

Określanie metodami geoinformatycznymi stopnia zagrożenia pożarowego lasów w Polsce

Forest fire risk estimation in Poland using geoinformatics methods

Edyta WOŹNIAK

Centrum Badań Kosmicznych PAN
Zespół Obserwacji Ziemi
ul. Bartycka 18A, 00-716 Warszawa
ewozniak@cbk.waw.pl

Abstract

In the paper, the integrated method is presented, which combine the static approach with the dynamic one. Firstly, the static model, which describes the terrain susceptibility, is develop on the base of the fire statistics and the environmental information such as: vegetation type, slope and aspect of the terrain. In order to estimate the static index the environmental modeling implemented in GIS was used. Later, the dynamic method was created on the base of the MODIS satellite images. The most important and changeable variables were estimated from the images: surface temperature, water vapor and dryness of the vegetation. The dynamic index which describes the current fire situation was obtained. Finally, two indexes integrated into one, which combine the current fire risk with the terrain susceptibility.

Key words: forest fire, fire risk, GIS MODIS

Słowa kluczowe: pożary leśne, zagrożenie pożarowe, GIS, MODIS

Forest fires have been for centuries one of the major hazards in the rural environment, because of the human and material losses caused. However, it was not until the beginning of the 20th century that the first steps towards the understanding of ruling parameters in the fire risk, spread, and their ulterior impact were taken. These initial studies consisted of collection and analysis of data, which in due time were aimed to minimize the forest fire impact and to protect the woodlands against the fast propagation of fires. Thanks to these activities, the first observation points network of most vulnerable terrains was correctly planned, considering the right aspects involved in forest fire generation and propagation, and also it as improved the distribution of data and information (Hardy and Hardy, 2007).

In 1963, the Fire Protection Department of the Polish Forest Research Institute was created and started its activities. The research and production in this center was focused in two different lines of work. In one hand, a dynamic method was created, based on meteorological parameters, and leading to an output that consisted in risk of forest fires. In the other hand, a static method was developed, which would categorize forest units on the base of statistics, obtaining risk groups for the planning of forest prevention and distribution of action resources (e.g. fire brigades, observation points, etc.)

Unfortunately, both methods are isolated from each other, and they present important restrictions and limitation in their usage, which has as a consequence that they cannot produce a complete and global picture of the present forest fires risk.

The major restrictions of the current solutions are their spatial resolution and range. The dynamic method uses as the basic spatial reference units the 42 forecast zones. Each forecast zone is constituted by a group of forest districts which is described by similar environmental and fire characteristics. The fire risk index is calculated for forecast zones on the base of around 130 ground measurements. Then the result obtained for the measure points is extrapolated for entire zone. Furthermore, the forecast zones do not cover whole country, the mountainous areas are excluded from the forecasting. The static method has got a little bit higher spatial resolution. It uses as the basic spatial reference units the forest district. Hence, the mentioned method can not reflect the local environmental condition due to their low spatial resolution.

In the paper, the integrated method is presented, which combine the static approach with the dynamic one. Firstly, the static model, which describes the terrain susceptibility, is develop on the base of the fire statistics and the environmental information such as: vegetation type, slope and aspect of the terrain. In order to estimate the static index the environmental

modeling implemented in GIS was used. Later, the dynamic method was created on the base of the MODIS satellite images. The most important and changeable variables were estimated from the images: surface temperature, water vapor and dryness of the vegetation. The dynamic index which describes the current fire situation was obtained. Finally, two indexes

integrated into one, which combine the current fire risk with the terrain susceptibility.

The use of the GIS and remote sensing permitted to increase the spatial resolution of the fire danger estimation, fast and cheap access to the information, ease solution for the data dissemination.

Wstęp

Pożary lasów na przestrzeni dziejów stanowiły poważny problem z powodu tragicznych skutków, jakie za sobą niosły zarówno w wymiarze ludzkim jak i gospodarczym. Już w początkach XX w. w Stanach Zjednoczonych Ameryki poczyniono pierwsze wysiłki, aby ocenić, jakie jest zagrożenie pożarowe danego terenu. Zorganizowano służby publiczne, zebrano szereg danych, w celu złagodzenia skutków pożarów lasów i z chęci zapobiegania ich szybkiemu rozprzestrzenianiu. W wyniku tych działań między innymi zaplanowano właściwe rozlokowanie zabezpieczeń przeciwpożarowych, zagęszczono sieć obserwacji najbardziej zagrożonych terenów oraz udoskonalono dystrybucję informacji dotyczących bieżącej sytuacji pożarowej (Hardy i Hardy, 2007).

W 1963 roku w Polsce w Instytucie Badawczym Leśnictwa powstała Pracownia Ochrony Przeciwpożarowej. W pracowni przeprowadzono szereg badań mających na celu określenie stopnia zagrożenia pożarowego lasów. Opracowane metody wykorzystywano do zarządzania systemem zabezpieczeń pożarowych oraz do publikacji komunikatów o aktualnym stanie zagrożenia. Wypracowano i wdrożono dwie metody: pierwsza, dynamiczna – określająca na podstawie pomiarów meteorologicznych bieżący stan zagrożenia pożarowego (DGLP, 1996; Santorski, 1999; Szczygieł, 2000; Wiler, 2007), oraz druga, statyczna – kategoryzująca na podstawie statystyk pożarowych poszczególne nadleśnictwa w klasy zagrożenia w celu optymalnej organizacji ochrony przeciwpożarowej, zarówno w zakresie profilaktyki, jak działań operacyjnych jednostek ratowniczych (Szczygieł i in., 2009). Niestety, stosowane dotychczas w Polsce metody stosowane są rozłącznie oraz mają kilka ograniczeń, które powodują, że nie mogą mieć one charakteru kompletnego.

Jednym z ograniczeń stosowanych rozwiązań jest ich zasięg przestrzenny i rozdzielczość terenowa. Metoda dynamiczna przyjmuje jako podstawową jednostkę odniesienia powierzchnię 42 stref prognostycznych. W skład stref prognostycznych wchodzi grupa nadleśnictw, które mają podobne charakterystyki środowiskowe i pożarowe. Wskaźnik, który określa stopień zagrożenia w poszczególnych strefach obliczany jest na podstawie punktowych pomiarów terenowych. Dalej następuje ekstrapolacja otrzymanego wyniku na całą strefę prognostyczną. Poza tym strefy te nie obejmują powierzchni całego kraju, obszary górskie i pogórskie nie są objęte prognozowaniem. Metoda statyczna zaś, jako jednostkę podstawową używa nadleśnictw. Z wyżej wymienionych względów precyzja terenowa aktualnie stosowanych metod oceny zagrożenia pożarowego nie jest wystarczającą, aby oddać

lokalne warunki środowiskowe.

W krajach, gdzie zagrożenie pożarowe jest bardzo poważnym czynnikiem gospodarczym, badania mające na celu ocenę ryzyka i prognozowanie szybkości rozprzestrzeniania się pożaru rozwinęły się w kierunku wykorzystania najnowocześniejszych technologii geoinformatycznych, w tym teledetekcji i Systemów Informacji Geograficznej (GIS). W Polsce również dostrzeżono potrzebę wykorzystania nowych technologii GIS i teledetekcji do estymacji zagrożenia pożarowego (Karlikowski i Zawila-Niedźwiecki, 1994). Poczyniono próby wykorzystania zdjęć satelitarnej NOAA-AVHRR do określania stopnia zagrożenia pożarowego jednak wyniki tych prac nie zostały wykorzystane w praktyce (Karlikowski i in., 1997; Mycke-Dominko, 2003a; 2003b; Mycke-Dominko i Slinkina; 2004).

Ze względu na brak zintegrowanego modelu zagrożenia pożarowego dla Polski, po analizie istniejących modeli tworzonych za granicą, w niniejszej rozprawie poczyniono próbę stworzenia kompleksowego opracowania dla terenu Polski.

Celem pracy jest stworzenie zintegrowanej metody określania zagrożenia pożarowego dla Polski, która łączy podejścia: statyczne i dynamiczne w jedną całość. Metoda statyczna określa podatność terenu na pożar oraz wpływ charakterystyk obszaru na prędkość propagacji ognia. Statyczny wskaźnik zagrożenia pożarowego jest konstruowany przy użyciu czynników opisujących następujące właściwości terenu: rodzaj szaty roślinnej, nachylenie i ekspozycja stoków. W trakcie budowania wskaźnika wzięto pod uwagę częstość występowania pożarów w poszczególnych typach roślinności i przy określonej orientacji terenu, oraz wpływ nachylenia stoków na prędkość rozprzestrzeniania się ognia. Celem modelu dynamicznego jest określenie aktualnych warunków pogodowych i stanu roślinności w kontekście zagrożenia pożarowego. Zintegrowany indeks zagrożenia jest wypadkową wrażliwości i aktualnego stanu terenu.

Założono, że dzięki wykorzystaniu najnowszych technik teledetekcji i GIS możliwe jest opracowanie metody, która ma ciągłość przestrzenną. Celem pracy jest opracowanie metody estymacji stopnia zagrożenia pożarowego z dużą precyzją terytorialną. Dokładność terenowa opracowania jest uwarunkowana rozdzielczością zdjęć satelitarnych ze skanera MODIS oraz szczegółowością warstw tematycznych i wynosi około 1 km². Różni ją to znacznie od stosowanych aktualnie metod, które stosowane są punktowo, a następnie ekstrapolowane na większe obszary.

Do zalet proponowanej metody należy możliwość szybkiego pozyskiwania danych ze zdjęć satelitarnych

i operacyjne ich wykorzystanie, w przypadkach, gdy będzie to krytyczne, np. w trakcie trwania pożarów. Opracowane skrypty automatyzują analizę i pozwalają na estymację zagrożenia w czasie prawie-rzeczywistym. Ze względu na format danych wyniki określania stopnia zagrożenia pożarowego mogą być szybko dostarczone w postaci mapy do użytkowników końcowych za pomocą Internetu. Celem pracy było również opracowanie metody wykorzystania zdjęć satelitarnych rejestrujących w zakresie widzialnym i podczerwonym widmo elektromagnetyczne do prognozowania zagrożenia pożarowego, bez względu na występowanie na obrazie chmur.

Praca składa się z czterech części. Wstęp, który jest pierwszym rozdziałem, zawiera ogólne informacje o lasach i czynnikach wpływających na zagrożenie pożarowe w Polsce. W drugiej części opracowania dokonano przeglądu, istniejących i opisanych w literaturze, modeli zagrożenia pożarowego. Opisano zarówno praktyki polskie jak i zagraniczne. W trzeciej części scharakteryzowano autorską metodę określania stopnia zagrożenia pożarowego, której opracowanie było głównym celem niniejszej pracy. Opisano wszystkie czynniki brane pod uwagę i relacje między nimi. W podsumowaniu zawarto końcowe wnioski dotyczące pracy.

Charakterystyka lasów i zagrożenia pożarowego w Polsce

W Polsce regulacje odnośnie lasów i gospodarki leśnej opisuje „Ustawa z dnia 28 września 1991 *O lasach*” (Dziennik Ustaw 91.101.444). Porządkuje ona definicje dotyczące tej gałęzi gospodarki narodowej oraz określa zasady zachowania, ochrony i powiększania zasobów leśnych oraz zasady gospodarki leśnej w powiązaniu z innymi elementami środowiska i z gospodarką narodową.

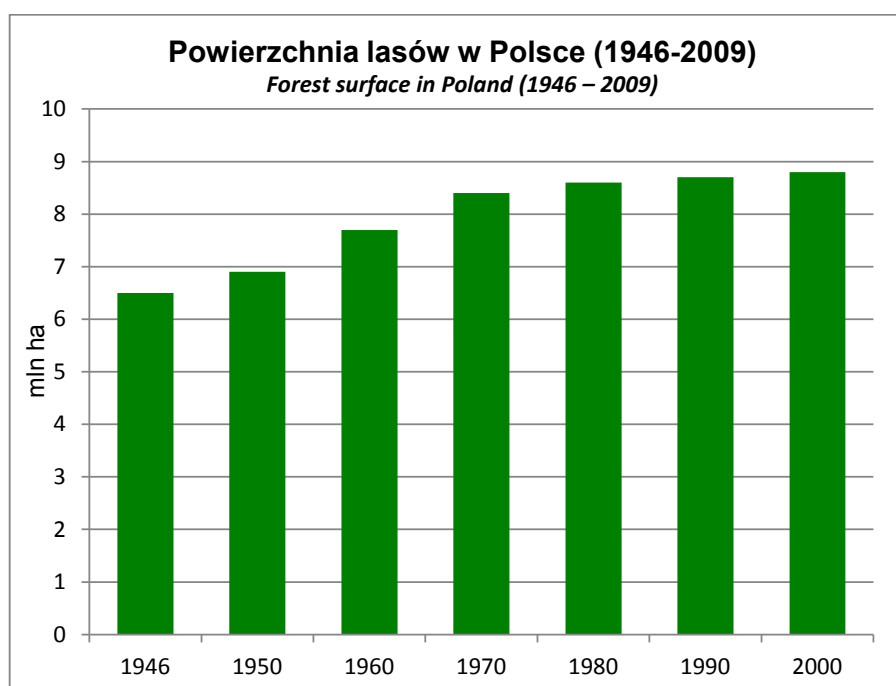
Artykuł 3 ustawy definiuje las, jako grunt o zwartej powierzchni co najmniej 0,1 ha, pokryty roślinnością leśną (uprawami leśnymi): drzewami i krzewami oraz runem leśnym; lub przejściowo jej pozbawiony. Poza tym grunt ten musi być przeznaczony do produkcji leśnej lub stanowić rezerwat przyrody lub wchodzić w skład parku narodowego albo być wpisany do rejestru zabytków. Grunty związane z gospodarką leśną, takie jak: zajęte pod wykorzystywane dla potrzeb gospodarki leśnej: budynki, urządzenia melioracyjne, drogi i parkingi leśne, szkółki leśne, składy drewna, urządzenia turystyczne, itp. według tej ustawy również są definiowane jako lasy.

Powierzchnia lasów w Polsce stale rośnie. Od 1946 zwiększyła się ona o prawie 10% powierzchni kraju (GUS 2009b). Rycina 1 przedstawia zmiany w powierzchni leśnej w Polsce w latach 1946 – 2009. Obecnie (2009) lasy zajmują 9 251 403 ha, co stanowi 29,6 % powierzchni kraju (GUS 2009a). Plasuje to Polskę na 6 miejscu pod względem powierzchni leśnej w Unii Europejskiej (Eurostat 2009).

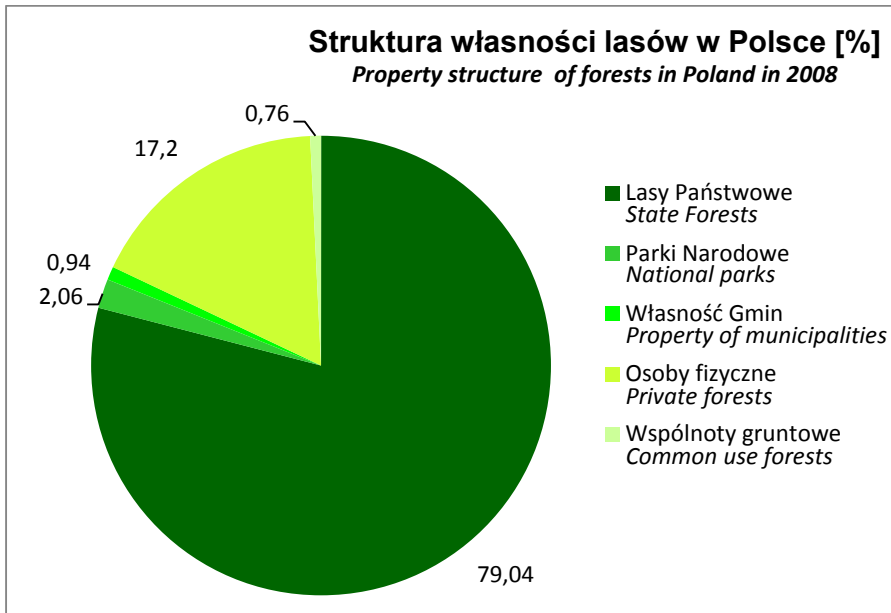
Lasy to obszary, które mogą być dotknięte różnorodnymi zagrożeniami, zarówno naturalnymi jak i związanymi z działalnością człowieka: pożary, wichury, zagrożenia biologiczne – szkodniki, zagrożenia związane z zanieczyszczeniami środowiska i inne.

Na zagrożenie pożarowe lasów w Polsce mają wpływ zarówno czynniki antropogeniczne jak i naturalne. Do czynników antropogenicznych można między innymi zaliczyć:

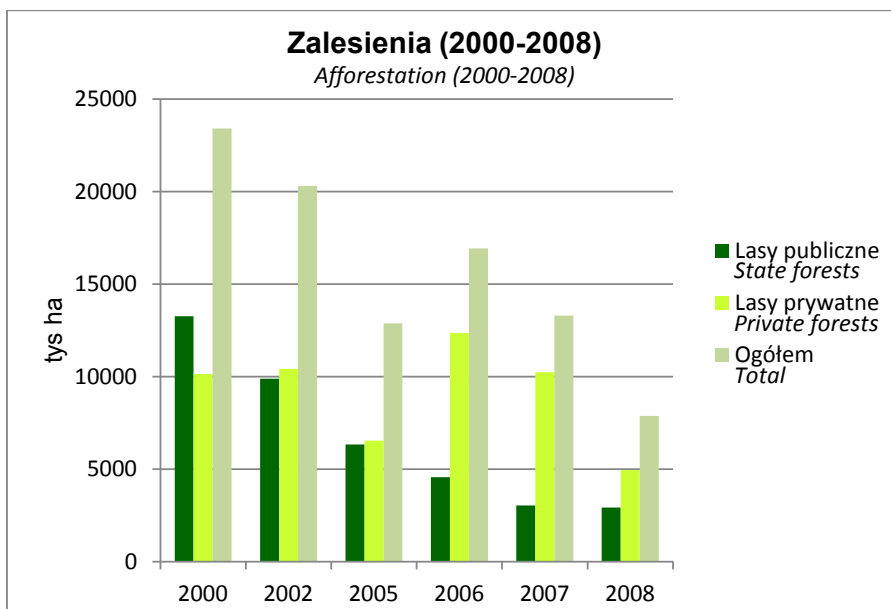
- strukturę własności terenów leśnych i związany z nią sposób prowadzenia gospodarki leśnej;
- zanieczyszczenia przemysłowe, które wpływają na zdrowotność lasów i redukują ich odporność na pożary,
- ruch turystyczny, który zwiększa prawdopodobieństwo pojawienia się bodźców wywołujących pożar;



Ryc. 1. Powierzchnia lasów w Polsce w latach 1946-2009 (GUS, 2009b)
Fig. 1. Forest surface in Poland in the period 1946 – 2009 (GUS, 2009b)



Ryc. 2. Struktura własności lasów w Polsce w roku 2008 (GUS, 2009)
Fig. 2. Property structure of forests in Poland in 2008 (GUS, 2009)



Ryc. 3. Zmiany w strukturze własności zalesień w latach 2000-2008 (GUS, 2009)
Fig. 3. Changes in property structure of afforestation in the period 2000-2008 (GUS, 2009)

- oraz gęstość osadnictwa i dróg publicznych. Głównymi czynnikami naturalnymi są:
- skład gatunkowy i wiek drzewostanów
- typy siedliskowe lasów
- warunki atmosferyczne
- czynniki topograficzne

Antropogeniczne czynniki zagrożenia pożarowego. Lasy w Polsce mają zróżnicowaną strukturę własności (Ryc. 2). Około 82% powierzchni lasów ma status własności publicznej, z czego 81% należy do Skarbu Państwa i 1% do gmin. W rękach prywatnych znajduje się niecałe 18% powierzchni lasów, większość (17%) jest w posiadaniu osób fizycznych (GUS, 2009). Struktura własnościowa lasów zmienia się przestrzennie. Lasy prywatne stanowią około 40% powierzchni zalesionych w województwach małopolskim, lubelskim i mazowieckim, natomiast w Polsce zachodniej w województwach: lubuskim, zachodniopomorskim i dolno-

śląskim stanowią zaledwie 1-2% powierzchni lasów. Udział lasów prywatnych może się z czasem zwiększyć ze względu na dynamikę zadrzewień na gruntach państwowych i prywatnych (Ryc. 3). W roku 2000 60% powierzchni nowych zalesień było państwowych, zaś w roku 2008 sytuacja była odwrotna, 60% powierzchni zalesień objęło grunty prywatne. Struktura własności lasów jest jednym z czynników mających wpływ na sytuację pożarową lasów ze względu na brak systemu ochrony przeciwpożarowej i niską aktywność gospodarczą właścicieli w lasach prywatnych. Udział procentowy pożarów w lasach prywatnych w roku 2000 wzrósł do 57% podczas gdy w 1991 wynosił zaledwie 15%. Jeśli chodzi o powierzchnie spaloną to w latach 1991-2000 była ona porównywalna w lasach państwowych i prywatnych (Ubysz i in., 2005).

Zanieczyszczenia przemysłowe są istotnym czynnikiem wpływającym na zdrowotność lasów. Powodują

Tabela 1. Stan zdrowotny lasów w 2008 (GUS, 2009).
 Table 1. Forest condition in 2008 (GUS, 2009).

Wyszczególnienie <i>Specification</i>	Drzewa o stopniu uszkodzenia [%] <i>Damages trees in percent</i>			
	0-bez uszkodzeń <i>none</i>	1-uszkodzenia słabe <i>slight</i>	2-uszkodzenia średnie <i>moderate</i>	3-uszkodzenia silne <i>severe</i>
Drzewa iglaste <i>Coniferous trees</i>	22,9	59,7	16,6	0,6
Sosna <i>pine</i>	21,6	61,8	16	0,4
Świerk <i>spruce</i>	25,8	48,2	22,8	2,7
Jodła <i>fir</i>	39,1	40,5	19,9	0,3
Pozostałe <i>others</i>	38,9	45,8	14,3	0,7
Drzewa liściaste <i>Broadleaved trees</i>	27,5	53,3	18	0,9
Dąb <i>oak</i>	14,4	57,4	27,2	0,9
Buk <i>beech</i>	43,5	46,4	96	0,5
Brzoza <i>birch</i>	22,7	56,4	19,6	0,8
Olcha <i>alder</i>	35,0	52,0	11,7	0,7
Pozostałe <i>others</i>	32,3	49,1	16,6	1,7

uszkodzenia i zamieranie drzewostanów, czego konsekwencją jest gromadzenie się dużej ilości suchej, martwej materii organicznej w masie palnej, co zwiększa prawdopodobieństwo wybuchu pożaru oraz jego intensywność. Sytuacja zdrowotna lasów określana jest jako odsetek drzew w 4 stopniach uszkodzenia: 0 – bez uszkodzeń, 1- uszkodzenia słabe, 2- uszkodzenie średnie i 3 – uszkodzenia silne. Zdrowotność lasów stale poprawia się. W roku 2008 24,4% drzew nie było uszkodzonych, podczas gdy w roku 2000 tylko 10,4%. Zmniejszył się również udział drzew o 3 stopniu uszkodzenia z 1,6% w 2000 do 0,7% w 2008 (GUS, 2009). Stan zdrowotny jest zróżnicowany w zależności od gatunków (Tab. 1). W najlepszej kondycji znajdują się drzewostany bukowe, w których 43,5% drzew jest zdrowa. Najmniejszy odsetek drzew bez uszkodzeń mają drzewostany dębowe, tylko 14,4%. Najbardziej uszkodzone są drzewostany jodłowe, w których odsetek drzew o 3 stopniu uszkodzenia wynosi 2,7%. Można zaobserwować zróżnicowanie przestrzenne stanu zdrowotnego lasów w Polsce. Najzdrowsze drzewostany występują w lasach znajdujących się pod opieką Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych (RDLP) w Szczecinie – 61,6% drzew zdrowych. Dobrą kondycją charakteryzują się również lasy RDLP Piła, Białystok i Zielona Góra – powyżej 24% drzew nieuszkodzonych. Najbardziej zniszczone są lasy RDLP Wrocław – 23,7% drzew silnie uszkodzonych (GIOŚ, 2009).

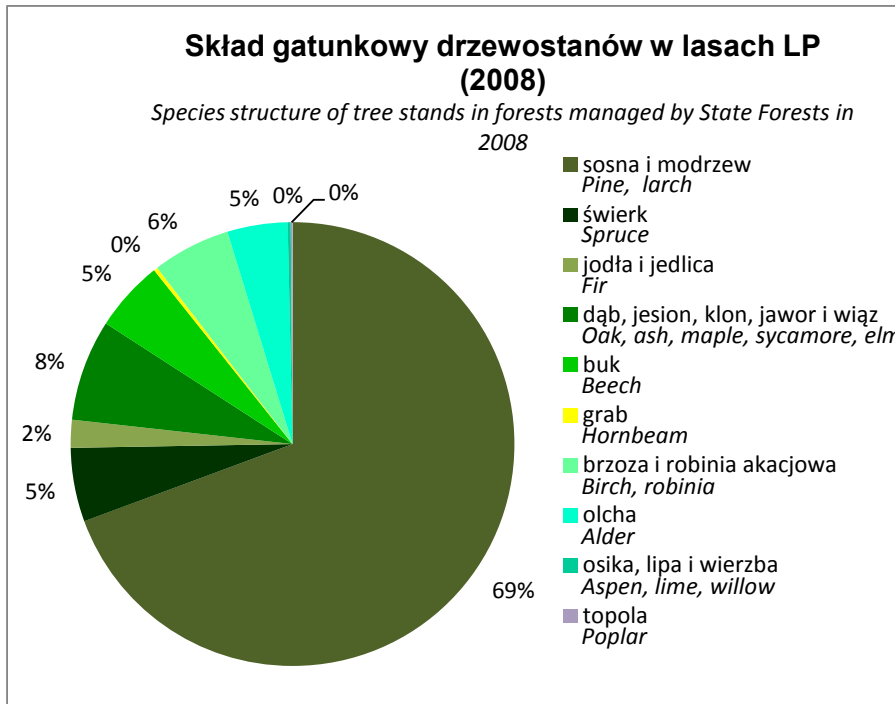
Zarówno ruch turystyczny jak i gęstość osadnictwa, sieci drogowej i kolejowej są elementami presji wywieranej przez człowieka na las. Wraz ze zwiększeniem się

różnych typów penetracji lasu wzrasta prawdopodobieństwo celowego lub przypadkowego zaproszenia ognia. W roku 2008 44,6% pożarów była efektem umyślnych podpałek, a 36,8% była wynikiem nieostrożności bądź przypadku (Ubysz i in., 2008).

Naturalne czynniki zagrożenia pożarowego. Głównymi czynnikami naturalnymi zagrożenia pożarowego są: skład gatunkowy i wiek drzewostanów, typy siedliskowe lasów, warunki atmosferyczne oraz czynniki topograficzne.

Dokładne statystyki o składzie gatunkowym lasów, wieku drzewostanów oraz typów siedliskowych istnieją tylko dla lasów będących własnością Lasów Państwowych.

Skład gatunkowy drzewostanów ma duże znaczenie dla sytuacji pożarowej lasów. Wśród drzew występujących w Polsce sosna jest gatunkiem najbardziej narażonym na pożar ze względu na stosunkowo niską temperaturę potrzebną do wystąpienia zapłonu, a co za tym idzie jego szybkości (Liodakis i in., 2002). Zapłon ściółki sosnowej następuje w temperaturze 260°C, natomiast temperatura zapalenia olejków eterycznych znajdujących się w zielonym igliwiu sosny wynosi tylko 50°C (Szczygieł, 2010). Innymi czynnikami mającymi duży wpływ na palność sosny jest wysoka zawartość żywicy i szybkie obumieranie dolnych partii gałęzi. Najbardziej narażonym na pożary gatunkiem liściastym jest buk, ponieważ charakteryzuje się on małą odpornością na pożar i trudnością regeneracji. Dęby w porównaniu z bukiem są bardziej odporne na pożar, ale ze względu na bogatszą szatę roślinną w podszyciu, pożary występują częściej



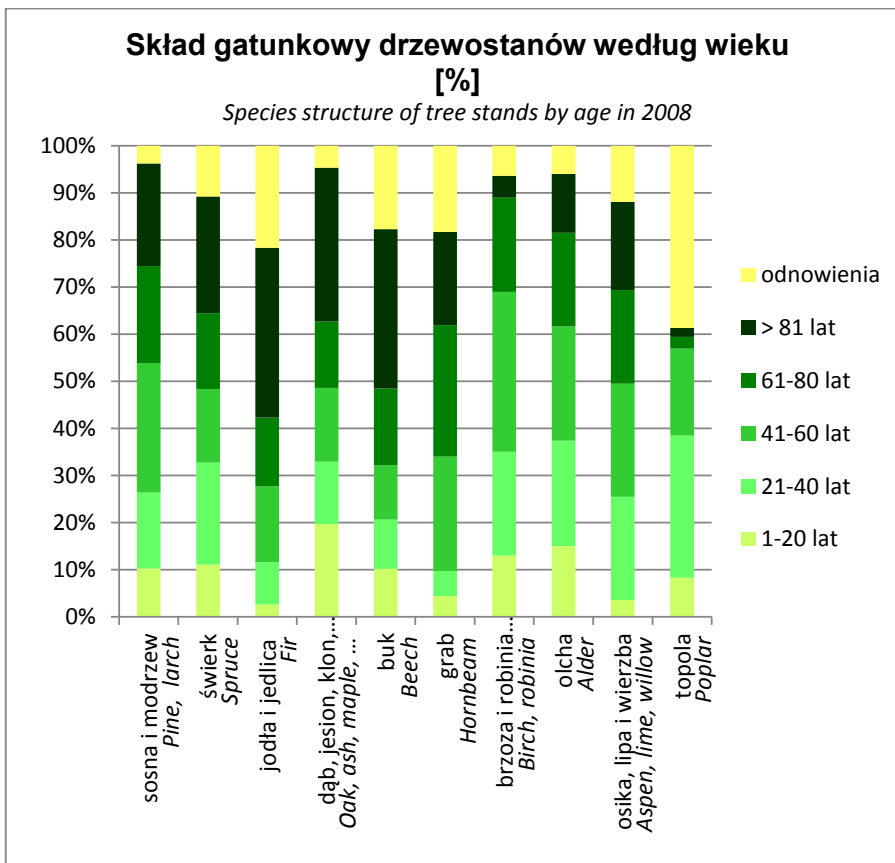
Ryc. 4. Skład gatunkowy drzewostanów w lasach będących własnością Lasów Państwowych w 2008 (GUS, 2009)

Fig. 4. Species structure of tree stands in forests managed by State Forests in 2008 (GUS, 2009)

w drzewostanach dębowych (Szczygieł, 2010). W Polsce panują niekorzystne warunki pożarowe ze względu na dużą palność gatunków najczęściej występujących. Lasy polskie zdominowane są przez gatunki iglaste, które stanowią 76,76% drzewostanów, z czego ponad 90% stanowią sosna i modrzew, 7% świerk i niespełna 3% jodła i jedlica. Wśród gatunków liściastych, które sta-

nowią 23,23% powierzchni leśnej, najczęściej występują: dąb, jesion, klon, jawor i wiąz – 32%, brzoza i robinia akacjowa – 24 %, buk – 22% oraz olcha 19% (Ryc. 4).

Kolejnym czynnikiem mającym wpływ na sytuację pożarową lasów jest wiek drzewostanów. Najwięcej pożarów – 26,78% występuje w najmłodszych drzewostanach mających do 20 lat, najmniej w lasach najstarszych ma-



Ryc. 5. Skład gatunkowy drzewostanów według wieku w 2008 (GUS2009)

Fig. 5. Species structure of tree stands by age in 2008 (GUS, 2009)

jących więcej niż 80 lat – 13,17% ogółu pożarów. Najbardziej palne są lasy w pierwszej i drugiej grupie wiekowej (Szczygieł i in., 2009). Wysoka palność młodych drzewostanów związana jest z ich strukturą pionową oraz z charakterystykami wzrostu poszczególnych gatunków. W Polsce drzewostany w przedziale wiekowym 1-20 lat stanowią 11,65% ogółu, 18,13% – 21-40 lat, 25,93% – 41-60 lat, 23,76% – 61-80 lat i 20,53% – powyżej 81 lat. 14% powierzchni zalesionej stanowią odnowienia i drzewostany o budowie przerębowej. Wiek drzewostanów jest zróżnicowany dla poszczególnych gatunków (Ryc. 5).

Typ siedliskowy lasu określa system dynamiczny wynikający z położenia, klimatu i gleby. Większość lasów w Polsce zachowało się na najuboższych siedliskach borowych (60%), które charakteryzują się bardzo przepuszczalnymi dla wód deszczowych glebami wytworzonymi z piasków. Deficyt opadów powoduje obniżenie się zwierciadła wód gruntowych i niekorzystne warunki wilgotnościowe. Takie siedliska porastają monokultury sosnowe, co sprzyja gromadzeniu się łatwopalnej suchej materii organicznej.

Polska znajduje się pod wpływem zarówno klimatu morskiego jak i kontynentalnego. Wynikiem oddziaływania obydwu typów klimatu na terenie kraju często występują anomalie pogodowe związane z występowaniem ekstremalnych temperatur powietrza, opadów atmosferycznych i wiatrów. Wpływ poszczególnych mas powietrza może wywoływać długotrwałe susze, którym towarzyszą wysokie temperatury, co sprzyja powstawaniu pożarów; oraz silne wiatry będące główną przyczyną szybkiego rozprzestrzeniania się ognia. Dla terenów nizinnych średnia roczna temperatura powietrza wynosi 6 -9°C, średnia temperatura lipca waha się od 15 do 18°C (www.imgw.pl/klimat/#). Roczna suma opadów wynosi 400-750 mm na nizinach i do 1300 mm w górach. Zazwyczaj nad obszarem Polski wieją wiatry słabe i umiarkowane, od 2 do 10 m/s.

Czynniki topograficzne takie jak nachylenie i ekspozycja stoków determinują warunki topoklimatyczne danego obszaru. Z tego względu modyfikują w skali lokalnej stopień zagrożenia pożarowego, zarówno w kontekście prawdopodobieństwa wystąpienia pożaru, jak i prędkości rozprzestrzeniania się. Najwięcej pożarów ma miejsce na stokach o orientacji południowej i zachodniej, najmniej na stokach wschodnich. Prędkość rozprzestrzeniania się ognia wzrasta wraz z nachyleniem stoków. Polska jest krajem nizinnym o monotonnej rzeźbie, jednak na obszarach młodo-glacialnych, wyżynnych i górskich ukształtowanie terenu może mieć znaczący wpływ na sytuację pożarową.

