każdym razie przed rokiem 2020, zostanie określona polityka dotycząca włączenia kwestii sektora LULUCF do ram łagodzenia skutków emisji gazów cieplarnianych do roku 2030. Konkluzje Rady dały mandat Komisji Europejskiej do podjęcia działań w kierunku włączenia sektora LULUCF do unijnego pakietu klimatyczno-energetycznego dla okresu 2021–2030.

W 2016 r. Komisja Europejska przedstawiła swoją propozycję legislacyjną, która po dwuletnich negocjacjach weszła w życie w lipcu 2018 r. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2018/841 z dnia 30 maja 2018 r. w sprawie włączenia emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych w wyniku działalności związanej z użytkowaniem gruntów, zmianą użytkowania gruntów i leśnictwem do ram polityki klimatyczno-energetycznej do roku 2030 i zmieniające rozporządzenie (UE) nr 525/2013 oraz decyzję nr 529/2013/UE (zwane dalej rozporządzeniem LULUCF) określa zobowiązania państw członkowskich w zakresie zasad rozliczania oraz zgodności informacji odnoszących się do sektora LULUCF, umożliwiających realizację zobowiązania przedłożonego przez UE na forum Ramowej konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu w zakresie redukcji emisji gazów cieplarnianych na lata 2021–2030.

Jednym z najistotniejszych wymagań ww. rozporządzenia jest ustanowienie przyszłego poziomu referencyjnego dla lasów (FRL – *forest reference level*) na podstawie kontynuacji praktyki zrównoważonej gospodarki leśnej udokumentowanej w okresie 2000–2009, z uwzględnieniem zmieniającej się struktury wiekowej drzewostanów. Zgodnie z treścią rozporządzenia LULUCF, Polska, tak jak i inne państwa członkowskie, ma obowiązek wysłać do 31 grudnia 2018 r. prognozowany poziom referencyjny dla lasów dla okresu 2021–2025. Poziom ten musi być zgodny z wymaganiami nakreślonymi w rozporządzeniu LULUCF i musi się opierać na kryteriach opisanych w rozporządzeniu.

Zarządzeniem Ministra Środowiska powołano Zespół do spraw opracowania krajowych planów związanych z rozliczaniem emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych w wyniku działalności związanej z leśnictwem. Zespół jest zespołem technicznym składającym się z ekspertów z wyraźnie określonymi zadaniami. Jednym z kluczowych zadań Zespołu jest wyliczenie poziomu referencyjnego dla lasów. Członkami Zespołu są przedstawiciele DGLP, IBL, BULiGL, KOBiZE oraz Ministerstwa Środowiska. Są również dopraszani eksperci w zależności od potrzeb.

W celu wyliczenia poziomu referencyjnego dla lasów opracowano prognozy, które wykazują, co stałoby się z zarządzanymi gruntami leśnymi, gdyby kontynuowano historyczny reżim gospodarowania z okresu 2000–2009. W poziomie referencyjnym nie uwzględniono oddziaływania przyszłych polityk i zapotrzebowania rynków na surowiec. Te same praktyki zarządzania w okresie referencyjnym, bez jakichkolwiek zmian, są stosowane w trakcie okresu 2021–2025. Podejście to opiera się na zapisach rozporządzenia LULUCF.

Wykonano parę etapów wyliczeń, aby osiągnąć ostateczny wynik dla poziomu referencyjnego. Finalne szacunki salda emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych dla kategorii grunty leśne pozostające gruntami leśnymi¹ szacowano w ramach dwóch procesów, tj. przez wykorzystanie oprogramowania CBM-CFS3 do oceny zmian zasobów węgla w ekosystemach leśnych oraz wykorzystanie metod kalkulacji i modelu oceniającego efekt substytucji węgla w produktach z pozyskanego drewna, które są stosowane w ramach krajowych inwentaryzacji gazów cieplarnianych. Rezerwuar produktów z drewna również stanowi część poziomu referencyjnego dla lasów.

