

Dynamika procesu regeneracji australijskich lasów po fali pożarów w 2019 roku

*The dynamics of the regeneration process of Australian forests after the
2019 wildfire wave*

Jordan TYSLIAK¹, Krzysztof BĘDKOWSKI^{2,3}

¹ Badacz niezależny, Gdańsk, Polska; jordan.tysliak@gmail.com

² Uniwersytet Łódzki, Wydział Nauk Geograficznych, Łódź, Polska; krzysztof.bedkowski@geo.uni.lodz.pl

³ Polskie Towarzystwo Geograficzne, Oddział Teledetekcji, Warszawa; krzysztof.bedkowski@geo.uni.lodz.pl

Streszczenie: Celem badań była ocena dynamiki procesu regeneracji lasów po intensywnych pożarach, które wystąpiły w 2019 r. Zastosowano obrazy satelitarne Landsat 8 i 9, zarejestrowane w okresach od marca do lipca w latach 2019-2023. Materiał referencyjny stanowiła warstwa typów lasów opracowana przez właściwe instytucje australijskie. Kanały spektralne zostały oczyszczone z chmur, a do dalszych przetworzeń przyjęto uśrednione wartości ze zintegrowanych obrazów z kilku terminów rejestracji. Mimo zastosowania takiego zabiegu, nie udało się uzyskać wiarygodnej informacji spektralnej dla pewnej części pikseli obrazu i zostały one odrzucone. Właściwa analiza została wykonana na podstawie znormalizowanego różnicowego indeksu roślinności (NDVI). Na podstawie różnic NDVI obliczonych między obrazami z roku 2019 (przed pożarami) i następnego, wyznaczono pięć stref intensywności pożaru metodą naturalnych przedziałów. Stwierdzono, że proces regeneracji przebiega odmiennie, w zależności od klasy intensywności pożaru: w klasach o wyższej intensywności pożarów następuje duży spadek wartości NDVI bezpośrednio po pożarze, po czym wskaźnik ten w kolejnych latach stopniowo wzrasta. W klasach o mniejszej intensywności pożarów zauważono wzrost wartości NDVI bezpośrednio po pożarze, przekraczający wartość sprzed wystąpienia tego kataklizmu, co wynika z szybkiej regeneracji roślinności niskiej. Po upływie 4 lat od pożaru różnice wartości NDVI są nadal widoczne we wszystkich strefach intensywności pożaru. Zaobserwowane różnice w przebiegu procesu regeneracji można wytłumaczyć odmiennym charakterem spalonych zbiorowisk roślinnych i ich reakcji na zniszczenia pożarowe. Zbiorowiska rzadko zadrzewione z niskimi krzewami i roślinami, częściowo trawiaste, prawdopodobnie reagują szybko i pozytywnie (wzrost NDVI) na zwiększoną liczbę uwolnionych w wyniku pożaru substancji odżywczych. W zbiorowiskach o bardziej złożonej budowie pionowej pozostałości spalonych drzew zasłaniają roślinność rozwijającą się na dnie lasów i są one częściowo niewidoczne na obrazach satelitarnych (spadek NDVI). Zbiorowiska te potrzebują także dłuższego czasu na odbudowanie się.

Abstract: The aim of the research was to assess the dynamics of forest regeneration after the intense fires that occurred in 2019. Satellite images from Landsat 8 and 9, recorded from March to July, in the years 2019-2023, were used to analyze this process. The reference material was a forest type layer developed by relevant Australian institutions. The spectral channels were cleared of clouds, so the averaged values from integrated images recorded at several dates were used for further processing. Despite this procedure, it was not possible to obtain reliable spectral information for some pixels of the image, and they were discarded. The proper analysis was performed based on the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). Based on the NDVI differences calculated between images from 2019 (before the fires) and the following year, five fire intensity zones were identified using natural breaks method. It was observed that the regeneration process varies depending on the fire intensity class: in classes with higher fire intensity, there is a significant drop in NDVI values immediately after the fire, followed by a gradual increase in subsequent years. In classes with lower fire intensity, an increase in NDVI values was observed immediately after the fire, exceeding the values present before the occurrence of this disaster, which results from the rapid regeneration of low vegetation. Four years after the fire, differences in NDVI values are still visible in all fire intensity zones. The observed differences in the course of the regeneration process can be explained by the varying nature of the burned plant communities and their response to fire damage. Sparsely wooded communities with low shrubs and plants, partially grassy, likely respond quickly and positively (NDVI increase) to the increased amount of nutrients released by the fire.

In communities with a more complex vertical structure, the remains of burned trees shade the vegetation developing on the forest floor and they are partially invisible in satellite images (NDVI decrease). These communities also require a longer time to recover.

Keywords: NDVI; forest regeneration, Landsat imagery

Słowa kluczowe: NDVI; regeneracja lasów; obrazy Landsat

Wstęp

Problem badawczy

Australia, szczególnie jej południowo-wschodnie rejony, ze względu na swój specyficzny klimat, cechujący się wysokimi temperaturami i niską wilgotnością (Ryc. 1), jest bardzo narażona na pożary lasów. Ma to duży wpływ na kształtowanie środowiska, w tym bioróżnorodności. Wiele gatunków roślin przystosowało się do częstych pożarów i odnosi z nich nawet pewne korzyści. Ze względu na zmiany klimatyczne i działania antropogeniczne, pożary australijskich lasów stają się jednak coraz większe i intensywniejsze. Powoduje to wiele szkód w środowisku naturalnym jak i infrastrukturze, nawet w środowiskach do nich przystosowanych. Seria pożarów buszu na przełomie lat 2019 i 2020 trwała 108 dni na obszarze 10,3 milionów hektarów.

Naturalna regeneracja lasów jest stopniowym procesem odbudowy struktury, funkcji i kompozycji ekosystemu do jego stanu przed zniszczeniem (Chazdon i in. 2016). Jeżeli nie nastąpi regeneracja lasu do stanu sprzed pożaru, może dojść do zaburzeń bilansu dwutlenku węgla w atmosferze (Kashian i in. 2006). Dlatego kluczowe stało się monitorowanie przebiegu regeneracji lasów, szczególnie po pożarach. Jedną z najlepszych metod monitorowania stanu lasów jest zastosowanie teledetekcji.

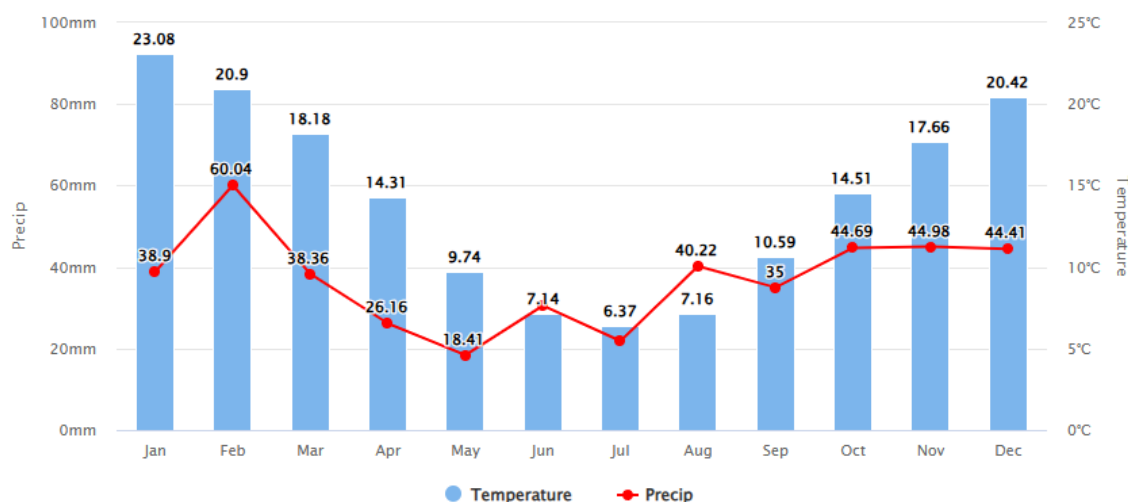
Podstawowym celem niniejszej pracy jest zbadanie za pomocą metod teledetekcyjnych dynamiki procesu regeneracji lasów w południowo-wschodniej Australii, w okresie 4 lat po pożarach, które wystąpiły na przełomie lat 2019/2020.