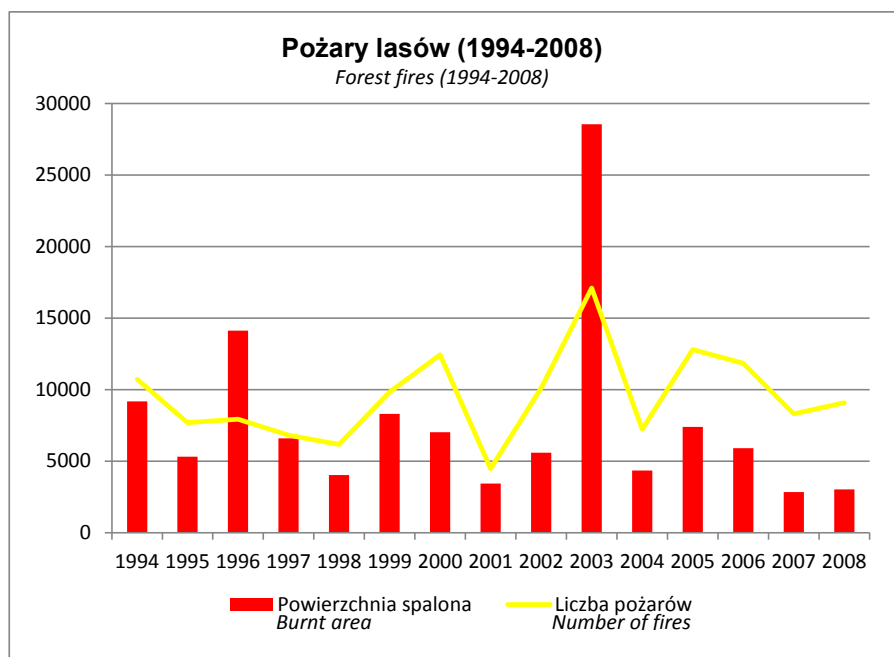
Pożary lasów w Polsce. Ogólna liczba pożarów w Polsce ma tendencję wzrostową. W stosunku do lat 1951-1960, kiedy to średnia roczna liczba pożarów wyniosła 1477, latach 80-tych liczba pożarów uległa podwojeniu (2814), a w latach 90-tych potrojeniu (4719) (Ubysz i in., 2005). Należy zwrócić jednak uwagę na zmniejszającą się w tym okresie średnią powierzchnię pożaru, od 2,71 ha, poprzez 1,33 ha do 1,18 ha (Ubysz i in., 2005). Rycina 6 przedstawia liczbę i powierzchnię pożarów w Polsce w latach 1994-2008. Pożary leśne wykazują pewną cykliczność związaną z warunkami meteorologicznymi i gromadzeniem się suchej materii organicznej.

Większość pożarów w Polsce występuje w okresie od marca do września. Można zauważyć dwa okresy o zwiększonej częstości pożarów: wczesnowiosenny i letni (Ubysz i in., 2005). W pierwszym okresie pokrywa dna lasu jest jeszcze niezazieleniona, a zmagazynowane jest dużo martwej materii organicznej. Przy sprzyjających warunkach meteorologicznych w okresie wiosennym następuje dość łatwe zaproszenie ognia i jego propagacja. Najbardziej palnymi miesiącami są kwiecień i maj. Drugi okres przypada na lipiec i sierpień, i jest związany z suszą letnią.

Przyczyną większości pożarów leśnych jest świadoma lub przypadkowa działalność człowieka. W latach 1995-

Ryc. 6. Powierzchnia i liczba pożarów w lasach w okresie 1994-2008 (Ubysz i in. 2008)

Fig. 6. Area and number of forest fires in the period 1994-2008 (Ubysz at al. 2008)



2003 44% pożarów była wynikiem celowego podpalenia. W wyniku nieostrożności osób dorosłych powstało 40% pożarów, kolejne 4% było efektem niebaczności nieletnich. Wady urządzeń technicznych i środków transportu stanowiły niecałe 2% ogółu. Wyładowania atmosferyczne, będące naturalną przyczyną pożarów, spowodowały tylko około 1% pożog. W 8% przypadków nie ustalono przyczyny zaprószenia ognia (Ubysz i in., 2005).

Ponoszone straty popożarowe można podzielić w dwie grupy: bezpośrednie i pośrednie. Straty bezpośrednie wynikają ze zniszczenia bądź uszkodzenia surowca drzewnego, zmarnotrawienia środków finansowych na hodowlę i ochronę lasu. Straty pośrednie obejmują szkody ekologiczne związane ze zniszczeniem ekosystemów i emisją dwutlenku węgla oraz szkody socjalne. W latach 1994-2008 średnie roczne straty spowodowane pożarami wynosiły 37 755 tys. PLN (Ubysz i in., 2008). Tabela 2 prezentuje roczne straty w latach 1994-2008.

Tabela 2. Straty spowodowane przez pożary lasów w okresie 1994-2008 w tys. PLN (Ubysz i in., 2008).

Table 2. Losses caused by forest fires in the period 1994-2008 in thousand of PLN (Ubysz et al. 2008).

Rok Year	Straty wskutek pożarów [tys. PLN] Losses caused by fires [in thous. PLN]	Rok Year	Straty wskutek pożarów [tys. PLN] Losses caused by fires [in thous. PLN]
1994	37 367	2002	20 762
1995	28 320	2003	106 881
1996	57 640	2004	13 253
1997	34 805	2005	52 342
1998	22 739	2006	43 469
1999	10 532	2007	23 959
2000	48 099	2008	28 036
2001	14 514		

Metody oceny zagrożenia pożarowego

Od lat 20-tych ubiegłego stulecia skonstruowano wiele modeli określających stopień zagrożenia pożarowego. Modele te opierają się zarówno na prawach fizycznych opisujących rozprzestrzenianie się ognia, jak i były tworzone na podstawach empirycznych i statystycznych. Budowane modele z reguły próbują opisać wpływ czynników naturalnych na zagrożenie pożarowe, gdyż te czynniki podlegają łatwiejszej klasyfikacji i uogólnieniu. Początkowo modele zagrożenia pożarowego wykorzystywały punktowe pomiary terenowe czynników mających wpływ na powstawanie i rozprzestrzenianie się pożarów lasów. Wraz z rozwojem teledetekcji i GIS-u zaczęto wykorzystywać dane mające ciągłość przestrzenną. Najważniejsze systemy i modele określania zagrożenia pożarowego zostały przedstawione poczynając od najstarszych kończąc na najbardziej współczesnych.

Metody fizyczne i empiryczne określania zagrożenia pożarowego

Tragiczne w skutkach pożary mające miejsce w Stanach Zjednoczonych Ameryki w latach 1910-1920, które zniszczyły miliony akrów lasów i pochłonęły życie około 80 strażaków stały się przyczynkiem do powstania w 1916 założeń programu badawczego mającego na celu opracowanie metody określania zagrożenia pożarowego. W tymże roku stwierdzono, że dane meteorologiczne i klimatyczne, które były gromadzone na potrzeby prac badawczych dotyczących upraw lasu, powinny być również opracowywane i wykorzystywane w celu określenia stopnia zagrożenia pożarowego. W roku 1922 w US Forest Service wyznaczono osobę zajmującą się wyłącznie badaniem pożarów leśnych. Hardy podaje, że T.H. Gisborne po 8 latach intensywnych badań określił podstawowe czynniki mające wpływ na pożary, i zależności pomiędzy nimi a zagrożeniem pożarowym i zachowaniem się ognia. Opublikował wyniki swych badań w ponad 50 artykułach. Empirycznie określił, że najważniejszymi czynnikami, które mogą być użyte do oceny zagrożenia są: wilgotność masy palnej, prędkość wiatru i wilgotność względna i na ich podstawie stworzył system określania stopnia zagrożenia (Hardy i Hardy, 2007).

W latach dwudziestych XX wieku w Kanadzie również zaczęto opracowywać modele empiryczne propagacji ognia. Na poligonach badawczych zmierzono zachowanie się ognia dla różnych typów masy palnej. Wyznaczono relacje pomiędzy tempem propagacji a takimi zmiennymi jak: prędkość wiatru, nachylenie terenu, temperatura powierzchni, wilgotność względna powietrza (Weise i Biging, 1997).

W latach 30-40 poprzedniego stulecia skoncentrowano się na poznawaniu praw fizycznych rządzących zachowaniem się ognia. Powstał pierwszy model matematyczny prędkości propagacji ognia (Fons, 1946). Model ten został opracowany dla homogenicznego podłoża masy palnej, ściółki sosnowej. Wyrażony on jest wzorem:

$$R = \frac{s}{t_i} \quad [1]$$

gdzie:

R – prędkość propagacji ognia,

s – odległość pomiędzy poszczególnymi elementami masy palnej,

t_i – czas zapalenia kolejnego elementu masy palnej.

Głównym celem modelu było obliczenie czasu zapłonu w kontekście przewodnictwa cieplnego, konwekcji i transferu promieniowania energii. Końcowy model Fons'a ma postać:

$$R = \frac{(f_c - f_r)bs}{pc_p \ln \left(\frac{T_f - T_i}{T_c - T_i} \right)} \quad [2]$$

gdzie:

R – prędkość propagacji ognia,

f_c, f_r – przewodnictwo wymuszone konwekcją, promieniowaniem,

b – objętość elementów masy palnej,
 s – odległość pomiędzy poszczególnymi elementami masy palnej,
 p – gęstość masy palnej,
 c_p – pojemność cieplna masy palnej,
 T_p – temperatura początkowa masy palnej,
 T_f – temperatura powietrza,
 T_i – temperatura zapłonu.

Model został sprawdzony w laboratorium z pozytywnym rezultatem. W czasie prób laboratoryjnych jako materiał palny wykorzystane zostały równomiernie rozmieszczone igły sosnowe. Mimo, iż model Fons'a wymaga dokładnej znajomości charakterystyk spalania masy palnej, stał się on punktem wyjścia dla wielu późniejszych modeli.

W Związku Radzieckim profesor Nesterov (1949) opracował empiryczny wskaźnik, który wykorzystywany był do określania stopnia zagrożenia pożarowego (Groisman i in., 2007). Wskaźnik zbudowany był na podstawie zmiennych meteorologicznych: temperatury i wilgotności powietrza oraz opadów. Opracowano go na podstawie danych historycznych dotyczących pożarów i stanów pogodowych. Model opisany jest następującym wzorem:

$$N = \sum_{i=1}^W (t_i - D_i) t_i, \quad [3]$$

gdzie:

N – wskaźnik palności Nestorova,
 W – liczba dni od ostatniego opadu > 3mm,
 t – temperatura powietrza (°C),
 D – temperatura punktu rosy (°C).

W Australii opracowano dwa modele dla dwóch typów masy palnej: trawiastej (McArthur, 1966) i leśnej (McArthur, 1967). Prawdopodobieństwo zapłonu, spodziewana prędkość propagacji oraz stopień trudności ugazania pożaru były określane na podstawie następujących zmiennych: temperatury powietrza, wilgotności względnej powietrza oraz prędkości wiatru. Początkowo modele miały postać tabelaryczną bądź graficzną

(Ryc. 7), następnie były zmodyfikowane i przybrały postać wzoru (Noble i in., 1980):

$$F = 2^{(-23,6 + 5,01 \ln(C_d) + 0,0281 T_a - 0,226 H_r^{(0,5)} + 0,663 U_{10}^{(0,5)}),} \quad [4]$$

$$R = 0,13F, \quad [5]$$

gdzie:

F – wskaźnik zagrożenia pożarowego,
 R – prędkość propagacji ognia (km/h),
 C_d – wilgotność masy palnej (%),
 T_a – temperatura powietrza (°C),
 H_r – wilgotność względna powietrza (%),
 U_{10} – prędkość wiatru na wysokości 10 m (m/s).

W latach 70-tych w Szwecji powstał wskaźnik zagrożenia pożarowego zwany Angstrom Indeks. Do określenia stopnia zagrożenia użyto danych odnośnie temperatury i wilgotności względnej powietrza (Willis i in., 2001). Wskaźnik był opracowany w celu szybkiego określania stopnia zagrożenia pożarowego w terenie.

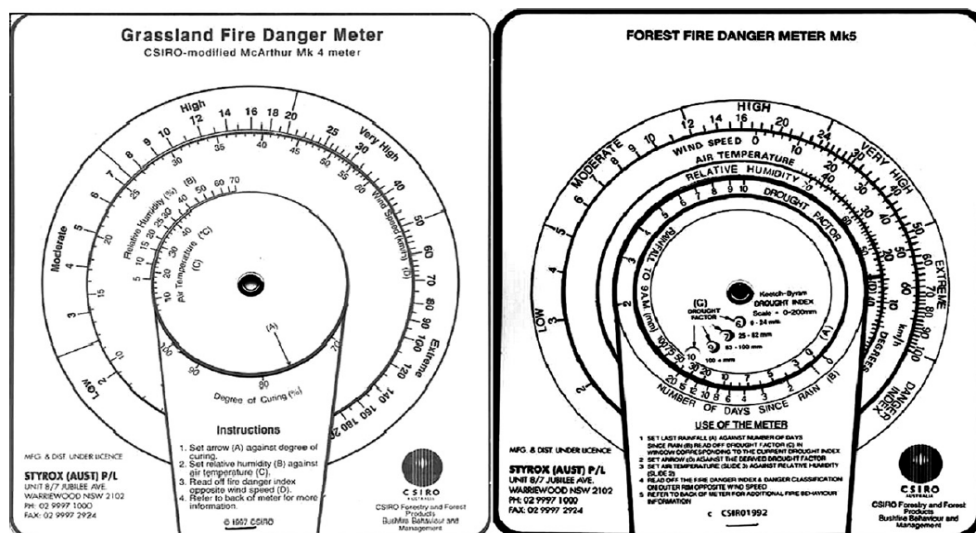
$$I = \frac{R}{20} + \frac{(27-T)}{10}, \quad [6]$$

gdzie:

I – Angstrom Indeks,
 R – wilgotność względna powietrza (%),
 T – temperatura powietrza (°C).

W Brazylii opracowano bardzo prosty wskaźnik zagrożenia pożarowego, znany pod nazwą Monte Alegre. Uwzględniono w nim wilgotność względną powietrza w dniach pomiędzy opadami (Soares, 1972). Następnie formuła ta została zmodyfikowana poprzez uwzględnienie ilości deszczu. Stwierdzono, że potrzeba co najmniej 13 mm opadu, aby móc „wyzerować” wartość wskaźnika zagrożenia. W przypadku mniejszej ilości opadu stosuje się redukcję indeksu FMA o 30% dla opadu wysokości 2,5 – 4,9 mm, o 60% przy opadzie 5 – 9,9 mm i o 80%

Ryc. 7. Szablony używane do określania stopnia zagrożenia pożarowego McArthur'a
 Fig. 7. Australian McArthur Fire Danger Meters



przy opadzie 10 – 12,9 mm. W przypadku opadu niższego niż 2,4 mm wskaźnik FMA pozostaje bez zmian. Wzór na obliczanie wskaźnika Monte Alegre przedstawiono poniżej:

$$FMA = \sum_{n=1}^n \frac{100}{H} \quad [7]$$

gdzie:

FMA – wskaźnik Monte Alegre,

H – wilgotność względna powietrza (%),

n – liczba dni bez opadu.

W 1972 R. Rothermel skonstruował jak się później okazało najbardziej rozpowszechniony i stosowany model empiryczny określania stopnia zagrożenia pożarowego. Założeniem autora było stworzenie modelu, który pozwoliłby na użycie rozwiązań systemowych do zarządzania terenem, a zwłaszcza planowania prac prewencyjnych, również przy użyciu ognia. Model nie wymaga uprzedniej znajomości charakterystyk spalania poszczególnych typów masy palnej. Dane wejściowe do modelu stanowią pomierzone w terenie parametry masy palnej lub założone a priori wartości poszczególnych zmiennych na podstawie zebranych uprzednio statystyk: ładunek, głębokość, stosunek pola powierzchni cząstek masy palnej do ich objętości, zawartość ciepła, wilgotność, zawartość minerałów oraz wilgotność przy, której powinno nastąpić ugaszenie; i pogodowe: średnia prędkość wiatru i nachylenie terenu. Początkowo model był projektowany dla martwej biomasy tworzącej ciągle powierzchnie takie jak ściółka lub trawa, ale okazał się użyteczny również dla szerszego spektrum typów masy palnej. Model przyjmuje następującą postać:

$$R = \frac{I_r \xi (1 + \phi_w + \phi_s)}{\rho_b \varepsilon Q_{ig}} \quad [8]$$

gdzie:

I_r – wskaźnik intensywności reakcji,

ξ – wskaźnik strumienia propagacji,

Φ_w – wskaźnik wiatru,

Φ_s – wskaźnik nachylenia terenu,

ρ_b – gęstość wysuszonego ładunku,

ε – efektywna liczba ogrzewania,

Q_{ig} – ilość ciepła potrzebna do osiągnięcia temperatury zapłonu.

Ze względu na niewystępowanie w przyrodzie jednorodnej masy palnej stwierdzono potrzebę modelowania zagrożenia pożarowego nieciągłej, niejednorodnej masy palnej. Niejednorodność materiału implikuje otrzymanie więcej niż jednego wyniku opisującego prędkość rozprzestrzeniania się ognia. Z tego wynika, że końcowy rezultat powinien odnosić się do rozkładu częstości, który z kolei dokładniej opisał sytuację występującą i pozwolił na bardziej świadomą decyzję. Zmodyfikowano, więc model Rothermel'a (Frandsen i Andrews, 1979) uwzględniając zmienność materiału.

Na bazie modeli Rothermel'a i ich modyfikacji powstało oprogramowanie do przewidywania zagrożenia

pożarowego BEHAVE (Burgan i Rothermel, 1984; Andrews, 1986; Andrews i Bevins, 1998). Aktualnie dostępna jest wersja oprogramowania BEHAVE PLUS (<http://www.firemodels.org/index.php/national-systems/behavplus>).

W Kanadzie powstał i jest stale rozwijany system określania zagrożenia pożarowego lasów *Canadian Forest Fire Danger Rating System CFFDRS* (Lee i in., 2002). System składa się z dwóch podstawowych modułów – *Fire Weather Index (FWI)* (Canadian Forestry Service, 1984; Van Wagner i Pickett, 1987) i *Fire Behavior Prediction (FBP)* (Forestry Canada Fire Danger Group, 1992). Kanadyjski model został skonstruowany empirycznie na podstawie obserwacji i pomiarów 500 eksperymentalnych pożarów oraz wielu dobrze udokumentowanych pożarów niekontrolowanych (FCFDG, 1992).

FWI jest określony dwustopniowo na podstawie pogodowych czynników mających wpływ na pożary, takich jak: temperatura, wilgotność względna, prędkość wiatru i opad.

$$FWI = e^{(2,72(0,434 \ln(B)))^{0,647}}, \quad [9]$$

$$B = 0,1Rf(D), \quad [10]$$

$$f(D) = 0,262U^{0,809} + 2, \quad [11]$$

gdzie:

F(D) – czynnik wilgotności drobnej masy palnej,

R – ISI *Initial Spread Index* wskaźnik początkowej prędkości propagacji,

U – BUI *Build Up Index* wskaźnik ilości masy palnej dostępnej do spalania,

B – pośrednia wartość FWI.

W pierwszej fazie obliczane są trzy wskaźniki mające na celu określenie wilgotności masy palnej.

Pierwszy wskaźnik FFMC (*Fine Fuel Moisture Code*) – określa wilgotność górnej warstwy dna lasu o wysokości do 1,2 cm. FFMC jest wskaźnikiem zapalności. Jest to najbardziej zmienna składowa FWI. Czas opóźnienia FFMC po wystąpieniu jakiejś zmiany wynosi około 2/3 dnia. Przyjmuje wartości od 0 dla wilgotnej ściółki o niskiej zapalności do 100 dla suchej ściółki i wysokiej zapalności. Wskaźnik FFMC obliczany jest na podstawie wzorów:

$$F = 59,5 \frac{250-m}{147,2}, \quad [12]$$

$$m = E_w - (E_w - m_o)10^{(-k_d)} \quad \text{lub}$$

$$m = E_d + (m_o - E_d)10^{(-k_d)}, \quad [13]$$

$$E_w = 0,618H^{0,753} + 10 e^{\frac{H-100}{10}} + 0,18(21,1 - T)(1 - e^{-0,115H}), \quad [14]$$

$$E_d = 0,642H^{0,679} + 11 e^{\frac{H-100}{10}} + 0,18(21,1 - T)(1 - e^{-0,115H}), \quad [15]$$

$$m_o = 147,2 \frac{10 - F_o}{59,5 + F_o}, \quad [16]$$

$$k_d = k_o 0,581 e^{0,0367T}, \quad [17]$$

$$k_o = 0,424 \left[1 - \left(\frac{H}{100} \right)^{1,7} \right] + 0,0694W^{0,5} \left[1 - \left(\frac{H}{100} \right)^8 \right], \quad [18]$$

gdzie:

F – FFMC,

F_o – wartość FFMC poprzedniego dnia,

k_w – prędkość wilgotnienia Log₁₀%/dzień,

k_d – prędkość osuszania Log₁₀%/dzień,

k_o – pośrednia wartość k_d,

k_i – pośrednia wartość k_w,

E_w – równowaga zawartości wody w drobnej masie palnej po zwilgotnieniu,

E_d – równowaga zawartości wody w drobnej masie palnej po wysuszeniu,

m – zawartość wody w drobnej masie palnej po wysuszeniu (%),

m_r – zawartość wody w drobnej masie palnej po deszczu (%),

m_o – zawartość wody w drobnej masie palnej poprzedniego dnia (%),

T – temperatura powietrza (°C),

H – wilgotność względna powietrza w południe (%),

W – prędkość wiatru w południe (km/h).

Drugi wskaźnik DMC (Duff Moisture Code) – określa średnią wilgotność środkowej warstwy dna lasu w postaci częściowo rozłożonej ściółki oraz rzadkiej, niezbyt wysokiej masy palnej do 7cm wysokości, jest wskaźnikiem spalania średniej wielkościszczątek drewna. Czas opóźnienia DMC wynosi 12 dni. Indeks zawsze przyjmuje wartości dodatnie, nie ma jednak zdefiniowanego maksimum. Wysokie wartości indeksu oznaczają niską wilgotność materiału palnego, wyższy stopień zagrożenia i większą prędkość propagacji ognia. Wskaźnik DMC obliczany jest na podstawie wzorów:

$$P = P_o + 100K, \quad [19]$$

$$K = 1,894(T + 1,1)(100 - H)L_e 10^{-6}, \quad [20]$$

$$P_r = P_o, \quad [21]$$

$$P_r = 244,72 - 43,43 \ln(M_r - 20), \quad [22]$$

$$M_r = M_o + \frac{1000r_e}{48,77 + br_e}, \quad [23]$$

$$M_o = 20 + e^{(5,6348 - \frac{P_o}{43,43})}, \quad [24]$$

$$r_e = 0,92r_o - 1,27, \quad [25]$$

gdzie:

P – DMC,

P_r – DMC po deszczu,

P_o – DMC poprzedniego dnia,

b – współczynnik nachylenia terenu,

K – prędkość osuszania Log₁₀%/dzień,

M – zawartość wody w drobnej masie palnej po wysuszeniu (%),

M_r – zawartość wody w drobnej masie palnej po deszczu (%),

M_o – zawartość wody w drobnej masie palnej poprzedniego dnia (%),

r_o – dzienna suma opadu (mm),

r_e – opad rzeczywisty (mm),

L_e – długość dnia (h),

T – temperatura powietrza (°C),

H – wilgotność względna powietrza w południe (%),

W – prędkość wiatru w południe (km/h).

Trzeci wskaźnik DC (*Drought Code*) – określa średnią wilgotność dolnej warstwy dna lasu w formie zbitej substancji organicznej, jest wskaźnikiem efektu sezonowych suszy na masę palną. Jest najwolniej zmieniającym się składnikiem FWI. Jego czas opóźnienia wynosi 52 dni. DC pozwala na estymację ilości tłącego się materiału w głębokich warstwach materii palnej i w pniach drzew. Wskaźnik DC obliczany jest na podstawie wzorów:

$$D = D_o + 0,5V, \quad [26]$$

$$V = 0,36(T + 2,8) + L_f, \quad [27]$$

$$D_o = D_r, \quad [28]$$

$$D_r = 400 \ln \frac{800}{Q_r}, \quad [29]$$

$$Q_r = Q_o + 3,937r_d, \quad [30]$$

$$Q_o = 800 e^{\frac{-D_o}{400}}, \quad [31]$$

$$r_d = 0,83r_o - 1,27, \quad [32]$$

gdzie:

D – DC,

D_r – DC po deszczu,

D_o – DC poprzedniego dnia,

L_f – rzeczywista długość dnia (h),

V – potencjalna ewapotranspiracja (wielokrotność 0,254 mm/dzień),

Q_r – ekwiwalent wilgotności po deszczu,

Q_o – ekwiwalent wilgotności poprzedniego dnia (wielokrotność 0,254mm),

Q – ekwiwalent wilgotności (wielokrotność 0,254mm),

r_d – rzeczywisty opad deszczu (mm),

r_o – dzienna suma opadu (mm),

T – temperatura powietrza (°C),

H – wilgotność względna powietrza w południe (%),

W – prędkość wiatru w południe (km/h).

W drugiej fazie obliczane są dwa wskaźniki. Pierwszy wskaźnik początkowej prędkości propagacji ISI (*Initial Spread Index*) [33][34][35] wyraża spodziewaną szybkość rozprzestrzeniania się ognia w zależności od FFMC i prędkości wiatru, lecz bez uwzględnienia ilości masy

palnej. Drugi wskaźnik określa ilości materii palnej dostępnej do spalania BUI (*Build Up Index*) [36][37], budowany jest na podstawie DMC i DC. W ostatnim końcowym etapie na podstawie ISI i BUI obliczany jest wskaźnik FWI [9], który obrazuje stopień zagrożenia pożarowego wynikającego z warunków pogodowych. Wskaźniki ISI i BUI obliczane są przy pomocy następujących wzorów:

$$R = 0,208f(W)f(F), \quad [33]$$

$$f(W) = e^{0,05039W}, \quad [34]$$

$$f(F) = 91,9e^{-0,1386m\left(\frac{m^{5,21}}{4,93 \cdot 10^7}\right)}, \quad [35]$$

gdzie:

R – ISI wskaźnik początkowej prędkości propagacji,

f(W) – czynnik wiatru,

f(F) – czynnik wilgotności drobnej masy palnej,

m – zawartość wody w drobnej masie palnej po wysuszeniu (%),

W – prędkość wiatru w południe (km/h),

$$\text{Jeżeli } P \leq 0,4D \text{ to } U = \frac{0,8PD}{P+0,4D}, \quad [36]$$

Jeżeli $P > 0,4D$ to

$$U = P - \frac{1-0,8D}{P+0,4D} (0,92 + 0,0114P^{1,7}), \quad [37]$$

gdzie:

U – BUI wskaźnik ilości masy palnej dostępnej do spalania,

P – DMC,

D – DC.

Moduł FBP ilościowo szacuje fizyczne charakterystyki rozprzestrzeniania się i zachowania ognia dla poszczególnych typów masy palnej oraz warunków terenu. W modelu uwzględnione są następujące czynniki: typ masy palnej, warunki pogodowe, rzeźba terenu, zawartość wody w liściach, typ i zakres czasowy prognozy. Masa palna w modelu została sklasyfikowana w 16 wzorców, połączonych w 5 grup: lasy iglaste, liściaste i mieszane, zakrzaczenia i roślinność trawiasta. Warunki pogodowe opisane są przy użyciu wskaźników wchodzących w skład FWI. Rzeźba terenu uwzględnia nachylenie stoków i ich ekspozycje. Zawartość wody w roślinach szacowana jest na podstawie położenia badanego obiektu na określonej długości i szerokości geograficznej, wysokości nad poziomem morza oraz daty prognozy. Typ i zakres czasowy prognozy jest określany w zależności od czasu jaki upłynął od chwili zapłonu, i od kształtu frontu ognia. Podstawowymi wyjściowymi informacjami z modelu są: tempo rozprzestrzeniania się ognia, wskaźnik zużycia masy palnej w pożarze, intensywność ognia we froncie pożaru, typ pożaru. Otrzymywane są również produkty poboczne, m.in.: prawdopodobna powierzchnia i obwód pożaru, tempo wzrostu długości obwodu, itp. Na tej podstawie określany jest stopień zagrożenia pożarowego.

W Portugalii Instytut Meteorologii i Geofizyki zaproponował modyfikację modelu V. Nesterova (1988) [3]. Proponowana metoda określa warunki atmosferyczne w warstwie bezpośrednio przylegającej do masy palnej. Indeks zagrożenia pożarowego jest funkcją trzech wskaźników: wskaźnika zapalności, skumulowanego wskaźnika zagrożenia z poprzednich dni, ostateczny indeks zagrożenia będący sumą dwóch poprzednich i skorygowany siłą wiatru. Odpowiednie wzory przedstawiono poniżej:

$$I(i) = T(i)[T(i) - T_d(i)], \quad [38]$$

$$B(i-1) = r \sum_{k=i}^{i-1} I(k), \quad [39]$$

$$Ifa(i) = I(i) + B(i-1), \quad [40]$$

gdzie:

I(i) – wskaźnik zapalności w danym dniu,

B(i-1) – skumulowany wskaźnik zagrożenia z poprzednich dni,

Ifa(i) – indeks zagrożenia w danym dniu,

r – współczynnik wagi,

k – liczba dni,

T – temperatura powietrza w południe (°C),

T_d – punkt rosy w południe (°C),

V – prędkość wiatru południe (Km/h),

P – opad w poprzednich 24 godzinach (mm).

W Hiszpanii Krajowy Instytut Ochrony Przyrody rozwinął metodę określania stopnia zagrożenia pożarowego jako funkcję wilgotności ściółki i drobnej materii palnej, które to są dość wrażliwe na zmiany warunków pogodowych (Velez, 1988; ICONA, 1993). Podstawowymi zmiennymi w modelu są: T – temperatura powietrza, H – wilgotność względna, V – prędkość wiatru, tV – typ wiatru, godzina dla, której zachodzi estymacja, stopień pokrycia terenu przez chmury, nachylenie terenu (w dwóch klasach > lub < 30%), ekspozycja stoków (N, E, S, W). Relacje pomiędzy zmiennymi metody zamieszczone są w tabelach.

Metody fizyczne i empiryczne określające stopień zagrożenia pożarowego w większości przypadków bazują na zmiennych meteorologicznych, wśród których do najczęściej używanych należą: wilgotność względna powietrza, opad, temperatura powietrza i prędkość wiatru. Metody te określają precyzyjnie stopień zagrożenia pożarowego w punktach pomiarowych, ale wyniki prognoz punktowych ekstrapolowane są na duże obszary co przyczynia się do spadku precyzji stosowanych metod.

Metody teledetekcyjne i GIS określania zagrożenia pożarowego

Wraz z rozwojem nowoczesnych technologii geoinformatycznych pojawiły się modele łączące tradycyjne wskaźniki z metodami teledetekcyjnymi. Dzięki temu modele te można używać w sposób bardziej dynamiczny, nie tylko do prognozowania wystąpienia pożaru lasu, ale

także do monitoringu i prognozy rozprzestrzeniania się pożaru w czasie rzeczywistym. Ponadto, niektóre dane, które dotychczas były dostępne dopiero po przeprowadzeniu pomiarów terenowych, można obecnie pozyskiwać za pomocą technik stosowanych w teledetekcji.

Niektóre modele teledetekcyjne i GIS oprócz naturalnych czynników zagrożenia pożarowego takich jak: typ i stan roślinności, ukształtowanie terenu, warunki meteorologiczne; uwzględniają też czynniki antropogeniczne: gęstość zaludnienia, sieć komunikacji drogowej i kolejowej, sieć przesyłowa prądu, itp.

Dane teledetekcyjne używane są do monitoringu wielu aspektów zagrożenia pożarowego i pożarów: kartowanie obszarów spalonych (Fraser i in., 2000; Recondo i in., 2002) i aktywnych pożarów (Hawbaker i in., 2008), kartowanie masy palnej (Arroyo i in., 2008), pomiaru intensywności ognia (White i in., 1996; Martin i in., 2005; Veraverbeke i in., 2010) i strat nim spowodowanych, określanie stanu roślinności w kontekście jej zapalności (Yebrá i in., 2008), pomiar innych czynników mających wpływ na zagrożenie pożarowe. Dane teledetekcyjne są źródłem informacji dla modeli zagrożenia pożarowego wykonywanych z zastosowaniem technik GIS. Modele GIS-owe nadają wymiar przestrzenny modelom fizycznym i empirycznym omówionym powyżej. Inną właściwością modeli opracowanych technikami GIS i teledetekcji jest aspekt bezpośredniego sąsiedztwa, który nie mógł być uwzględniony w modelach obliczanych dla poszczególnych punktów prognostycznych.

tekcji jest aspekt bezpośredniego sąsiedztwa, który nie mógł być uwzględniony w modelach obliczanych dla poszczególnych punktów prognostycznych.

Po raz pierwszy użyto danych teledetekcyjnych w kartowaniu i inwentaryzacji pożarów leśnych w latach 60-tych, kiedy to testowane były kamery lotnicze rejestrujące obrazy w zakresie podczerwieni. Wraz z rozwojem programu LANDSAT opracowano i rozwinięto wiele metod kartowania pożarów leśnych, które następnie używano do delimitacji obszarów szczególnie zagrożonych. Wraz z rozwojem Systemów Informacji Geograficznej zaczęto wykorzystywać je do tworzenia modeli zagrożenia pożarowego. Pozwalają one na przechowywanie i używanie dużych baz danych przestrzennych przez co powstałe modele mogły mieć większą precyzję terenową. Wartości wyjściowe modeli mogą być przedstawione w formie mapy (Chuvieco i Congalton, 1989).

Większość modeli estymacji zagrożenia pożarowego jest *sensu stricto* statyczna (Thompson i in., 2000; Jaiswal i in., 2002; Marquinez i in., 2003; Beverly i in., 2009) lub dynamiczna (Chuvieco i in., 2004; Leblon i in., 2007; Hao i Qu, 2007; Garcia i in., 2008). Te pierwsze określają ogólną wrażliwość terenu, te drugie zaś warunki chwilowe związane ze stanem roślinności i warunkami meteorologicznymi.

Tabela 3. Wartości wskaźnika zagrożenia dla poszczególnych kategorii czynników zagrożenia pożarowego (Thompson i in., 2000). (* powierzchnie bez pokrywy roślinnej przyjmują wartość 0; ** dla obszarów wyrębów indeks przyjmuje wartość 7).
Table 3. Fire risk values for each category of fire risk factors (Thompson et al., 2000). (*bare soils take value 0, ** felling areas take value 7).