Równoległe z wyżej opisanymi pracami Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe podjęło się zadania, którego celem jest wskazanie czynności gospodarczych, które mogą w jeszcze większym stopniu wpłynąć na zwiększenie przez lasy pochłaniania i utrzymywania gazów cieplarnianych w biomasie i glebie. W 2017 roku uruchomiono projekt rozwojowy pod nazwą „Leśne Gospodarstwa Węglowe”. Głównym czynnikiem niekorzystnie wpływającym na klimat jest nadmierna emisja dwutlenku węgla (CO₂) do atmosfery. W Porozumieniu Paryskim z 2015 r. wskazano lasy jako naturalny pochłaniacz gazów cieplarnianych, ponadto położono nacisk na zwiększenie wykorzystania lasów i zrównoważonej gospodarki leśnej do walki ze zmianami klimatycznymi. Projekt ma szczególne znaczenie w perspektywie zeszłorocznej Konferencji Stron Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w Sprawie Zmian Klimatu (COP 24). W wydarzeniu uczestniczyło ok. 20 tys. osób z 190 krajów, w tym politycy, reprezentanci organizacji pozarządowych oraz środowisk naukowych i świata biznesu. Podczas tego wydarzenia Lasy Państwowe zaprezentowały szerokiemu gronu odbiorców działania polskich leśników zmierzające do ochrony klimatu. Podczas COP 24 została przyjęta Deklaracja ministerialna wzywająca Strony do zachowania i zwiększania zasobów węgla w pochłaniaczach i rezerwuarach gazów cieplarnianych do roku 2050 oraz wskazująca na kluczową rolę pochłaniaczy w osiągnięciu celu wyznaczonego przez Porozumienie Paryskie.

Projekt nie tylko promuje lasy jako ekosystemy łagodzące negatywne zmiany klimatu, dowodzi również, że tzw. działania dodatkowe w leśnictwie na obsza-

¹ Definicja używana w raportowaniu emisji i pochłaniania do Sekretariatu Ramowej Konwencji NZ w sprawie zmian klimatu.

rach objętych projektem wyraźnie zwiększają potencjał absorpcyjny lasów. W tej chwili Leśne Gospodarstwa Węglowe mają znikomy wpływ na polski bilans CO₂, ponieważ projekt z założenia ma charakter pilotażowo-testowy i realizowany jest w ograniczonej skali. To przedsięwzięcie przede wszystkim badawcze i naukowe, które ma dopiero dać odpowiedź na to, czy i w jakim zakresie warto je kontynuować w przyszłości i jakie rezultaty może przynieść realizowane na większą skalę. Należy zauważyć, że projekt „Leśne Gospodarstwa Węglowe” w całości finansowany jest przez Lasy Państwowe.

Projekt realizowany jest w 23 nadleśnictwach na obszarze 13 regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w wybranych przez nie do tego celu drzewostanach – w sumie na powierzchni 12 tys. ha (z tego działania dodatkowe prowadzone są na 6,7 tys. ha). Dla porównania, lasy w Polsce zajmują ok. 9,3 mln ha, z czego Lasy Państwowe zarządzają ok. 7,6 mln ha. Wielkość szacowanego efektu dodatkowego pochłaniania CO₂ w projekcie LGW to około 1 mln ton przez okres 30 lat (obliczenia te wykonywane są za pomocą oprogramowania CBM-CFS3 (*Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector*). To oznacza, że w latach 2017–2046 na ww. powierzchni leśnej włączonej w projekt zostanie w wyniku realizacji działań dodatkowych (przykładami takich działań jest wprowadzanie drugiego piętra drzew oraz podszytów, zalesienia, wprowadzanie gatunków szybko rosnących, zwiększanie powierzchni odnowień naturalnych oraz działania zapobiegające nadmiernemu uszkodzeniu powierzchni gleby) pochłonięte blisko milion ton CO₂ więcej. Zgodnie z przyjętym modelem wydłużenie okresu o dalsze 20 lat spowoduje przyrost do ok. 1 900 000 ton dodatkowo pochłoniętego CO₂. Przykładowo przyjmując, że powyższe założenia zostaną potwierdzone w trakcie realizacji projektu oraz że powierzchnia lasów, na której zaproponowane działania dodatkowe przyniosą spodziewany skutek, wynosi ok. 1 mln ha (z 7,6 mln ha zarządzanych przez LP), wówczas ilość dodatkowo pochłoniętego CO₂ wyniesie ok 83,3 mln ton CO₂ w okresie 30 lat.

Projekt LGW jest wspierany na bieżąco przez kilka krajowych ośrodków badawczych: Instytut Badawczy Leśnictwa, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Instytut Dendrologii PAN w Kórniku, Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, Taxus I.T., Uniwersytet Rolniczy w Krakowie. Wsparcie eksperckie i badawcze zapewniają dodatkowo, za pośrednictwem IBL, podmioty zagraniczne, takie jak JRC (Joint Research Centre – wspólne centrum badawcze Komisji Europejskiej). Na potrzeby projektu wykorzystywane są również prace badawczo-rozwojowe realizowane w ramach programu Rembiofor (finansowanego m.in. przez NCBiR w zakresie programów BIOSTRATEG), np. projekt „Teledetekcyjne określanie biomasy drzewnej i zasobów węgla w lasach” – BIOSTRATEG1/267755/4/NCBR/2015.