Ogólna charakterystyka obszaru badań

Obszar badań o wielkości ok. 333089 km² obejmuje lasy znajdujące się na południowym wschodzie Australii, na południowym wschodzie stanu Nowa Południowa Walia i na wschodzie stanu Wiktorii, leżącego nad Morzem Tasmana (Ryc. 2). Od południa do północy na całym obszarze badań rozciągają się Wielkie Góry Wododziałowe, które są dzielone na kilka pasm górskich i regionów, takie jak Alpy Australijskie na południu obszaru i Góry Błękitne na północy. Linia brzegowa jest stroma i wysoka, na wielu odcinkach góry dochodzą bezpośrednio do wybrzeża. Na obszarze badań występują duże różnice wysokości. Najwyższym szczytem jest Góra Kościuszki w Alpach Australijskich o wysokości 2228 m n.p.m., następnie Barrington w regionie Riverpool o wysokości 1555 m n.p.m. oraz Bird Rock w Górach Błękitnych o wysokości 1350 m n.p.m. Pomiędzy górami występują liczne doliny rzek i jeziora. W obszarze badań, na północy, znajduje się Park Narodowy Wollemi, który jest drugim pod względem powierzchni parkiem narodowym w stanie Nowa Południowa Walia i jest wpisany na listę światowego dziedzictwa UNESCO. Na terenie badań znajduje się kilka dużych miast Australii, takich jak Sydney, które jest stolicą stanu Nowa Południowa Walia, Newcastle, Wollongong, Melbourne oraz stolica państwa, Canberra (Jelonek 1997).

Warunki klimatyczne

Klimat Australii jest bardzo zróżnicowany i wpływa na to wiele czynników, takich jak stosunkowo nieduża rozciągłość kontynentu z północy na południe, otoczenie przez ciepłe wody oceanów Spokojnego i Indyjskiego oraz brak wysokich pasm górskich biegnących równoleżnikowo. Te czynniki sprawiają, że masy powietrza wewnątrz kontynentu są suche, natomiast na wschodzie powietrze nadciągające z Pacyfiku jest wilgotne i ciepłe (Martyn 2000). Powoduje to duże różnice w rocznych sumach opadów atmosferycznych między wnętrzem kontynentu a jego krańcami, które wahają się od 125 do 200 mm w pustynnym centrum kontynentu do 3500 mm na północnym wschodzie. Znacząco wpływa to na klimaty na kontynencie, które układają się równoleżnikowo. Wschodni brzeg, gdzie znajduje się obszar badań, posiada klimat klasyfikowany jako podzwrotnikowy morski typu śródziemnomorskiego. Na terenach wyżej wzniesionych nad poziomem morza występują także klimaty o cechach górskich i wyżynnych. Średnie najniższe temperatury przypadają na lipiec, który jest najchłodniejszym miesiącem w roku (Ryc. 1) i jest to około 24°C na północy i od 8 do 10°C na południu oraz poniżej 0°C w wyższych partiach gór (Jelonek 1997).

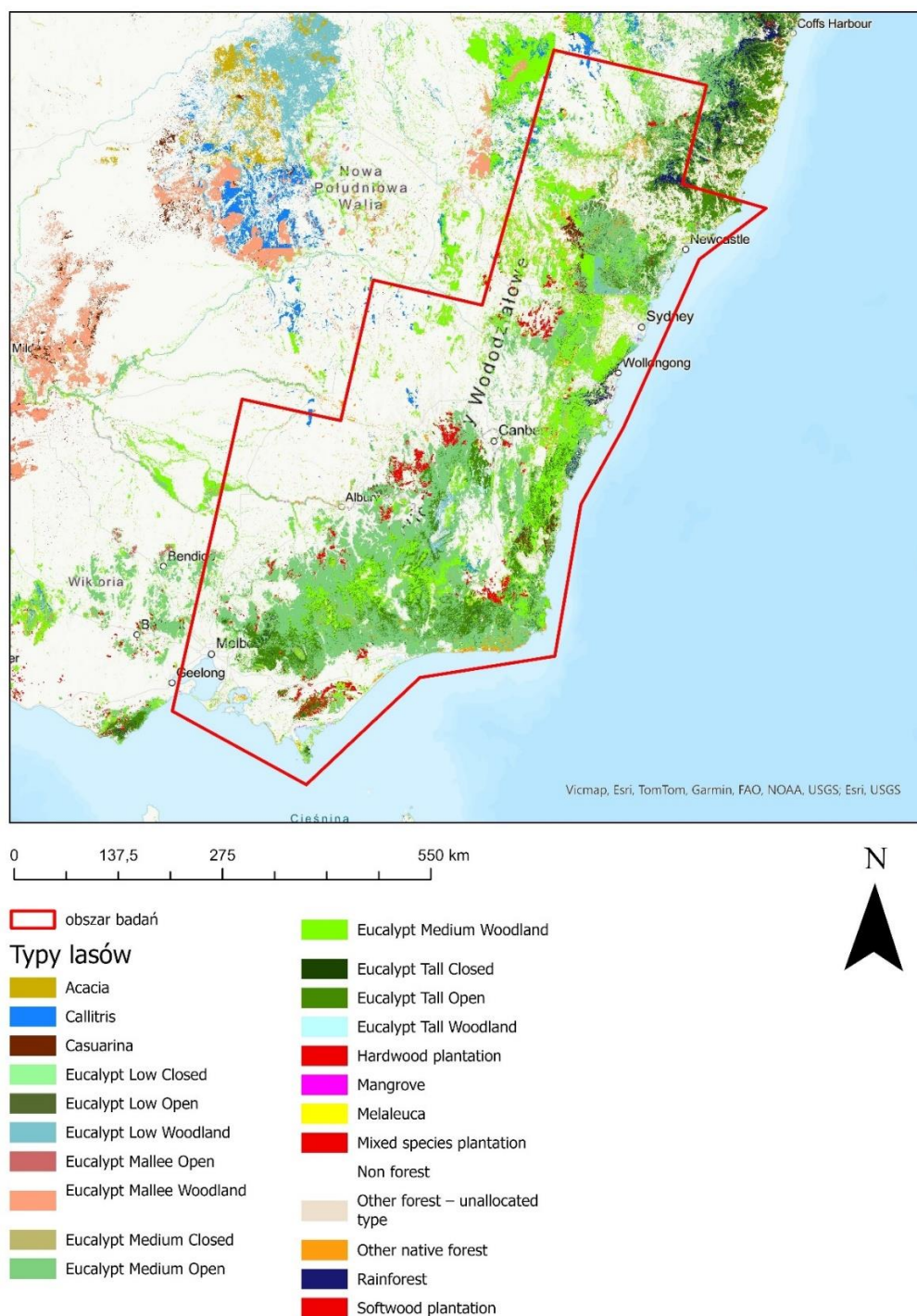


Ryc. 1. Średnie miesięczne wartości temperatury (°C, słupki, prawa skala) i opadów atmosferycznych (mm, linia ciągła, lewa skala) dla Terytorium Stołecznego Australii. Źródło: <https://weatherandclimate.com/australia/australian-capital>
 Fig. 1. Average monthly temperature values (°C, bars, right scale) and precipitation (mm, solid line, left scale) for the Australian Capital Territory. Source: <https://weatherandclimate.com/australia/australian-capital>

Lasy

Zróżnicowanie klimatów Australii sprzyja rozwojowi bogatej flory. Ze względu na rozległe półpustynie i sawanny florę kontynentu zdominowały formacje suchoroślne. Pozostałe zbiorowiska roślinne są skupione głównie na wschodniej i południowo-zachodniej części kontynentu ze względu na warunki klimatyczne i rozkład opadów. Cechą wspólną wszystkich zbiorowisk roślinnych jest występowanie eukaliptusa. Jest to naturalna dla Australii roślina występująca na całym kontynencie, której wiele gatunków (ok. 500) jest przystosowanych do różnych klimatów i występuje we wszystkich siedliskach roślinnych, od wilgotnych do skrajnie suchych. Przybiera formę wiecznych zielonych lasów na obszarach z dużą ilością opadów lub formę krzewów i zarośli w obszarach suchych i wysokogórskich (Jelonek 1997). Eukaliptusy wykorzystują ogień do rozmnażania się poprzez uwalnianie ognioodpornych nasion w czasie pożarów. Dzięki temu młode drzewa nie muszą konkurować o wodę i światło z innymi gatunkami drzew, które zostają spalone podczas pożaru. Dodatkowo uzyskują dostęp do uwolnionych substancji odżywczych. Niektóre gatunki tego drzewa są uprawiane ze względu na swoje właściwości. Drewno jest lekkie ale trwałe i jest wykorzystywane w budownictwie, na przykład jako podkłady kolejowe. Część gatunków wytwarza także olejki używane między innymi w przemyśle farmaceutycznym (Mabberley 2017).