Czynniki zagrożenia pożarowego <i>Fire risk factors</i>	Wartości wskaźnika zagrożenia pożarowego <i>Fire risk index values</i>				
	1	2	3	4	5
Nachylenie stoków (%) <i>Slopes (%)</i>	-	0-10	10-20	20-40	40+
Wysokość n.p.m.(m) <i>Altitude (m)</i>	1000+	-	-	800-1000	0-800
Ekspozycja stoków (°) <i>Aspect (°)</i>	-	0-110 i 300-360	powierzchnie poziome <i>flat areas</i>	100-150 i 240-300	150-240
Podstrefa bio-klimatyczna <i>Bioclimatic subzone</i>	-	podstrefa Englemanna świerka i jodły subalpejskiej <i>Englemann subzone of alpine spruce and fir</i>	-	podstrefa wewnętrzna cedru i cykuty <i>interior subzone of cedar and cowbane</i>	-
Wiek drzewostanu (lata) * <i>Tree age (years) *</i>	niezalesione <i>no forested</i>	1-20	251+	101-250	21-100
Skład gatunkowy (%) <i>Species structure</i>	liściaste > 60 <i>broadleaved > 60</i>	-	20 < liściaste <= 60 <i>20 < broadleaved <= 60</i>	liściaste <= 20 i cedr+cykuta > 40 <i>broadleaved <= 20 and cedar and cowbane > 40</i>	liściaste <= 20 i cedr+cykuta <= 40 <i>broadleaved <= 20 and cedar and cowbane <= 40</i>
Gęstość koron (%) <i>Crown density (%)</i>	0-35	35-45	45-55	55-65	+65
Użytki** <i>Land use**</i>	nie drogowe <i>non roads</i>	-	-	drogi <i>roads</i>	-

W celu określenia stopnia zagrożenia pożarowego przy użyciu metod statycznych często stosowana jest bonitacja punktowa poszczególnych elementów składowych. Następnie punkty te są sumowane bądź mnożone. Przykładem takiego postępowania jest metoda zaproponowana przez zespół W. Thompsona (2000). W metodzie tej używa się ośmiu zmiennych, które kategoryzuje się, a następnie przypisuje do poszczególnych wartości zagrożenia. Tabela 3 przedstawia parametry użyte w omawianym systemie. Wartości zagrożenia pożarowego są sumowane i klasyfikowane w kategorii zagrożenia: brak zagrożenia – brak roślinności, niskie zagrożenie – przedział 10-17, średnie – 18-26, wysokie – 27-33, ekstremalne – 34-41.

Jeden z pierwszych modeli zagrożenia pożarowego integrujący dane satelitarne Landsat i przestrzenne bazy danych w jedną spójną całość został skonstruowany dla obszaru Hiszpanii (Chuvieco i Congalton, 1989). Model miał również charakter statyczny i brał pod uwagę następujące czynniki: typ roślinności, nachylenie stoków, ekspozycja stoków, odległość od dróg i wysokość nad poziomem morza. Stopień zagrożenia określany był za pomocą formuły:

$$H = 1 + 100V + 30S + 10A + 5R + 2E, \quad [41]$$

gdzie:

H – stopień zagrożenia,

V – indeks roślinności,

S – indeks nachylenia stoków,

A – indeks ekspozycji stoków,

R – odległość od dróg,

E – wysokość nad poziomem morza.

W nawiązaniu do empirycznych i fizycznych modeli propagacji ognia powstał model charakteryzujący zachowanie się ognia bazujący na danych GIS (Yassemi i in., 2008). Model ten określa możliwość rozprzestrzeniania się pożaru zlokalizowanego w danym pikselu na otaczające go piksele. Na podstawie analizy sąsiedztwa wykonywanej w ośmiu kierunkach, wysokości nad poziomem morza, nachylenia stoków, typu masy palnej i kierunku wiatru przewidywany jest kierunek i prędkość rozprzestrzeniania się pożaru.

Modele dynamiczne zagrożenia pożarowego wykorzystują informacje zawarte na zdjęciach satelitarnych o wysokiej rozdzielczości czasowej. Wśród głównych kierunków badawczych dotyczących zastosowania zdjęć satelitarnych do określania zagrożenia pożarowego jest estymacja wilgotności masy palnej (Danson i Bowyer, 2004; Chuvieco i in., 2004; Yebra i in., 2008).

W badaniach naziemnych zawartość wody w roślinności określa się za pomocą indeksu EWT (*Equivalent Water Thickness*) (Allen i in., 1971), który określa masę suchej materii przypadającą na jednostkę powierzchni liścia (g/cm^2) [42]. Indeks EWT jest wykorzystywany do określania stopnia zagrożenia pożarowego. Wskaźnik EWT nie jest możliwy do bezpośredniego określenia na podstawie danych teledetekcyjnych, toteż Danson i Bowyer (2004) zdefiniowali funkcje opisujące zależności

wskaźnika wilgotności EWT i teledetekcyjnych wskaźników roślinności: WI (*Water Indeks*) (Panuelas i in., 1993), NDWI (*Normalised Difference Water Index*) (Gao, 1996), MSI (*Moisture Stress Indeks*) (Rock i in., 1986), itd. Relacje pomiędzy EWT i wskaźnikami roślinności opisują wzory: [43][44][45].

$$EWT = \frac{FW - DW}{A}, \quad [42]$$

gdzie:

EWT – wskaźnik *Equivalent Water Thickness*,

FW – waga świeżego liścia (g),

DW – waga suchego liścia (g),

A – powierzchnia liścia (cm),

$$WI = 0,93EWT^{0,02}, \quad R^2 = 0,78, \quad [43]$$

$$NDWI = 0,82EWT^{0,73}, \quad R^2 = 0,88, \quad [44]$$

$$MSI = 0,22EWT^{-0,24}, \quad R^2 = 0,88. \quad [45]$$

Innym naziemnym wskaźnikiem wilgotności roślinności wykorzystywanym do wyznaczania stopnia zagrożenia pożarowego jest indeks LFMC (*Live Fuel Moisture Content*) (Chuvieco i in., 2004), który opisany jest następującym wzorem:

$$LFMC = \frac{FW - DW}{DW} 100, \quad [46]$$

gdzie:

LFMC – wskaźnik *Live Fuel Moisture Content*,

FW – waga świeżego liścia (g),

DW – waga suchego liścia (g).

Określono funkcję opisującą relację pomiędzy wskaźnikiem LFMC, a wskaźnikiem roślinności NDVI (*Normalised Difference Vegetation Index*) (Rouse i in., 1974), temperaturą powierzchni – ST i funkcją dnia roku FD (Chuvieco i in., 2004):

$$LFMC = -57,103 + 284,808NDVI - 0,089ST + 136,75FD, \quad R^2 = 0,737. \quad [47]$$

Badano również wartości korelacji pomiędzy wskaźnikiem LFMC pomierzonym w terenie i symulowanym, a wartościami kanałów 1-7 MODIS i następującymi wskaźnikami roślinności: NDVI, NDWI, GVMI (*Global Vegetation Moisture Index*) (Ceccato i in., 2002), i NDII (*Normalized Difference Infrared Index*) (Hardisky i in., 1983), EVI (*Enhanced Vegetation Index*) (Huete i in., 2002), GEMI (*Global Environmental Monitoring Index*) (Pinty i Verstraete, 1992), VARI (*Visible Atmospheric Resistant Index*) (Gitelson i Merzlyak, 2002), SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) (Huete, 1988). Pojedyncze kanały MODIS wykazują mniejszą korelację z indeksem LFMC niż wskaźniki roślinności. Wartości korelacji dla wskaźnika LFMC i wskaźników roślinności zmieniają się w zależności od typu roślinności. Dla roślinności trawiastej, która charakteryzuje się dużą homogenicznością współczynnik korelacji był bardzo wysoki. Dla

Tabela 4. Korelacja Pearson pomiędzy FMC pomierzonym i symulowanym a wskaźnikami roślinności (wg. Yebra i in., 2008).

Table 4. Pearson correlation between measured and estimated FMC and vegetation indexes (Yebra et al., 2008)

Kanał MODIS/ Wskaźnik roślinności MODIS band/ Vegetation Index	Roślinność trawiasta <i>Grassland</i>		Roślinność krzaczasta <i>Shrubland</i>	
	LFMC _(pomierzone) LFMC _(measured)	LFMC _(symulowane) LFMC _(estimated)	LFMC _(pomierzone) LFMC _(measured)	LFMC _(symulowane) LFMC _(estimated)
B1	-0,816	-0,710	-0,532	-0,440
B2	0,540	0,215	0,078	0,698
B3	-0,725	-0,621	-0,428	-0,431
B4	-0,680	-0,195	-0,328	-0,169
B5	-0,241	-0,637	-0,226	-0,197
B6	-0,768	-0,799	-0,421	-0,552
B7	-0,771	-0,793	-0,427	-0,503
NDWI	0,859	0,915	0,482	0,751
GVM	0,890	0,887	0,604	0,688
NDII	0,887	0,902	0,606	0,710
NDVI	0,952	0,792	0,678	0,590
EVI	0,945	0,721	0,421	0,760
GEMI	0,896	0,554	0,324	0,772
VARI	0,623	0,792	0,810	0,517
SAVI	0,933	0,788	0,541	0,645

wszystkich wskaźników roślinności, z wyjątkiem VARI, był wyższy niż 0,859. Dla roślinności krzaczastej zaś, która jest bardziej heterogeniczna, był niższy i wynosił od 0,324 do 0,810 (Yebra i in., 2008), (Tab. 4). W przypadku roślinności krzaczastej najlepszą korelację znalaziono dla wskaźnika VARI – 0,81.

Połączenie tych dwóch podejść daje bardzo szeroką wiedzę na temat sytuacji panującej w terenie. Przykładem takiego modelu jest opracowanie wykonane dla wyspy Tenerife (Hernandez-Leali in., 2006). Najpierw autorzy na podstawie danych historycznych o pożarach, insolacji, wysokości nad poziomem morza, nachylenia stoków, mapy roślinności i mapy dróg opracowali statyczny indeks zagrożenia pożarowego (FRSD). Następnie na podstawie danych satelitarnych AVHRR NOAA uzyskano indeks określający stan roślinności (NDVI), który zintegrowano z modelem statycznym w celu uzyskania wskaźnika zagrożenia pożarowego (FRDI) używając algorytmu:

$$FRDI = (1 - NDVI)FRSI. \quad [48]$$

Innym modelem łączącym podejście statyczne i dynamiczne jest model skonstruowany dla północno-zachodniej Hiszpanii (Lozano i in., 2008). Model statyczny bazuje na następujących zmiennych: wysokość nad poziomem morza, nachylenie stoków, insolacja, dostawa ciepła, odległości do najbliższych osad, dróg i pojedynczych budynków, częstość występowania zakrzaczeńi młodych lasów. Czynniki dynamicznymi wziętym i pod uwagę były: liczba lat od ostatniego pożaru, oraz wartości różnych wskaźników roślinności.

W Hiszpanii zaproponowano całościowy system oceny zagrożenia pożarowego i skutków pożarów przy użyciu technik teledetekcyjnych i GIS (Chuvieco i in., 2010).

System szacuje zarówno prawdopodobieństwo powstania pożaru jak i jego naturę, oraz wrażliwość terenu na pożar.

Metody stosujące techniki GIS i teledetekcji pozwalają na prognozowanie zagrożenia pożarowego z dużą dokładnością terenową. Pozwalają też na modelowanie prędkości i kierunku rozprzestrzeniania ognia. Inną zaletą tych modeli jest możliwość uwzględnienia zarówno danych historycznych opisujących częstość występowania pożarów na danym terenie, jak i metod określających aktualne warunki pogodowe i stan roślinność do prognozowania zagrożenia pożarowego.

Metody określania zagrożenia pożarowego używane w Polsce

Do prognozowania stopnia zagrożenia pożarowego w Polsce wykorzystuje się metodę Instytutu Badawczego Leśnictwa (DGLP, 1996). Na podstawie danych dotyczących wilgotności ściółki sosnowej pomierzonych w punktach pomiarowych oraz wilgotności względnej powietrza i ilości opadu pomierzonych na stacjach meteorologicznych określa się stopień zagrożenia pożarowego dla 42 okręgów prognostycznych. W skład okręgów prognostycznych wchodzi grupa nadleśnictw, które charakteryzują się tą samą kategorią zagrożenia pożarowego, podobnym nasileniem i wielkością pożarów, występowaniem dużych zwartych kompleksów leśnych, podobnymi warunkami przyrodniczymi i klimatycznymi, składem gatunkowym i udziałem typów siedliskowych lasu. W obrębie strefy prognostycznej musi być zapewniona łączność radiotelefoniczna. Na jedną strefę prognostyczną przypada od 2 do 5 meteorologicznych punk-

Tabela 5. Stopień zagrożenia pożarowego lasów wg. metody IBL.
Table 5. Forest fire risk index. FRI method.

Stopnie zagrożenia pożarowego lasów <i>Forest fire risk index</i>	Wartości wilgotności powietrza i ściółki [%] <i>Litter and air humidity [%]</i>			
	Pomiar o godzinie 9 <i>Measurement at 9.00</i>		Pomiar o godzinie 13 <i>Measurement at 13.00</i>	
	ściółki <i>litter</i>	powietrza <i>air</i>	ściółki <i>litter</i>	powietrza <i>air</i>
Brak zagrożenia 0 <i>Lack of risk 0</i>	0-60 61-75	96-100 0-100	0-40 41-75	86-100 0-100
Zagrożenie małe I <i>Low risk I</i>	0-40 41-60	86-95 0-95	0-30 31-40	66-85 0-85
Zagrożenie duże II <i>High risk II</i>	0-20 21-41	76-85 0-85	0-15 16-30	51-65 0-65
Zagrożenie katastroficzne III <i>Catastrophic risk III</i>	0-20	0-75	0-15	0-50

tów pomiarowych. Prognozy opracowuje się dla godziny 9 i 13-tej. Tabela 5 przedstawia parametry wilgotności ściółki i wilgotności względnej powietrza oraz odpowiadający im stopień zagrożenia pożarowego. Na podstawie ilości opadu wyznacza się współczynnik opadowy (poprawkę opadową), który koryguje stopień zagrożenia pożarowego lasu uprzednio wyznaczony na podstawie związków zachodzących pomiędzy wilgotnością ściółki a wilgotnością względną powietrza.

Metoda IBL jest przedmiotem badań i modyfikacji (Santorski, 1999). Również prowadzone są badania w kwestii prognozowania zagrożenia pożarowego na podstawie czynników meteorologicznych (Szczygieł, 2000; Wiler, 2007).

Przeprowadzona jest również trzystopniowa kategoryzacja nadleśnictw, parków narodowych oraz lasów innych właścicieli, położonych w zasięgu administracyjnym tych jednostek (DGLP, 1996). Przydzielenie danej jednostki do jednej z trzech klas odbywa się poprzez zsumowanie punktów obliczonych dla czterech kryteriów:

- średnia roczna liczba pożarów lasów w jednostce, policzona na podstawie danych z okresu co najmniej pięcioletniego,
- procentowy udział siedlisk typu; bór suchy, bór świeży i bór mieszany świeży; oraz I i II klasy wieku,
- wartość współczynnika hydrotermicznego Sielaninowa, policzona na podstawie danych z okresu co najmniej pięcioletniego, według wzoru:

$$k = \sum_{i \geq 5} \frac{10P_i}{t_i} \quad [49]$$

gdzie:

k – wartość współczynnika hydrotermicznego Sielaninowa,

P – suma opadów średnich dobowych danego miejsca,

t – suma temperatur średnich dobowych danego miejsca,

i – liczba dni,

- średnie wartości wskaźnika emisji przemysłowych z co najmniej 5 lat na poziomie równym lub wyższym od:

SO₂ * 30,001 mg/m² * dobę,
NO_x * 0,501 mg/m² * dobę.

W 2009 roku zaproponowano nową metodę klasyfikacji nadleśnictw za względu na zagrożenie pożarowe (Szczygieł i in., 2009). W pracy tej zbadano cztery grupy parametrów:

- występowanie pożarów,
- czynniki drzewostanowe,
- czynniki klimatyczne,
- czynniki antropogeniczne.

Ostatecznie klasyfikacja obszaru przebiega poprzez sumowanie punktacji określonej dla poszczególnych czynników i przydzielanie nadleśnictwa do właściwych klas zagrożenia w zależności od otrzymanej sumy.

Stwierdzono, że najlepszym wskaźnikiem do kategoryzacji terenu jest występowanie pożarów. Korelacja pomiędzy gęstością występowania pożarów w wieloleciu a aktualną gęstością pożarów wynosi 0,78. Opracowano funkcję obrazującą wpływ średniej gęstości występowania pożarów na danym obszarze, na występowanie pożarów:

$$P_p = 12,5 \log(11,2G_p + 0,725) + 1,5, \quad [50]$$

gdzie:

P_p – liczba punktów odpowiadająca gęstości występowania pożarów

G_p – średnia gęstość występowania pożarów w wieloleciu

Pośród czynników drzewostanowych, testowano zależności występowania pożarów od: typów siedliskowych lasu, wieku drzewostanu i składu gatunkowego. Stwierdzono, że jedynie typy siedliskowe lasu mają istotny wpływ na występowanie zjawiska pożarów. Współczynnik korelacji pomiędzy liczbą pożarów a typami siedliskowymi wyniósł r = 0,3126.

$$P_d = 0,1U_s, \quad [51]$$

gdzie:

P_d – liczba punktów odpowiadająca czynnikiem drzewostanowym,

U_s – udział procentowy powierzchni drzewostanów rosnących na siedliskach: boru suchego, boru świeżego, boru wilgotnego, boru mieszanego wilgotnego i łągu.

Wśród czynników klimatycznych zostały wzięte pod uwagę zmienne wykorzystywane do codziennego prognozowania stopnia zagrożenia, tj.: wilgotność względna powietrza oraz wilgotność ściółki pomierzone o godzinie 9. Z pierwszego parametru została wyliczona średnia. Jeśli chodzi o wilgotność ściółki to brano pod uwagę udział dni z wilgotnością mniejszą od 15%. Dla opracowanego wzoru otrzymano współczynnik determinacji równy 0,2935.

$$P_k = 0,221U_{ds} - 0,59W_p + 45,1, \quad [52]$$

gdzie;

P_k – liczba punktów odpowiadająca czynnikom klimatycznym,

W_p – średnia wilgotność względna powietrza o godzinie 9.00,

U_{ds} – udział dni w sezonie palności z wilgotnością ściółki mniejszą od 15%.

Badanymi czynnikami antropogenicznymi były: liczba mieszkańców w przeliczeniu na 1000 ha powierzchni leśnej, gęstość dróg publicznych i udzielonych noclegów. Jedynie pierwszy czynnik okazał się być istotny statystycznie. Opracowano wzór, dla którego otrzymano współczynnik determinacji równy 0,2082.

$$P_a = 2,46 \log(0,0461G_z) + 5,16, \quad [53]$$

gdzie;

P_a – liczba punktów odpowiadająca czynnikom antropogenicznym,

G_z – liczba mieszkańców na 1000 ha powierzchni leśnej.

W obu metodach analizowano wskaźniki, które są wykorzystywane w modelach zagranicznych autorów. Ze względu na ograniczoną liczbę punktów pomiaru, oba modele są w stanie przybliżyć zagrożenie pożarowe z ograniczoną dokładnością terenową. Modele te są w stanie z dużym przybliżeniem określić prawdopodobieństwo pożaru w badanej jednostce terenowej, jednak nie uwzględniają lokalnych czynników, które mają wpływ na jego rozprzestrzeniania się.

W Polsce również dostrzeżono potrzebę wprowadzenia technik GIS i teledetekcji do określania stopnia zagrożenia pożarowego lasów (Karlikowski i Zawila-Niedźwiecki, 1994). W Instytucie Badawczym Leśnictwa podjęto badania nad wykorzystaniem zdjęć NOAA-AVHRR do określania zagrożenia pożarowego przy użyciu wskaźnika NDVI i temperatury powierzchni (Karlikowski i in., 1997; Mycke-Dominko, 2003a; 2003b; Mycke-Dominko i Slinkina, 2004). W pracach tych stwierdzono bardzo silną korelację pomiędzy temperaturą powierzchni a stopniem zagrożenia pożarowego. Otrzymany współczynnik korelacji wynosił 0,95. Badania te nie dowiodły jednak istnienia korelacji pomiędzy stopniem podatności lasu na pożar a wskaźnikiem roślinności NDVI. Na podsta-

wie wyników analiz opracowano metody kategoryzacji terenu względem zagrożenia pożarowego przy użyciu danych teledetekcyjnych.

Metody dotąd stosowane w Polsce nie stanowią jednolitego systemu określającego stan zagrożenia pożarowego. Pomimo, że powinny się uzupełniać używane są niezależnie od siebie. Istnieje, więc potrzeba opracowania metody, która uwzględniłaby zarówno aspekty statyczne, opisujące predyspozycję terenu na pożar na podstawie istniejących statystyk, jak i sytuacji dynamiczną, odzwierciedlającą aktualny stan masy palnej i warunków meteorologicznych.

Opracowanie systemu określania zagrożenia pożarowego

Na podstawie badań własnych oraz informacji zawartych w literaturze opracowano metodę wyznaczania stopnia zagrożenia pożarowego lasów. Bierze ona pod uwagę dwa aspekty mające wpływ na sytuację pożarową danego obszaru.

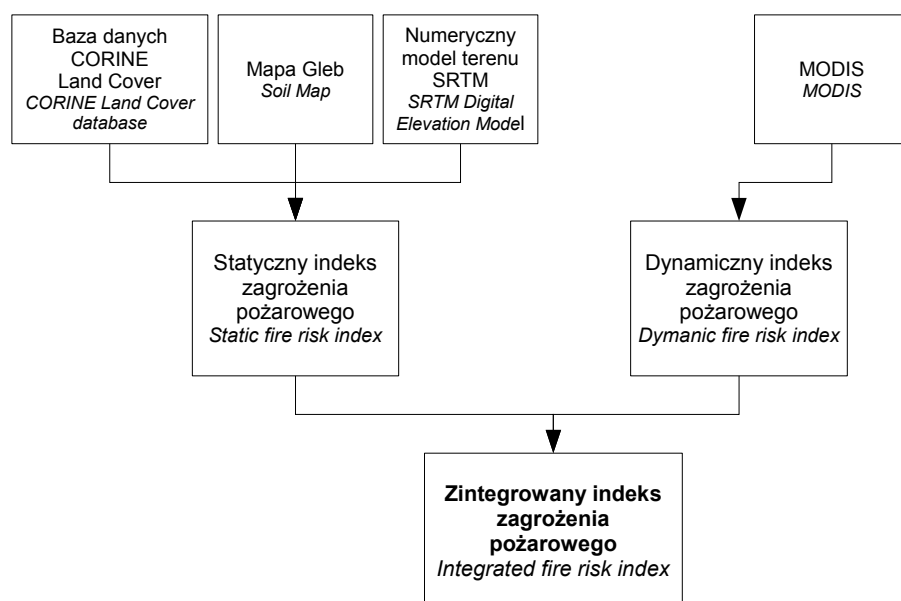
Po pierwsze są to warunki statyczne wynikające z charakterystyki terenu. Określają one typ masy palnej i prędkość propagacji ognia, które z kolei definiują prawdopodobieństwo powstania pożaru na danym obszarze i sposób jego rozprzestrzeniania. Ujmowane one są jako indeks statyczny zagrożenia pożarowego.

Drugie podejście precyzuje sytuację dynamiczną związaną z warunkami meteorologicznymi oraz chwilowym stanem roślinności określającą możliwość inicjacji pożaru. Możliwość powstania pożaru definiowana jest poprzez indeks dynamiczny zagrożenia pożarowego.

Integracja tych dwóch indeksów pozwala na określenie wskaźnika stopnia zagrożenia pożarowego z dużą dokładnością przestrzenną jak i czasową.

Metoda obliczania wskaźnika stopnia zagrożenia pożarowego charakteryzuje się następującymi własnościami. Stan zagrożenia pożarowego jest obliczany dwa razy dziennie. Dzięki wykorzystaniu metod GIS i teledetekcji metoda określa stopień zagrożenia pożarowego dla poszczególnych punktów terenu. Prognozowanie zagrożenia pożarowego wykonywane jest dla całej powierzchni leśnej kraju. Metoda charakteryzuje się rozdzielczością terenową wynoszącą 1 km. Przy obliczaniu stopnia zagrożenia pożarowego wykorzystuje się operacyjnie zdjęcia satelitarne bez względu na zachmurzenie. Metodyka ta charakteryzuje się dużą szybkością operacyjną, na określenie stopnia zagrożenia pożarowego dla całego kraju potrzeba około 15-20 minut.

Rycina 8 przedstawia schemat ideowy określania proponowanego wskaźnika stopnia zagrożenia pożarowego lasów. Indeks statyczny konstruowany jest na podstawie map pokrycia terenu i gleb, oraz numerycznego modelu terenu. Liczony jest jednorazowo. Może być modyfikowany w przypadku aktualizacji, którejs z warstw wejściowych. Model dynamiczny obliczany jest 2 razy dziennie na podstawie danych dostarczonych przez skanery MODIS.



Ryc. 8. Schemat określania wskaźnika zagrożenia pożarowego
Fig. 8. Diagram of the estimation of fire risk index

Materialy

W pracy zostały wykorzystane dane rastrowe i wektorowe obejmujące swym zasięgiem obszar całej Polski, prezentujące poszczególne elementy środowiska, zdjęcia satelitarne MODIS oraz tabelaryczne bazy danych dotyczące występowania pożarów leśnych, (Tab. 6).

Baza danych o pokryciu terenu CLC2000 – CORINE Land Cover dla obszaru Polski jest fragmentem ogólnoeuropejskiej bazy. Stanowi uaktualnioną i uszczegółowioną wersję bazy danych CLC90, która powstała na początku lat 90-tych. Opracowana ona została na podstawie zdjęć satelitarnych pochodzące z satelity LANDSAT, skanera ETM+. Baza została wykonana poprzez wizualną interpretację zdjęć satelitarnych. Powierzchnia najmniejszego wydzielenia przedstawionego w bazie jest równa 25 ha, minimalna szerokość poligonów wynosi 100 m. Wiarygodność opracowania oceniana jest na 85% (Bielecka i in., 2004).

Legenda baza danych CLC2000 jest hierarchiczna i składa się z trzech poziomów. Pierwszy poziom (euro-

pejski) wyróżnia 5 podstawowych grup pokrycia terenu: tereny antropogeniczne, tereny rolne, lasy i ekosystemy pół-naturalne, tereny podmokłe i wody. Drugi poziom (regionalny) wydziela 15 klas, i trzeci (krajowy) rozróżnia 44 klasy, z czego 31 występuje na obszarze Polski. W proponowanej metodzie wykorzystano 4 klasy leśne z legendy CLC2000 (Tab. 7).

Arkusze bazy CORINE Land Cover pokrywające powierzchnie Polski zostały pobrane ze strony Europejskiej Agencji Środowiskowej (European Environment Agency) <http://www.eea.europa.eu/themes/landuse/interactive/clc-download> w formacie wektorowym oprogramowania ArcGIS (.shp). Następnie połączono je w jeden arkusz. Zostały usunięte granice dzielące poszczególne arkusze tak aby sąsiadujące ze sobą poligony jednego wydzielenia stanowiły jedną jednostkę.

Mapa Gleb Polski w skali 1:500 000 została opracowana i opublikowana przez Instytut Upraw, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach pod redakcją prof. dra A. Musierowicza (1961). Mapa ta ma pełne pokrycie dla całego kraju i zawiera informacje o typach

Tabela 6. Materiały wykorzystane w pracy.

Table 6. Used materials.

Wykorzystane materiały <i>Used materials</i>	Opis <i>Description</i>	Skala/Dokładność przestrzenna <i>Scale/Spatial resolution</i>
CLC2000 – CORINE Land Cover <i>CLC2000 – CORINE Land Cover</i>	Porycie terenu <i>Land cover</i>	25 ha
Cyfrowa przeglądowa mapa gleb Polski <i>Digital soil map of Poland</i>	Typy gleb <i>Soil types</i>	1:500 000
SRTM – Shuttle Radar Topography Mission <i>SRTM – Shuttle Radar Topography Mission</i>	Numeryczny model terenu <i>Numeric Terrain Model</i>	90 m
MODIS – Terra, Aqua <i>MODIS – Terra, Aqua</i>	Zdjęcia satelitarne <i>Satellite images</i>	1000 m
Baza pożarów leśnych IBL <i>Forest fire FRI database</i>	Baza danych pożarów w lasach będących własnością LP <i>Database of fires in forests managed by State Forests</i>	

Tabela 7. Legenda mapy CORINE Land Cover 2000 (* wydzielenia użyte w opracowaniu) (<http://clc.gios.gov.pl/>).
 Table 7. Legend of the CORINE Land Cover 2000 database (*units used in the study)

Poziom 1 Level 1	Poziom 2 Level 2	Poziom 3 Level 3
1. Tereny antropogeniczne 1. Artificial surfaces	1.1 Zabudowa miejska 1.1. Urban fabric	
	1.2 Tereny przemysłowe, handlowe i komunikacyjne 1.2 Industrial, commercial and transport units	
	1.3 Kopalnie, wyrobiska i budowy 1.3 Mine, dump and construction sites	
	1.4 Miejskie tereny zielone i wypoczynkowe 1.4 Artificial, non-agricultural vegetated areas	
2. Tereny rolne 2. Agricultural areas	2.1 Grunty orne 2.1 Arable land	
	2.2 Uprawy trwałe 2.2 Permanent crops	
	2.3 Łąki i pastwiska 2.3 Pastures	
	2.4 Obszary upraw mieszanych 2.4 Heterogeneous agricultural areas	
3. Lasy i ekosystemy półnaturalne 3. Forest and semi natural areas	3.1 Lasy 3.1 Forests	3.1.1 Lasy liściaste * 3.1.1 Broad-leaved forest
		3.1.2 Lasy iglaste * 3.2.1 Coniferous forest
		3.1.3 Lasy mieszane * 3.1.3 Mixed forest
	3.2 Zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej 3.2 Scrubs and/or herbaceous vegetation associations	3.2.1 Murawy i pastwiska naturalne 3.2.1 Natural grasslands
		3.2.2 Wrzosowiska i zakrzaczenia 3.2.2 Moors and heathland
		3.2.4 Lasy i roślinność krzewista w stanie zmian * 3.2.4 Transitional woodland-shrub
		3.3 Tereny otwarte pozbawione roślinności lub z rzadkim pokryciem roślinnym 3.3 Open spaces with little or no vegetation
	3.3.1 Plaże, wydmy, piaski 3.3.1 Beaches, dunes, sands	3.3.2 Odslonięte skały 3.3.2 Bare rocks
		3.3.3 Roślinność rozproszona 3.3.3 Sparsely vegetated areas
		3.3.4 Pogorzelska 3.3.4 Burnt areas
4. Obszary podmokłe 4. Wetlands	4.1 Śródlądowe obszary podmokłe 4.1 Inland marshes	
5. Obszary wodne 5. Water bodies	5.1 Wody śródlądowe 5.1 Inland waters	
	5.2 Wody morskie 5.2 Marine waters	

genetycznych gleby oraz utworach powierzchniowych, z których są wytworzone. Mapa zawiera 69 wydzielen (Tab. 8). Cyfrowa wersja tej mapy powstał w Katedrze Geoinformatyki i Teledetekcji Wydziału Geografii i Studiów Regionalnych UW.

Numeryczny model terenu wykorzystany w pracy pochodzi z radarowej misji promu kosmicznego SRTM-3 (*Shuttle Radar Topography Mission*) Amerykańskiej Agencji Kosmicznej NASA. Ta trwająca 11 dni misja, która została przeprowadzona w lutym 2000, miała na celu pozyskanie danych interferometrycznych powierzchni Ziemi pomiędzy równoleżnikami 54°S i 60°N w pasmach X i C. Pozyskano interferogramy pozwalające

na opracowanie numerycznego modelu terenu dla ponad 80% powierzchni kuli ziemskiej. Rozdzielczość terenowa modelu wynosi 3". W przypadku Polski jest to około 60 x 90m. Dokładność przestrzenna modelu wynosi 8,8m, natomiast błąd pomiaru wysokości dla Polski wynosi około 2 m. (Rodriguez i in., 2005).

Model SRTM został pobrany w formacie GeoTiff ze strony <http://srtm.csi.cgiar.org/SELECTION/inputCoord.asp>. Pojedyncze arkusze połączono w jedną ciągłą warstwę. Następnie zlokalizowano błędy występujące w modelu i usunięto je. Znalaziono dwa typy błędów. Pierwszy to brakujące piksele zaznaczone jako *no_data*, które zostały uzupełnione poprzez interpolację z najbliższym

Tabela 8. Legenda mapy gleb.
 Table 8. Legend of the soil map.

Kod Cod	Opis Description
1.1.1	Gleby inicjalne i słabo wykształcone, wytworzone ze skał masywnych gleby szkieletowe i skaliste
1.2.1	Gleby inicjalne i słabo wykształcone, wytworzone ze skał luźnych gleby żwirowe i piaszkowe
2.1.1	Rędziny węglanowe z utworów trzeciorzędowych
2.1.2	Rędziny węglanowe z utworów kredowych
2.1.3	Rędziny węglanowe z utworów jurajskich i triasowych
2.1.4	Rędziny węglanowe z utworów starszych formacji geologicznych
2.2	Rędziny siarczanowe i gipsowe
3.1.1	Mady rzeczne piaszczyste
3.1.2	Mady rzeczne pyłowe, gliniaste i ilaste
3.2	Mady morskie / marsze
4.1	Gleby glejowe, mułowo-glejowe, torfowo-glejowe, murszowo-glejowe i murszowato-glejowe
4.2	Gleby wytworzone z torfów niskich i gytii
4.3	Gleby wytworzone z torfów przejściowych i wysokich
5.1	Czarne i szare ziemie wytworzone z piasków
5.2	Czarne i szare ziemie wytworzone z glin, ilów i utworów pyłowych
6.1	Czarnoziemy i szare gleby leśne wytworzone z lessów i utworów lessowatych
7.1.1	Gleby brunatne właściwe i wylugowane, wytworzone ze skał magmowych i metamorficznych gleby gliniaste, pyłowe i ilaste
7.10	Gleby brunatne właściwe i wylugowane wytworzone z gezów formacji kredowej oraz z opoki odwapnionej
7.2.1	Gleby brunatne właściwe i wylugowane, wytworzone ze skał osadowych zwartych o spoiwie węglanowym gleby gliniaste szkieletowe
7.2.2	Gleby brunatne właściwe i wylugowane, wytworzone ze skał osadowych zwartych o spoiwie węglanowym gleby gliniaste, pyłowe i ilaste
7.3	Gleby brunatne właściwe i wylugowane, wytworzone ze żwirów różnego pochodzenia geologicznego
7.4.1	Gleby brunatne właściwe i wylugowane, wytworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych zwałowych
7.4.2	Gleby brunatne właściwe i wylugowane, wytworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych wodnolodowcowych
7.4.3	Gleby brunatne właściwe i wylugowane, wytworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych starych tarasów akumulacyjnych
7.5.1	Gleby brunatne właściwe i wylugowane, wytworzone z piasków gliniastych naglinionych i glin zwałowych lekkich
7.5.2	Gleby brunatne właściwe i wylugowane, wytworzone z piasków gliniastych naglinionych i glin zwałowych średnich i ciężkich
7.6	Gleby brunatne właściwe i wylugowane wytworzone z ilów różnej genezy
7.7	Gleby brunatne właściwe i wylugowane wytworzone z lessów
7.8	Gleby brunatne właściwe i wylugowane wytworzone z utworów lessowatych
7.9	Gleby brunatne właściwe i wylugowane wytworzone z pyłów różnej genezy
8.1.1	Gleby brunatne kwaśne i wylugowane, wytworzone ze skał magmowych i metamorficznych gleby piaszczyste, gliniaste, pyłowe i ilaste
8.2.1	Gleby brunatne kwaśne i wylugowane, wytworzone ze skał osadowych zwartych o spoiwie niewęglanowym gleby piaszczyste
8.2.2	Gleby brunatne kwaśne i wylugowane, wytworzone ze skał osadowych zwartych o spoiwie niewęglanowym gleby gliniaste, pyłowe i ilaste
8.2.3	Gleby brunatne kwaśne i wylugowane, wytworzone ze skał osadowych zwartych o spoiwie niewęglanowym gleby gliniaste szkieletowe
8.3.1	Gleby brunatne kwaśne i wylugowane wytworzone ze skał osadowych luźnych z pyłów, glin i ilów
9.1.1	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje, wytworzone ze skał osadowych zwartych o spoiwie niewęglanowym gleby gliniaste, pyłowe i ilaste
9.2	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje wytworzone ze żwirów różnej genezy

9.3.1	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych zwałowych
9.3.2	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych wodnolodowcowych
9.3.3	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych starych tarasów akumulacyjnych
9.4.1	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje utworzone z piasków naglinowych i glin zwałowych lekkich
9.4.2	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje utworzone z piasków naglinowych i glin zwałowych średnich i ciężkich
9.5	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje utworzone z ilów różnego pochodzenia geologicznego
9.6	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje utworzone z lessów
9.7	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje utworzone z utworów lessowatych
9.8	Gleby płowe / pseudobielicowe / pseudogleje utworzone z pyłów różnej genezy
10.1.1	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe, utworzone ze skał osadowych luźnych gleby gliniaste szkieletowe
10.2	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe utworzone ze żwirów różnej genezy
10.3.1	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe utworzone z piasków luźnych zwałowych
10.3.2	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe utworzone z piasków luźnych wodnolodowcowych
10.3.3	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe utworzone z piasków luźnych starych tarasów akumulacyjnych
10.3.4	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe utworzone z piasków luźnych wydmych
10.3.5	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych zwałowych
10.3.6	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych wodnolodowcowych
10.3.7	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych starych tarasów akumulacyjnych
10.3.8	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych wydmych
10.4	Gleby rdzawe / skrytobielicowe i bielicowe utworzone z piasków naglinowych i glin zwałowych lekkich
11.1.1	Gleby bielicowe i bielice, utworzone ze skał osadowych zwartych o spoiwie niewęglanowym gleby piaszczyste
11.2	Gleby bielicowe i bielice utworzone ze żwirów różnej genezy
11.3.1	Gleby bielicowe i bielice utworzone z piasków luźnych zwałowych
11.3.2	Gleby bielicowe i bielice utworzone z piasków luźnych wodnolodowcowych
11.3.3	Gleby bielicowe i bielice utworzone z piasków luźnych starych tarasów akumulacyjnych
11.3.4	Gleby bielicowe i bielice utworzone z piasków luźnych wydmych
11.3.5	Gleby bielicowe i bielice utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych zwałowych
11.3.6	Gleby bielicowe i bielice utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych wodnolodowcowych
11.3.7	Gleby bielicowe i bielice utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych starych tarasów akumulacyjnych
12.1	Kompleks gleb brunatnych wylugowanych i gleb pływających oraz rędzin utworzonych z piasków i glin nawapiennych
13	Zbiorniki wodne

otoczeniem. Drugim typem znalezionych błędów były zbyt wysokie wartości pojedynczych pikseli w porównaniu z otoczeniem. Piksele takie zostały usunięte, a następnie uzupełnione w ten sam sposób jak przy pierwszym typie błędów.