Efekty projektu uzupełnione są o działania promujące. Ich przykładem jest ubiegłoroczna pierwsza aukcja dodatkowo pochłoniętego dwutlenku węgla w wyniku

realizacji działań dodatkowych tzw. jednostek dwutlenku węgla (JDW). Jej wyniki zostały ogłoszone podczas Międzynarodowych Targów Ochrony Środowiska POL-ECO SYSTEM w Poznaniu. Cały dochód ze sprzedaży jednostek dwutlenku węgla zostanie przeznaczony na realizację przedsięwzięć o charakterze edukacyjnym, turystycznym i przyrodniczym, tj. budowę drewnianej wieży widokowej, odrestaurowanie zabytkowego słupa granicznego, budowę wiat rekreacyjnych, pozyskiwanie gruntów celem zalesień oraz modernizację ścieżki edukacyjnej. Przedsięwzięcia te zostały wybrane przez nabywców jednostek dwutlenku węgla.

3. MODELOWANIE BILANSU WĘGLA ORGANICZNEGO W EKOSYSTEMACH LEŚNYCH NA POTRZEBY PROJEKTU LEŚNE GOSPODARSTWA WĘGLOWE Z WYKORZYSTANIEM MODELU CBM-CFS3

Model CBM-CFS3 – *Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector ver. 3* jest podstawowym oprogramowaniem do określania zmian zasobów węgla w lasach kanadyjskich. Wykorzystywany jest przez Rząd Federalny Kanady do obliczania rocznych wartości emisji gazów cieplarnianych w celu realizacji obowiązującej w tym zakresie sprawozdawczości międzynarodowej. Jest także wykorzystywany przez rządy innych państw, przedstawicieli przemysłu drzewnego oraz organizacje pozarządowe do celów planowania gospodarki leśnej i kontroli wymagań z zakresu certyfikacji lasów, realizacji zrównoważonej gospodarki leśnej i wsparcia bieżącego procesu decyzyjnego w leśnictwie. Jest to jednocześnie prawdopodobnie najszerzej wykorzystywany model na świecie, o czym świadczą rejestrowane na stronie Canadian Resources pobrania (model został pobrany ponad 1500 razy z adresów pochodzących z ponad 45 państw świata). Zdaniem niezależnych ekspertów (Harold 2016) model ten jest najbardziej zaawansowanym i komplementarnym oprogramowaniem do symulacji dynamiki przestrzennej wszystkich rezerwuarów węgla w lesie, wymaganych przez Ramową Konwencją ONZ w sprawie zmian klimatu (UNFCCC – *United Nations Framework Convention on Climate Change*). Jest także zgodny z wytycznymi zawartymi w tzw. dobrych praktykach (*Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*) opublikowanych przez Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu (IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*). W 2012 roku Instytut Badawczy Leśnictwa, na zlecenie Lasów Państwowych, rozpoczął prace nad dostosowaniem tego modelu do warunków polskich. Cytując za sprawozdaniem końcowym: *W warunkach Polski model ten został sparametryzowany z jednej strony częściowo do poziomu regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych, a z drugiej do poziomu krain przyrodniczo-leśnych. Dodatkowo został on także dostosowany do drzewostanów wielogatunkowych,*

charakterystycznych dla naszego kraju. Przy porównywaniu poszczególnych elementów, na których opiera się model i dla których dokonuje predykcji, należy pamiętać, że czym innym może być gleba w strukturze programu, a czym innym w powszechnej opinii (polskich) gleboznawców. Przykładowo w modelu CBM do gleby włączane są drobne struktury organiczne (jak drobne korzenie czy drobne gałęzie), których nie bierze się zwykle pod uwagę przy ocenie węgla w glebie w warunkach laboratoryjnych.

Niezbędnym minimum do stworzenia plików wejściowych (wsadowych) dla modelu CBM-CFS3 jest określenie gatunku oraz wieku drzew w drzewostanie. Wiek drzewostanu ma fundamentalne znaczenie dla modelowania późniejszych zaburzeń, których wystąpienie w danym punkcie czasowym odnosimy właśnie do tego parametru. Ponieważ model CBM-CFS3 jest modelem wychodzącym w symulacjach od grubizny drzew jako najlepiej rozpoznanego (w wyniku przeprowadzonej inwentaryzacji) elementu ekosystemów leśnych, bardzo ważnym jest odpowiednie dopasowanie tablic zasobności do danego drzewostanu.