Na obszarze badań (Ryc. 2) ukształtowały się wilgotne lasy strefy umiarkowanej, które wyróżniają się udziałem elementów antarktycznych jak *Nothofagus* i paproci drzewiastej *Dicksonia*. Często można spotkać wielkie eukaliptusy, takie jak *Eucalyptus regnans*, *Eucalyptus gigantea* i *Eucalyptus globulus* (Mabberley 2017) oraz drzewa szpilkowe. Pomimo występowania gór na obszarze badań nie ma tutaj typowej roślinności górskiej (Jelonek 1997), a Wielkie Góry Wododziałowe cechują się słabo wykształconą piętrowością, poza regionem Alp Australijskich, gdzie górna granica lasu przebiega na wysokości 1700 ÷ 1950 m n.p.m. Lasy tworzą tutaj zarośla niskich eukaliptusów, na wyższym piętrze alpejskim występują twarolistne trawy. Na szczytach występuje długo zalegający śnieg, a okres wegetacji trwa tam od 2 do 3 miesięcy. Szczególny typ roślinności występuje natomiast na morskich wybrzeżach. Na bagnistych płycznach w strefie pływów występują lasy namorzynowe oraz zbiorowiska roślin z nimi sąsiadujące, w których dominuje awicenia i przedstawiciele rodzajów korzeniara, *Brugeria*, *Ceriops* i palma nipa. Na piaszczystych brzegach rosną zbiorowiska roślin rocznych, a na wydmach trawy z rodzaju *Spinifex* (Mabberley 2017), byliny z rodzajów *Pelargonium*, *Scaevola* oraz krzewiaste akacje. Na północy obszaru badań zaczynają się wilgotne lasy podzwrotnikowe (Jelonek 1997).



Ryc. 2. Pokrycie terenu lasami na obszarze badań. Typy lasów: Acacia – Akacja, Callitris – Żywiczin, Casuarina – Kazuaryna, Eucalypt Low Closed – Eukaliptus niski – lasy zwarte, Eucalypt Low Open – Eukaliptus niski – lasy luźne, Eucalypt Low Woodland – Eukaliptus niski – zarośla, Eucalypt Mallee Open – krzewy eukaliptusa – lasy luźne, Eucalypt Mallee Woodland – krzewy eukaliptusa – zarośla, Eucalypt Medium Closed – Eukaliptus średni – lasy zwarte, Eucalypt Medium Open – Eukaliptus średni – lasy luźne, Eucalypt Medium Woodland – Eukaliptus średni – zarośla, Eucalypt Tall Closed – Eukaliptus wysoki – lasy zwarte, Eucalypt Tall Open – Eukaliptus wysoki – lasy luźne, Eucalypt Tall Woodland – Eukaliptus wysoki – zarośla, Hardwood plantation – plantacje drzew liściastych, Mangrove – lasy namorzynowe, Melaleuca – Melaleuka, Mixed species plantation – plantacje drzew gat. iglastych i liściastych, Non forest – tereny niezalesione, Other forest – unallocated type – inne lasy – typ nieokreślony, Other native forest – pozostałe lasy rodzime, Rainforest – Lasy deszczowe, Softwood plantation – plantacje drzew iglastych

Źródło: Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Australia (www.agriculture.gov.au)

Fig. 2. Forest cover in the study area, forest types (see map legend). Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Australia (www.agriculture.gov.au)<https://weatherandclimate.com/australia/australian-capital>

Pożary lasów

W zimie 2019 roku w Australii trwał okres 3 letniej suszy. W ciągu kilku miesięcy wystąpiło wiele fal gorąca, a na terenie całego kraju odnotowano rekordowe temperatury, na przykład 48,9°C w Sydney (Bureau of Meteorology, www.bom.gov.au). Ogółem rok 2019 był najgorętszym i najsuchszym rokiem w historii Australii, a ściślej odkąd prowadzone są systematyczne obserwacje meteorologiczne. Rekordowa susza spowodowała wystąpienie zjawiska znanego jako „canopy dieback”, które polega na obumieraniu drzew podczas suszy lub wysokich temperatur (Losso i in. 2022). Szczególnie podatny na to zjawisko jest eukaliptus, z którego w dużych ilościach odpadają liście, fragmenty kory, gałęzie i torebki nasion. Bez ingerencji człowieka dookoła drzewa może się nagromadzić nawet kilka stóp takich odpadów. Dodatkowo eukaliptus wytwarza naturalny olejek, który nie tylko spowalnia rozkład tej ściółki, ale też jest bardzo łatwopalny (Santos 1997).

Kulminacją susz i fal gorąca była seria rekordowo wielkich pożarów, która od sierpnia 2019 do marca 2020 roku przeszła przez południową i wschodnią Australię. Spłonęło 10,3 milionów hektarów, tj. 21% leśnego biomu w Australii, głównie lasów umiarkowanych, co nie wydarzyło się nigdzie na świecie od 2000 roku (Rumpff i in. 2023). Pożary cechowały się nie tylko dużą intensywnością, z powodu której doszło do spalenia obszarów, które zwykle są zbyt wilgotne, takie jak lasy deszczowe, ale także długim czasem palenia. Ważnym, antropogenicznym czynnikiem podatności australijskich lasów na pożar jest gospodarka przestrzenna, w wyniku której wiele terenów uprawnych zostało zastąpionych formacjami złożonymi z krzewów, które sprzyjają produkcji paliwa dla pożarów i rozprzestrzenianiu się ognia. Szacuje się że w pożarach zginęły miliardy zwierząt i ucierpiały obszary o wielkiej bioróżnorodności, a także miejsca światowego dziedzictwa kulturowego. Bezpośrednio w pożarach życie straciły 33 osoby, 430 osób zmarło później na skutek powikłań zdrowotnych. m.in. z powodu zatrucia dymem. Straty ekonomiczne oszacowano na ponad 10 miliardów dolarów USA (Rumpff i in. 2023).

Teledetekcyjne monitorowanie regeneracji lasów po pożarach

Analizy regeneracji lasów po pożarach wykorzystujące metody teledetekcyjne były wykonywane dla różnych typów lasów na całym świecie, na przykład dla lasów borealnych w Kanadzie (French i in. 2008, Madoui i in. 2015) i Rosji (Shvetsov i in. 2019), lasów tropikalnych w Hondurasie (Aguilar 2013) oraz różnych rodzajów lasów w całej Europie (Palmero-Iniesta i in. 2021). Podobne analizy były również wykonywane w Australii w stanach Queensland (Schmidt i in. 2015), Victoria (Sever i in. 2012) i w zachodniej Australii (Boer i in. 2008) oraz na mniejszą skalę w stanie New South Wales (Coops i in. 1999). Bez wątpienia najpopularniejszymi teledetekcyjnymi narzędziami analizy stanu roślinności są indeksy spektralne, wśród których najważniejsze miejsce zajmuje znormalizowany różnicowy indeks roślinności (ang. Normalized Difference Vegetation Index, NDVI), opracowany już w latach 1970-tych ubiegłego wieku (Rouse 1974, Tucker 1979):

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

gdzie RED, NIR oznacza odbicie spektralne odpowiednio w kanałach czerwieni i bliskiej podczerwieni. NDVI jest używany do analizy zarówno zdjęć lotniczych, jak i obrazów satelitarnych w celu oceny biomasy roślin w różnych skalach przestrzennych (Wang i in. 2011, Mu i in. 2024), od pojedynczych pól uprawnych po globalne strefy roślinności, do rozpoznawania roślinności (Wang i in. 2009) oraz jej stanu (Olpenda, Paringit 2011), analizy wielkości powierzchni projekcji liści, czyli LAI — wskaźnika powierzchni liści (Colombo i in. 2003), określenia ilości promieniowania pochłanianego przez rośliny podczas fotosyntezy (Badgley i in. 2017). Wartość NDVI dla poszczególnych form pokrycia terenu zależy od ich własności spektralnych, tj. zdolności do odbijania oraz pochłaniania i transmisji przychodzącego promieniowania elektromagnetycznego z zakresów czerwonego oraz podczerwieni (Carlson, Ripley 1997). Jeśli piksel obrazu obejmuje różne obiekty, to NDVI jest wypadkową współczynników NDVI poszczególnych obiektów, ważonych ich udziałem w powierzchni piksela (Wirth i in. 1987).

Spektralne wskaźniki w teledetekcji są często stosowane do kartowania obszarów spalonej roślinności, ponieważ wykazano ich silne związki korelacyjne z intensywnością pożaru (Xu i in. 2024). NDVI, jako wskaźnik aktywności chlorofilowej roślin i tym samym ilości i jakości roślinności (Jarocińska 2008), także może być użyty do oceny stopnia regeneracji ekosystemów leśnych po pożarach (Buma 2011, Güzel i in. 2021, Gündüz i in. 2025). Gdy roślinność jest zniszczona przez pożar, odbicie w zakresie widzialnym i bliskiej podczerwieni znacznie spada, natomiast duża masa popiołu zwiększa odbicie w krótkiej i średniej podczerwieni (Shanmuga Priya, Vani 2024). Drugim popularnym indeksem używanym w teledetekcyjnej ocenie skutków pożaru, jest NBR, Normalized Burn Ratio (Garcia, Caselles, 1991). Zauważono jednak, że wskaźnik ten może mieć ograniczone zastosowanie w przypadku pożarów o dużej intensywności i w rejonach gdzie roślinność jest znacznie zróżnicowana (Chen i in. 2021). W naszych badaniach, dla zachowania przejrzystości wywodu, zrezygnowaliśmy z szerokiego analizowania tego i innych wskaźników, porzeczając na popularnym NDVI.