W pracy wykorzystano zestaw około 360 zdjęć satelitarnych MODIS pochodzących z platform Terra i Aqua. Zdjęcia obejmują okres wegetacyjny roślin w latach 2008 i 2009. Zdjęcia MODIS zostały wybrane ze względu na ich rozdzielczość czasową, terenową i spektralną oraz zakres spektralny. Każda z platform dostarcza 2 zdjęcia na dobę dla obszaru Polski: po jednym zobrazowaniu dziennym i nocnym. W pracy zostały użyte tylko zdjęcia wykonane w ciągu dnia. Rozdzielczość terenowa zdjęć jest zmienna dla poszczególnych kanałów: od 250 m

(kanały 1-2), 500 m (3-7) do 1000 m (8-36). W pracy wykorzystano zdjęcia o rozdzielczości 1000m we wszystkich 36 kanałach. Zakres spektralny sensorów obejmuje pasmo widzialne, bliską i średnią podczerwień i podczerwień termalną.

Zakresy poszczególnych kanałów zawarte są w tabeli 9. Wytłuszczonym drukiem zostały zaznaczone kanały wykorzystane w pracy. Kanały 1, 2, 5, 6 i 7 użyto do obliczenia wskaźników roślinności. Na podstawie zakresów 2, 17, 18 i 19 obliczono zawartość pary wodnej, a kanały 20, 31 i 32 posłużyły do obliczenia temperatury powierzchni terenu i chmur.

Wstępnie przetworzone i zgeometryzowane zdjęcia MODIS na poziomie modyfikacji 1B MOD2 (<http://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/index.php>) pobra-

ne zostały ze strony <http://ladsweb.nascom.nasa.gov/data/search.html>. Następnie przycięto zasięg zdjęć do obszaru Polski.

Tabela 9. Zakres spektralny poszczególnych kanałów sensora MODIS (* kanały użyte w opracowaniu).

Table 9. Spectral bands of MODIS (*bands used in the study).

Numer kanału <i>Band number</i>	Zakres spektralny [nm] <i>Bandwidth [nm]</i>	Numer kanału <i>Band number</i>	Zakres spektralny [μ m] <i>Bandwidth [μm]</i>
1*	620-670	20*	3.660-3.840
2	841-876	21	3.929-3.989
3	459-479	22	3.929-3.989
4	545-565	23	4.020-4.080
5*	1230-1250	24	4.433-4.498
6*	1628-1652	25	4.482-4.549
7*	2105-2155	26	1.360-1.390
8	405-420	27	6.535-6.895
9	438-448	28	7.175-7.475
10	483-493	29	8.400-8.700
11	526-536	30	9.580-9.880
12	546-556	31*	10.780-11.280
13	662-672	32*	11.770-12.270
14	673-683	33	13.185-13.485
15	743-753	34	13.485-13.785
16	862-877	35	13.785-14.085
17*	890-920	36	14.085-14.385
18*	931-941		
19*	915-965		

Baza pożarów leśnych IBL użyta w opracowaniu dotyczyła okresu 2007-2009. Zawiera ona, między innymi, informację o miejscu i dacie wystąpienia pożaru, godzinie początkowej i końcowej zdarzenia oraz przyczynie pożarów. Obejmuje ona lasy będące własnością przedsiębiorstwa Lasy Państwowe. Dane tabelaryczne zostały przekształcone w przestrzenną bazę danych. Baza pożarów leśnych była materiałem referencyjnym do kalibracji i oceny skuteczności opracowanej metody.

Wszystkie użyte materiały miały zdefiniowany układ odniesienia. W przypadku bazy danych CLC 2000 był to system ogólnoeuropejski ETRS89. Zdjęcia MODIS były zgeometryzowane w układzie sinusoidalnym. Numeryczny model terenu SRTM był zdefiniowany w układzie współrzędnych geograficznych. Baza danych IBL zawierała współrzędne geograficzne. Wszystkim materiałom nadano wspólne odwzorowanie UTM strefa 34, układ odniesienia WGS84. Ten układ odniesienia został wybrany ze względu na jego uniwersalność.

W trakcie wykonywania pracy używano oprogramowania ArcGIS.9.3, ENVI 4.5 oraz PCIGeomatica 10. W celu implementacji proponowanych w pracy algorytmów napisano własne skrypty w środowisku PCI EASI.

Indeks statyczny zagrożenia pożarowego

Skonstruowanie indeksu statycznego miało na celu określenie wrażliwości terenu na pożary. Wzięto pod uwagę najbardziej istotne czynniki wynikające z pokrycia terenu roślinnością i z ukształtowania terenu. Obydwa te elementy determinują zarówno prawdopodobieństwo zapłonu, jak i sposób i prędkość rozprzestrzeniania się ognia. Indeks statyczny, wrażliwości terenu, został określony jako iloczyn trzech wskaźników: palności wynikający z rodzaju roślinności, palności wynikający z ekspozycji stoków oraz prędkości propagacji ognia wynikający z nachylenia stoków. Zależność tą ujmuje wzór:

$$IS = 100R * 10E * S, \quad [54]$$

gdzie:

IS – indeks statyczny zagrożenia pożarowego,
R – wskaźnik palności wynikający z rodzaju roślinności,
E – wskaźnik palności wynikający z ekspozycji stoków,
S – wskaźnik prędkości propagacji ognia wynikający z nachylenia stoków.

Wagi nadane poszczególnym wskaźnikom wynikają z ich wpływu na możliwość zapłonu oraz na prędkość rozprzestrzeniania się ognia. Największe znaczenie w możliwości powstania ognia ma typ roślinności. Szata roślinna jest odzwierciedleniem lokalnych warunków środowiska: glebowych, wilgotnościowych i klimatycznych. Jej skład gatunkowy, gęstość, struktura pionowa i pozioma, stosunek żywej i martwej materii organicznej, i inne parametry definiujące ją określają predyspozycje zarówno na powstanie pożaru, jak i na prędkość propagacji ognia. Ekspozycja stoków natomiast determinuje lokalne warunki termiczne, które mają ścisły związek z wilgotnością martwej materii organicznej, która z kolei określa prawdopodobieństwo zaproszenia ognia. Najmniejszą wagę nadano wskaźnikowi prędkości rozprzestrzeniania się ognia wynikającemu z nachylenia stoków. Ma on mniejszy wpływ na samo powstawanie pożaru i jego znaczenie dopiero rośnie w chwili, gdy już pojawił się ogień.

Otrzymany indeks wrażliwości terenu względem pożarów został podzielony na 4 klasy. Klasa 1 obejmuje obszary o małej wrażliwości i małym prawdopodobieństwie powstania pożaru. W obrębie tej klasy znajdują się tereny, gdzie występuje mało palna roślinność, ekspozycja stoków jest niesprzyjająca, bądź niemająca znaczenia w kwestii powstawania pożarów, a nachylenie stoków ma mały wpływ lub nie ma wpływu na prędkość propagacji ognia. Klasa 2 jest klasą średniej wrażliwości terenu. Klasa 3 grupuje obszary o wysokiej wrażliwości. Klasa 4 zaś tereny o bardzo wysokiej wrażliwości. W klasie tej występuje bardzo palna roślinność przy

sprzyjających pożarom warunkach topograficznych. Zakresy wskaźnika wrażliwości terenu dla poszczególnych klas przedstawia tabela 10.

Tabela 10. Zakresy klas zagrożenia pożarowego dla statycznego indeksu zagrożenia pożarowego.

Table 10. Static forest fire risk index – value range classes.

Klasy zagrożenia pożarowego <i>Fire risk classes</i>	Wskaźnik statyczny zagrożenia pożarowego <i>Static fire risk index</i>
Klasa I – niska <i>Class I – low risk</i>	< 400
Klasa II – średnia <i>Class II – medium risk</i>	400-800
Klasa III – wysoka <i>Class III – high risk</i>	800-1440
Klasa IV – bardzo wysoka <i>Class IV – very high risk</i>	> 1440

Czynniki roślinne. Szata roślinna jest najważniejszym elementem wpływającym na pożary. Stanowi podstawowy materiał palny. Określa ilość materiału dostępną w czasie pożaru, możliwość propagacji ognia, temperaturę spalania, itp. (Velez, 2000). Masa palna jest definiowana poprzez fizyczne charakterystyki takie jak objętość, ciężar, gęstość żywej i martwej biomasy, która ma wpływ na propagację i intensywność ognia oraz na skutki pożarów (Burgan i in., 1998). Ze względu na trudności związane z kartowaniem masy palnej w wielu krajach wprowadzono systemy klasyfikujące masę palną w typy (Arroyo i in., 2008). Typ masy palnej definiowany jest jako rozróżnialne zgrupowania masy palnej charakteryzujące się specyficznym składem gatunkowym, kształtem, wielkością oraz strukturą pionową i poziomą. Typ masy palnej obrazuje zachowanie pożaru w określonych warunkach spalania (Merril i Alexander, 1987). Od lat 60-tych XX wieku powstało wiele metod definiujących typ masy palnej oraz jej charakterystyki. Mają one charakter regionalny, dostosowane są do lokalnych warunków środowiskowych, dla których były tworzone.

Jedną z najstarszych metod opracowano w Australii. Grupuje ona roślinność jedynie w dwie klasy: roślinność trawiasta i leśna (McArthur, 1966; 1967). Metoda określa prawdopodobieństwo zapalenia, prędkość rozprzestrzeniania i trudność gaszenia głównie na podstawie warunków meteorologicznych. Modele amerykańskie: NFDRS (*National Fire Danger Rating System*) (Deeming i in., 1972; 1977) i BEHAVE (*Fire behavior prediction and fuel modeling system*) (Burgan i in., 1984), nazywany również jako NFFL (*Northern Forest Fire Laboratory*), (Andrews, 1986) określają ilość masy palnej, jej wysokość oraz wilgotność martwej materii organicznej dla poszczególnych klas roślinności. Początkowo w systemie NFDRS zdefiniowano 9 klas roślinności, a następnie rozszerzono system do 20 klas. System NFFL dzieli szatę roślinną w 13 klas, które są połączone w 4 nadrzędne grupy: roślinność trawiasta, krzaczasta, leśna i wycinki leśne. W Kanadzie opracowano metodę znaną jako FBP (*Fire Behavior Prediction*) (Forestry Canada, 1992),

który zawiera 16 typów masy palnej, połączonych w 5 grup: lasy iglaste, liściaste i mieszane, zakrzaczenia i roślinność trawiasta. Na podstawie amerykańskiego systemu NFFL w Europie opracowano metodę PROMETHEUS (Arroyo i in., 2006), która dostosowana jest do warunków śródziemnomorskich. Głównymi kryteriami klasyfikacji typów masy palnej są jej wysokość i gęstość, na podstawie których przewiduje się zachowanie ognia. W metodzie tej zdefiniowano 7 klas roślinności, które są zgrupowane w trzy główne kategorie: roślinność trawiasta, zakrzaczenia i lasy.

W Polsce nie skonstruowano metody określającej typy mas palnych. Instytut Badawczy Leśnictwa określił natomiast wskaźnik palności dla poszczególnych typów siedliskowych lasów (Szczygiel i in., 2009). IBL wykonał analizę pożarów leśnych mających miejsce w okresie 2002-2006. Badając częstość występowania pożarów w poszczególnych typach siedliskowych lasu opracowano wskaźnik palności, który jest ilorazem udziału procentowego powierzchni danego typu siedliskowego w lasach państwowych i liczby pożarów na danym siedlisku wyrażoną w procentach w stosunku do ogólnej liczby pożarów (Tab. 11). Według IBL najbardziej palnymi siedliskami są: bór suchy, bór wilgotny, bór świeży, bór mieszany świeży, bór mieszany wilgotny i las łęgowy. Dla wszystkich tych siedlisk obliczono wskaźnik palności większy od 1. Wskaźnik palności IBL odzwierciedla historię pożarów dla danych typów siedlisk. Istnieje, więc potrzeba przeprowadzenia klasyfikacji typów masy palnej, która odzwierciedlałaby palność lasów w warunkach Polski.

Kategoryzacja masy palnej w klasy palności. W pracy zaproponowano 4 klasy palności lasu (Tab. 12). Uzyskano je w wyniku agregacji typów siedliskowych lasu na podstawie wskaźnika palności opracowanego przez IBL. Liczba proponowanych klas jest odzwierciedleniem zmian wartości indeksu palności zaproponowanego przez IBL. Wartości wskaźnika są średnimi wskaźników palności dla poszczególnych typów siedliskowych objętych daną klasą. Klasy palności odzwierciedlają częstość pożarów odnotowywanych w przeszłości w poszczególnych typach siedliskowych lasu.

Mapa typów siedliskowych lasów nie obejmuje swym zasięgiem całej powierzchni leśnej Polski. Dostępna jest tylko dla lasów będących własnością przedsiębiorstwa Lasy Państwowe. Ponieważ założeniem pracy było opracowanie metody wyznaczania zagrożenia pożarowego dla całej powierzchni leśnej kraju, na jej potrzeby opracowano własną metodę kartowania klas palności. Podział powierzchni leśnej na poszczególne kategorie palności wykonano przy użyciu bazy danych pokrycia terenu CORINE *Land Cover*, przeglądowej mapy gleb oraz numerycznego modelu wysokości. Poniżej zostaną opisane zaproponowane klasy palności oraz zasady postępowania użyte do ich skartowania. W charakterystyce poszczególnych klas uwzględniono tylko te elementy, które były użyte do wykonania kategoryzacji.

Klasa bardzo wysokiej palności (1). Klasa ta obejmuje tylko jeden typ siedliskowy lasu, a mianowicie bór sosnowy

Tabela 11. Wskaźniki palności lasu w zależności od siedliskowego typu lasu (Szczygieł i in., 2009)
 Table 11. Forest flammability index in relation to forest habitat type (Szczygieł et al., 2009).

Typy siedliskowe lasów <i>Forest habitat type</i>	Udział powierzchni LP [%] <i>Share of the State Forest area [%]</i>	Pożary lasu <i>Forest fires</i>		Wskaźnik palności <i>Flammability index</i>
		Liczba <i>Number</i>	%	
Bs – Bór sosnowy suchy <i>Dry coniferous forest</i>	0,41	423	1,8	4,39
Bw – Bór wilgotny <i>Wet coniferous forest</i>	0,99	421	1,79	1,81
Bśw – Bór świeży <i>Fresh coniferous forest</i>	22,41	8739	37,25	1,66
BMśw – Bór mieszany świeży <i>Fresh mixed coniferous forest</i>	24,8	7550	32,19	1,3
BMw – Bór mieszany wilgotny <i>Wet mixed coniferous forest</i>	4,47	1235	5,26	1,18
Lł – Las łęgowy <i>Floodplain forest</i>	0,4	96	0,41	1,03
LMw – Las mieszany wilgotny <i>Wet mixed broadleaved forest</i>	3,31	665	2,83	0,85
LMśw – Las mieszany świeży <i>Fresh mixed broadleaved forest</i>	17,41	2805	11,95	0,69
BMwyż – Bór mieszany wyżynny <i>Upland mixed coniferous forest</i>	0,18	21	0,09	0,5
LłG – Las łęgowy górski <i>Montane floodplain forest</i>	0,02	2	0,01	0,5
LMwyż – Las mieszany wyżynny <i>Upland mixed broadleaved forest</i>	1,43	159	0,68	0,48
Lśw – Las świeży <i>Fresh broadleaved forest</i>	8,97	819	3,49	0,39
BMb – Bór mieszany bagienny <i>Mixed bog coniferous forest</i>	0,51	45	0,19	0,37
Lw – Las wilgotny <i>Wet broadleaved forest</i>	1,56	115	0,49	0,31
BMG – Bór mieszany górski <i>Montane mixed coniferous forest</i>	0,58	37	0,16	0,28
LMG – Las mieszany górski <i>Montane mixed broadleaved forest</i>	1,79	108	0,46	0,26
Oł – Ols <i>Alder carr</i>	1,84	89	0,38	0,21
LMb – Las mieszany bagienny <i>Boggy mixed broadleaved forest</i>	0,52	23	0,1	0,19
BG – Bór górski <i>Montane coniferous forest</i>	0,12	5	0,02	0,17
Lwyż – las wyżynny <i>Upland broadleaved forest</i>	2,89	70	0,3	0,1
OłJ – Ols jesionowy <i>Alder-ash forest</i>	0,77	15	0,06	0,08
LG – Las górski <i>Montane broadleaved forest</i>	4,41	22	0,09	0,02
Bb – Bór bagienny <i>Boggy coniferous forest</i>	0,18	0	0	0
BbG – Bór bagienny górski <i>Montane boggy coniferous forest</i>	0	0	0	0
BWG – Bór wilgotny górski <i>High mountain coniferous forest</i>	0,03	1	0	0
OłG – Ols górski <i>Montane alder carr</i>	0	0	0	0

Tabela 12. Typy siedliskowe lasu sklasyfikowane w 4 klasy palności.

Table 12. Flammability classes in relation to forest habitat type.

Klasa palności <i>Flammability class</i>	Typy siedliskowe lasu <i>Forest habitat type</i>	Wartość indeksu <i>Index value</i>
Bardzo wysoka <i>Very high</i>	Bs	4,39
Wysoka <i>High</i>	Bw, Bśw, BMśw, BMw, Lł	1,34
Średnia <i>Medium</i>	LMw, LMśw, BMwyż, LiG, LMwyż	0,6
Niska <i>Low</i>	Lśw, BMb, Lw, BMG, LMG, Ol, LMb, BG, Lwyż, OlJ, LG, Bb, BbG, BwG, OIG	0,16

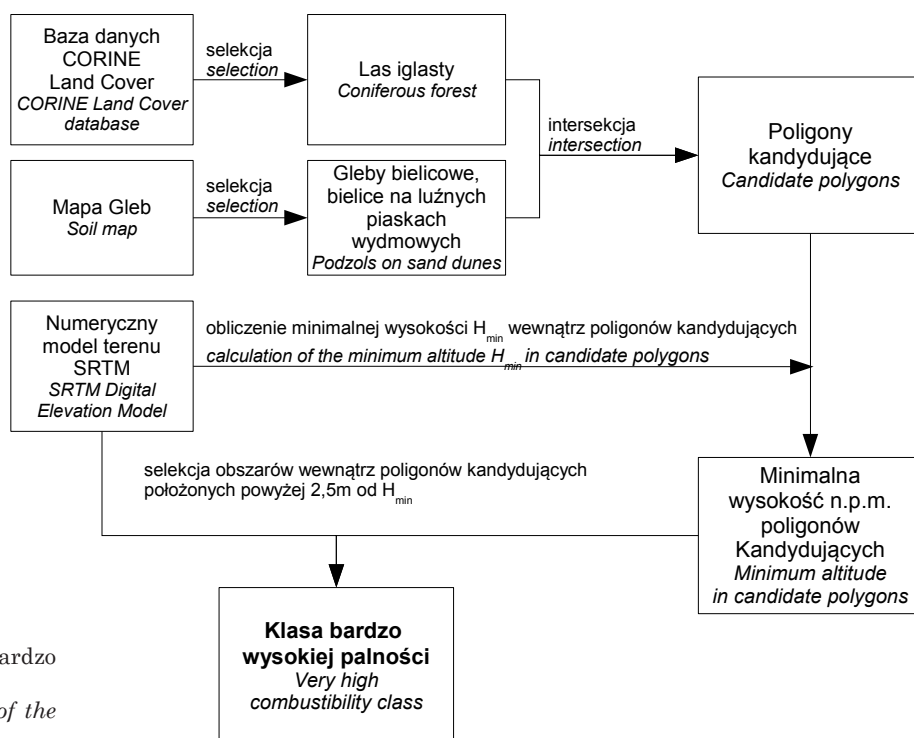
suchy. Siedlisko to charakteryzują skrajnie ubogie warunki: suche siedliska piaszczyste, najczęściej piaski wydmore, rzadziej piaski i żwiry akumulacji wodnolodowcowej oraz piaski rzecznych tarasów akumulacyjnych (Matuszkiewicz, 2007), z głęboko występującymi wodami gruntowymi – poniżej 2 m (Matuszkiewicz, 1984). Siedlisko cechują gleby – arenosole: inicjalne, właściwe i bielcowane. Drzewostan stanowi niemal wyłącznie sosna, rzadko brzoza brodawkowata. Z zakrzaczeń czasami na nim występuje jałowiec. Bór suchy ma słabo wykształconą warstwę runa leśnego i zwartą warstwę przyziemną złożoną głównie z porostów, zwłaszcza chrobotków.

Początkowym etapem wyznaczenia pierwszej klasy palności było wyselekcjonowanie z bazy pokrycia terenu poligonów oznaczonych jako las iglasty. Następnie przecięto wyselekcjonowane z warstwy pokrycia terenu poligony z warstwą mapy glebowej. Jako potencjalne obszary występowania boru suchego wybrano poligony lasu iglastego na glebach bielcowych i bielcach wytworzonych z luźnych piasków wydmore. Z kolei wykluczono z wyselekcjonowanych poligonów „kandydujących”, obszary mogące znajdować się pod wpływem wód gruntowych. W tym celu określono minimalną wysokość nad poziomem morza wyznaczonych poligonów, na podstawie numerycznego modelu wysokości. Następnie fragmenty poligonów „kandydujących”, gdzie różnica pomiędzy wysokością w danym punkcie i wysokością minimalną poligonu była większa niż 2,5 m były zakwalifikowane do 1 klasy palności. Zasada tego postępowania przedstawiona została na rycinie 9.

Klasa wysokiej palności (2). W skład tej klasy wchodzi siedliska boru wilgotnego, boru świeżego, boru mieszanego świeżego, boru mieszanego wilgotnego i lasu lęgowego.

Bór wilgotny charakteryzuje się drzewostanem sosnowym z domieszką brzozy omszonej. W runie dominuje trzęślica modra (*Molinia caerulea*). Siedlisko występuje na glebach bielcowych oglejonych wytworzonych na ubogim podłożu piaszkowym, z umiarkowanym wpływem wód gruntowych (Zaręba, 1988; Matuszkiewicz, 1984). Siedlisko to występuje zazwyczaj w płaskich zagłębieniach z płytkimi wodami gruntowymi.

Bór świeży charakteryzuje się drzewostanem sosnowym z domieszką brzozy, słabo rozwiniętym podszytem, dominacją borówek w runie i dobrze rozwiniętą warstwą mchów. Bór świeży cechują gleby bielcowe i rdzawe



Ryc. 9. Schemat delimitacji klasy bardzo wysokiej palności

Fig. 9. Diagram of the delimitation of the very high combustibility class

wytworzone z ubogich piasków rzecznych tarasów plejstocenijskich i wodnolodowcowych. Poziom wody gruntowej znajduje się w zasięgu systemów korzeniowych drzew (Zaręba, 1988; Matuszkiewicz, 1984).

Bór mieszany świeży występuje na średnio-żyźnych glebach bielcowych utworzonych z utworów piaszczysto-żwirowych. Głównym składnikiem drzewostanu jest sosna. W warstwie drzew występują również gatunki liściaste: buk, dąb szypułkowy i bezszypułkowy, brzoza. W borze mieszanym jest dobrze rozwinięta warstwa krzewów, w runie dominuje borówka czernica (*Vaccinium myrtillus*) (Matuszkiewicz, 1984).

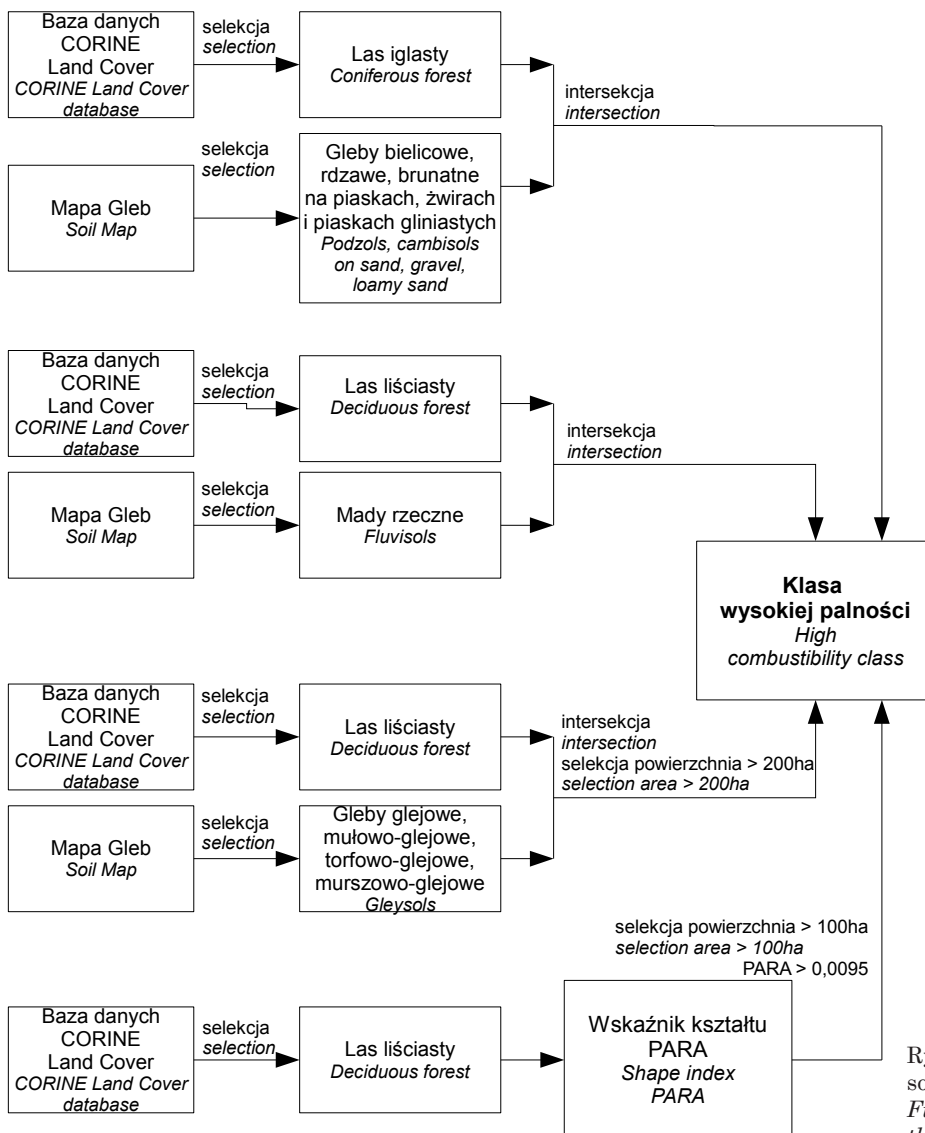
Bór mieszany wilgotny cechują drzewostany sosnowe lub świerkowe z domieszką dębu, brzozy, osiki i jodły. Występuje w obniżeniach terenu, gdzie wyraźnie widoczny jest wpływ wody gruntowej, na glebach skrytobielcowych lub brunatnych piaszczysto-gliniastych (Zaręba, 1988; Matuszkiewicz, 1984).

Las łąkowy występuje na tarasach zalewowych większych rzek, na żyznych i bardzo żyznych madach i czarnych ziemiach. Jest to siedlisko lasów olszowych, jesionowo-olszowych i wiązowo-jesionowych z bujnym

wielowarstwowym runem. W odróżnieniu od olsów, łąki występują na obszarach, gdzie woda nie ma tendencji do stagnacji i jest w ciągłym przepływie powierzchniowym lub wgłębnym (Matuszkiewicz 1984).

Jako bory wchodzące w skład wysokiej klasy palności zostały skartowane wszystkie lasy iglaste zaznaczone na mapie pokrycia terenu występujące na glebach bielcowych, rdzawych i brunatnych utworzonych z utworów piaszczystych żwirowych i piaszczysto-gliniastych, które nie wchodziły w skład uprzednio wyznaczonej klasy pierwszej.

Procedura wyznaczająca lasy odpowiadające siedlisku łąki, które również wchodzi w skład klasy drugiej, brała pod uwagę pokrycie terenu, gleby oraz kształt i wielkość poligonów. W celu skartowania terenów odpowiadającym siedlisku łąki zaprojektowano trzy procedury. Pierwsza z nich klasyfikuje lasy liściaste występujące na madach rzecznych, a druga procedura bierze pod uwagę lasy liściaste występujące na glebach glejowych, mułowo-glejowych, torfowo-glejowych, murszowo-glejowych i murszowato-glejowych, mające powierzchnię większą niż 200 ha. Trzecia procedura uwzględnia lasy



Ryc. 10. Schemat delimitacji klasy wysokiej palności
Fig. 10. Diagram of the delimitation of the high combustibility class

liściaste o powierzchni większej niż 100 ha, których wskaźnik kształtu PARA, będący stosunkiem obwodu poligonu do jego powierzchni, jest wyższy niż 0,0095. Poligony o takich charakterystykach geometrycznych mają wydłużone kształty, które są charakterystyczne dla lasów łęgowych (Ryc. 10).

Klasa średniej palności (3). W klasie średniej palności występują siedliska lasu mieszanego wilgotnego, lasu mieszanego świeżego, lasu mieszanego wyżynnego, lasu łęgowego górskiego i boru mieszanego wyżynnego.

Siedlisko lasu mieszanego wilgotnego cechuje drzewostan głównie sosnowy i dębowy z domieszką brzozy, lipy i osiki; porastający wylugowane gleby brunatne i czarne ziemie (Zaręba, 1988). Gleby te wytworzone są z piasków tarasów akumulacyjnych lub piasków i żwirów fluwiogłacjalnych, czasami z glin zwałowych będących pod wpływem wód gruntowych.

Las mieszany świeży zajmuje średnio-żyźne siedliska na glebach brunatnych wylugowanych, bielico-wych, płowych lub rdzawych wytworzonych na utworach o różnym składzie mechanicznym od piasków, piasków gliniastych, pyłów po utwory gliniaste. Skład gatunkowy drzewostanów zdominowany jest przez sosnę i dąb bezszypułkowy, czasami świerk w zależności od krainy przyrodniczo-leśnej (Zaręba, 1988).

Las mieszany wyżynny charakterystyczny jest dla obszarów wyżynnych i pogórskich, występuje od około 300 m n.p.m. na glebach brunatnych kwaśnych i wylugowanych. W drzewostanie występują głównie buki, z domieszką sosny, dębu bezszypułkowego, świerka, jodły, modrzewia, osiki i brzozy (Zaręba, 1988).

Las łęgowy górski zajmuje doliny szybko płynących potoków i strumieni górskich w dolnym reglu nie przekraczając 500 m n.p.m. Występuje na madach inicjalnych. Olsza stanowi podstawę drzewostanu. Występuje z domieszką świerku, brzozy i jesionu (Zaręba, 1988).

Bór mieszany wyżynny to typ siedliskowy występujący na obszarach wyżynnych, średnio-żyźny, charakteryzujący się glebami bielicowymi właściwymi, brunatnymi kwaśnymi i wylugowanymi, wytworzonymi z gliniastych piasków szkieletowych. W podłożu gleb, w zależności od regionu występują: gnejsy granitowe i szarogłazy łupkowe oraz piaskowce triasowe i dewońskie. Drzewostan stanowi głównie sosna, jodła, świerk z domieszką dębu, modrzewia i buka.

Klasę średniej palności skartowano przy użyciu map: pokrycia terenu, gleb i numerycznego modelu terenu. Z mapy pokrycia terenu wyselekcjonowano wszystkie lasy mieszane porastające gleby wytworzone na podłożu mineralnym. W celu lokalizacji lasu łęgowego górskiego użyto takiej samej procedury jak w przypadku lasu łęgowego dodając jedynie kryterium wysokości (powyżej 300 m n.p.m.). Jako bór mieszany wyżynny zostały skartowane lasy iglaste występujące na glebach bielico-wych i brunatnych wytworzonych ze zwietrzelin skał litych. Sposób wydzielenia średniej klasy palności został przedstawiony na rycinie 11.

Klasa niskiej palności (4). W skład tej klasy wchodzi siedliska: lasu świeżego, lasu wilgotnego, lasu wyżynne-

go, lasu górskiego, lasu mieszanego górskiego, lasu mieszanego bagiennego, boru bagiennego, boru bagiennego górskiego, boru mieszanego bagiennego, boru mieszanego górskiego, boru wilgotnego górskiego, boru górskiego, olsu, olsu jesionowego i olsu górskiego. Wszystkie te siedliska albo znajdują się pod dużym wpływem wód gruntowych, bądź znajdują się w górskich krainach przyrodniczo-leśnych.