W przypadku polskiej wersji CBM-CFS3 stosowane były różne podejścia do tego zagadnienia, zaczynając od stosowania tablic opracowanych przez Schwappacha, Szymkiewicza, Bruchwalda i in. (1999, 2000, 2002, 2003), zmodyfikowanych i częściowo zregionalizowanych przez Sochę na potrzeby przedmiotowego projektu. W ramach realizowanych testów stosowano także różne podejścia do samego tworzenia plików wsadowych, zaczynając od plików wsadowych opartych wyłącznie o gatunek główny, a kończąc na plikach, w których reprezentowane są wszystkie gatunki w warstwie.

Wszystkie zebrane dane wraz z wzorami umożliwiającymi konwersję grubizny na biomasa stanowią trzon obliczeniowy modelu. Odpowiednie zastosowanie klasyfikatorów (kraina przyrodniczo-leśna, rodzaj terenu, wiek, typ lasu, gatunek) umożliwia przeprowadzenie dokładnych analiz.

Generalnie stwierdzić można, że kalibracja modelu opiera się na dwóch podstawowych filarach. Jednym jest część nadziemna biomasy, a drugim część podziemna wraz z glebą. Najprościej można określić dokładność modelu dla części nadziemnej, a zasadniczo dla grubizny, która (poprzez pierśnicę) jest zdecydowanie najczęściej mierzonym parametrem drzew. Ponieważ model korzysta z regionalnych krzywych wzrostu, częściowo opartych o dane WISL, jego dokładność dla części nadziemnych jest większa od innych, obecnie stosowanych metod. Również dla pozostałych elementów biomasy nadziemnej model korzysta z najbardziej kompleksowych i aktualnych danych, opracowanych przez Margaret Penner na podstawie dostępnej literatury i danych WISL. Ciężko jest jednak dokładnie określić predykcję modelu dla pozostałych elementów biomasy, ponieważ prowadzone w tym zakresie badania (głównie przez dr. hab. Andrzeja Jagodzińskiego) reprezentują stosunkowo niewielką próbę.

Pomijając relatywnie dobrze rozpoznaną biomasę nadziemną, model weryfikowano dodatkowo z pomiarami wieży w Tucznie (dla porównania pochłaniania całego ekosystemu) oraz w oparciu o powierzchnie BioSoil (dla porównania węgla w glebie).

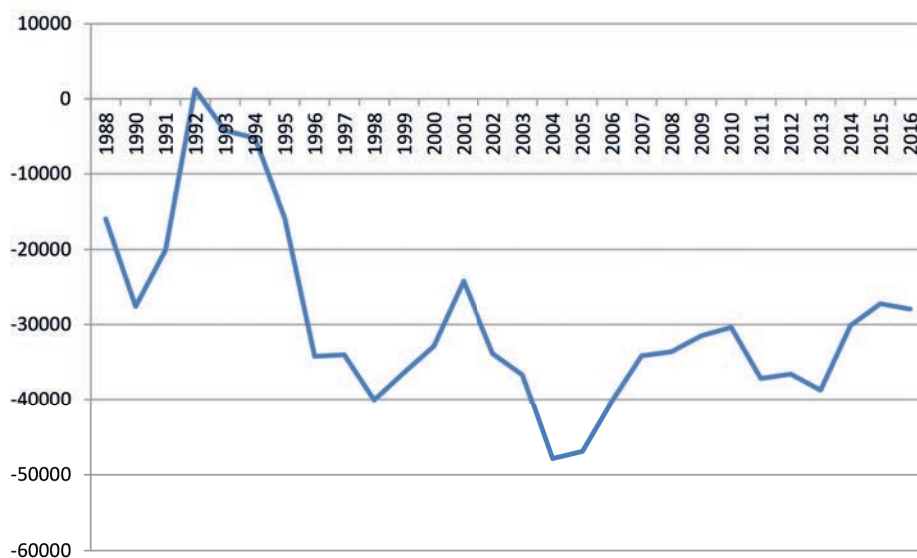
Dane inwentaryzacyjne, jakie dostarcza użytkownik w celu utworzenia projektu CBM-CFS3, stanowią podstawę dla wszelkich szacunków zapasu węgla w lasach oraz zmiany tych zapasów w czasie. Dane inwentaryzacyjne reprezentują stan lasu w danym momencie. Model CBM-CFS3 wykorzystuje miąższość grubizny na hektar jako zmienną niezależną, służącą do obliczenia zasobów węgla. Wraz z rozwojem drzewostanu (gatunku głównego lub kilku gatunków w wydzieleniu) CBM-CFS3 umożliwia modelowanie nie tylko wymiany generacyjnej opartej o te same gatunki, ale także modelowanie zmiany składu gatunkowego, przebudowy drzewostanów itp. Ważnym zagadnieniem podczas inicjacji procesu modelowania jest zdefiniowanie zaburzeń historycznych w dwóch horyzontach czasowych (ostatniego zaburzenia, jakie wpłynęło na zmianę pokoleniową drzewostanu, oraz zaburzenia, jakie prawdopodobnie kształtowało dany drzewostan przed wiekami, jak np. pożary, wyrąb lasów, zbieranie ścióły itp.).