Materiały i metody

Dane satelitarne

W badaniach wykorzystano obrazy satelitarne Landsat 8 i 9, które pobrano ze strony Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov>). Wybrano obrazy z okresu od 1 marca do 31 lipca, w latach 2019 ÷ 2023, które przedstawiają stan środowiska tuż przed pożarami i po ich wystąpieniu w drugim poziomie korekty radiometrycznej (Tab. 1). Uznaliśmy, że obrazy Landsat, w porównaniu do alternatywnych obrazów Sentinel-2, w odpowiednim dla skali opracowania stopniu uogólniają zmienność pokrycia terenu. Pliki obrazów Landsat są też łatwiejsze do przetwarzania z użyciem sprzętu o niższych parametrach technicznych. Należy zauważyć, że przyjęcie do analiz NDVI wyprowadzonego z obrazów pochodzących z okresu marzec–lipiec obciążona jest błędem wynikającym z sezonowości. Tak szeroki zakres wybrano jednak ze względu na ograniczoną dostępność danych bezchmurnych.

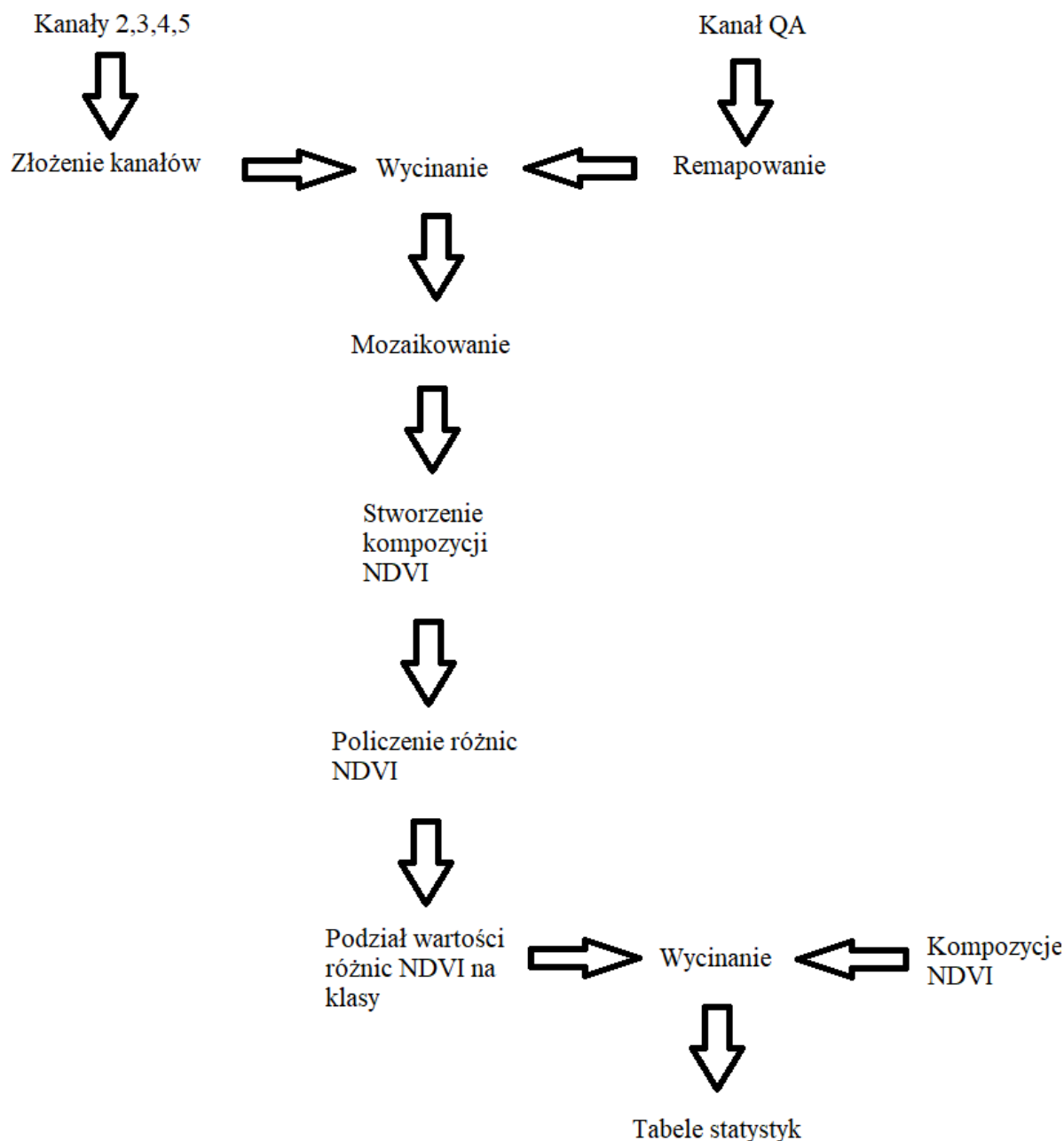
Tabela 1. Specyfikacja obrazów satelitarnych wykorzystanych w badaniach

Table 1. Specification of satellite images used in the research

Kanał	Zakres spektralny (nm)		Terenowy wymiar piksela (m)
	Landsat 8	Landsat 9	
2 - Blue	452-512	450-515	30
3 - Green	533-590	525-600	30
4 - Red	636-673	630-680	30
5 - NIR	851-879	845-885	30

Źródło: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/satellites/>

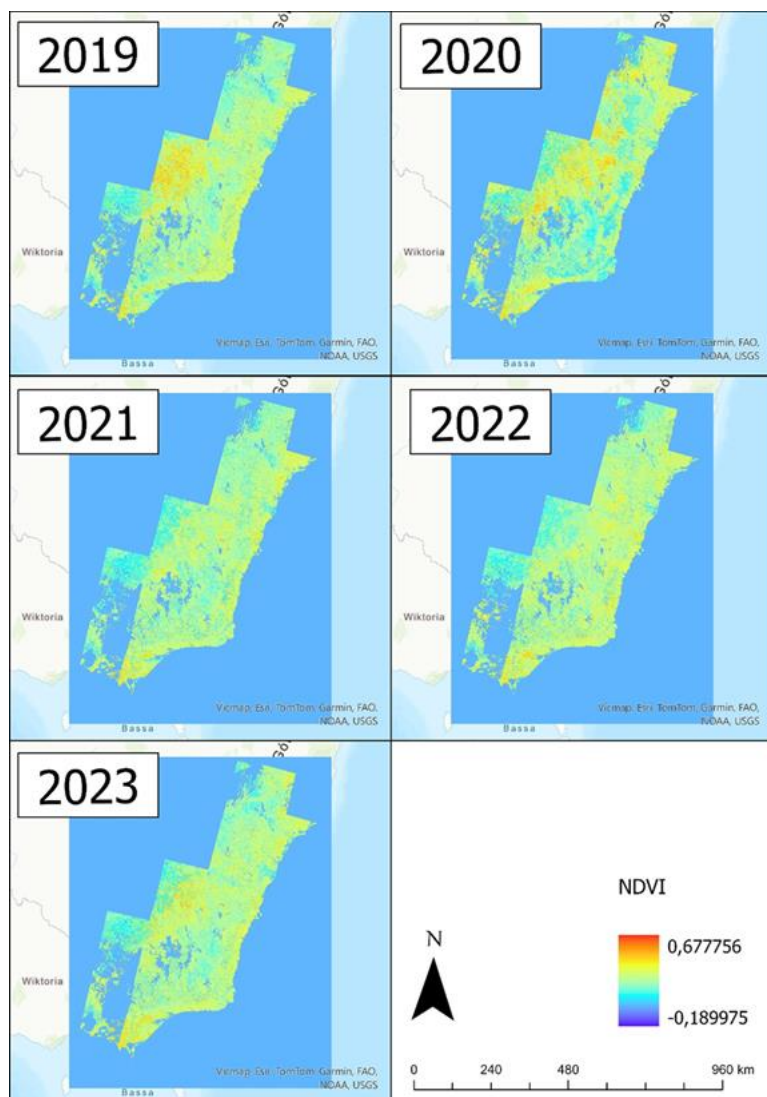
Dodatkowo wykorzystano dane z kanału Pixel Quality Assessment (QA_Pixel), przeznaczonego do oceny jakości informacji zawartych w pikselach, w szczególności do wydzielenia chmur. Kanał QA zawiera w pikselach wartości opisujące różne zakłócenia atmosferyczne na danym obrazie satelitarnym. Wybierając piksele o wartościach, które reprezentują zakłócenia atmosferyczne otrzymano warstwę, którą wykorzystano jako maskę chmur. Schemat przetworzeń danych satelitarnych przedstawiono na Ryc. 3.