Las świeży zajmuje żyzne i bardzo-żyzne siedliska na glebach brunatnych wylugowanych, niekiedy kwaśnych lub właściwych oraz glebach płowych. Gleby te wytworzone są z glin zwałowych, piasków akumulacji lodowcowej zalegających na glinach zwałowych, piasków pylastych i pyłów. Regionalnie skałę macierzystą stanowią lessy. Panującymi gatunkami w drzewostanie jest dąb szypułkowy i bezszypułkowy, buk, regionalnie świerk lub jodła (Zaręba, 1988).

Las wilgotny porasta siedliska wilgotne, żyzne charakteryzujące się glebami brunatnymi właściwymi lub czarnymi ziemiami. Gleby te mogą być oglejone ze względu na umiarkowany wpływ wody gruntowej. Wytworzone są z piasków aluwialnych i fluwiogłacjalnych lub lessów zalegających na glinach zwałowych, z glin zwałowych, margli oraz piasków jeziornych. Głównymi gatunkami drzewostanów są: dąb szypułkowy i jesion (Zaręba, 1988).

Las wyżynny jest typem siedliskowym obszarów wyżynnych i pogórskich. Występującym od 300 m n.p.m. Charakteryzuje się glebami brunatnymi właściwymi, kwaśnymi lub wylugowanymi, rędzinami brunatnymi, właściwymi. Drzewostan głównie tworzony jest przez buka i jodłę z domieszką modrzewia, dębu, świerku, jaworu, klonu, lipy i brzozy (Zaręba, 1988).

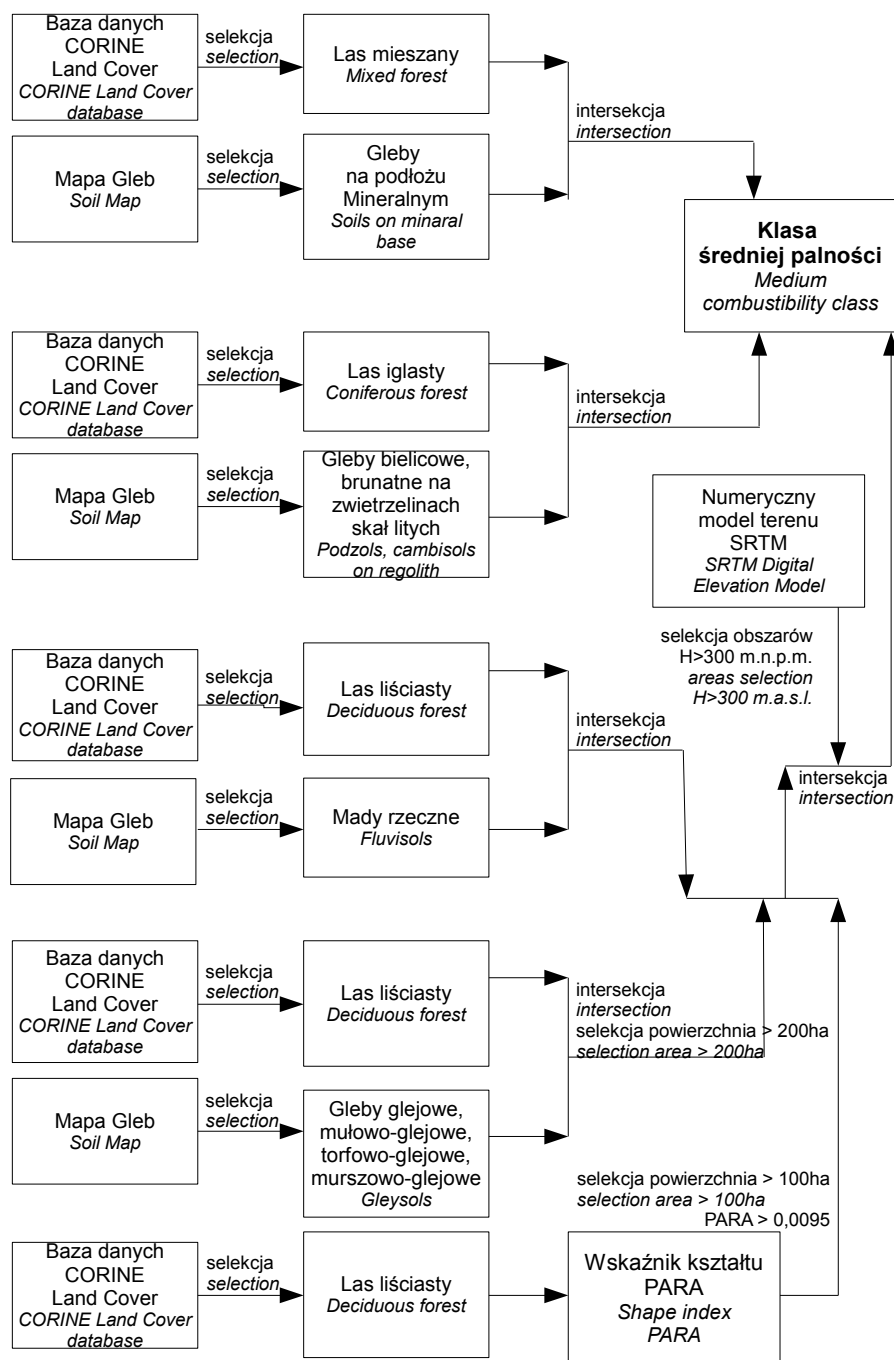
Siedlisko lasu górskiego występuje w strefie regła dolnego w przedziale wysokości 400-700 m n.p.m. a w Sudetach nawet do 900 m n.p.m. Zajmuje gleby brunatne kwaśne lub właściwe, słabo wykształcone z piaskowców, paragnejsów, łupków ilastych, itp. Typowymi gatunkami dla drzewostanu tego siedliska są jodła i buk. Jako gatunki domieszkowe występują świerk, modrzew, jesion, klon, lipa i brzoza.

Las mieszany górski również występuje w strefie regła dolnego, na słabo wykształconych glebach brunatniejących (rankery) lub glebach brunatnych bielico-wanych. Drzewostan stanowi jodła zbukiem i świerkiem. Jako domieszki występują: modrzew, jawor, brzoza oraz osika.

Las mieszany bagienny występuje na obszarach o bardzo płytkim poziomie wód gruntowych, gdzie wykształcił się gleby torfowe lub murszowe. Drzewostan tworzy sosna, brzoza i olsza.

Bór bagienny stanowi ubogi typ siedliska zajmującego torfowiska, gdzie drzewostan stanowi sosna (Zaręba, 1988).

Bór bagienny górski występuje przeważnie w górnej strefie regła dolnego i w reglu górnym. Jest ubogim siedliskiem zajmującym gleby torfowe. Gatunkiem dominującym w drzewostanie jest świerk z domieszką brzozy (Zaręba, 1988).



Ryc. 11. Schemat delimitacji klasy średniej palności
 Fig. 11. Diagram of the delimitation of the medium combustibility class

Bór mieszany bagienny jest siedliskiem średnio żyznym występującym na torfowiskach przejściowych. Charakteryzuje się drzewostanem sosnowym z domieszką brzozy omszonej.

Bór mieszany górski jest średnio żyznym siedliskiem regla dolnego z drzewostanem świerkowym.

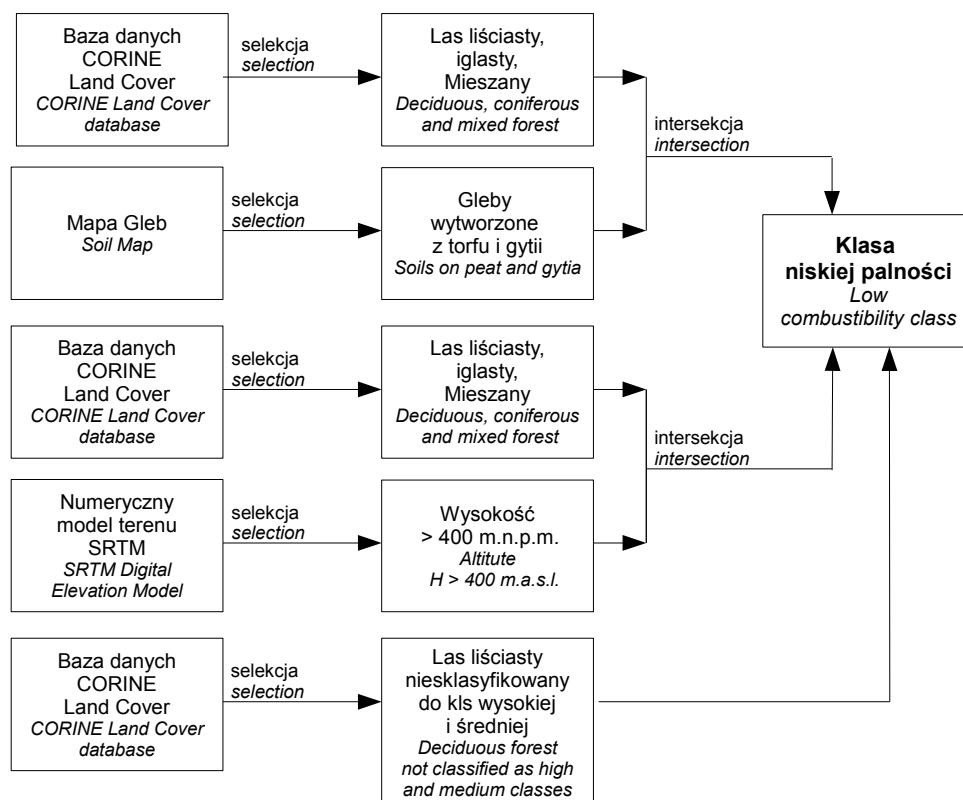
Bór górski jest ubogim typem siedliskowym występujących od 850 do 1000 m. n.p.m., na słabo wykształconych glebach inicjalnych wytworzonych na rumoszach skalnych. Drzewostanem charakterystycznym jest świerk.

Bór wilgotny górski jest typem siedliska o zbliżonych charakterystykach co bór górski. Podstawową różnicą między tymi siedliskami jest widoczne okreso-

we oddziaływanie wód gruntowych w przypadku boru wilgotnego.

Ols typ siedliskowy występujących na glebach bagiennych wytworzonych z torfu niskiego. Zajmuje zagłębienia bezodpływowe, gdzie jest bardzo płytki poziom wód gruntowych o małej ruchliwości poziomej, a okresowo występują podtopienia. Gatunkiem panującym w drzewostanie jest olsza czarna (Matuszkiewicz, 1984).

Ols jesionowy jest bardzo żyznym typem siedliskowym zajmującym zasobne gleby bagiennie, organiczne lub organiczno-mineralne. Poziom wód gruntowych jest przeważnie płytki i ruchomy, okresowo występują podtopienia. Głównymi gatunkami drzewostanu są jesion i olsza (Zaręba 1988).



Ryc. 12. Schemat delimitacji klasy niskiej palności
Fig. 12. Diagram of the delimitation of the low combustibility class

Ols górski jest typem siedliskowym zbliżonym do olsu tylko występującym w górach.

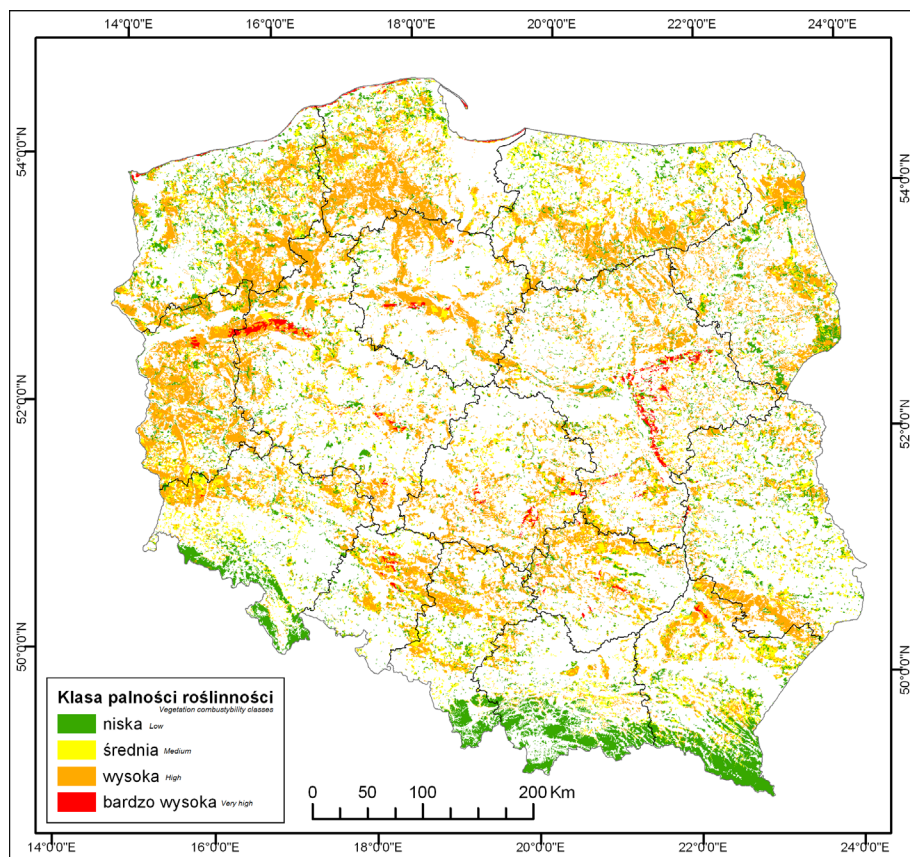
W skład niskiej klasy palności wchodzi właściwie wszystkie lasy liściaste z wyjątkiem łąg oraz wszystkie lasy występujące na glebach organicznych lub w górach. Z tych względów dla wydzielenia niskiej klasy palności użyto następujących kryteriów. Z mapy gleb wyselekcjonowano wszystkie poligony zajmowane przez gleby organiczne, tworząc warstwę informacyjną, którą przecięto z warstwą przedstawiającą lasy wyselekcjonowane z bazy pokrycia terenu. Następnie na numerycznym modelu terenu wydzielono obszary znajdujące się powyżej 400 m n.p.m. tworząc warstwę informacyjną, na którą naniesiono występujące w jej obrębie lasy. Z bazy pokrycia terenu wyselekcjonowano wszystkie lasy liściaste, które nie były uprzednio sklasyfikowane jako łągi. Na rycinie 11 przedstawiono wyżej opisany schemat postępowania.

W wyniku przeprowadzonej klasyfikacji otrzymano mapę klas palności lasu (Ryc. 13). W niskiej klasie palności znajduje się 23,79% procent powierzchni leśnej. W klasie średniej palności znajduje się 22,3%, w klasie wysokiej – 52,68% i 1,23% w klasie bardzo wysokiej palności. Udział procentowy poszczególnych klas palności skartowany za pomocą wyżej opisanej metody jest bardzo zbliżony do udziału procentowego tych klas na terenie Lasów Państwowych, określonych przez IBL. 24,17% obszarów leśnych znajduje się w klasie niskiej palności, 22,35% – w klasie średniej palności, 53,07% – w klasie wysokiej palności i 0,41 – w klasie bardzo wysokiej palności. Różniące pomiędzy procentowym wystę-

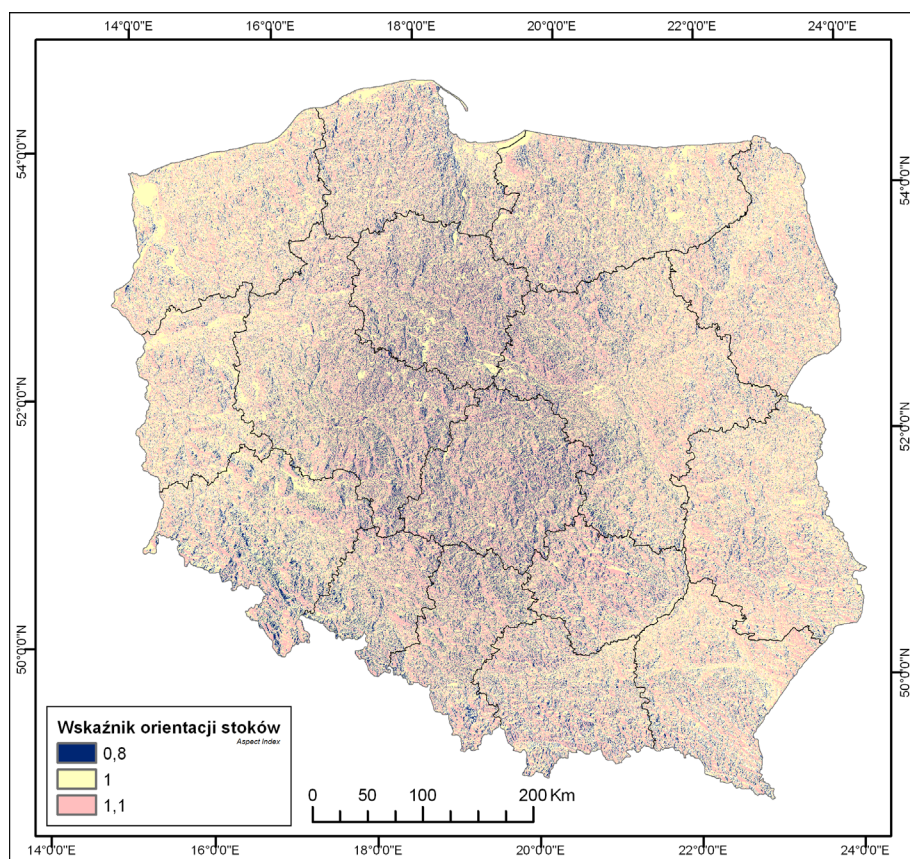
powaniem poszczególnych klas są rzędu 0,5%. Jedynie w przypadku klasy bardzo wysokiej palności widoczne jest przeszacowanie powierzchni lasów zakwalifikowanych do tej klasy.

Czynniki topograficzne. W analizie zagrożenia pożarowego często brane są pod uwagę także czynniki topograficzne, które w mniejszym stopniu wpływają na prawdopodobieństwo pojawienia się pożaru, jednak mają istotne znaczenie w prognozowaniu jego przebiegu. Czynniki wynikające z ukształtowania terenu takie jak: nachylenie i ekspozycja stoków, nasłonecznienie oraz wysokość nad poziomem morza są zmiennymi powszechnie używanymi w modelach zagrożenia pożarowego (Andrews, 1986; Rothermel, 1972; Thompson i in., 2000; Martins, 2001; Jaiswal i in., 2002; Marquinez i in., 2003; Zhou i in., 2005; Heranadez-Leal i in., 2006; Lozano i in., 2008; Yassemi i in., 2008; Lein i Stump, 2009; Beverly i in., 2009). Mają one duże znaczenie ze względu na rozprzestrzenianie się ognia oraz warunki termiczne i wilgotnościowe stoków, które z kolei są czynnikiem warunkującym stan martwego materiału palnego (ściółki, gałęzi, suchych roślin).

Klasyfikacja terenu ze względu na nachylenie i ekspozycję stoków. Ekspozycja stoku ma znaczący wpływ na ilość energii słonecznej dopływającej do powierzchni, a co za tym idzie warunki termiczne i wilgotnościowe roślinności. Na podstawie numerycznego modelu terenu zostały wydzielone obszary o ekspozycji północnej N (315-45°), wschodniej E (45-135°),



Ryc. 13. Mapa klas palności roślinności
Fig. 13. Map of the vegetation combustibility classes



Ryc. 14. Mapa wskaźnika orientacji stoków
Fig. 14. Map of the aspect index

południowej S (135-225°), zachodniej W (225-315°) oraz obszary płaskie. Wykorzystując bazę pożarów IBL zbadano jakie zależności występują pomiędzy ekspozycją stoku a liczbą pożarów tam występujących. Na tej podstawie nadano wartość wskaźnikowi dla poszczególnych orientacji stoków. Dla obszarów płaskich i o orientacji północnej wskaźnik przyjmuje wartość 1, dla terenów o ekspozycji południowej i zachodniej – 1,1, dla ekspozycji wschodniej zaś 0,8.

Rycina 14 przedstawia wskaźnik orientacji stoków w Polsce. Obliczono udział procentowy poszczególnych wartości wskaźnika dla obszarów leśnych, który wynosi: 22,73% – dla wartości 0,8; 29,73% – 1; 47,54% – 1,1.

W literaturze opisano wiele doświadczeń laboratoryjnych i studiów porównawczych, które określiłyby wpływ nachylenia terenu na kształt i wielkość pożarów oraz prędkość rozprzestrzeniania się ognia (Biging, 1997, Santoni i Balbi, 1998, Morandini i in., 2001, Butler i in., 2007). Według nich zależność między prędkością rozprzestrzeniania się ognia i nachyleniem stoków nie jest zależnością liniową, a opisana jest funkcją wykładniczą. Tempo rozprzestrzeniania się w dół stoku jest porównywalne z prędkością propagacji na obszarze płaskim. Dopiero przy nachyleniu terenu większym niż 10° następuje szybki wzrost prędkości rozprzestrzeniania się ognia. Biorąc pod uwagę wyniki otrzymane przez wymienionych autorów zaproponowano następujące wartości indeksu rozprzestrzeniania się ognia, zdefiniowanego jako stosunek pomiędzy prędkością propa-

gacji ognia na terenie płaskim i na terenie nachylonym (Tab. 13).

Tabela 13. Wartość wskaźnika rozprzestrzeniania się ognia w poszczególnych przedziałach nachylenia stoków.

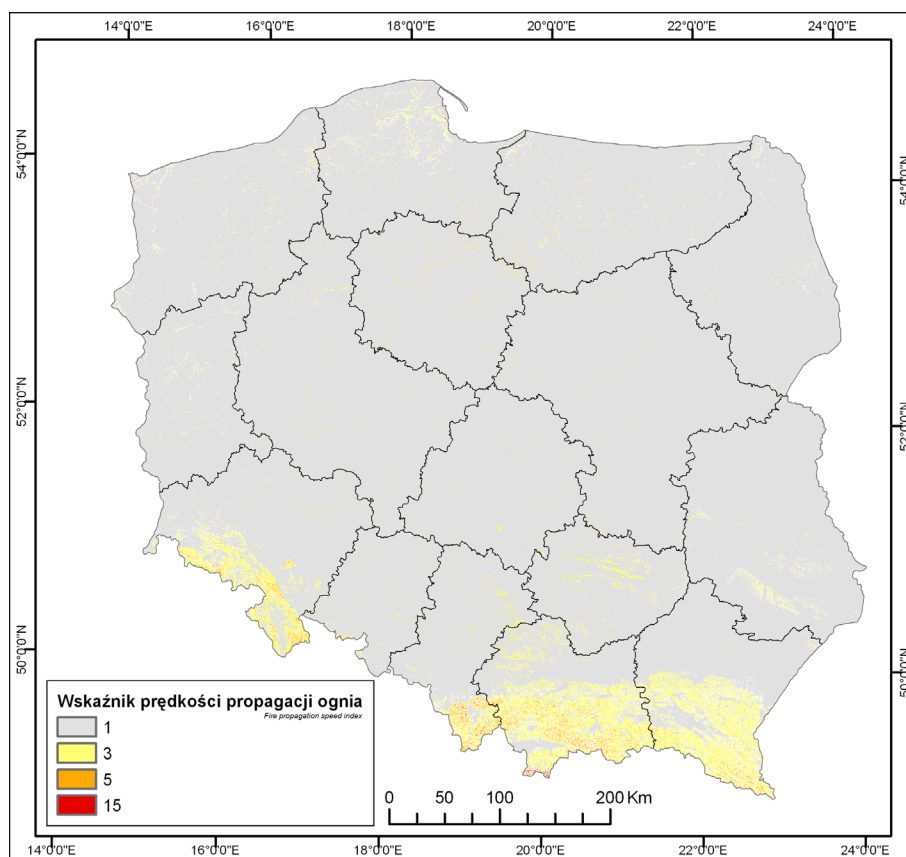
Table. 13. Fire spread index value in relation to slope classes.

Klasa nachylenia stoku (°) Slope range (°)	Wartość wskaźnika Index value
0 – 5	1
5 – 15	3
15 – 30	5
> 30	15

Na podstawie numerycznego modelu terenu opracowano mapę nachylenia stoków. Wydzielono 4 klasy nachylenia stoków: 0°-5°, 5° -15°, 15° -30° i powyżej 30°, którym nadano odpowiadające im wartości wskaźnika.

W wyniku klasyfikacji otrzymano mapę wskaźnika rozprzestrzeniania się ognia (Ryc. 15). Dla 87,4% obszarów leśnych nachylenie terenu nie ma znaczenia jeśli chodzi o prędkość rozprzestrzeniania się ognia. Dla 10,06% tych obszarów prędkość propagacji jest trzykrotnie większa niż na terenach płaskich, a dla 2,27% – pięciokrotnie. Wskaźnik przyjmuje najwyższe wartości na obszarze około 25806 ha stanowiącym 0,27% powierzchni terenów zalesionych.

Ryc. 15. Mapa wskaźnika prędkości rozprzestrzeniania się ognia
Fig. 15. Map of the fire propagation speed index



Indeks dynamiczny zagrożenia pożarowego

Indeks dynamiczny odzwierciedla aktualne warunki pogodowe i stan roślinności mające wpływ na stopień zagrożenia pożarowego. Ma na celu określenie prawdopodobieństwa powstania pożaru. Jest on opracowywany na podstawie zdjęć satelitarnych MODIS. Ze względu na często występujące w umiarkowanej strefie klimatycznej zachmurzenie, które ogranicza w przypadku obrazów satelitarnych, wykonanych w optycznym zakresie promieniowania elektromagnetycznego, dostęp do informacji o terenie, a co za tym idzie możliwość ich zastosowania do estymacji stopnia zagrożenia pożarowego, zaproponowano oddzielne metody określania stopnia zagrożenia dla trzech typów obszarów: bezchmurnych, zachmurzonych bez opadu i z opadem. Rycina 16 prezentuje schemat postępowania przy obliczaniu indeksu dynamicznego zagrożenia pożarowego.

Poszczególne etapy pozyskiwania indeksu dynamicznego zagrożenia pożarowego zostały zobrazowane przy użyciu obrazu satelitarnego MODIS pozyskanego w dniu 27.08.2009 o godzinie 09.55, które zaprezentowane jest na rycinie 17. Obraz ten przedstawia zarówno obszary bezchmurne, jak i zachmurzone z opadem i bez opadu.

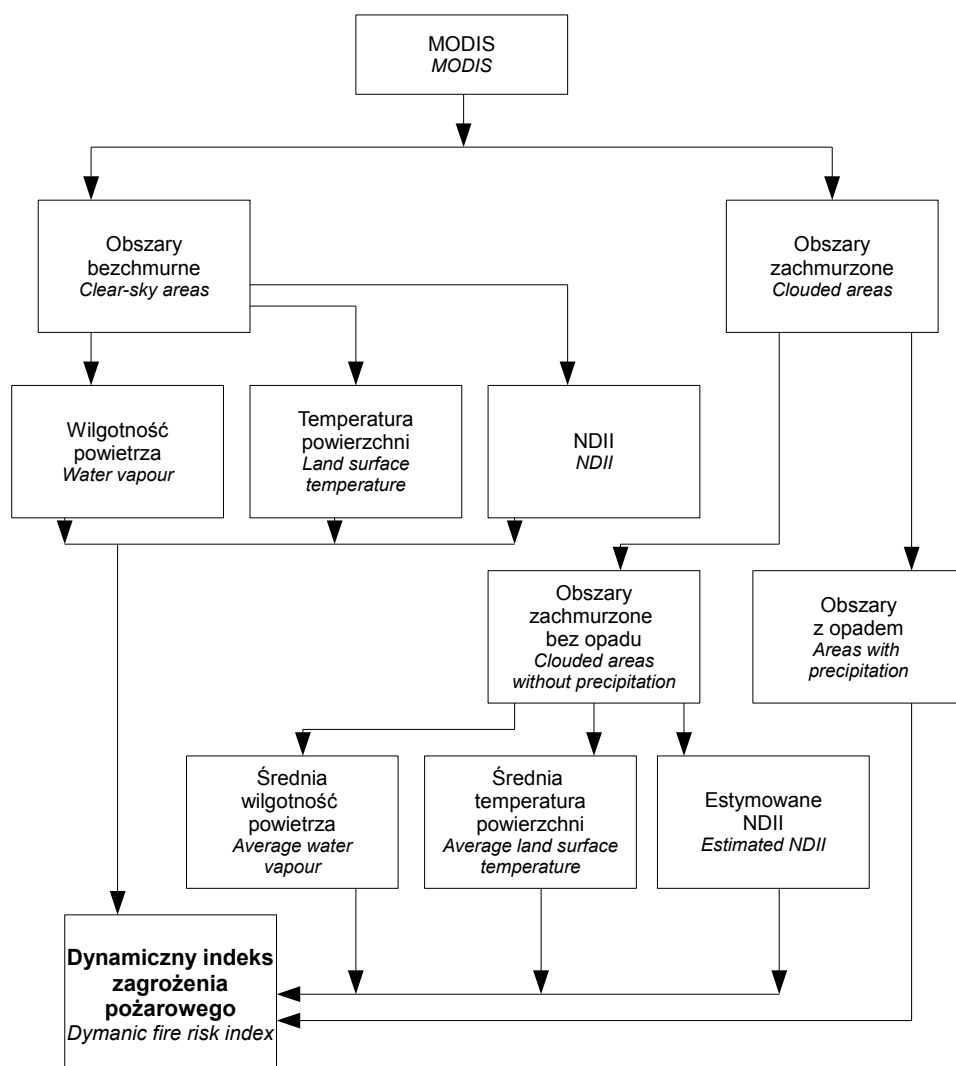
Maska chmur. Pierwszym krokiem prowadzącym do obliczenia dynamicznego wskaźnika zagrożenia pożarowego jest odseparowanie obszarów bezchmurnych i zachmurzonych. Znanych jest wiele algorytmów do kartowania obszarów zachmurzonych (Shi i in., 2007; Li i in., 2007; Luo i in., 2008; Ackerman i in., 2010). Dla wyznaczenia „maski chmur” w pracy zastosowano wykorzystującą wskaźnik NDVI oraz dane odnośnie różnicy temperatury radiacyjnej uzyskanej z kanałów 31 i 32. Procedurę opisuje poniższy wzór:

$$\frac{b_2 - b_1}{b_2 + b_1} < 0,3 \cup BT31 - BT32 > 1,4 \quad [55]$$

gdzie:

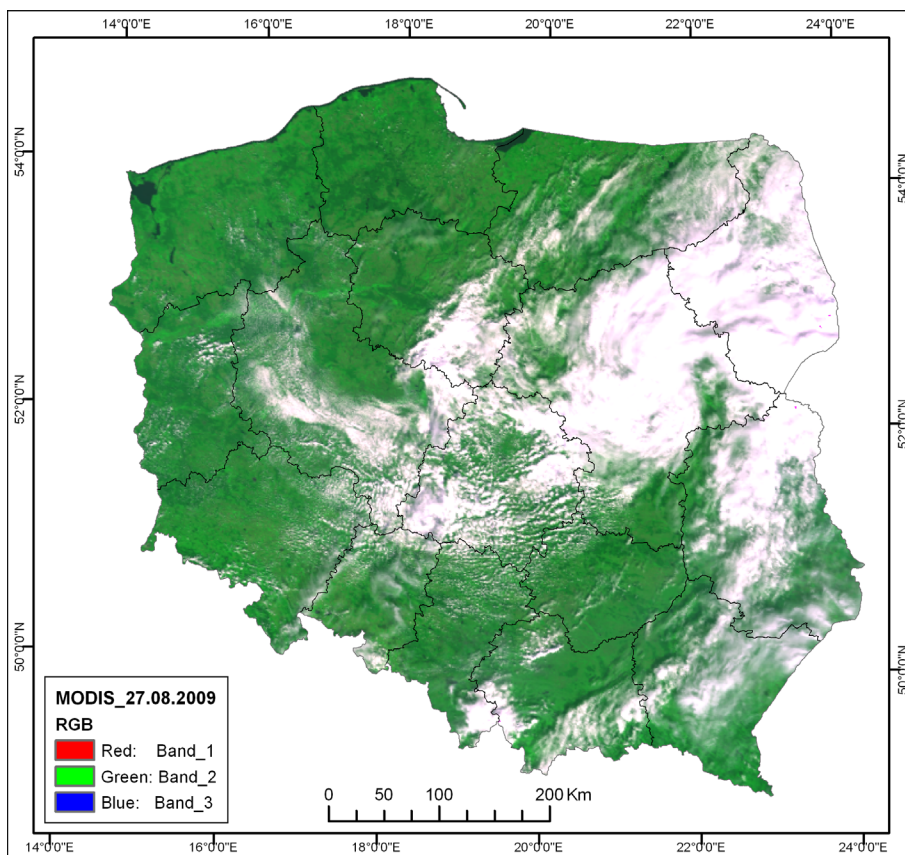
b_1, b_2 – kanały pierwszy i drugi z obrazu MODIS
 $BT31, BT32$ – temperatura górnej warstwy chmur obliczona na podstawie kanałów 31 i 32 zdjęcia MODIS

Dokładność maski chmur testowano na podstawie 10 losowo wybranych spośród wszystkich analizowanych obrazów i 200 losowo wyznaczonych na każdym z tych obrazów punktów. Dla każdego z obrazów określano wizualnie występowanie chmur i ich cieni w punktach testowych. Następnie porównywano próbę z wynikami

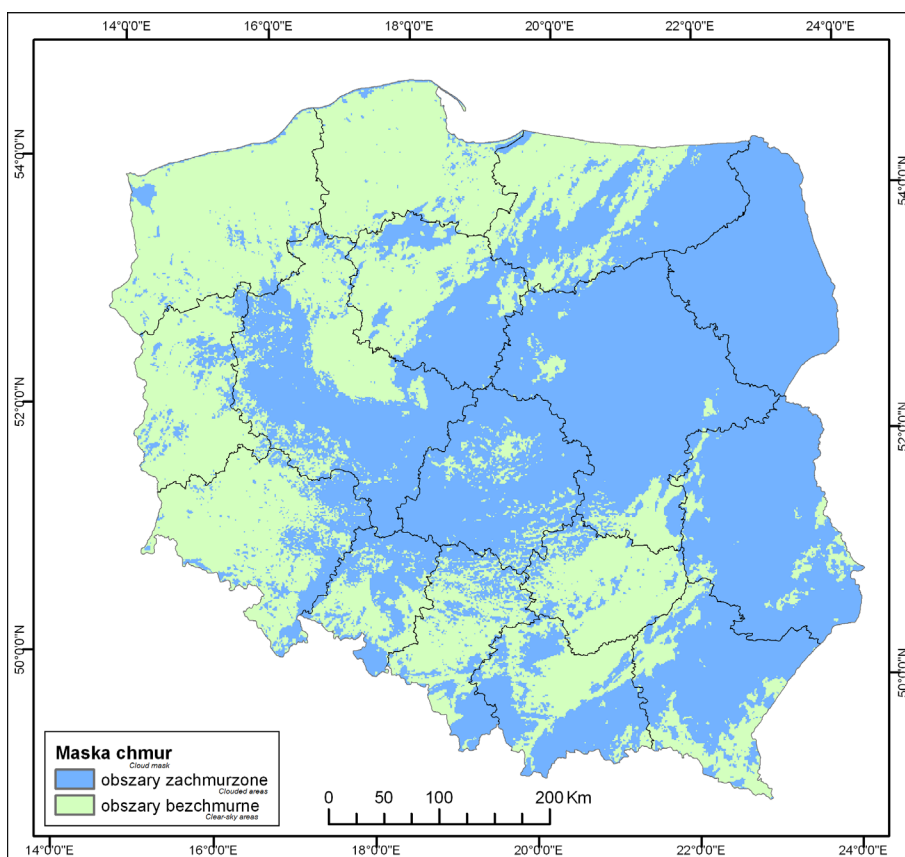


Ryc. 16. Schemat określania dynamicznego wskaźnika zagrożenia pożarowego
 Fig. 16. Diagram of the determination of the dynamic fire risk index

Ryc. 17. Zdjęcie MODIS z dnia 27.08.2009 (RGB: 1, 2, 3)
 Fig. 17. MODIS image from 27.08.2009 (RGB: 1, 2, 3)



Ryc. 18. Maska chmur.
 Fig. 18. Cloud mask.



maskowania. W 93% przypadków maskowanie okazało się skuteczne (Ryc. 18).