Powyższe prace dostosowawcze modelu CBM-CFS3 są kontynuowane w realizowanym obecnie projekcie „Opracowanie podstaw naukowych i rozwiązań metodycznych stanowiących wsparcie dla Pilotażowego Projektu Rozwojowego pn. „Leśne Gospodarstwa Węglowe”. W kolejnych krokach planowane jest wykorzystanie danych przestrzennych (głównie rastrowych). Będzie to możliwe dzięki wykorzystaniu kolejnej wersji oprogramowania CBM o nazwie GCBM – *Generic Carbon Budget Model*. Obecna wersja tego oprogramowania to zbiór skryptów i narzędzi w języku Python. Wyniki modelowania węgla, zmiany w jego zasobach oraz zaburzenia przedstawione są na danych rastrowych oraz w bazie danych. W chwili obecnej trwają prace nad zbudowaniem interfejsu graficznego przez autorów oprogramowania, a sam program jest w fazie testowania. Pilotażowe wdrożenia przeprowadzane są w Kolumbii, Indonezji, Korei, Meksyku, Papui-Nowej Gwinei, Filipinach i Tanzanii. Źródłami danych dla modelu GCBM są teledetekcyjne dane wieloczasowe, w tym zobrazowania satelitarne (np. Landsat, Sentinel), zdjęcia lotnicze (np. ortofotomapy) oraz dane LIDAR-owe. Dodatkowo możliwe jest wykorzystanie innych źródeł, jak np. Leśnej Mapy Numerycznej. Źródłem danych opisowych są: baza danych zawierająca krajowe parametry ekologiczne (np. z CBM-CFS3 Archive Index Database (AIDB)) oraz krzywe wzrostu, takie same jak używane w programie CBM-CFS3 (rozszerzenie: csv/xls/xlsx). W efekcie końcowym zastosowanie danych przestrzennych pozwoli na prowadzenie przestrzennych symulacji. Mogą one być przeprowadzone z różną rozdzielczością piksela np. 10 m, 100 m itd.

4. RAPORTOWANIE DO SEKRETARIATU UNFCCC

Według obliczeń zgodnych z metodologią rekomendowaną przez IPCC, Polska w ramach krajowych raportów inwentaryzacyjnych wykazuje szacunkową wielkość pochłaniania dla prowadzonej gospodarki leśnej (*forest management*) na poziomie zbliżonym do -34 Mt ekwiwalentu dwutlenku węgla (wielkość charakteryzująca rok 2016). Dodatkowo dla zalesiania/powtórnego zalesiania (*afforestation/reforestation*) szacowana jest wielkość pochłaniania na poziomie średniorocznie -2,5 Mt ekwiwalentu dwutlenku węgla (wielkość charakteryzująca rok 2016). Wymienione wielkości zostały zilustrowane na wykresie 1. Przedstawione wielkości stanowiły już element weryfikacji przez niezależny zespół ekspercki ds. przeglądów inwentaryzacji krajowych (*Expert Review Team*), koordynowany przez przedstawicieli Sekretariatu UNFCCC. Są to dane, które nie są kwestionowane przez środowisko międzynarodowe.

Wykres 1. Emisje i pochłanianie z zarządzanych gruntów leśnych w Polsce [w kt CO₂ ekw], 1988–2016



Źródło: Inwentaryzacja gazów cieplarnianych, KOBiZE

Zastosowanie narzędzi wykorzystujących dane przestrzenne pozwoli na jeszcze skuteczniejsze gromadzenie i, w szczególności, prezentowanie niezbędnych danych do corocznego raportowania bilansu emisji i pochłaniania z gruntów leśnych.