Ryc. 3. Schemat procedury przetwarzania danych
 Fig. 3. Data processing procedure

Obrazy satelitarne oczyszczono z chmur i innych zakłóceń atmosferycznych, co polegało na odrzuceniu odpowiednich pikseli na podstawie informacji zawartych w kanale QA Pixel. Gdy na danym obszarze występuje duże zachmurzenie podczas rejestracji obrazów, przy procesie oczyszczania traci się dużo danych o pokryciu terenu. Dlatego proces oczyszczania wykonano dla kilku obrazów tego samego obszaru zarejestrowanych w innym czasie w określonym wcześniej przedziale czasowym. Następnie scalono te obrazy, odpowiednio uśredniając wartości w kanałach 2, 3, 4 i 5, w pojedynczy obraz dla danego roku. Uśrednianie w pikselach było konieczne, jeżeli w scalanych obrazach występowały poprawne wartości (Li i in. 2003). Jednak z powodu ograniczonego zakresu czasowego oraz częstego występowania dużego zachmurzenia na badanym obszarze, w scenach satelitarnych z wybranych lat pozostały piksele, dla których nie można było uzyskać poprawnych wartości radiometrycznych odbicia spektralnego. Piksele, dla których zabrakło wiarygodnych danych radiometrycznych nie uczestniczyły w dalszych analizach.

Stan roślinności na badanym obszarze opisano za pomocą NDVI (Ryc. 4).



Ryc. 4. NDVI w latach 2019-2023 na obszarze badań. Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem OpenStreetMap
 Fig. 4. NDVI in the years 2019-2023. Source: own elaboration based on OpenStreetMap

Strefy intensywności pożarów

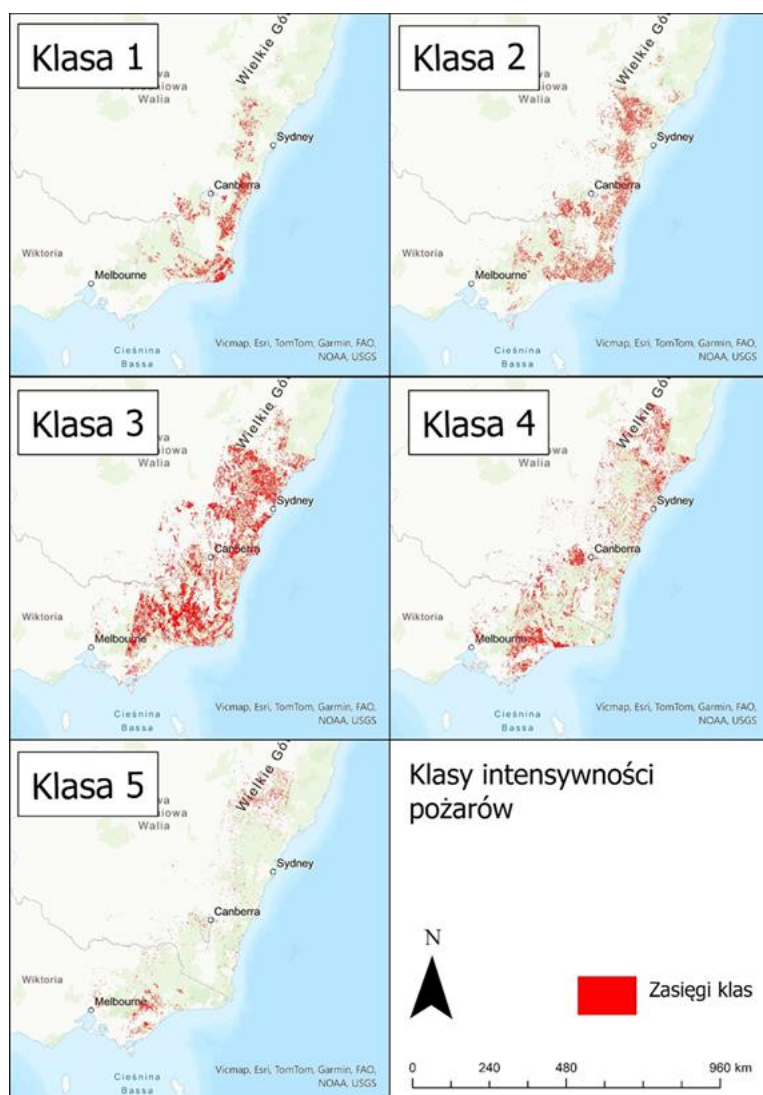
Przyjęto, że różnice wartości NDVI obliczone na podstawie danych dla lat 2019 i 2020 są miernikiem intensywności pożarów, rozumianej jako wielkość strat w żywej biomase roślin. Na podstawie różnic $NDVI_{2020} - NDVI_{2019}$ przyjęto pięć klas intensywności pożaru, których przedziały wartości zostały określone automatycznie w programie ArcGis metodą naturalnych przedziałów, inaczej m. Jenksa (ArcGIS Pro 3.6 help, 2025). Arbitralnie uznano, że podział na pięć klas jest dobrym kompromisem pomiędzy szczegółowym i bardziej zgeneralizowanym uogólnieniem stopnia zniszczenia ekosystemów przez pożar. W pierwszej klasie zawierają się wartości największych różnic NDVI, natomiast w piątej najmniejsze (Tab. 2, Ryc. 5). Analizy zmian wartości NDVI ograniczono tylko do obszarów leśnych, których zasięg określono na podstawie informacji zawartych w warstwie rastrowej udostępnionej przez Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (Tab. 3). Różnice między wartościami podanymi w Tab. 2 i 3 wynikają z różnej wielkości pikseli: 30×30 m w warstwie klas intensywności pożaru utworzonych na podstawie obrazów Landsat i 100×100 m w warstwie typów lasów.

Tabela 2. Klasy intensywności pożaru

Table 2. Fire intensity classes

Klasa intensywności pożaru	Przedział wartości różnic NDVI	Powierzchnia (km ²)
1	0,142 ÷ 1,074	11112

2	$0,057 \div 0,141$	18778
3	$-0,009 \div 0,056$	47651
4	$-0,075 \div -0,010$	24522
5	$-1,328 \div -0,076$	6319
1÷5	$-1,328 \div 1,074$	108382



Ryc. 5. Przestrzenne rozmieszczenie obszarów o różnej intensywności pożarów wyróżnionych na podstawie analizy wielkości różnicy NDVI₂₀₁₉ i NDVI₂₀₂₀ (klasa 1 oznacza pożary najbardziej intensywne). Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem OpenStreetMap

Fig. 5. The spatial distribution of areas with different fire intensities identified based on the analysis of the difference in NDVI₂₀₁₉ and NDVI₂₀₂₀ (class 1 indicates the most intense fires). Source: own elaboration based on OpenStreetMap

Tab. 3. Klasy intensywności pożaru w ekosystemach leśnych obszaru badań

Tab. 3. Fire intensity classes versus forest cover types

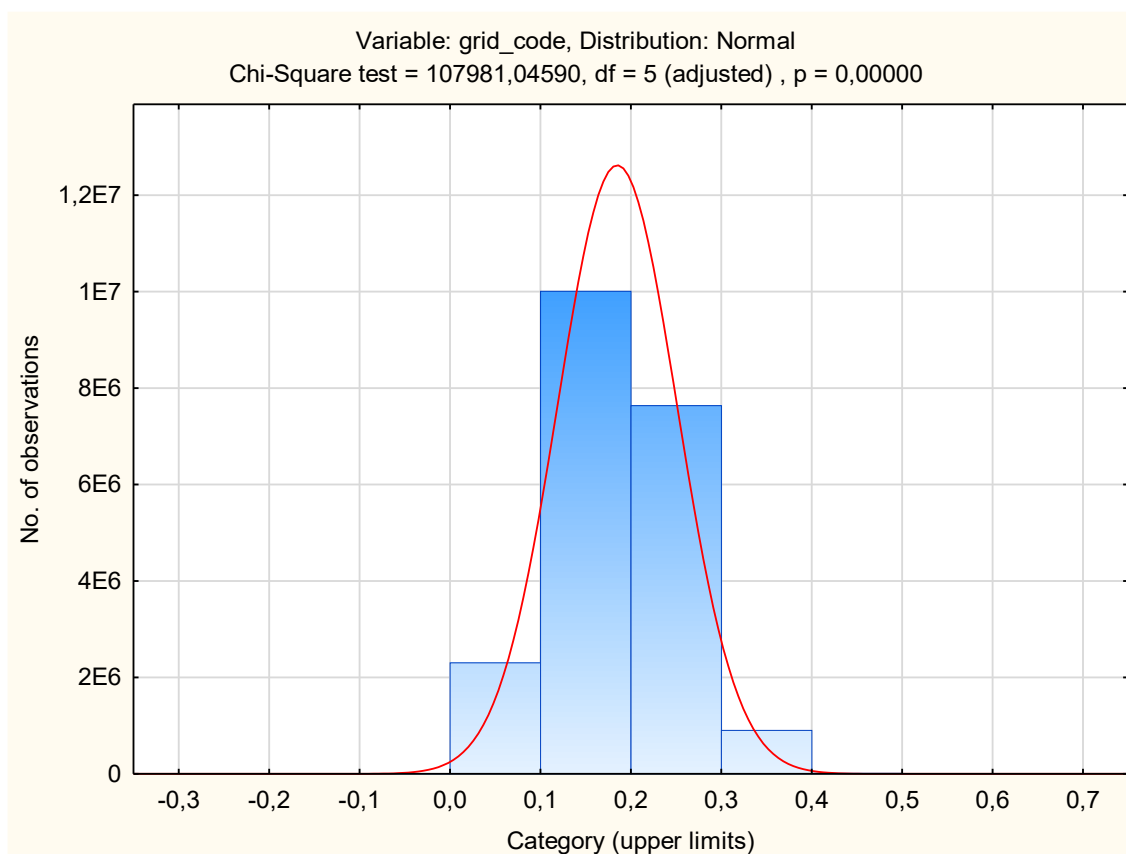
Typ lasu	Powierzchnia zaliczona do danej klasy intensywności pożaru (km ²)				
	1	2	3	4	5
Acacia –	81,91	62,94	102,99	103,67	34,85
Callitris –	3,32	29,75	272,55	139,31	52,68
Żywiczlin					