Czynniki pogodowe. Warunki pogodowe mają bardzo duży wpływ na podatność na zapalenia materiałów palnych znajdujących się w lesie, prędkość rozprzestrzeniania się ognia jak i jego intensywność. Z tego względu czynniki meteorologiczne są podstawowymi zmiennymi używanymi w modelach określających zagrożenie pożarowe. Do najważniejszych czynników pogodowych branych pod uwagę w modelach należą: opad atmosferyczny, siła i kierunek wiatru, natężenie promieniowania słonecznego, temperatura i wilgotność powietrza.

Większość metod określania stopnia zagrożenia pożarowego bierze pod uwagę, co najmniej jeden z czynników meteorologicznych (Nesterov, 1949; McArthur, 1966; 1967; Rothermel, 1972; Pagni i Peterson, 1973; Noble i in., 1980; FCFDG, 1992; Santorski, 1999, Chuvieco i in., 2004; Groisman i in., 2007).

W pracy wykorzystano zmienne pogodowe, które są możliwe do określenia na podstawie obrazów satelitarnych z MODIS'a, tj.: wilgotność powietrza, temperatura powierzchni terenu i opad atmosferyczny.

Pomiar wilgotności powietrza i temperatury kinetycznej powierzchni terenu. Y. Kaufman i B. Gao (1992) opracowali algorytm do oszacowania zawartości pary wodnej w atmosferze na podstawie danych z kanałów skanera MODIS, rejestrujących zakresy bliskiej podczerwieni. Metoda polega na obliczeniu stosunku wartości DN kanałów, w których zachodzi pochłanianie promieniowania słonecznego przez parę wodną do wartości DN kanałów, które są oknami atmosferycznymi. Zaproponowany przez J. Sobrino i J. Kharraz (2003) algorytm, który został użyty w pracy, opiera się o tą samą zasadę.

Para wodna znajdująca się w atmosferze ma różny współczynnik absorpcji w kanałach 17, 18, 19 (Gao i Kaufman, 1992; Sobrino i Kharraz, 2003). Konsekwencją tego jest różna czułość tych kanałów na zawartość pary wodnej przy tych samych warunkach atmosferycznych. Pierwszym krokiem jest obliczenie współczynników na podstawie danych z poszczególnych kanałów: G_{17} , G_{18} i G_{19} . Obliczenia wykonuje się według wzorów:

$$G_{17} = \frac{b_{17}}{b_2} \quad [56]$$

$$G_{18} = \frac{b_{18}}{b_2} \quad [57]$$

$$G_{19} = \frac{b_{19}}{b_2} \quad [58]$$

Następnie obliczono zawartość pary wodnej. W przy użyciu pojedynczych kanałów, według wzorów:

$$W_{17} = 26,314 - 54,434G_{17} + 28,449G_{17}^2 \quad [59]$$

$$W_{18} = 5,012 - 23,017G_{18} + 27,884G_{18}^2 \quad [60]$$

$$W_{19} = 9,446 - 25,887G_{19} + 19,914G_{19}^2 \quad [61]$$

Sumaryczna zawartość pary wodnej obliczana jest na podstawie wyników otrzymanych dla poszczególnych kanałów według wzoru:

$$W = 0,192W_{17} + 0,453W_{18} + 0,355W_{19} \quad [62]$$

Dokładność pomiaru wilgotności powietrza dla słupa atmosfery przy użyciu tego algorytmu w warunkach zwiększonej wilgotności jest niższa i wynosi 0,17 g/cm², dla warunków suchych jest wyższa i wynosi 0,06 g/cm² (Ryc. 19).

Już w roku 1994, jeszcze przed wystrzeleniem satelity EOS/Terra, opracowano pierwsze algorytmy do pomiaru temperatury kinetycznej powierzchni terenu przy użyciu danych MODIS (Dozier i Wan, 1994). Następnie je rozwijano i udoskonalano (Wan i Li, 1997; Wan, 1999). W pracy użyto algorytmu opracowanego przez J. Sobrino i J. Kharraz (2003). Algorytm, poniżej, wykorzystuje temperaturę radiacyjną z danych kanałów 31 i 32.

$$T_{LST} = T_{31} + 1,02 + 1,79(T_{31} - T_{32}) + 1,2(T_{31} - T_{32})^2 + (34,83 - (-0,68)W)(1 - \varepsilon) + (-73,27 - (-5,19W)\Delta\varepsilon, \quad [63]$$

gdzie:

T_{LST} – temperatura kinetyczna powierzchni lądowej (K),
 T_{31} , T_{32} – temperatura radiacyjna obliczona na podstawie danych z kanałów 31 i 32 zdjęcia MODIS (K),

W – wilgotność powietrza (g/cm²),

ε – współczynnik emisyjności.

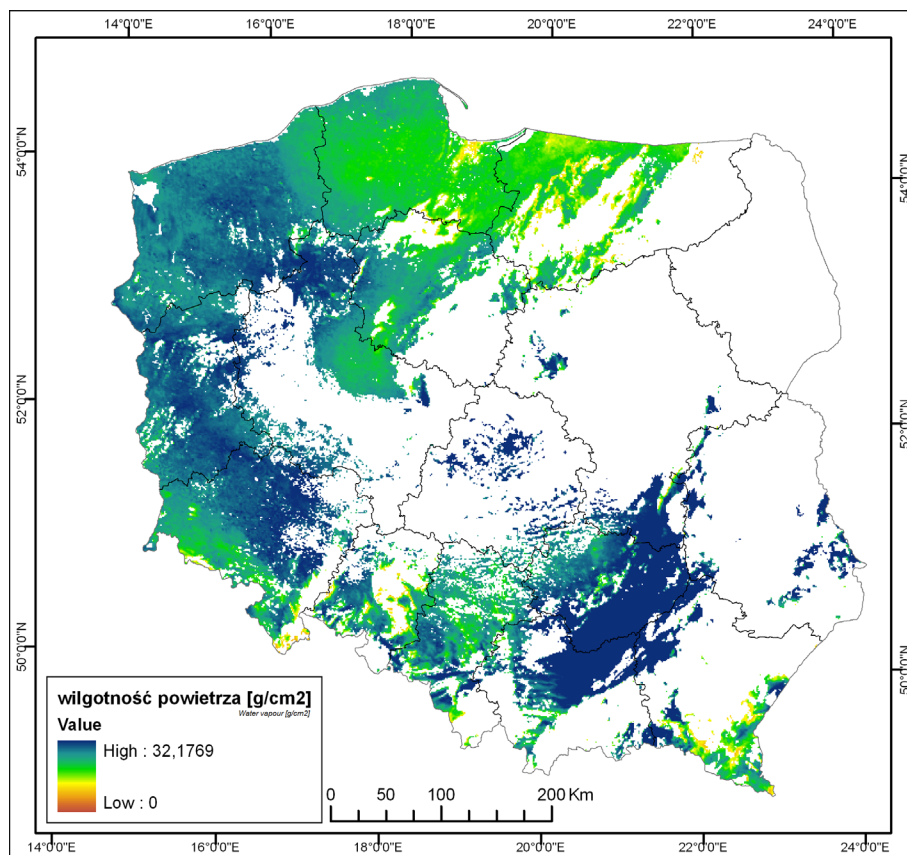
Użyto wartości ε i $\Delta\varepsilon$ dla pikseli pokrytych roślinnością, gdzie NDVI > 0,5. $\varepsilon = 0,985$; $\Delta\varepsilon = 0,001$. Całkowity błąd pomiaru wynosi 1.09 K (Ryc. 20).

Klasyfikacja opadu. Tradycyjnie obserwacje występowania i ilości opadu prowadzi się za pomocą sieci stacji meteorologicznych. Ze względu na dużą zmienność przestrzenną opadów i niedostateczną dostępność danych istnieje potrzeba rozwijania algorytmów do szybkiego oszacowania wielkości opadów przy użyciu obrazów satelitarnych.

Obrazy satelitarne z zakresem widma optycznego zaczęto wykorzystywać do obliczania opadów w latach 70-tych (Ebert i in., 2007). Początkowo algorytmy określające prawdopodobieństwo i intensywność opadu oparte były o relacje zachodzące pomiędzy odbiciem rejestrowanym w kanałach w paśmie widzialnym oraz temperatury radiacyjnej obliczonej na podstawie danych z kanałów termalnych (Romanov, 1996; Ebert i in., 2007). I. Lensky i D. Rosenfeld (2003) zaproponowali metodę oddzielenia chmur opadowych i nieopadowych na podstawie różnicy temperatury radiacyjnej w kanałach termalnych 11 μ m i 12 μ m, oraz w zakresach 3,7 μ m i 11 μ m. Inne podejścia wykorzystują stosunek rzeczywistego promienia kropli w chmurach i gęstości optycznej chmur (Kawamoto, 2006; Nauss i Kokhanovsky, 2006; 2007). Na podstawie różnicy temperatur obliczonych przy użyciu kanałów sensora SEVIRI: 3,9 μ m, 7,3 μ m, 8,7 μ m, 10,8 μ m i 12,1 μ m

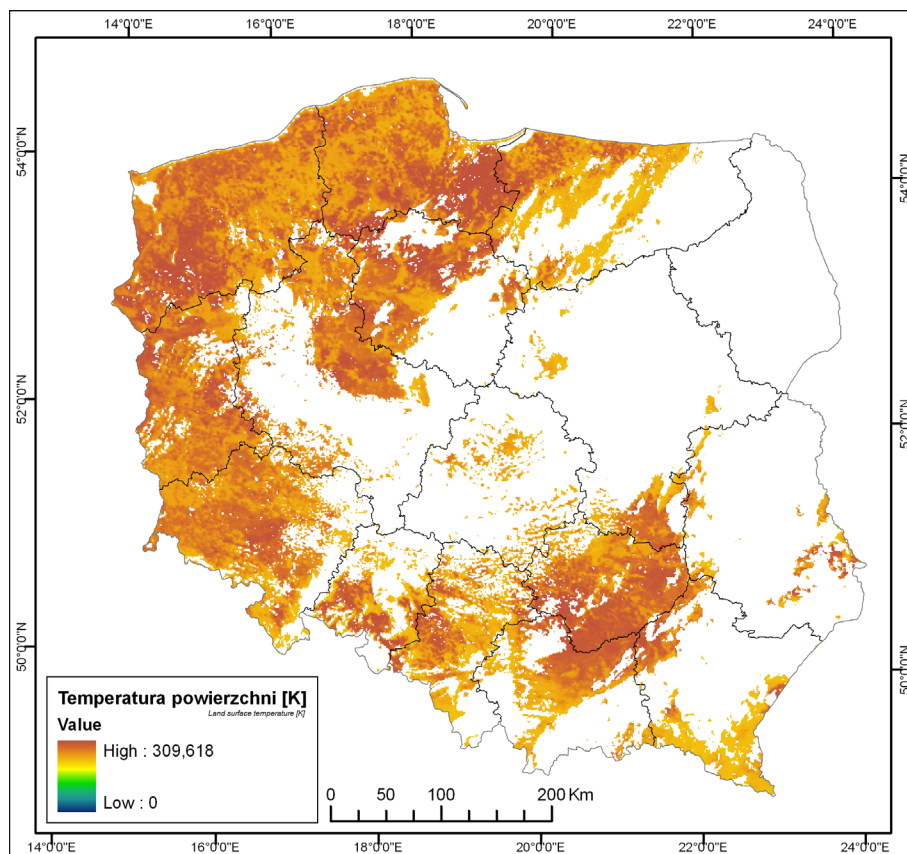
Ryc. 19. Mapa wilgotności powietrza w g/cm².

Fig. 19. Map of the water vapor in g/cm².



Ryc. 20. Mapa temperatury powierzchni gruntu (K).

Fig. 20. Map of the land surface temperature (K).



skartowano obszary o różnej intensywności deszczu (Thiesi in., 2008).

W celu określenia obszarów z opadem została użyta metoda zaproponowana przez I. Lensky'ego i D. Rosenfelda (2003). Obliczono temperatury kinetyczne dla następujących kanałów skanera MODIS: 20, 31, 32; biorąc pod uwagę emisyjność chmur w danym zakresie spektralnym (Allen, 1971; Wu, 1987). Przy użyciu odpowiednich wartości progowych w poszczególnych warstwach zostały określone typy chmur. Na początku wyeliminowano półprzezroczyste cirrusy używając następującego algorytmu: $T_{20}-T_{31} > 10K$ i $T_{31}-T_{32} > 10K$ i $T_{31} < 250K$. Chmury zawierające małe cząsteczki wyeliminowano przy użyciu warunku $T_{20}-T_{31} < -2K$. Pozostałe chmury, które spełniają następujące warunki $T_{20}-T_{31} < 4K$ i $T_{20}-T_{31} > -2K$, klasyfikowane są jako opadowe. Algorytm ten określa chmury opadowe nad obszarami lądowymi i morskimi z dokładnością odpowiednio 76% i 71% w przypadku chmur zimnych oraz 63% i 92% w przypadku chmur ciepłych (Ryc. 21).

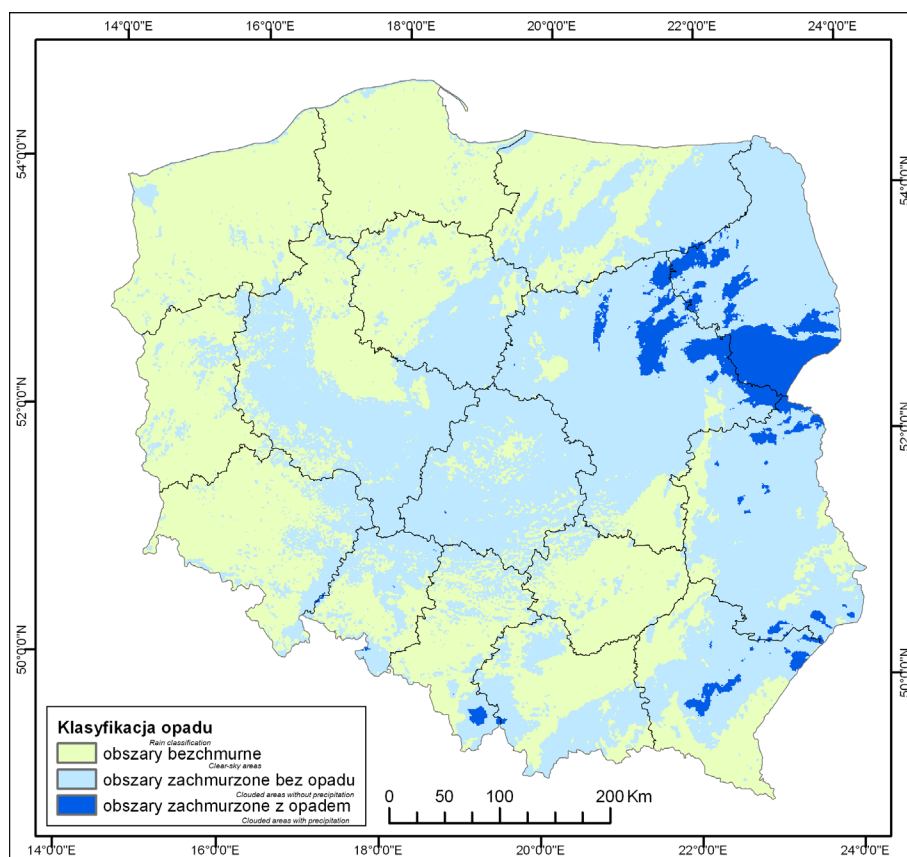
Ocena aktualnego stanu szaty roślinnej obszarów leśnych względem zagrożenia pożarowego.

Kryteria doboru wskaźnika roślinności. Stan roślinności jest podstawowym czynnikiem określającym stopień zagrożenia pożarowego, ze względu na możliwość zapłonu i rozprzestrzeniania się ognia (Velez, 2000). Także intensywność ognia, a co za tym

idzie uszkodzenia roślinności, w dużym stopniu zależą od jej kondycji. Opracowano wiele wskaźników otrzymywanych na podstawie zdjęć lotniczych i satelitarnych opisujących stan roślinności, które wykorzystywane są w modelach zagrożenia pożarowego. Można podzielić je na trzy podstawowe grupy.

Pierwszą grupą wskaźników są wskaźniki wykorzystujące związek pomiędzy aktywnością fotosyntetyczną roślinności (zawartością chlorofilu) a wilgotnością: NDVI, SAVI, GEMI, VARI, EVI (*Enhanced Vegetation Index*) (Huete i in., 2002). Drugą grupę stanowią wskaźniki odzwierciedlające stres wodny poprzez charakterystyki termiczne roślinności: CWSI (*Crop Water Stress Index*) (Jackson i in., 1981), ST (*Surface Temperature*) (Jackson, 1986), WDI (*Water Deficit Index*) (Moran i in., 1994), SI (*Stress Index*) (Vidal i in., 1994). Trzecią, najliczniejszą grupę stanowią wskaźniki obliczone na podstawie wartości w zakresie promieniowania bliskiej (NIR) i średniej (SWIR) podczerwieni, w pasmach typowych dla absorpcji wody. Do tej grupy wskaźników zaliczane są: NDII, MSI (*Moisture Stress Index*) (Rock i in., 1986), LWCI (*Leaf Water Content Index*) (Hunt i in., 1987), WI (*Water Index*) (Panuelas i in., 1993), NDWI, GVMI, SRWI (*Simple Ratio Water Index*) (Zarco-Tejada i in., 2003), SIWSI_{(6.2)(5.2)} (*Shortwave Infrared Water Stress Index*) (Fensholt i Sandholt, 2003).

Najczęściej używanymi wskaźnikami roślinności do przewidywania zagrożenia pożarowego są indeksy: NDVI (Darmawan i in., 2001; Chuvieco i in., 2004; Cocco i Chuvieco, 2004; Hao i Qui, 2007; Leblon i in., 2007; Yebra i in., 2008; Garcia i in., 2008; Bisquert i in.,



Ryc. 21. Mapa klasyfikacji chmur opadowych.

Fig. 21. Map of the rain clouds classification.

2010), NDWI (Danson i Bowyer, 2004; Maki i in., 2004; Hao i Qui, 2007; Verbesselt i in., 2007; Yebra i in., 2008; Bisquert i in., 2010), NDII (Yebra i in., 2008; Bisquert i in., 2010), GVMi (Danson i Bowyer, 2004; Yebra i in., 2008; Bisquert i in., 2010).

Przy wyborze wskaźnika roślinności, który następnie został użyty w modelu, brano pod uwagę dwa aspekty. Po pierwsze, na ile dany wskaźnik obrazuje zawartość wody w roślinności, odzwierciedlając w ten sposób prawdopodobieństwo powstania pożaru, a po drugie na ile dany wskaźnik może posłużyć do prognozowania intensywności ognia a co za tym idzie rozmiaru szkód.

W tabeli 14 przedstawiono wzory na obliczanie wskaźników przydatnych do określania stopnia zagrożenia i wskaźników intensywności ognia.

Tabela 14. Wskaźniki użyte w opracowaniu (b_1 – kanał skanera MODIS).

Table 14. Indexes used in the study (b_1 – MODIS band).

Wskaźnik stanu roślinności <i>Vegetation Index</i>	Wzór <i>Equation</i>
NDVI	$NDVI = \frac{b_2 - b_1}{b_2 + b_1}$ [64]
NDWI	$NDWI = \frac{b_2 - b_5}{b_2 + b_5}$ [65]
GVMi	$GVMi = \frac{(b_2 + 0,1) - (b_5 + 0,02)}{(b_2 + 0,1) + (b_5 + 0,02)}$ [66]
NDII	$NDII = \frac{b_2 - b_6}{b_2 + b_6}$ [67]
Wskaźnik intensywności ognia <i>Fire intensity index</i>	Wzór <i>Equation</i>
BAI	$BAI = \frac{100}{(0,08 - b_2)^2 + (0,2 - b_7)^2}$ [68]
NBR	$NBR = \frac{b_7 - b_2}{b_7 + b_2}$ [69]

Analizę możliwości szacowania zawartości wody w roślinności, przy użyciu teledetekcyjnych wskaźników roślinności została zaprezentowana przez M. Yebra, E. Chuvieco i D. Riano, (2008). W opublikowanym przez nich artykule porównano korelacje pomiędzy wskaźnikiem LFMC (*Live Fuel Moisture Content*), a wskaźnikami roślinnymi: NDVI, NDWI, GVMi, NDII, EVI, GEMI, VARI, SAVI. Najlepiej odzwierciedlającymi wilgotność roślinności okazały się wskaźniki: NDVI, NDII i GVMi (Tab.4).

W celu określenia potencjalnego stopnia zniszczenia szaty roślinnej zbadano korelacje Pearson pomiędzy następującymi wskaźnikami roślinności (Tab. 14) a wskaźnikami intensywności ognia (Woźniak, 2011): NBR (*Normalized Burn Ratio*) (Key i Bensos, 2002) oraz BAI (*Burned Area Index*) (Martin i in., 2005). Ze względu na występowanie w Polsce obszarów spalonych o małej powierzchni oraz na rozdzielczość terenową obrazu z MODIS'a nie było możliwe przeprowadzenie tego typu analizy w kraju. Badania przeprowadzono dla pożarów, które miały miejsce w Grecji od 15 sierpnia do 1 września 2007 roku. Podstawę analizy stanowiła

mapa pożarów otrzymana poprzez klasyfikację nadzorowaną opartą o obrazy z MODIS'a z 31 sierpnia 2007 roku. Dla obrazu z dnia 31 sierpnia obliczono wartości wskaźników intensywności ognia BAI i NBR. Następnie badano korelacje zachodzące pomiędzy wskaźnikami stanu roślinności i intensywności ognia przy użyciu współczynnika korelacyjnego Pearsona. Wartości wskaźników roślinnościbrane do analizy były otrzymywane dla obrazów bezpośrednio poprzedzających pożar lub dla pierwszych wolnych od dymu zdjęć przed pożarem. Wyniki otrzymanych korelacji przedstawia tabela 15.

Tabela 15. Współczynnik korelacji Pearsona pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami stanu roślinności i intensywności ognia.

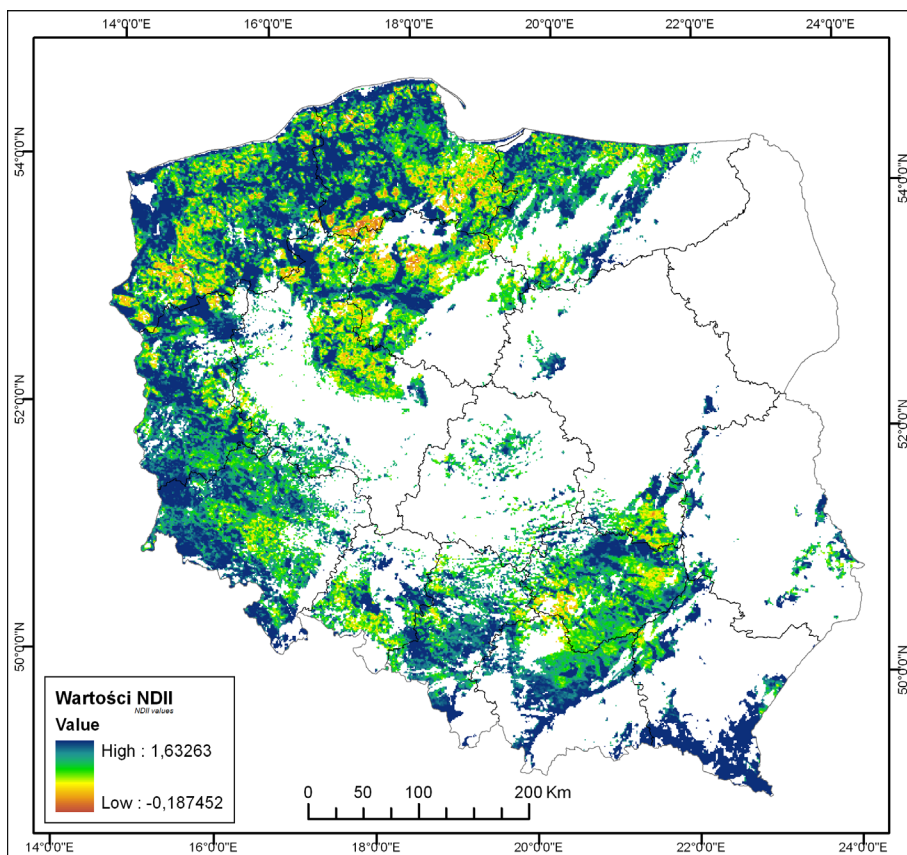
Table 15. Pearson correlation between indexes of vegetation and fire intensity.

Wskaźnik intensywności ognia <i>Fire intensity index</i>	Wskaźnik stanu roślinności <i>Vegetation Index</i>			
	NDVI	NDWI	NDII	GVMi
BAI	-0,58	-0,48	-0,66	-0,48
NBR	-0,33	-0,35	-0,41	-0,34

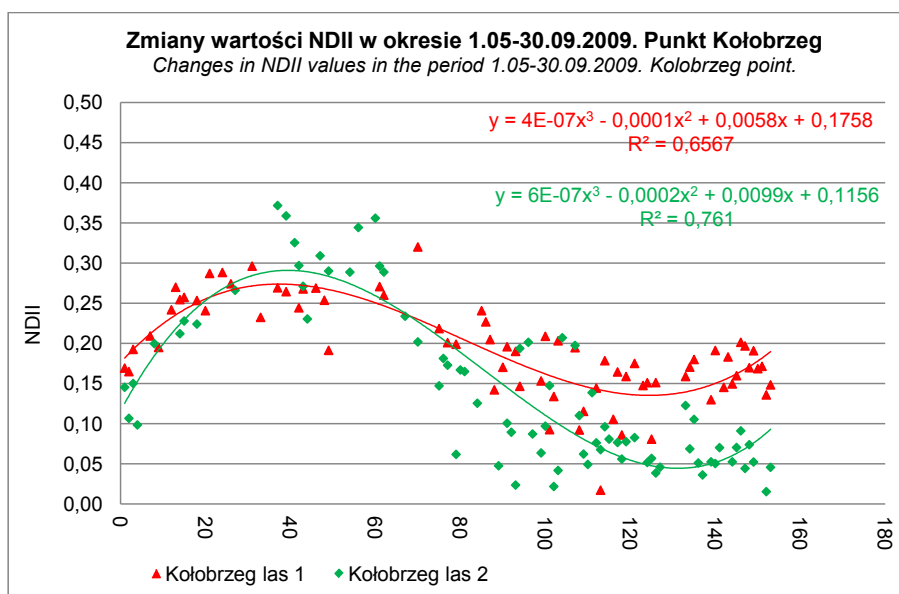
Zdecydowano, że w dalszej analizie będzie używany wskaźnik NDII ze względu na dobry stopień korelacji zarówno z wilgotnością masy palnej jak i intensywnością ognia. Co prawda wskaźnik NDVI nieco lepiej definiuje LFMC (Tab.4), ale gorzej przewiduje intensywność ognia (Tab.15). Ponad to w pracy M. Mycke-Dominko i O. Slinkiny (2004) nie stwierdzono zależności pomiędzy wskaźnikiem NDVI i stopniem zagrożenia pożarowego. Rycina 22 przedstawia wartości wskaźnika NDII obliczone dla obszarów bezchmurnych na podstawie obrazów z MODIS'a z dnia 27.08.2009.

Szacowanie wskaźnika NDII. Ze względu na obecność chmur na obrazie nie zawsze jest możliwe obliczenie dla wszystkich pikseli wartości wskaźnika NDII. W celu zbadania możliwości szacowania wartości NDII dla pikseli pokrytych chmurami dokonano analizy zmiany wskaźnika NDII w ciągu roku. Sprawdzono możliwość obliczania wartości wskaźnika na podstawie odczytów z poprzedzających dni.

Zmiany wartości wskaźnika NDII w ciągu roku są wynikiem wzrostu roślin. Przebieg zmian jest dość przewidywalny. W pierwszej połowie roku wartości wskaźnika regularnie rosną by na przełomie czerwca i lipca zacząć powoli spadać. W zależności od warunków meteorologicznych może zmieniać się osiągany poziom wskaźnika jak i moment zmiany trendu, z rosnącego na malejący. W celu wyznaczenia funkcji opisującej przebieg wartości wskaźnika wyznaczono na obszarach leśnych w okolicach 14 miejscowości: Chojnice, Elbląg, Kołobrzeg, Mikołajki, Mińsk Mazowiecki, Nadarzyce, Powidz, Pruszcz Gdański, Rzeszów, Suwałki, Sulejów, Wieluń, Włodawa i Wrocław, po dwa punkty kontrolne. W sumie zlokalizowano 28 punktów. Dla punktów



Ryc. 22. Mapa wskaźnika NDII.
Fig. 22. Map of the NDII index.



Ryc. 23. Zmiany wartości wskaźnika NDII w okresie 01.05-30.09.2009. Punkt Kołobrzeg.
Fig. 23. NDII index changes in the period 01.05-30.09.2009. Kołobrzeg control point.

tych obliczono wartości wskaźnika NDII na podstawie danych z MODIS'a na przestrzeni okresów wegetacyjnych w latach 2008 i 2009. Następnie za pomocą metody najmniejszych kwadratów określono funkcje opisujące zmiany wartości NDII w ciągu roku i ich współczynniki determinacji w poszczególnych punktach. Z kolei określono minimalną liczbę dni potrzebnych do obliczania indeksu NDII z zadowalającą precyzją.

Stwierdzono, że można opisać zmiany wartości indeksu NDII w ciągu roku przy użyciu funkcji wielomianowej 3 stopnia (Ryc. 23). W jednym punkcie nie stwierdzo-

no zależności ($R^2 = 0,103$). Dla pozostałych punktów współczynnik determinacji funkcji wynosił od 0,47 do 0,89. Średnia wartość współczynnika determinacji dla wszystkich punktów wynosi $R^2 = 0,62$.

Zaobserwowano, że w niektórych przypadkach szacowanie wskaźnika NDII jest możliwa przy użyciu danych z 30 poprzedzających dni, osiągając współczynnik determinacji nawet do 0,93. Niemniej jednak zakres wahań współczynnika determinacji funkcji w przypadku 30 dni pomiarowych był bardzo duży. Od 0,06, czyli braku jakiegokolwiek zależności, do wyżej wspomnianej wartości

Tabela 16. Zmiany współczynnika determinacji funkcji w zależności od liczby dni użytych do estymacji funkcji. Punkt Kołobrzeg.

Table 16. Changes in the coefficient of determination of the function depending on the number of days used in the estimation. Point: Kołobrzeg.

Liczba dni <i>Number of days</i>	Współczynnik determinacji R ² <i>Coefficient of determination R²</i>		Liczba dni <i>Number of days</i>	Współczynnik determinacji R ² <i>Coefficient of determination R²</i>	
	Punkt 1 <i>Point 1</i>	Punkt 2 <i>Point 2</i>		Punkt 1 <i>Point 1</i>	Punkt 2 <i>Point 2</i>
30	0,84	0,88	100	0,75	0,61
40	0,92	0,81	110	0,72	0,65
50	0,84	0,74	120	0,75	0,67
60	0,81	0,72	130	0,76	0,68
70	0,75	0,78	140	0,77	0,68
80	0,79	0,49	150	0,76	0,66
90	0,81	0,53	160	0,76	0,66

0,93, która obrazuje bardzo dobrze opisującą zjawisko funkcję. Najlepiej wskaźnik estymowany był w okresach albo regularnych wzrostów (wiosna) albo regularnych spadków (jesień). Najgorsze wyniki otrzymywano dla okresu letniego, czyli czasu zmiany trendu oraz dla końca okresu wegetacyjnego, kiedy to stale występowały bardzo niskie wartości współczynnika.

Po analizie krzywych trendu dla różnych okresów, uznano, że oszacowania NDII będzie przeprowadzana przy użyciu próby skumulowanej. Stwierdzono, że minimalna liczba danych potrzebnych do estymacji wynosi 30. Wiosną przy stałym wzroście NDII taka liczba dziennych pomiarów była wystarczająca do szacowania NDII we wszystkich przypadkach. Z tego powodu możliwe jest prognozowanie wartości NDII od końca kwietnia, przyjmując, że okres wegetacyjny zaczyna się w końcu marca. W tabeli 16 przedstawiono wartości współczynnika determinacji funkcji dla narastającej liczby dni. Rozpatrzono liczbę pomiarów od 30 do 160. Rycina 24 przedstawia wykresy funkcji opisującej zmiany wartości NDII w ciągu okresu wegetacyjnego przy różnej liczbie dni branych pod uwagę przy estymacji.