WNIOSKI

Z XI SESJI ZIMOWEJ SZKOŁY LEŚNEJ PRZY IBL „ZASTOSOWANIE GEOINFORMATYKI W LEŚNICTWIE”

1. Dane satelitarne są potencjalnym źródłem dodatkowej informacji do szacowania biomasy leśnej i analizowania akumulacji węgla w skali zarówno globalnej, jak i krajowej.
2. Doświadczenia z krajów skandynawskich pokazują, że lotnicze skanowanie laserowe może stanowić podstawowe źródło danych dla inwentaryzacji zasobów leśnych w skali krajowej.
3. Wykorzystanie danych z lotniczego skanowania laserowego może znacząco poprawić dokładność określania zapasu dla pojedynczych wydzieleń, a dotychczasowe doświadczenia z Polski wskazują, że zasadne są prace nad wdrożeniem tych metod do praktyki leśnej.
4. Powtarzane lotnicze skanowanie laserowe jest nowym, pełnowartościowym źródłem danych do modelowania wzrostu wysokości, bonitacji i określania przyrostu miąższości drzewostanów, a co za tym idzie, może stanowić cenną informację w kontekście formułowania strategicznych celów gospodarki leśnej.
5. Produkty pochodne lotniczego skanowania laserowego wnoszą wartość dodaną w taksacji lasu i stanowią cenny materiał pomocniczy w procesie podejmowania i optymalizacji decyzji dotyczących planowania, realizacji i monitorowania zabiegów gospodarczych i hodowlanych.
6. Dane teledetekcyjne umożliwiają szybkie i precyzyjne szacowanie rozmiarów szkód powstałych w wyniku klęsk żywiołowych czy gradacji owadźch na obszarach leśnych. Konieczne są dalsze prace nad standaryzacją i optymalizacją metodyki oraz opracowanie procedur, które pozwolą na szybkie i skuteczne działanie w przypadku wystąpienia klęski.
7. Współczesne narzędzia i dane teledetekcyjne pozwalają na obiektywną ocenę różnorodności biologicznej i cech funkcjonalnych lasu – w aspekcie zarówno flory, jak i fauny.
8. Szeroko pojęte dane geomatyczne mogą być alternatywą lub uzupełnieniem dla badań *in situ* i wspomóc proces wspierania decyzji w jednostkach zarządzających lasami w zakresie rekreacyjnej funkcji lasu, a zarazem być jednym z innowacyjnych sposobów komunikowania się ze społeczeństwem.

Należy z uznaniem przyjąć zorganizowanie XI Sesji Zimowej Szkoły Leśnej przy IBL pt. „Zastosowanie geoinformatyki w leśnictwie”. Sesja przyniosła nieocenione korzyści z punktu widzenia praktyki, edukacji i nauki. Jest bardzo dobrą kontynuacją organizowanych co dwa lata konferencji „Zastosowania geomatyki w Lasach Państwowych”. Biorąc pod uwagę znaczenie merytoryczne i edukacyjne publikacji, fakt, że kompetentna „Rada Programowa określiła nie tylko zakres problematyki XI Sesji, ale także propozycje tematyczne referatów zamawianych oraz ich autorów”, referaty zostały wygłoszone, a publikacje przygotowane z uwzględnieniem ewentualnych uwag wynikających z rozmów kularowych i dyskusji, stwierdzam, że publikacja zasługuje na opublikowanie i może być uznana jako monografia naukowa.

prof. dr hab. Heronim Olenderek

Zastosowanie geoinformatyki w leśnictwie – materiały XI Sesji Zimowej Szkoły Leśnej przy IBL to książka warta odnotowania wśród literatury geoinformatycznej ostatnich lat. Stanowi zrównoważoną kompozycję artykułów z jednej strony pokazujących akademickie kierunki badań w teledetekcji i fotogrametrii leśnej, z drugiej uzupełnione przez ich wdrożenia praktyczne takie jak np. inwentaryzacja zasobów leśnych, monitoring zagrożeń i strat w wyniku klęsk żywiołowych. Szeroki zakres skali od bezzatogowych statków powietrznych do satelitarnej, w której poruszają się autorzy, pokazuje jak wszechstronną i już ugruntowaną pozycję ma geoinformatyka w naukach leśnych i leśnictwie.

dr hab. Jarosław Chormański, prof SGGW