Casuarina – Kazuaryna	265,11	416,73	396,33	124,18	40,2
Eucalypt Low Closed – Eukaliptus niski – lasy zwarte	0,06	0,02	-	0,01	-
Eucalypt Low Open – Eukaliptus niski – lasy luźne	63,59	177,57	495,91	186,93	11,54
Eucalypt Low Woodland – Eukaliptus niski – zarośla	119,14	190,67	671,31	185,36	6,92
Eucalypt Malee Open – krzewy eukaliptusa – lasz luźne	2,52	4,11	1,44	0,21	-
Eucalypt Malle Woodland – krzewy eukaliptusa – zarośla	42,94	46,40	22,13	7,07	3,65
Eucalypt Medium Closed – Eukaliptus średni – lasy zwarte	0,06	0,06	0,06	0,36	0,02
Eucalypt Medium Open – Eukaliptus średni – lasy luźne	4451,72	8207,63	20179,29	11917,40	2728,9
Eucalypt Medium Woodland – Eukaliptus średni – zarośla	3468,09	5719,56	14629,61	5002,62	1346,45
Eucalypt Tall Closed – Eukaliptus wysoki – lasy zwarte	0,04	0,15	0,65	1,25	0,19
Eucalypt Tall Open – Eukaliptus wysoki – lasy luźne	1808,27	2652,85	5822,13	2983,61	546,04
Eucalypt Tall Woodland – Eukaliptus wysoki – zarośla	28,97	122,56	93,01	56,11	11,23
Hardwood plantation – plantacje	16,76	38,93	92,61	102,69	39,82

drzew liściastych					
Mangrove – lasy namorzynowe	0,84	5,45	48,22	29,59	4,39
Melaleuca – Melaleuca	6,45	18,03	96,40	113,41	30,59
Mixed species plantation – plantacje drzew gat. iglastych i liściastych	0,26	0,2	0,86	2,19	0,73
Non forest – tereny niezalesione	-	-	-	-	-
Other forest – unallocated type – inne lasy – typ nieokreślony	8,71	22,96	103,52	85,05	32,37
Other native forest – pozostałe lasy rodzime	241,58	556,85	2314,68	2063,13	865,33
Rainforest – Lasy deszczowe	116,95	192,72	600,49	471,49	58,54
Softwood plantation – plantacje drzew iglastych	375,63	312,67	1880,45	964,42	275,38
Razem	11102,92	18778,81	47824,64	24540,06	6089,82

Statystyczna analiza przebiegu procesu regeneracji roślinności

Zasięgi lasów (Ryc. 2) oraz klas intensywności pożarów (Ryc. 5) wykorzystano do określenia 25 zbiorów pikseli, których wartości NDVI poddano analizie statystycznej. W celu wybrania odpowiedniego testu, w pierwszej kolejności sprawdzono, czy rozkład wartości NDVI (w każdej strefie intensywności pożaru, w latach 2019-2023) jest zgodny z rozkładem normalnym. W pakiecie Statistica (www.statsoft.pl/programy/statistica) przeprowadzono test Chi-kwadrat (Ryc. 6), na podstawie którego stwierdzono, że wszystkie zbiory NDVI mają rozkłady wartości pikseli odbiegające od rozkładu normalnego.



Ryc. 6. Rozkłady wartości NDVI w klasie 2 intensywności pożaru w 2020 r. (obserwowany - słupki i oczekiwany - linia ciągła).

Źródło: opracowanie własne w pakiecie Statistica

Fig. 6. Distributions of NDVI values in fire intensity class 2 in 2020 (observed - bars and expected - continuous line). Source: own elaboration using the Statistica package

Oceniono istotność różnic między wartościami średnimi NDVI obliczonymi dla poszczególnych lat po pożarze i wartościami NDVI przed pożarem (w każdej strefie intensywności pożaru). W przypadku gdy próby pochodzą z populacji o rozkładach odbiegających od normalnego, stosuje się nierówność Czebyszewa (Borowski 1974). Polega to na porównaniu bezwzględnej różnicy średnich arytmetycznych z potrójną wartością błędu standardowego różnicy średnich arytmetycznych:

$$|\bar{x}_1 - \bar{x}_2| \geq 3 \times \varepsilon(\bar{x}_1 - \bar{x}_2)$$

przy czym

$$\varepsilon(\bar{x}_1 - \bar{x}_2) = \sqrt{\varepsilon(\bar{x}_1)^2 + \varepsilon(\bar{x}_2)^2} = \sqrt{\left(\frac{s_1}{\sqrt{n_1}}\right)^2 + \left(\frac{s_2}{\sqrt{n_2}}\right)^2}$$

gdzie $\bar{x}_1$ i $\bar{x}_2$, s_1 i s_2 oraz n_1 i n_2 to odpowiednio średnie wartości NDVI (Tab. 4), odchylenia standardowe NDVI (Tab. 5) oraz liczba pikseli (Tab. 6) w porównywanych dwóch próbach. W poszczególnych latach liczebność prób zmieniała się ze względu na odrzucenie różnej liczby pikseli zachmurzonych. Jeżeli nierówność jest spełniona, oznacza to, że różnice między porównywanymi średnimi NDVI są istotne.

Tab. 4. Średnie wartości NDVI w strefach intensywności pożaru

Strefa	NDVI ₂₀₁₉	NDVI ₂₀₂₀	NDVI ₂₀₂₁	NDVI ₂₀₂₂	NDVI ₂₀₂₃
1	0,3147	0,1236	0,2397	0,2742	0,2720
2	0,2770	0,1849	0,2460	0,2644	0,2598
3	0,2594	0,2396	0,2602	0,2265	0,2574
4	0,2386	0,2736	0,2610	0,2674	0,2611

5	0,1989	0,3174	0,2628	0,2810	0,2730
---	--------	--------	--------	--------	--------

Źródło: Opracowanie własne

Tab. 5. Odchylenie standardowe NDVI w strefach intensywności pożaru

Strefa	NDVI ₂₀₁ 9	NDVI ₂₀₂ 0	NDVI ₂₀₂ 1	NDVI ₂₀₂ 2	NDVI ₂₀₂ 3
1	0,0515	0,0457	0,0819	0,0769	0,0718
2	0,0618	0,0659	0,0771	0,0719	0,07296
3	0,0706	0,0710	0,0755	0,0717	0,0752
4	0,0730	0,0734	0,0779	0,0800	0,0766
5	0,0677	0,0662	0,0705	0,0778	0,0680