Na potrzeby pracy napisano skrypt w środowisku EASI PCI Geomatica, który oblicza dla każdego piksela specyficzną funkcję estymującą wartości wskaźnika NDII. Funkcja ta jest wielomianem 3 stopnia. Skrypt operuje na zestawie danych o wartościach NDII dla danego piksela gromadzonych codziennie od końca marca, aż do dnia poprzedzającego dzień dla którego szacuje się wartość NDII. Tworzony jest do tego celu specjalny plik, który ma tyle kanałów ile dni używanych do estymacji. Każdy kanał pliku zawiera wartości NDII dla kolejnych dni w okresie wegetacyjnym. Piksele zachmurzone w poszczególnych kanałach traktowane są jako *no_data*. Funkcja regresji wyznaczana jest przy użyciu metody najmniejszych kwadratów. Poniżej przedstawiono wzory użyte do wyznaczenia funkcji szacowania wskaźnika NDII:

$$NDII = T_0 + T_1x + T_2x^2 + T_3x^3; \quad [70]$$

$$S_k = \sum_{i=0}^n x_i^k, \quad k = 0,1,2, \dots, 2m; \quad [71]$$

$$T_k = \sum_{i=0}^n (y_i x_i^k), \quad k = 0,1,2, \dots, m; \quad [72]$$

$$\begin{aligned} a_0 S_0 + a_1 S_1 + a_2 S_2 + a_3 S_3 &= T_0, \\ a_0 S_1 + a_1 S_2 + a_2 S_3 + a_3 S_4 &= T_1, \\ a_0 S_2 + a_1 S_3 + a_2 S_4 + a_3 S_5 &= T_2, \\ a_0 S_3 + a_1 S_4 + a_2 S_5 + a_3 S_6 &= T_3. \end{aligned} \quad [73]$$

gdzie:

x – numer poszczególnych dni estymacji dnia,

m – stopień wielomianu,

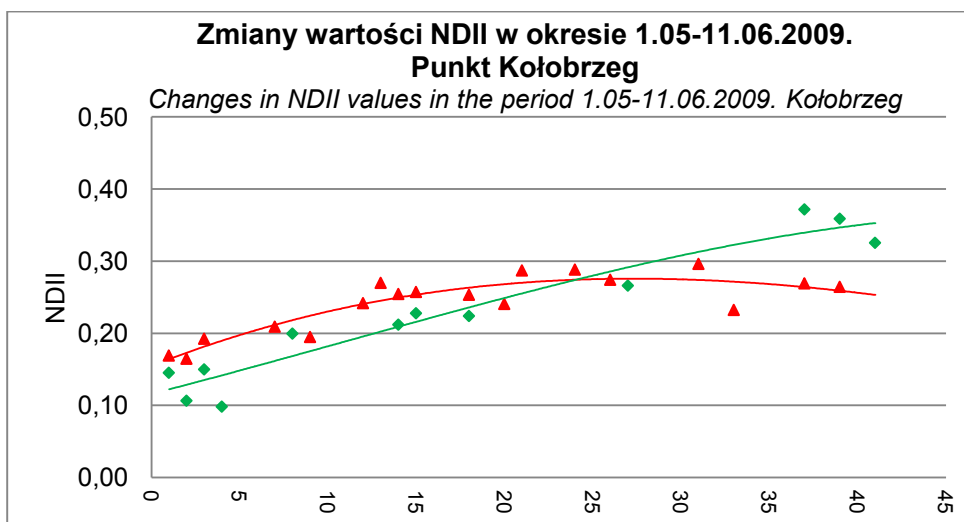
S_k – suma kwadratów x^k ,

T_k – suma iloczynu wartości NDII w poszczególnych dniach i kwadratów x^k .

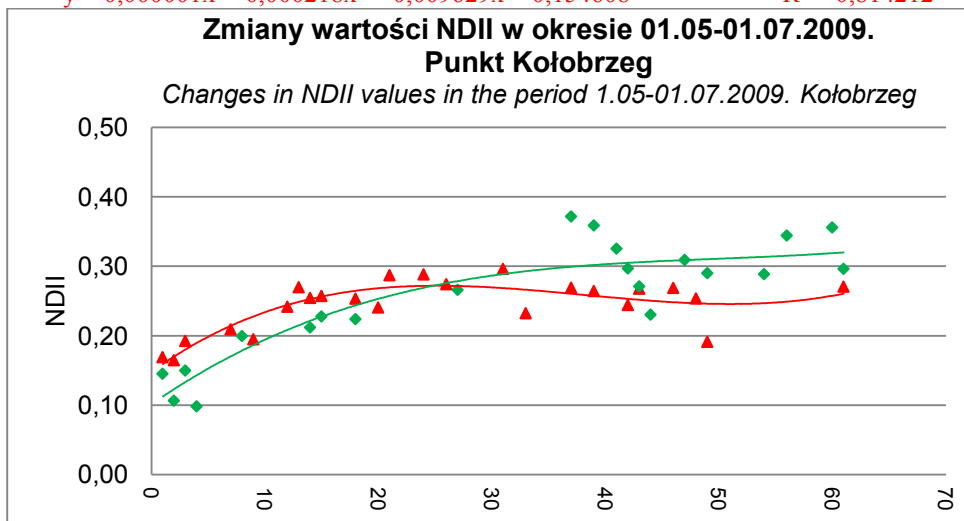
Otrzymany układ równań jest rozwiązywany stosując metodę eliminacji Gaussa. Efektem działania skryptu jest warstwa zawierająca prognozowane wartości NDII (Ryc. 25).

Indeks dynamiczny zagrożenia pożarowego dla obszarów bezchmurnych. Dynamiczny indeks zagrożenia pożarowego dla obszarów bezchmurnych jest funkcją: stanu roślinności wyrażoną poprzez wskaźnik NDII, temperatury powierzchni i wilgotności bezwzględnej powietrza. Sprawdzone czy użyte zmienne nie są wzajemnie ze sobą powiązane przy użyciu współczynnika korelacji Pearsona. Współczynnik korelacji jest niski dla wszystkich par parametrów: temperatura powierzchni i wskaźnik NDII -0,25; temperatura powierzchni i wilgotność powietrza - 0,28; wskaźnik NDII i wilgotność powietrza 0,07.

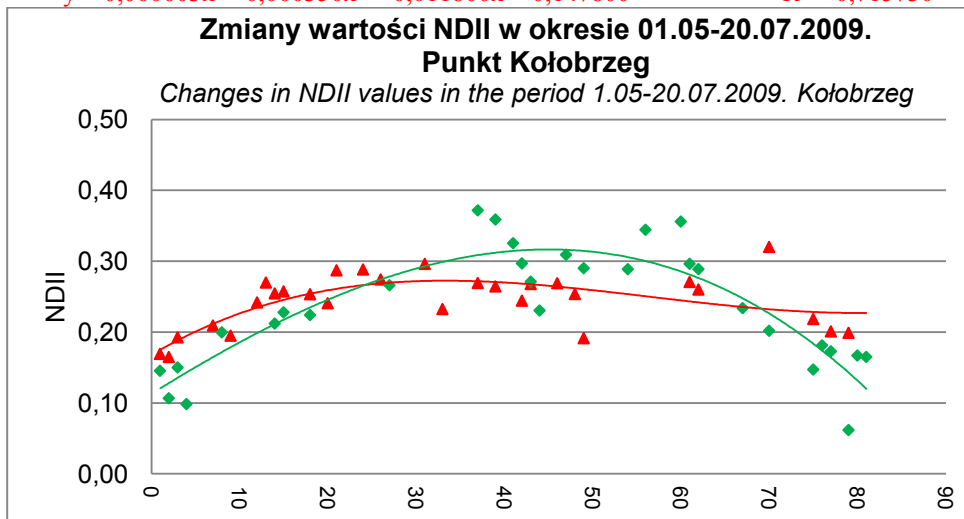
Wraz ze wzrostem temperatury powietrza wzrasta prawdopodobieństwo zapłonu, więc zmienna ta jest wprost proporcjonalna do zagrożenia. Duża wilgotność



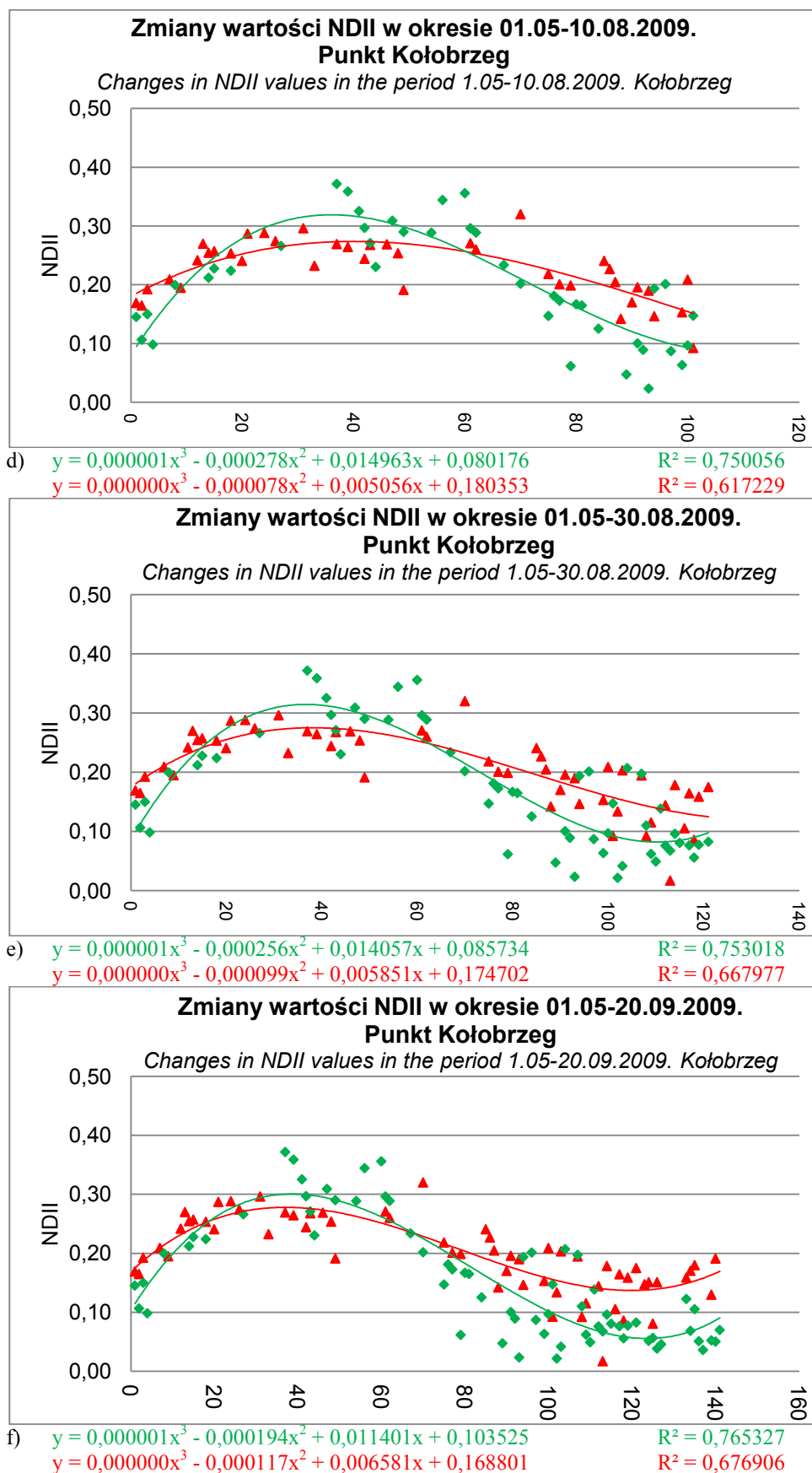
a) $y = -0,000001x^3 + 0,000048x^2 + 0,006274x + 0,115915$ $R^2 = 0,926059$
 $y = 0,000001x^3 - 0,000218x^2 + 0,009629x + 0,154608$ $R^2 = 0,814212$



b) $y = 0,000001x^3 - 0,000213x^2 + 0,011268x + 0,101430$ $R^2 = 0,816074$
 $y = 0,000003x^3 - 0,000350x^2 + 0,011800x + 0,147800$ $R^2 = 0,715730$

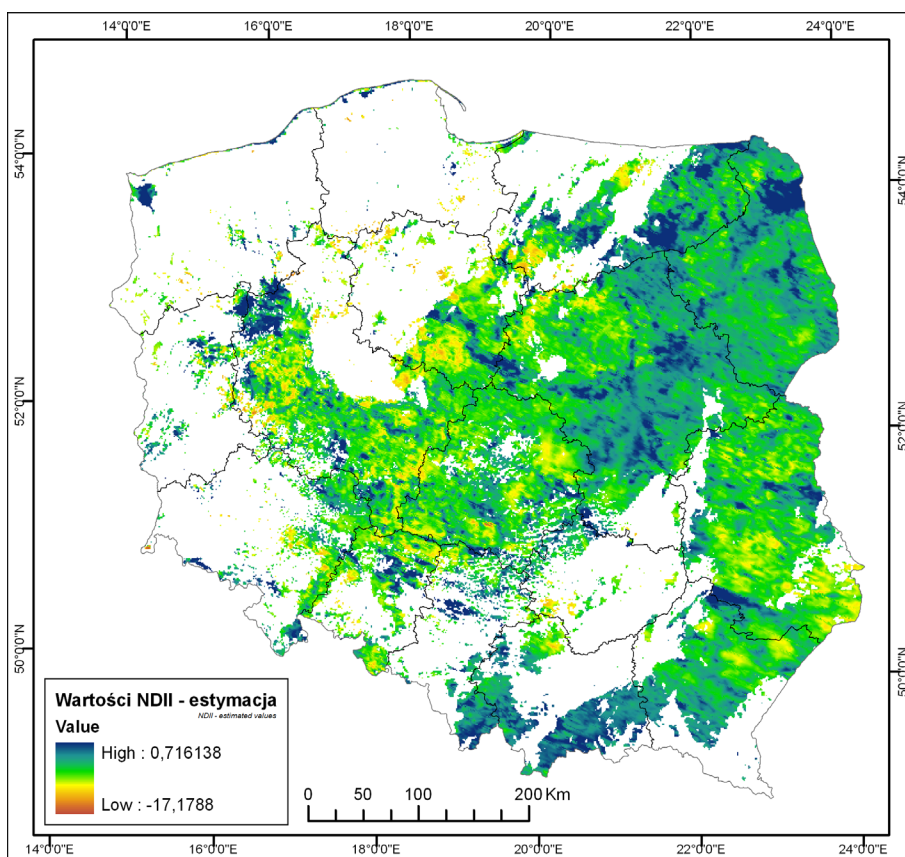


c) $y = -0,000001x^3 - 0,000044x^2 + 0,007773x + 0,112734$ $R^2 = 0,796455$
 $y = 0,000001x^3 - 0,000155x^2 + 0,007280x + 0,168063$ $R^2 = 0,490283$



Ryc. 24. Zmiany funkcji opisującej NDII w zależności od liczby dni wziętych do analizy a) 40, b) 60, c) 80, d) 100, e) 120, f) 140.

Fig. 24. Changes in the NDII estimation function depending on the numbers of analyzed days a) 40, b) 60, c) 80, d) 100, e) 120, f) 140.



Ryc. 25. Mapa prognozowanych wartości NDII.
Fig. 25. Map of the estimated NDII values.

powietrza zmniejsza możliwość zapłonu, zarówno martwej jak i żywej materii organicznej. Z tego powodu relacja między tą zmienną a dynamicznym indeksem palności jest odwrotnie proporcjonalna. Podobna relacja zachodzi między wskaźnikiem zagrożenia a NDII. Wysokie wartości wskaźnika NDII wskazują na dużą zawartość wody w roślinach, a co za tym idzie mniejszą możliwość zapłonu i spalania. Z wyżej wymienionych rozważań wynika, że dynamiczny wskaźnik zagrożenia pożarowego powinien przyjąć następującą formę:

$$ID_{nch} = \frac{T_{LST}}{W \cdot NDII} \quad [74]$$

gdzie:

ID_{nch} – dynamiczny indeks zagrożenia pożarowego dla obszarów bezchmurnych,

T_{LST} – temperatura powierzchni lądowej ($^{\circ}C$),

W – wilgotność powietrza (g/cm^2),

$NDII$ – *Normalised Difference Infrared Index*.

Podobnie jak w przypadku metody IBL stopień zagrożenia wyrażony jest czterema klasami: zagrożenie małe, średnie, duże i bardzo duże. W celu wyznaczenia wartości wskaźnika dynamicznego zagrożenia pożarowego w poszczególnych klasach przeanalizowano wartości wskaźnika dla pożarów leśnych mających miejsce w roku 2009 zarejestrowanych w bazie IBL. Bardzo duże zagrożenie pożarowe występuje przy wartości wskaźnika większej od 100, duże w zakresie 60-100, średnie 30-60 i małe < 30 . Tabela 17 przedstawia wartości wskaźnika dla poszczególnych stopni zagrożenia. Rycina 26 przedstawia mapę wskaźnika dynamicznego zagrożenia

pożarowego dla obszarów bezchmurnych obliczoną dla dnia 27.08.2009.

Tabela 17. Progi wskaźnika dynamicznego dla poszczególnych stopni zagrożenia.

Table 17. Threshold values of the dynamic fire risk index.

Stopień zagrożenia <i>Risk index</i>	Wartość wskaźnik <i>Threshold value</i>
I – Zagrożenie małe <i>Class I – low risk</i>	< 30
II – Zagrożenie średnie <i>Class II – medium risk</i>	30 – 60
III – Zagrożenie duże <i>Class III – high risk</i>	60 – 100
IV – Zagrożenie bardzo duże <i>Class IV – very high risk</i>	> 100

Indeks dynamiczny zagrożenia pożarowego dla obszarów zachmurzonych. Zaproponowano dwa indeksy zagrożenia pożarowego dla obszarów zachmurzonych: jeden dla obszarów bez opadu, a drugi z opadem.

Dla obszarów zachmurzonych bez opadu wskaźnik zagrożenia pożarowego, nawiązuje do wzoru dla obszarów bezchmurnych [74] i przyjmuje następującą postać:

$$ID_{bo} = \frac{T_{LST_{sr}}}{W_{sr} \cdot NDII_p} \quad [75]$$

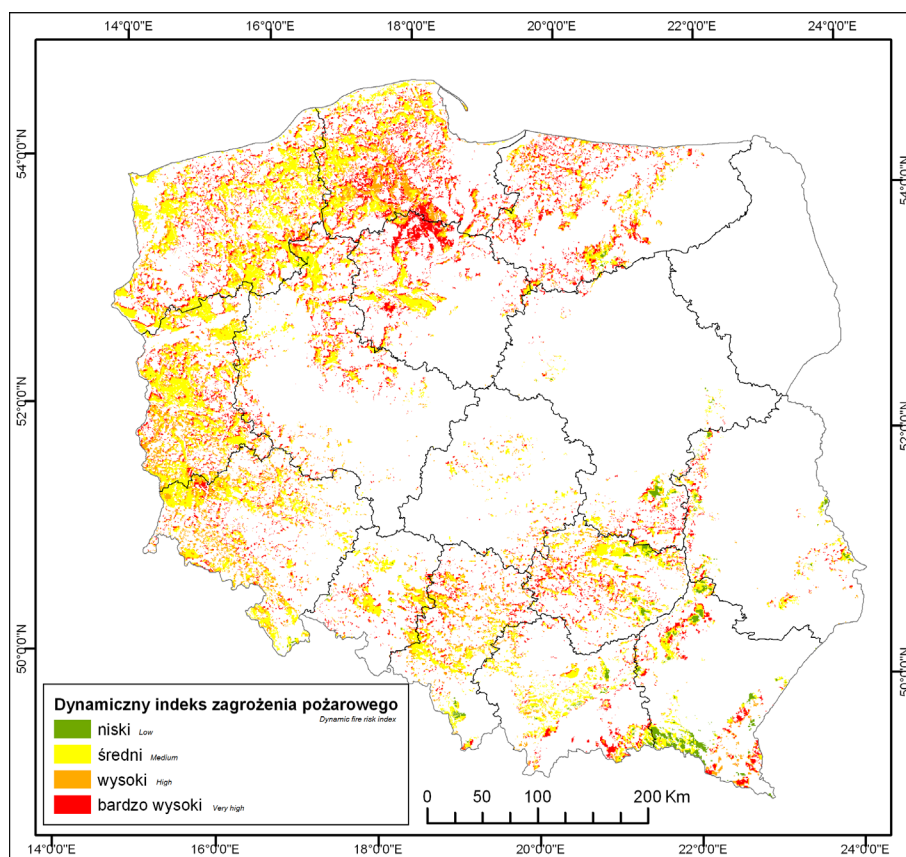
gdzie:

ID_{bo} – indeks dynamiczny zagrożenia pożarowego dla obszarów zachmurzonych bez opadu,

$T_{LST_{sr}}$ – średnia temperatura powierzchni obliczona na podstawie pikseli bezchmurnych ($^{\circ}C$),

Ryc. 26. Mapa wskaźnika dynamicznego zagrożenia pożarowego dla obszarów bezchmurnych.

Fig. 26. Map of the dynamic fire risk index for clear-sky areas.



$NDII_p$ – prognozowane NDII,
 W_{sr} – średnia wilgotność powietrza obliczona na podstawie pikseli bezchmurnych (g/cm^2).

Ze względu na zbyt dużą zmienność temperatury powierzchni i wilgotności powietrza niemożliwa jest estymacja tych zmiennych dla poszczególnych pikseli pokrytych chmurami. Z tego względu do określania stopnia zagrożenia pożarowego używa się wartości średnich danej zmiennej obliczonych na podstawie wolnych od chmur pikseli danej sceny.

Wskaźnik zagrożenia skonstruowany dla obszarów z opadem przedstawia wzór:

$$ID_{zo} = Z_{dp} - 1, \quad [76]$$

gdzie:

Z_{zo} – indeks dynamiczny zagrożenia pożarowego dla obszarów zachmurzonych z opadem,

Z_{dp} – indeks dynamiczny zagrożenia pożarowego dnia poprzedniego.

Rycina 27 przedstawia mapę wskaźnika dynamicznego zagrożenia pożarowego dla obszarów zachmurzonych w dniu 27.08.2009.

Zintegrowany wskaźnik zagrożenia pożarowego

Zintegrowany wskaźnik zagrożenia pożarowego został skonstruowany tak aby łączyć informację o wrażliwości terenu na pożary z aktualnym stanem pogodowym

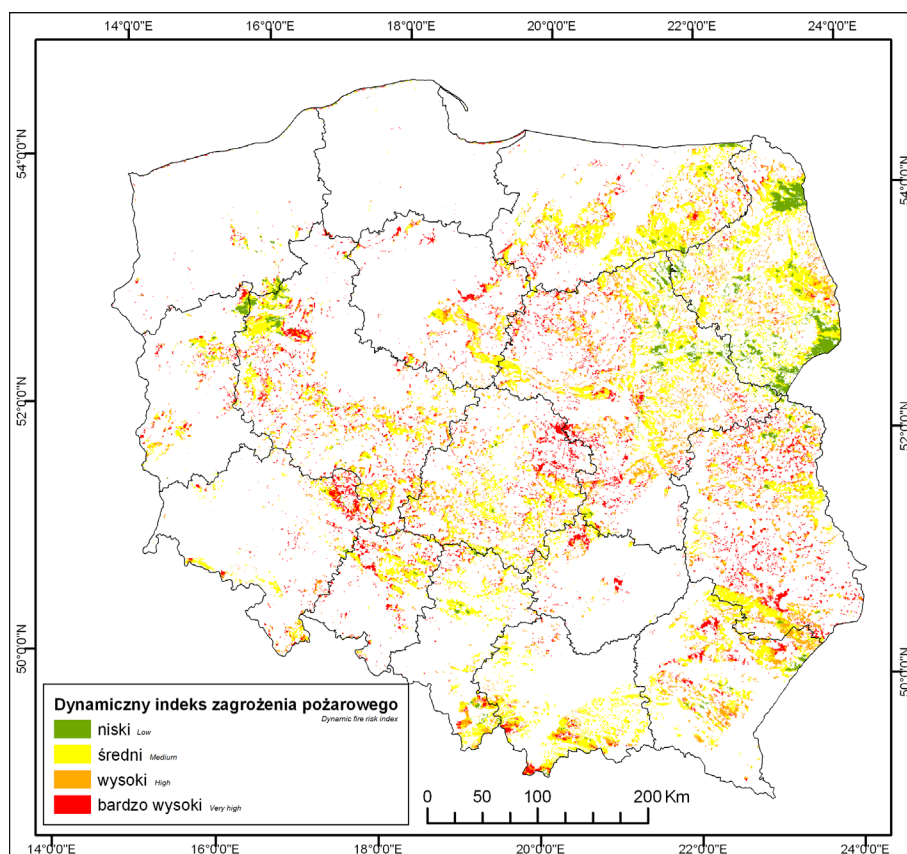
i stanem masy palnej. Zarówno wskaźnik statyczny jak i dynamiczny przyjmuje 4 klasy zagrożenia. W tabeli 18 przedstawiono sposób obliczania zintegrowanego wskaźnika zagrożenia pożarowego.

Tabela 18. Wartości zintegrowanego wskaźnika zagrożenia pożarowego.

Table 18. Value of the integrated fire risk index.

		Indeks statyczny Static index			
		1	2	3	4
Indeks Dynamiczny Dynamic index	1	1	1	2	2
	2	1	2	2	3
	3	2	3	3	4
	4	2	3	4	4

Zintegrowany wskaźnik zbudowano tak, aby w jak najlepszym stopniu odzwierciedlał rzeczywiste zagrożenie. Na przykład: klasa bardzo wysokiej palności według modelu statycznego ma zredukowany indeks zagrożenia, ze względu na aktualny stan wskazywany przez indeks dynamiczny na bardzo niskim poziomie. Niemniej jednak stopień zagrożenia dla tej klasy jest wyższy niż zagrożenie dla innej klasy o takich samych charakterystykach wynikających z indeksu dynamicznego. W przypadku odwrotnym, kiedy to dla klasy o statystycznie bardzo niskiej palności indeks dynamiczny prezentuje wysoki stopień zagrożenia zintegrowany wskaźnik przyjmuje wartość wyższą niż wynikałoby to ze statystyk, ale niższą niż ta opracowana na podstawie obrazów satelitarnych.



Ryc. 27. Mapa wskaźnika dynamicznego zagrożenia pożarowego dla obszarów zachmurzonych bez opadu.

Fig. 27. Map of the dynamic fire risk index for clouded areas without rain.

Wyniki

Stosując wyżej opisana metodykę uzyskano trzy mapy:

1. mapę indeksu statycznego zagrożenia pożarowego,
2. mapę indeksu dynamicznego (dla poszczególnych dni),
3. mapę zintegrowanego indeksu zagrożenia pożarowego (dla poszczególnych dni).

Mapa indeksu statycznego zagrożenia pożarowego lasów w Polsce obrazuje wrażliwość terenu na pożary (Ryc. 28). Klasa bardzo wysokiego zagrożenia pożarowego występuje z dużą częstotliwością w następujących regionach geograficznych (Olędzki, 2007): Puszczy Noteckiej, Lasów Skwierzyńskich, Puszczy Rzepińskiej, Nadzalewowych Tarasów Dębliańsko-Markoskich, Doliny Dolnego Bugu i w Puszczy Solskiej. Klasy niskiego zagrożenia pożarowego występują przede wszystkim w: Puszczy Białowiejskiej, Puszczy Mielnickiej, Wysoczyźnie Siemiatyckiej, Bieszczadach Północnych, Beskidzie Niskim, Beskidzie Magurskim, Beskidzie Żywieckim Wschodnim, Górach Bystrzycko-Orlickich, Równinie Krotoszyńskiej, Górach Bukowych i Pojezierzu Drawskim.

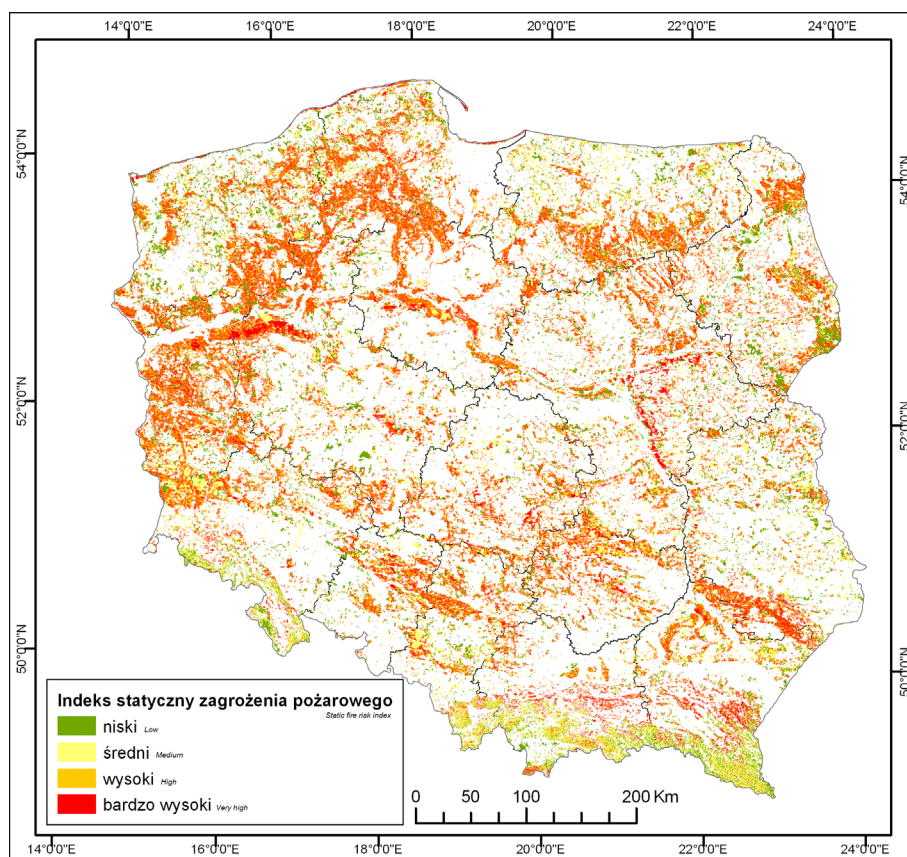
Obszary sklasyfikowane jako tereny o niskim stopniu zagrożenia pożarowego zajmują 16,76% powierzchni leśnej, średnim – 29,21%, wysokim – 27,19% i bardzo wysokim 26,83%.

W celu określenia dokładności mapy statycznej zagrożenia pożarowego sprawdzono jaki procent pożarów zanotowanych w bazie danych IBL jest klasyfikowane

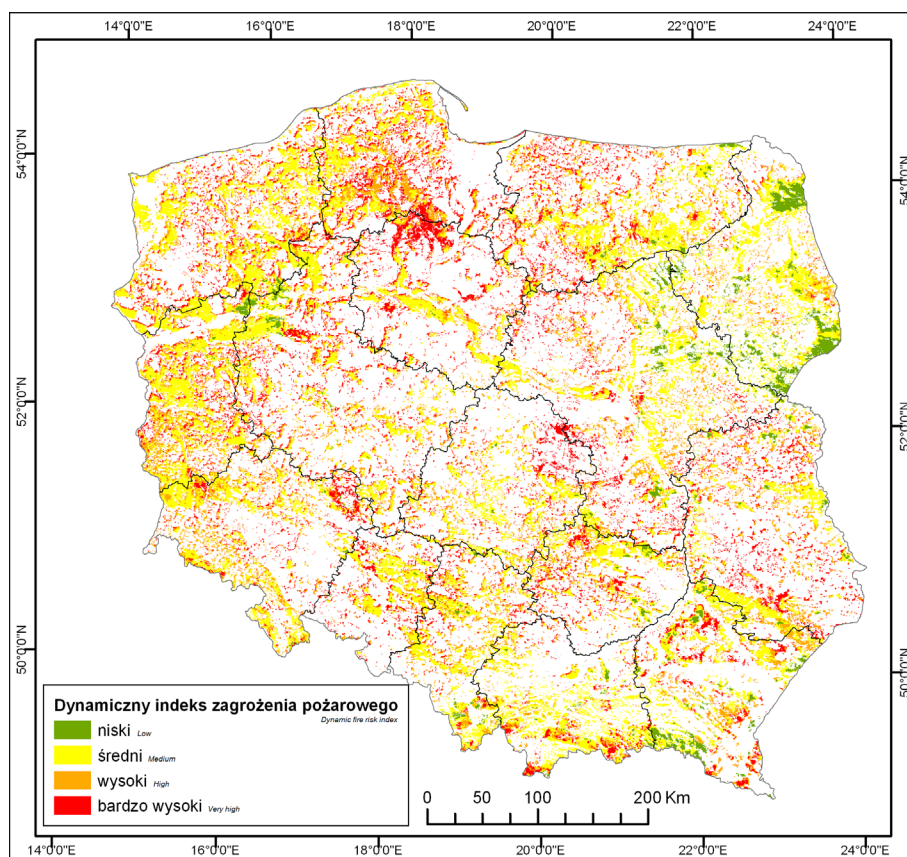
w poszczególnych klasach. Analizę przeprowadzono na podstawie około 8400 punktów przedstawiających pożary leśne występujące w latach 2007-2009. 38,32% pożarów wystąpiło w klasie bardzo wysokiego zagrożenia, 32,95% – wysokiego, 19,95% – średniego, a 8,77% – niskiego zagrożenia. Ogólnie w dwóch klasach wysokiego zagrożenia wystąpiło 71,28% pożarów.

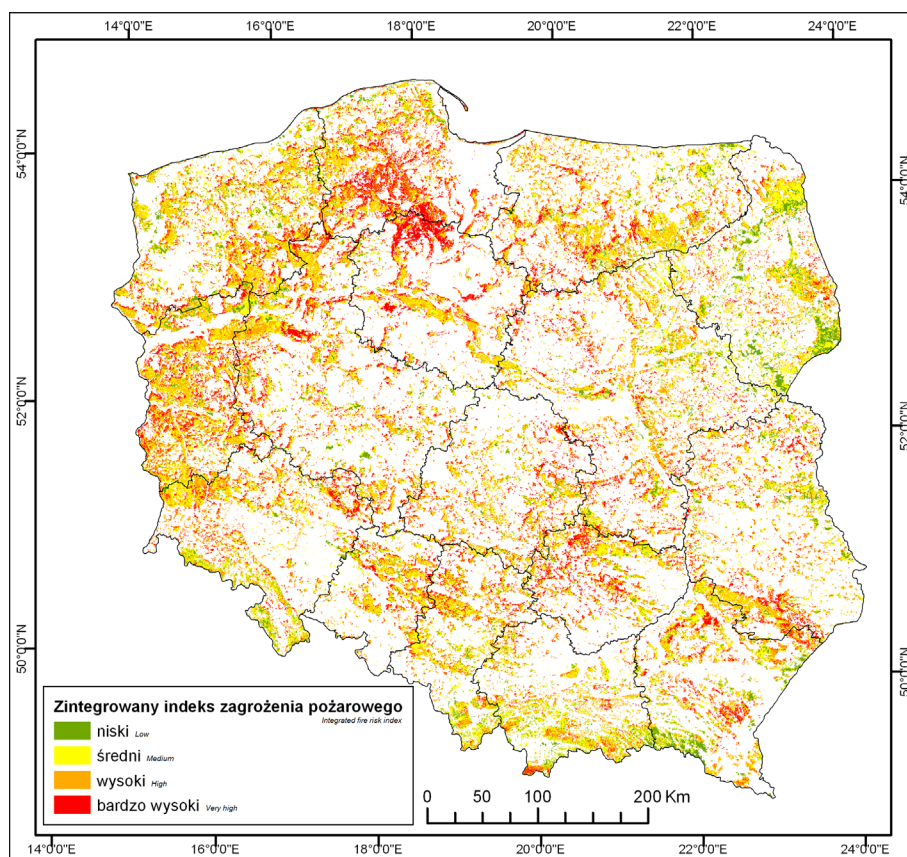
Porównując otrzymane wyniki indeksu statycznego ze statystykami IBL należy stwierdzić, że udział procentowy pożarów w klasach wysokiego zagrożenia powinien być nieco wyższy. Według danych IBL opartych tylko na podstawie typów siedliskowych lasów 78% pożarów występuje w dwóch najwyższych klasach palności. Różnice w między otrzymanymi rezultatami a danymi IBL mogą wynikać z różnych okresów badawczych. Badania IBL były przeprowadzone na podstawie pożarów mających miejsce w latach 2002-2006 podczas, gdy w pracy wykorzystano bazę pożarów dla lat 2007-2009. Drugim istotnym czynnikiem mającym wpływ na wyniki może być różnica w skalach opracowań. Praca została wykonana na podstawie materiałów w skali 1 : 200 000 w przypadku mapy pokrycia terenu i 1 : 300 000 w przypadku mapy gleb. Minimalna wielkość wydzielenia w przypadku indeksu statycznego wynosi 25 ha. Wynika to z wielkości wydzielenia bazy danych CORINE Land Cover. Materiały kartograficzne dotyczące siedlisk w Lasach Państwowych wykonane są w skali 1 : 25 000. Mniejsza skala pracy prowadzi do generalizacji, która mogła być przyczyną niższej precyzji mapy indeksu statycznego zagrożenia pożarowego.

Ryc. 28. Mapa statycznego wskaźnika zagrożenia pożarowego.
 Fig. 28. Map of the static fire risk index.



Ryc. 29. Mapa dynamicznego wskaźnika zagrożenia pożarowego.
 Fig. 29. Map of the dynamic fire risk index.





Ryc. 30. Mapa zintegrowanego wskaźnika zagrożenia pożarowego.

Fig. 30. Map of the integrated fire risk index.

Indeks dynamiczny (Ryc. 29) obliczany jest dwa razy dziennie na podstawie obrazów z MODIS'a i obrazuje aktualny stan roślinności obszarów leśnych względem zagrożenia pożarowego. W celu oceny dokładności wskaźnika dynamicznego sprawdzono w jakich klasach dynamicznego indeksu zagrożenia pożarowego przypada 120 losowo wybranych pożarów, które miały miejsce w roku 2008. W przypadku obszarów bezchmurnych (51 pożarów) 77% wystąpiło w klasach bardzo dużego i dużego zagrożenia. Natomiast na obszarach zachmurzonych, w których nie stwierdzono opadu na 67 pożarów, które miały miejsce, 74% przypadło na klasy dużego zagrożenia. Dwa pożary przypadły w obszarach ze stwierdzonym opadem, po jednym w klasie niskiego i średniego zagrożenia.

Sprawdzenie poprawności zintegrowanego wskaźnika zagrożenia pożarowego (Ryc. 30) zostało wykonane na przykładzie 120 pożarów, które były uprzednio wykorzystane do oceny dokładności dynamicznego indeksu zagrożenia. W przypadku zintegrowanego wskaźnika zagrożenia pożarowego 84% pożarów zostało sklasyfikowane w klasach wysokiej palności. W stosunku do samej metody dynamicznej nastąpił 7% wzrost trafności. Jeśli chodzi o metodę statyczną to wzrost poprawności wzrósł o 13%.

Podsumowanie

Celem pracy było opracowanie metody określania stopnia zagrożenia pożarowego obszarów leśnych

uwzględniającej zarówno rozkład przestrzenny pożarów mających miejsce w przeszłości, jak i aktualne uwarunkowania pogodowe i stanu roślinności. Zaproponowano zintegrowane podejście uwzględniające elementy statyczne, określające wrażliwość terenu na powstanie pożaru i rozprzestrzenianie się ognia, oraz elementy dynamiczne, będące wyrazem chwilowej predyspozycji terenu. Zastosowanie zintegrowanych metod geoinformacyjnych pozwoliło na oszacowanie zagrożenia pożarowego dla całości terenu, mając na względzie warunki lokalne. Ciągłość terenowa proponowanej metody odróżnia ją znacząco od dotychczas stosowanych, które bazują na pomiarach punktowych. Metoda pozwala na szczegółową analizę zagrożenia pożarowego z rozdzielczością terenową około 1 km².

W wyniku przeprowadzonych badań opracowano metodykę obliczania statycznego indeksu zagrożenia pożarowego. W ramach tego opracowania wyselekcjonowano czynniki definiujące wrażliwość terenu na pożary: palność roślinności, ekspozycja i nachylenie stoków. Analiza palności roślinności pozwoliła ująć ją w 4 klasy ze wskazaniem wartości wskaźnika palności dla poszczególnych klas. Opracowano również metodę delimitacji klas palności roślinności przy użyciu mapy pokrycia terenu, gleb i numerycznego modelu terenu. Analizując dystrybucję pożarów w stosunku do ekspozycji stoków zaproponowano indeks określający wpływ orientacji terenu na możliwość zaprószenia ognia. Na podstawie opublikowanych danych dotyczących znaczenia nachylenia stoków dla prędkości rozprzestrzeniania się ognia, zaproponowano klasyfikację terenu w 4 klasy

mówiące o ile wzrośnie szybkość propagacji w danym terenie w stosunku do powierzchni płaskiej.

Druga część opracowanej metodyki dotyczy wskaźnika dynamicznego. Obliczenia oparte są o dane z obrazów satelitarnych MODIS i dotyczą takich wartości jak: temperatura powierzchni, wilgotności powietrza, stanu roślinności dla obszarów bezchmurnych. Dla obszarów zachmurzonych zastosowano metodę rozdzielania chmur opadowych od nieopadowych. Następnie przeanalizowano możliwość modelowania stopnia zagrożenia pożarowego lasów, w analogiczny sposób do obszarów bezchmurnych, poprzez obliczanie: funkcji prognozującej wskaźnik NDII dla kolejnych dni okresu wegetacyjnego (specyficzną dla poszczególnych pikseli), średniej temperatury powierzchni i średniej wilgotności powietrza (obliczanych na podstawie bezchmurnych pikseli obrazu). Na obszarach, gdzie wystąpił opad stopień zagrożenia został zdefiniowany jako zredukowany stopień zagrożenia z dnia poprzedniego.

Kolejnym i finalnym etapem opracowanej metodyki jest zintegrowany indeks zagrożenia pożarowego, który jest syntezą indeksów statycznego i dynamicznego.

Opracowane metody poddano oszacowaniu ich dokładności. Dla metody statycznej jest to 71,28%, dla metody dynamicznej dla obszarów z i bez opadu wynosi odpowiednio 77% i 74%. Stwierdzono, że równoczesne użycie metody statycznej i dynamicznej poprzez ich integrację pozwoliło na określenie stopnia zagrożenia z dokładnością 84%.

W wyniku analizy oraz oceny dokładności opracowanej metody stwierdzam, że uzyskiwane za jej pośrednictwem wyniki w sensie merytorycznym nie odbiegają od uzyskiwanych metodami opracowanymi przez IBL. Jednak w stosunku do tej ostatniej zintegrowana metoda oceny zagrożenia pożarowego lasów charakteryzuje się większą dokładnością terenową, jest niezależna od struktury własności lasów, a przede wszystkim wyniki uzyskuje się znacznie szybciej.

Stwierdzono dużą użyteczność metody opartej o zintegrowane techniki geoinformatyczne. Pozwalają one na dokładną analizę przestrzenną zjawiska. Poza tym czas potrzebny do oszacowania zagrożenia pożarowego jest bardzo krótki. W około 15-20 minut od otrzymania obrazu satelitarnego możliwe jest określenie stopnia zagrożenia pożarowego dla całej Polski. Proponowana metoda mogłaby być wykorzystywana do prognozowania stopnia zagrożenia, ze względu na swój zasięg, dokładność i szybkość.

Otrzymane wyniki są przedmiotem dalszych badań, mających na celu uwzględnianie oprócz czynników naturalnych także czynniki antropogeniczne, np.: gęstość zaludnienia i sieci komunikacyjnej. Innym impulsem do przyszłych analiz mogłyby być zmiany technologiczne, większa dokładność materiałów teledetekcyjnych, które pozwoliłyby na precyzyjniejszą analizę przestrzenną.

Literatura

Literatura

- ACKERMAN S., FREY R., STRABALA K., LIU Y., GUMLEY L., BAUM B. 2010. *Discriminating clear-sky from cloud with MODIS algorithm theoretical basis document (MOD35)*. http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod06.pdf
- ALLEN J.R. 1971. *Measurements of cloud emissivity in the 8-13 μm waveband*. Journal of Applied Meteorology, 10, s. 260-265.
- ALLEN W.A., GAUSMAN H.W., RICHARDSON A.J., CARDENAS R. 1971. *Water and air changes in grapefruit, corn, and cotton leaves with maturation*. Agronomy Journal 63, s. 392-394
- ANDREWS P. L., 1986. *BEHAVE Fire behavior prediction and fuel modeling system. Burn subsystem*. Part 1. Rep. No. GTR INT-194. Intermountain Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service. Ogden, UT.
- ANDREWS P.L., BEVINS C. D., 1998. *BEHAVE Fire Modeling System-Redesign and Expansion*. Fire Management Notes, 59(2), s. 16-19.
- ARROYO L. A., HEALAY S. P., COHEN W.B., COCERO D., 2006. *Using object oriented classification and high-resolution imagery to map fuel types in a Mediterranean region*. Journal of Geophysical Research, 111, G04S04
- ARROYO L. A., PASCUAL C., MANZANERA J. A., 2008. *Fire models and methods to map fuel types: The role of remote sensing*. Forest Ecology and Management, 256, s. 1239-1252
- BEVERLY J.L., HER E P. K., CONNER J. C. R., 2009. *Modeling fire susceptibility in west central Alberta, Canada*. Forest Ecology and Management, 258, s. 1465-1478.
- BIELECKA E. A., CIOŁKOSZ A. 2004. *CORINE Land Cover in Poland. Final report*. Warszawa.
- BISQUERT M., SANCHEZ J. M., CASELLES V., PAZ ANDRADE M. I., LEGIDO, J. L., 2010. *Los índices de vegetación como indicadores del riesgo de incendio con imágenes del sensor TERRA-MODIS*. Revista de Teledetección, 33, s. 80-91.
- BURGAN R. E., ROHERMEL R., 1984. *BEHAVE Fire behavior prediction and fuel modeling system. Fuel subsystem*. Rep. No. GTR INT-129. Intermountain Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service. Ogden, UT.
- BURGAN, R., KLAVER, R., KLAVER, J., 1998. *Fuel model and fire potential from satellite and surface observations*. International Journal of Wildland Fire, 8, 159-170.
- BUTLER B. W., ANDERSON W. R., CATCHPOLE E. A., 2007. *Influence of slope on fire spread rate*. USDA Forest SERVICE PROCEEDINGS RMRS-P-46CD.
- CANADIAN FORESTRY SERVICE, 1984. *Tables for the Canadian Forest Fire Weather Index System*. For. Tech. Rep. 25, fourth Edition, Canadian Forestry Service, Ottawa, Ontario.
- CECCATO P., GOBRON N., FLASSE S., PINTY B., TARANTOLA S., 2002. *Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1. Theoretical approach*. Remote Sensing of Environment, 82, s. 198-207.
- CHUVIECO E., CONGALTON R. G., 1989. *Application of remote sensing and Geographic Information Systems to forest fire hazard mapping*. Remote Sensing of Environment, 29, s. 147-159.
- CHUVIECO E., COCERO D., RIANO D., MARTI P., MARTINVEGA, J., DE LA RIVA J., PEREZ F., 2004. *Combining NDVI and surface temperature for estimating of live fuel moisture content in forest fire danger rating*. Remote Sensing of Environment, 92, s.322-331.
- CHUVIECO E., AGUADO I., YEBRA M., NIETO H., SALAS J., MARTIN M.P., VILAR L., MARTINEZ J., MATRIN

- S., IBARRA P., DE LA RIVA J., BAEZA J., RODRIGUEZ F., MOLINA J.R., HERRERA M.A., ZAMORA R., 2010. *Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and GIS technologies*. Ecological Modelling, 221, s. 46-58.
- COCERO D., CHUVIECO E., 2004. *Combinacion de NDVI y temperatura de superficie para la estimacion del contenido de humedad de los combustibles en la valoracion del peligro de incendios forestales*. Revista de Teledeteccion, 21, s. 41-45.
- DANSON F.M., BOWYER P., 2004. *Estimating live fuel moisture content from remotely sensed reflectance*. Remote Sensing of Environment, 92, s. 309-321.
- DARMAWAN M., ANIYA M., TSUYUKI S., 2001. *Forest fire hazard model using remote sensing and Geographic Information Systems: towards understanding of land and forest degradation in lowlands areas of East Kalimantan, Indonesia*. 22nd Asian Conference on Remote Sensing, 5-9 November 2001, Singapore.
- DEEMING J. E., BURGAN, R. E., COHEN J. D., 1977. *The National Fire Danger Rating System. Rep. No. GTR INT-39*. Intermountain Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service, Ogden, UT.
- DEEMING J. E., LANCASTER J. W., FOSBERG M. A., FURMAN R. W., SCHROEDER M. J., 1972. *The National Fire-Danger Rating System. Rep. No. RM-84*. Intermountain Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service, Ogden, UT.
- DOZIER J., WAN Z., 1994. *Development of practical multiband algorithms for estimating land-surface temperature from EOS/MODIS data*. Advances in Space Research, 13 (3), s. 81-90.
- DGLP. 1996. *Instrukcja ochrony przeciwpożarowej obszarów leśnych*. Warszawa.
- DZIENNIK USTAW 91.101.444. Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach.
- EBERT E. E., JANOWIAK, J. E., KIDD C., 2007. *Comparison of near-real-time precipitation estimates from satellite observations and numerical models*. Bulletin of American Meteorological Society, 88 (1), s. 47-64.
- EUROSTAT, 2009. *Forestry statistics*. s. 20.
- FENSHOLT R., SANDHOLT I., 2003. *Derivation of a short-wave infrared water stress index from MODIS near- and shortwave infrared data in a semiarid environment*. Remote Sensing of Environment, 87, s. 111-121.
- FONS W.L., 1946. *Analysis of fire spread in light forest fuels*. Journal of Agricultural Research, 72(3), s. 93-121.
- FORESTRY CANADA FIRE DANGER GROUP, 1992. *Development and structure of the Canadian Forest Fire Behavior Prediction System*. For. Can. Inf. Rep. ST-X-3, Ottawa, Canada. 63 p.
- FRANDSEN W. H., ANDREWS P. L., 1979. *Fire behavior in nonuniform fuels*. USDA Forest Service Research Paper INT-232. Ogden.
- FRASER R. H., LI Z., CIHLAR J., 2000. *Hotspot and NDVI differencing synergy (HANDS): A new technique for burned area mapping over boreal forest*. Remote Sensing of Environment, 74, s. 362-376.
- GAO B. C., 1996. *NDWI – A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space*. Remote Sensing of Environment, 58, s. 257-266.
- GARCIA M., CHUVIECO E., NIETO H., AGUADO I., 2008. *Combining AVHRR and meteorological data for estimating live fuel moisture content*. Remote Sensing of Environment, 122, s. 3618-3627.
- GIOŚ, 2009. *Stan zdrowotny lasów Polski w 2009 roku*. http://www.gios.gov.pl/monlas/raport09_spis.html
- GITELSON A. A., MERZLYAK M. N., 1994. *Spectral Reflectance Changes Associated with Autumn Senescence of Aesculus Hippocastanum L. and Acer Platanoides L. Leaves. Spectral Features and Relation to Chlorophyll Estimation*. Journal of Plant Physiology, 143, s. 286-292.
- GROISMAN P. Y., SHERSTYUKOV B. G., RAZUVAEV V. N., KNIGHT R. W., ENLOE, J. G., STROUMENTOVA N. S., WHITFIELD P. H., FORLAND E., HANSEN-BAUER I., TUOMERVIRTA H., ALEKSANDERSSON H., MESCHERSKAYA A. V., KARL T. R., 2007. *Potential forest fire danger over northern Eurasia: changes during the 20th century*. Global Planet, Change, 56, 371-386.
- GUS. 2009a. *Rocznik statystyczny rolnictwa 2009*. GUS. Warszawa. s. 73.
- GUS. 2009b. *Rocznik statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej 2009*. GUS. Warszawa. s. 50.
- HAO X., QU J. J., 2007. *Retrieval of real-time live fuel moisture content using MODIS measurement*. Remote Sensing of Environment, 108, s. 130-137.
- HARDY C. C., HARDY C. E., 2007. *Fire danger rating in the United States of America: an evolution since 1916*. International Journal of Wildland Fire, 16, s. 217-231.
- HARDYSKI M.A., LEMAS V., SMART R.M., 1983. *The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral reflectance of spartina alternifolia canopies*. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 49, s. 77-83.
- HAWBAKER T. J., RADELOFF V. C., SYPHARD A. D., ZHU Z., STEWART, S. I., 2008. *Detection rate of the MODIS active fire product in the United States*. Remote Sensing of Environment, 112, s. 2656-2664.
- HERNANDEZ-LEAL P. A., ARBELO M., GONZALEZ-CALVO A., 2006. *Fire risk assessment using satellite data*. Advances in Space Research, 37, s. 74-746.
- HUETE A. R., 1988. *A soil-adjusted vegetation index (SAVI)*. Remote Sensing of Environment, 25, s. 295-309.
- 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, s. 192-213.
- HUNT E. R., ROCK B. N., NOBEL P. S., 1987. *Measurement of leaf relative water content by infrared reflectance*. Remote Sensing of Environment, 22, s. 429-435.
- ICONA, 1993. *Manual de operaciones contra incendios forestales*. Madrid 5.1/65.
- INMG, 1988. *Nota explicativa sobre o Índice de Risco Meteorológico de Incendios Rurais*. Divisão de Meteorologia Agrícola, Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica.
- JACKSON R. D., IDSO S. B., REGINATO R. J., PINTER P. J., 1981. *Canopy temperature as a crop water stress indicator*. Water Resources Research, 17, s. 1133-1138.
- JACKSON R. D., 1986. *Remote sensing of biotic and abiotic plant stress*. Annual Review of Phytopathology, 24, s. 265-286.
- JAISWAL R. K., MUKHERJEE S., RAJU K.D., SAXENA R., 2002. *Forest fire risk zone mapping from satellite imagery and GIS*. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 4, s. 1-10.
- KARLIKOWSKI T., ZAWIŁA-NIEDŹWIECKI T., 1994. *Teledetekcja i systemy informacji przestrzennej w przeciwpożarowej ochronie lasu*. Teledetekcja środowiska, 24, s. 107-112.
- KARLIKOWSKI T., DĄBROWSKA-ZIELIŃSKA K., ZAWIŁA-NIEDŹWIECKI T., SANTORSKI Z., SAKOWSKA H., JANOWSKA M., 1997. *Wykorzystanie zdjęć satelitarnych NOAA-AVHRR do wspomagania oceny zagrożenia pożarowego lasu*. Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, seria A., 829, s. 3-72.
- KAUFMAN Y. J., GAO B. C., 1992. *Remote sensing of water vapor in the near IR from EOS/MODIS*. IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing, 30, s. 871-884.

- KAWAMOTO K., 2006. *Relationships between cloud properties and precipitation amount over the Amazon Basin*. Atmospheric Research, 82, s. 239-247.
- KEY C., BENSOS N., 2002. *Landscape assessment, in fire effects monitoring (FireMon) and inventory protocol: Integration of standardized field data collection techniques and sampling design with remote sensing to assess fire effects*. NPS-USGS National Burn Severity Mapping Project.
- LEBLON B., FERNANED GARCIA P. A., OLDFORD S., MACLEAN D. A., FLANNIGAN M., 2007. *Using cumulative NOAA-AVHRR spectral indices for estimating fire danger codes in northern boreal forests*. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 9, s. 335-342.
- LEE B. S., ALEXANDER M. E., HAWKES B. C., LYNHAM T. J., STOCKS B. J., ENGLEFIELD P., 2002. *Information systems in support of wildland fire management decision making in Canada*. Computers and Electronics in Agriculture, 37, s.185-198.
- LEIN J. K., STUMP, N. I., 2009. *Assessing wildfire potential within the wildland-urban interface: A southeastern Ohio example*. Applied Geography, 29, s. 21-34.
- LENSKY I. M., ROSENFELF D., 2003. *A night-rain delineation algorithm form infreded satellite data based on microphysical considerations*. Journal of Applied Meteorology, 42, s. 1218-1226.
- LI Z., LI J., MENZEL W. P., SCHMIT T. J., ACKERMAN S. A., 2007. *Comparison between current and future environmental satellite imagers on cloud classification using MODIS*. Remote Sensing of Environment 108, s. 311-326.
- LIODAKIS S., BAKIRTZIS D., DIMITRAKOPOULOS A., 2002. *Ignition characteristics of forest species in relation to thermal analysis data*. Thermochimica Acta, 390, s. 83-91.
- LOZANO J.F., SUAREZ-SEOANE S., KELLY M., LUIS E., 2008. *A multi-scale approach for modeling fire occurrence probability using satellite data and classification trees: A case study in a mountainous Mediterranean region*. Remote Sensing of Environment, 122, s. 708-719.
- LUO, Y., TRISHCHENKO, A.P., KHOLOPENKOV, K.V., 2008. *Developing clear-sky, cloud and cloud shadow mask for producing clear-sky composition 250-meter spatial resolution for the seven MODIS land bands over Canada and North America*. Remote Sensing of Environment, 112, s. 4167-4185.
- MAKI M., ISHIAHRA M., TAMURA M., 2004. *Estimation of leaf water status to monitor the risk of forest fires by using remotely sensed data*. Remote Sensing of Environment, 90, s. 441-450.
- MAPA gleb Polski w skali 1:300000, 1961, Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy.
- MARQUINEZ J., MENENDEZ R., LASTRA J., FERNANDEZ E., JIMENEZ-ALFORA B., WOZNIAK E., FERNANDEZ S., GARCIA J., GARCIA P., ALVAREZ M. A., LOB T., ADRADOS L., 2003. *Riesgos naturale de Asturias: desprendimientos de rocas, deslizamientos superficiales, grandes movimientos en masa, aludes, inundaciones e incendios forestales*. KRK Ediciones. Oviedo.
- MARTIN M. P., GOMEZ I., CHUVIECO E., 2005. *Performance of a burned-area index (BAIm) for mapping Mediterranean burned scars from MODIS data*. Proceedings of the 5th International Workshop on Remote Sensing and GIS applications to Forest Fire Management: Fire Effects Assessment. (J. Riva, Pérez-Cabello, F. y Chuvieco, E., Eds.). Paris, Universidad de Zaragoza, GOFIC GOLD, EARSeL: 193-198.
- MARTINS FERNANDEZ P. A., 2001. *Fire spread prediction in shrub fuels in Portugal*. Forest Ecology and Management, 144, s. 67-74.
- MATUSZKIEWICZ W., 1984. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Wyd. II. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Warszawa.
- MATUSZKIEWICZ J. M., 2007. *Zespoły leśne Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- MCARTHUR A. G., 1966. *Weather and grassland fire behavior*. Australian Forestry and Timber Bureau Leaflet, 100.
- MCARTHUR A.G., 1967. *Fire behavior in eucalypt forests*. Australian Forestry and Timber Bureau Leaflet, 107
- MERRILL D. F., ALEXANDER M. E., 1987. *Glossary of Forest Fire Management Terms*. Ed. 4. National Research Council of Canada, Canadian Committee on Forest Fire Management, Ottawa, Ontario.
- MORAN M. S., CLARKE T. R., INOUE Y., AND VIDAL A., 1994. *Estimating crop water deficit using the relation between surface-air temperature and spectral vegetation index*. Remote Sensing Environment, 49, s. 246-263.
- MORANDINI F., SANTONI P.A., BALBI J. H., 2001. *The contribution of radiant heat transfer to laboratory-scale fire spread under the influences of wind and slope*. Fire Safety Journal, 36, s.519-543.
- MYCKE-DOMINKO M., 2003a. *The Remote Sensing Method of Forest Fire Danger Rating Categorization*. Miscelanea Geographica, vol. 12.
- MYCKE-DOMINKO M., 2003b. *Teledetekcyjna metoda kategoryzacji zagrożenia pożarowego lasu*. Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji, vol. 13.
- MYCKE-DOMINKO M., SLINKINA O., 2004. *Ocena podatności lasu na pożar na podstawie obrazów satelitarnych NOAA-AVHRR*. Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji, 14.
- NAUSS, T., KOKHANOVSKY, A. A., 2007. *Assignment of rainfall confidence values using multispectral satellite data at mid-latitudes: first results*. Advances in Geosciences, 10, s. 99-102.
- NAUSS T., KOKHANOVSKY A. A., 2006. *Discriminating raining from non-raining clouds at mid-latitudes using multispectral satellite data*. Atmospheric Chemistry and Physics, 6, s. 5031-5036.
- NESTEROV V.G., 1949. *Fire Frequency Index and Method of its Estimation*. Goslesbumaga, Moscow.
- NOBLE I. R., BARRY G. A. V., GILL A.M., 1980. *MacArthur's fire-danger meters expressed as aquations*. Australian Journal of Ecology, 5, s. 201-203.
- OLEJDZKI J. R., 2007. *Regiony Geograficzne Polski*. Teledetekcja Środowiska, 38.
- PAGNI P. J., PETERSON T. G., 1973. *Flame spread through porous fuels*. In Proc. of 14th Symp. (Internat.) on combustion. The Combust. Inst., Pittsburgh, PA, pp. 1099-1107.
- PANUELAS J., FILELLA I., BIEL C., SERRANO L., 1993. *The reflectance at the 950-970 nm region as an indicator of plant water status*. International Journal of Remote Sensing, 14, s. 1887-1905.
- PINTY B., VERSTRAETE M. M., 1992. *GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation form satellites*. Vegetation, 101, s. 15-20.
- ROCK B.N., VOGELMANN J.E., WILLIAMS D.L., VOGELMAN A.F., HOSHIZAKI, T. 1986. *Remote detection of forest damage*. Bioscience, 36, s. 439-445.
- RECONDO C., WOZNIAK E., PEREZ-MORANDEIRA C., 2002. *Cartografia de zonas quemadas en Asturias durante el periodo 1991-2001 a partir de imaes Landsat TM*. Revista de Teledeteccion, 18, s.47-55.
- RODRIGUEZ E., MORRIS C. S., BELZ J. E., CHAPIN E. C., MARTIN J. M., DAFFE, W., HENSLEY S., 2005. *An assessment of the SRTM topographic products*, Technical Report JPL D-31639. Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, California, 143

- ROMANOV P., 1996. *Precipitation intensity estimation using AVHRR NOAA data*. Advances in Space Research, 18 (7), s. 21-24.
- ROTHERMEL RC., 1972. *A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels*. USDA Forest Service; Res. Pap. INT-115.
- ROUSE J. W., HAAS R. W., SCHELL J. A., DEERING D. H., HARLAN J. C., 1974. *Monitoring the Vernal Advancement and Retrogradation (Greenwave Effect) of Natural Vegetation*. NASA/GSFC, Greenbelt, MD, USA.
- SANTONI P. A., BALBI J. H. 1998. *Modelling two-dimensional flame spread across a sloping fuel bed*. Fire Safety Journal, 31, s. 201-225.
- SANTORSKI, Z. 1999. *Prognozowanie zagrożenia pożarowego lasów*. Metoda IBL. Biblioteczka leśniczego, 122.
- SHI T., CLOTHIAUX E. E., YU B., BRAVERMAN A. J., GROFF D. N., 2007. *Detection of daytime arctic clouds using MISR and MODIS data*. Remote Sensing of Environment, 107, s. 172-184.
- SOARES R. V., 1972. *Determinacao de indice de perigo de incendiopara a regioacentre-paranaese, Brasil*. Dissertacao de mestrado. Turrialba, Costa Rica, Catie/Iica.
- SOBRINO J. A., EL KHARRAZ J., 2003. *Surface temperature and water vapor retrieval from MODIS data*. International Journal of Remote Sensing, 24, s. 5161-5182.
- SZCZYGIEL R., UBYSZ B., KWIATKOWSKI M., PIWNICKI J. 2009. *Klasyfikacja zagrożenia pożarowego lasów Polski*. Leśne Prace Badawcze, 70(2): 131-141
- SZCZYGIEL R. 2000. „Pogoda a pożary lasów” - czynniki meteorologiczne i metoda prognozowania zagrożenia lasów w skali lokalnej. Przegląd Pożarniczy, 7, s. 28.
- SZCZYGIEL R. 2010. *Warunki kształtujące powstanie i rozprzestrzenianie się pożarów lasu. Kampania informacyjna: Ogień w lesie a przyroda – podniesienie świadomości mieszkańców terenów wiejskich w zakresie zapobiegania pożarom lasów*. Warszawa.
- THIES B., NAUB T., BENDIX J. 2008. *Precipitation process and rainfall intensity differentiation using Meteosat Second Generation Spinning Enhanced Visible and infrared imager data*. Journal of Geophysical Research, 113, s. 1-19.
- THOMPSON W. A., VERTINSKY I., SCHREIER H., BLACKWELL B. A., 2000. *Using forest fire hazard modeling in multiple use forest management planning*, 2000. Forest Ecology and Management, 134, s. 163-176
- UBYSZ B., SZCZYGIEL R., PIWNICKI J., 2005. *Sytuacja pożarowa w Polsce*. Raport IBL.
- UBYSZ B., SZCZYGIEL R., PIWNICKI J., KWIATKOWSKI M., 2008. *Wpływ pożarów na lasy - Polska 2008 Rok*. Raport IBL.
- VAN WAGNER C. E., PICKETT T.L., 1987. *Equations and Fortran program for the Canadian Forest Fire Weather Index System*. Canadian Forestry Service, Forestry Technical Report, 33. Ottawa.
- VELEZ, R., 1988. *Aplicacion de la prediccion del peligro para prevencion de los incendios forestales. Predecir para prevenir. Documentos Seminario metodos y equipos para la prevencion de incendios forestales*. ICONA. Espana. s. 79-88.
- VELEZ R. MUNOZ R., 2000. *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. McGraw Hill.
- VERAVERBEKA S., LHERMITTE S., VERSTRAETEN W. W., GOOSSENS R., 2010. *The temporal dimension of differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) fire/burn severity studies: The case of the large 2007 Peloponnese wildfires in Greece*. Remote Sensing of Environment, 114, s.2548-2563.
- VERBESSEL T. J., SOMERS B., LHERMITTE S., JONCKHEERE I., VAN AARDT J., COPPIN P., 2007. *Monitoring herbaceous fuel moisture content with SPOT VEGETATION time-series for fire risk prediction in savanna ecosystems*. Remote Sensing of Environment, 108, s. 357-368.
- VIDAL A., PINGLO F., DURAND H., DEVAUX-ROS C., MAILLET A., 1994. *Evaluation of a temporal fire risk index in Mediterranean forests from NOAA thermal IR*. Remote Sensing of Environment, 49, s. 296-303.
- VIEGAS D. X., VIEGAS T. P., FERREIRA A. D., 1992. *Moisture content of fine forest fuel and fire occurrence in central Portugal*. The International Journal of Wildland Fire, 2, 69-85.
- WAN Z., LI Z. L., 1997. *A physics-based algorithm for retrieving land-surface emissivity and temperature from EOS/MODIS data*. IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing, 35 (4), s. 980-996.
- WAN Z., 1999. *MODIS Land- Surface Temperature Algorithm Theoretical Basis Document (LST ATBD), Version 3.3*. http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod11.pdf
- WEISE D. R., BIGING G. S., 1997. *A qualitative comparison of fire spread models incorporating wind and slope effect*. Forest Science, 43(2), s. 170-180.
- WILER, K. 2007. *Ochrona lasów przed pożarami*. CILP. Warszawa.
- WILLIS C., VAN WILGEN B., TOLHURST K., EVERSON C., D'ABRETON P., PERO L., FLEMING G., 2001. *The Development of a National Fire Danger Rating System for South Africa*. Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria.
- WHITE J. D., RYAN K. C., KEY C.C., RUNNING S. W., 1996. *Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery*. International Journal of Wildland Fire, 6 (3), s.125-136.
- WOŹNIAK E., 2011. *Analiza korelacji pomiędzy wskaźnikami stanu roślinności a wskaźnikami intensywności ognia na przykładzie pożarów leśnych w Grecji w sierpniu 2007 roku*. Teledetekcja Środowiska, 45 s. 17-22.
- WU M. C., 1987. *A method for remote sensing the emissivity, fractional cloud cover and cloud top temperature of high-level, thin clouds*. Journal of Climate and Applied Meteorology, 26 (2), s. 225-233.
- YASSEMI S., DRAGICEVIC S., SCHMIDT M., 2008. *Design and implementation of an integrated GIS-based cellular automata model to characterize forest fire behavior*. Ecological Modelling, 210, s. 71-84.
- YEBRA M., CHUVIECO E., RIANO D., 2008. *Estimation of live fuel moisture content from MODIS images for fir risk assessment*. Agricultural and Forest Meteorology, 148, s. 523-536.
- ZARĘBA R., 1988. *Fitosocjologia i typologia leśna*. Wyd. II. Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.
- ZARCO-TEJADA P. L. J., RUEDA C.A., USTIN S. L., 2003. *Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods*. Remote Sensing of Environment, 85, s. 109-124.
- ZHOU X., MAHALINGAM S., WEISE D. 2005. *Modeling of marginal burning state of fire spread in live chaparral shrub fuel bed*. Combustion and Flame, 143, s. 183-198.

Podziękowanie

Szczególne słowa podziękowania składam mojemu promotorowi, Panu Profesorowi dr hab. Janowi R. Ołędzkiemu, za okazane mi zaufanie oraz pomoc w podjęciu i realizacji rozprawy doktorskiej. Zawsze będę wdzięczna za to, że Pan Profesor przyjął mnie w poczet swoich doktorantów, pomimo że nie skończyłam specjalizacji geoinformatyki i teledetekcji, lecz zainteresowałam się tym tematem później, w trakcie pracy zawodowej. Dołożę

wszelkich starań, by Pan Profesor nigdy nie żałował tej decyzji.

Bardzo serdecznie dziękuję moim koleżankom i kolegom, pracownikom Katedry Geoinformatyki i Teledetekcji, a zwłaszcza Panu dr hab. Stanisławowi Lewińskiemu za wszelkiego rodzaju bezinteresowną pomoc i mobilizację do działania, mgr Annie Jarocińskiej i mgr Sylwii Nasiłowskiej za wsparcie w pozyskaniu i przetwarzaniu danych oraz za miło spędzony wspólnie czas studiów oraz wszystkim pozostałym za rady i dobre słowo.

Chciałabym wyrazić mają wdzięczność Instytutowi Badawczemu Leśnictwa za użyczenie danych. Bez skonfrontowania pomysłu opisaney metody ze statystykami pożarów leśnych, jej sprawdzenie nie byłoby możliwe.

Szczególne podziękowania składam moim Rodzicom i Siostrze za nieustanną i nieocenioną pomoc. 99,9% tego, kim dzisiaj jestem i co dziś mam zawdzięczam

właśnie Wam. Również dziękuję mojemu synowi Tristanowi za robienie kolacji w trakcie pisania doktoratu.

Nie mogę również nie wspomnieć i nie wyrazić wdzięczności wszystkim moim przyjaciołom, a zwłaszcza Teresce, za dbałość o mnie, pomaganie mi i podtrzymywanie na duchu w chwilach zwątpienia oraz relaksacyjne wyjścia do kina i nie tylko. Bez Was nic nie byłoby takie samo.

Muchas gracias a prof. Jorge Marquínez y prof. Carmen Recondo por darme una oportunidad de trabajar en el INDUROT y por muchos años de una fructífera colaboracion y amistad. Las experiencias ganadas en aquellos tiempos siguen siendo muy importantes para mi.

Quería dar las gracias a todos mis amigos que me apoyaron durante mi estancia en España.

Wszystkim bardzo serdecznie dziękuję.



Dr Edyta Woźniak. Centrum Badań Kosmicznych, Zespół Obserwacji Ziemi. E-mail: ewozniak@cbk.waw.pl, tel +48 22 4966 205