Źródło: Opracowanie własne

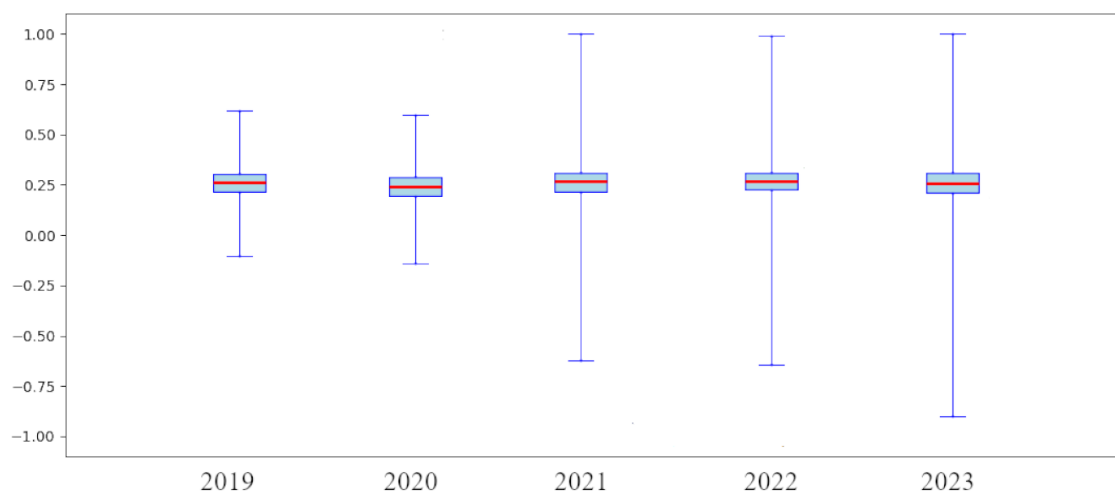
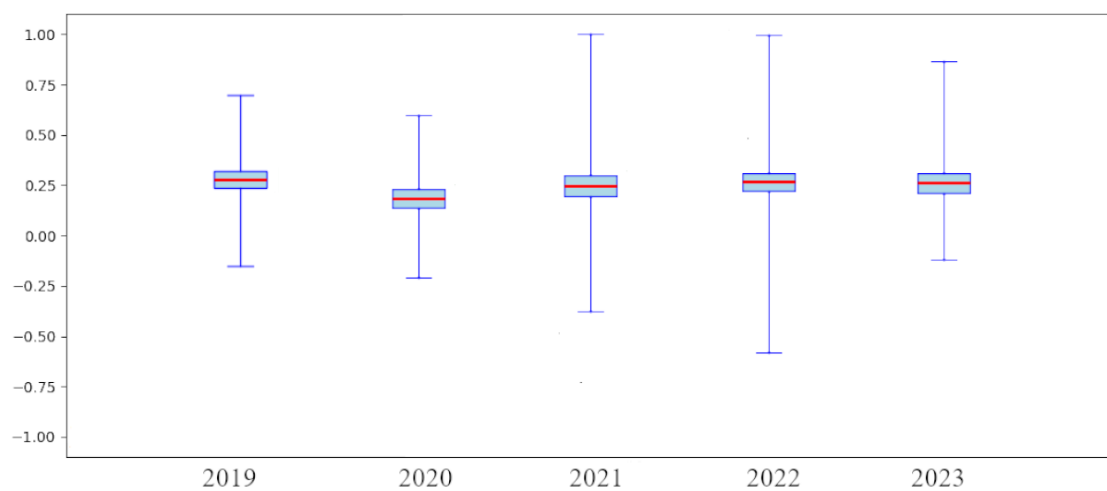
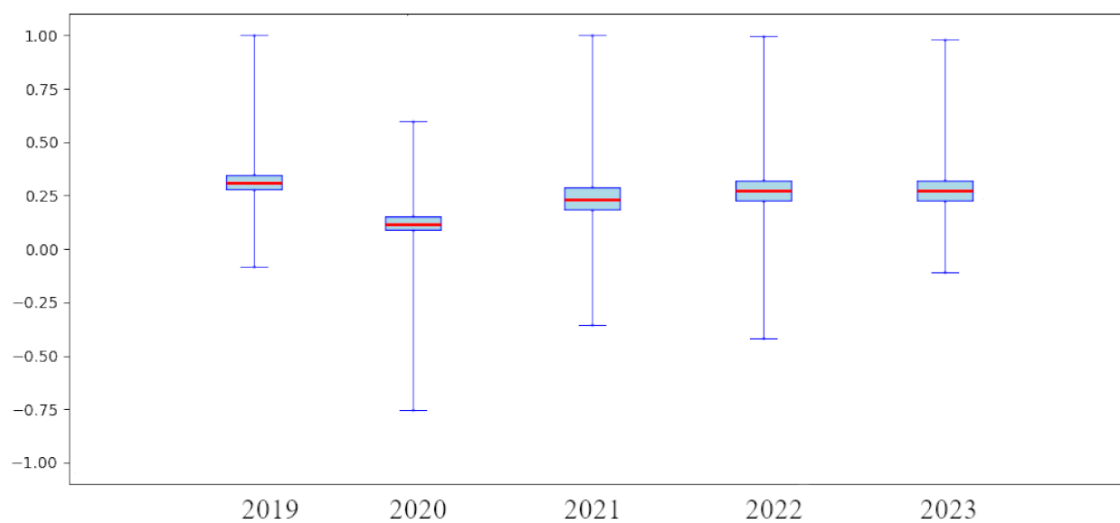
Tab. 6. Wielkość stref intensywności pożaru (liczba pikseli)

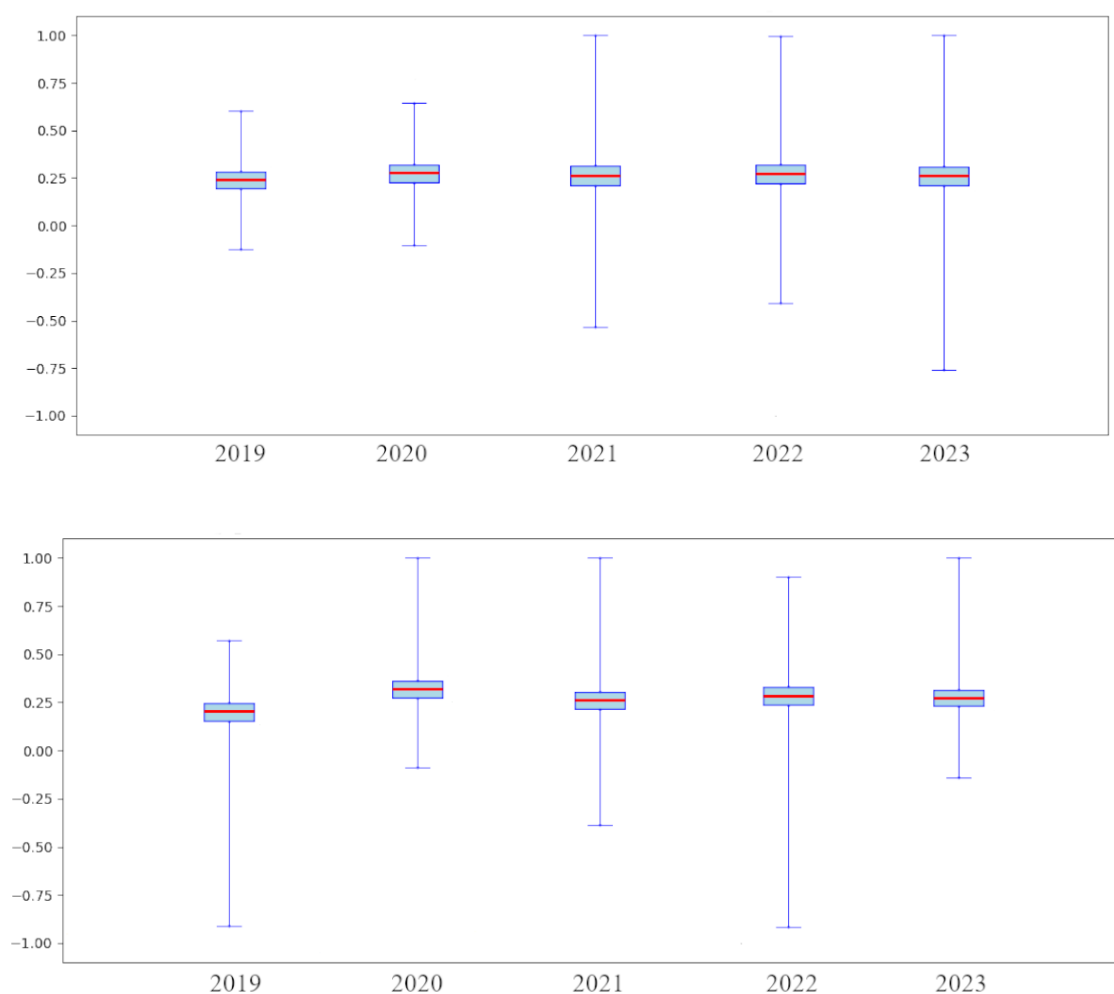
Strefa	NDVI ₂ 019	NDVI ₂ 020	NDVI ₂ 021	NDVI ₂ 022	NDVI ₂ 023
1	12346862	12346862	12346862	9990938	12346862
2	20866022	20866022	20866022	16885305	20866022
3	52945407	52945407	52945407	42840833	52945407
4	27246600	27246600	27246600	22048526	27246600
5	7020910	7020910	7020910	5680294	7020910

Źródło: Opracowanie własne

Ponieważ stan lasu odnoszony jest do okresu sprzed pożarów, za pomocą nierówności Czebyszewa porównywano różnice średnich wartości NDVI pomiędzy rokiem 2019, a kolejnymi badanymi latami, np. 2019 i 2020, 2019 i 2021 itd. Stwierdzono, że różnice średnich wartości NDVI są większe niż potrójna wartość błędu standardowego różnicy średnich arytmetycznych, we wszystkich strefach intensywności pożaru i we wszystkich latach. Nierówność Czebyszewa jest spełniona, zatem różnice średnich wartości NDVI między rokiem 2019 i każdym następnym są istotne statystycznie.

Przebieg zmian wartości NDVI w latach od 2019 do 2023, w poszczególnych klasach intensywności pożaru, przedstawiono na Ryc. 7, a także, dla lepszej widoczności, na Ryc. 8.

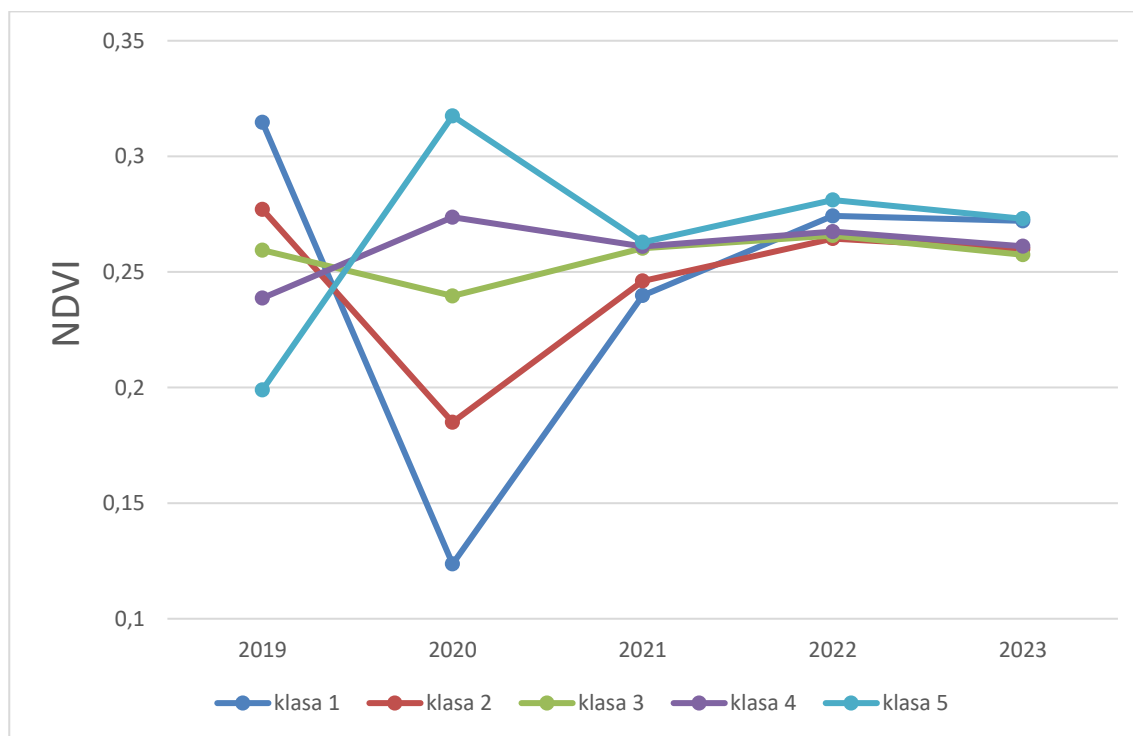




Ryc. 7. Rozkłady wartości NDVI w klasach 1÷5 intensywności pożaru, w poszczególnych latach (wartość średnia - czerwona linia, odchylenie standardowe - niebieskie pudło, maksimum i minimum – linie niebieskie). Źródło: opracowanie własne w pakiecie Statistica

Fig. 7. Distributions of NDVI values in fire intensity classes 1÷5 in the years 2019-2023 (average value - red line, standard deviation - green line, maximum and minimum – blue lines). Source: own elaboration using the Statistica package

Średnie wartości NDVI (Ryc. 8) zgodnie z oczekiwaniem bardzo zmieniają się po pożarze i przez następne lata stopniowo zbliżają się do wartości sprzed pożaru. Zmniejszyły się bezpośrednio po pożarze w trzech pierwszych (1-3) strefach intensywności pożaru, natomiast w strefach 4 i 5 wyraźnie wzrosły. Największa różnica średnich wartości NDVI, tuż po pożarze zachodzi w pierwszej strefie (spadek z 0,31 do 0,12). W strefie drugiej wartość NDVI spada z 0,28 do 0,18, a w trzeciej strefie następuje nieznaczny spadek z ok. 0,26 do 0,24. W strefie czwartej średnia wartość nieznacznie się podnosi z 0,24 do 0,27. Największa różnica średnich wartości, wskazująca na przyrost NDVI, zachodzi w strefie piątej (z 0,2 do 0,32). Przez następne lata wszystkie średnie wartości utrzymują się na podobnym poziomie w zakresie od 0,24 do 0,26 w roku 2021, od 0,26 do 0,28 w 2022 oraz od 0,26 do 0,27 w roku 2023. Ostatecznie w roku 2023 w strefie 1,2 i 3 średnie wartości NDVI są niższe niż przed pożarem lecz wyższe niż w roku 2020, a w strefach 4 i 5 wartości z 2023 są wyższe niż te z 2019, jednak ogólny zakres zmienności NDVI jest w 2023 r. mniejszy niż przed pożarem (2019). Istotnie statystycznie różnice utrzymały się w ciągu całego badanego okresu, a więc lasy nie wróciły do stanu sprzed pożaru.



Ryc. 8. Zmiany średnich wartości NDVI w klasach intensywności pożaru, w poszczególnych latach. Źródło: opracowanie własne w pakiecie Statistica

Fig. 8. Distributions of mean NDVI values in fire intensity classes 1÷5 in the years 2019-2023. Source: own elaboration using the Statistica package

Dyskusja i wnioski

Zróźnicowanie intensywności pożaru może wynikać co najmniej z dwóch powodów: (1) jeżeli na danym obszarze występowała nieduża biomasa roślin i uległa nawet całkowitemu spaleni, nie obserwuje się znaczącego spadku wartości NDVI, (2) pożar może mieć lokalnie różne formy, np. przyziemny nie uszkadza wysokich drzew, a zupełnie inaczej jest gdy pożar obejmuje cały drzewostan. Założyliśmy, że regeneracja lasów w latach następujących po pożarze może mieć różny przebieg w zależności od stopnia intensywności pożaru. W pierwszym przypadku odbudowa ekosystemów, złożonych z traw i niskich roślin, w tym krzewinek i krzewów, może nastąpić szybko, w drugim wymaga dłuższego czasu, aż martwe drzewa zostaną zastąpione nowymi. Proces regeneracji może trwać wiele lat (Güzel i in. 2021).

Na badanym obszarze regeneracja lasów w największym stopniu zachodziła w strefach o dużej intensywności pożarów, w których średnie wartości NDVI najpierw (w 2020 r.) znacznie spadły, a następnie zaczęły powoli wzrastać do poprzedniego stanu. W strefach o najmniejszej intensywności pożarów, wartości wzrosły po pożarach, po czym spadły i się ustabilizowały.

Analizując uzyskane wyniki należy mieć na uwadze specyficzny charakter roślinności australijskiej. Wiele roślin jest bowiem przystosowanych do sezonowych pożarów. Niektóre z nich zaczynają kwitnąć i intensywnie rosnąć podczas jesiennych deszczy po letnich pożarach, lub mają silne zdolności regeneracyjne (Mabberley 2017). Sezonowe pożary o niskiej intensywności usuwają także martwą biomasa ze ściółki leśnej oraz przerzedzają korony drzew, przez co więcej światła słonecznego i opadów atmosferycznych dociera do niższych pięter lasu. Powstałe w ten sposób warunki sprzyjają rozwojowi wielu gatunków traw i krzewów (Lacouture i in. 2020).

Czynnikiem utrudniający badania jest długi przedział czasowy, w którym były zbierane dane satelitarne: w każdym roku od początku marca do końca lipca. W tym czasie mogły zachodzić duże naturalne zmiany stanu roślinności. Od marca do maja w Australii trwa jesień, a zima od czerwca do sierpnia, przez co wartości NDVI z marca mogą się znacznie różnić od wartości z lipca. Możliwe jest zatem, że zdjęcia satelitarne użyte do stworzenia scen satelitarnych przed pożarem, były wykonane w okresie, w którym ze względu na warunki atmosferyczne wartości NDVI są naturalnie niskie.

Indeks spektralny NDVI może być użyty do monitorowania procesu regeneracji lasów, jednak aby uzyskać jak najlepsze wyniki należy odpowiednio przygotować dane. W tym przypadku należało zawęzić przedział czasowy, w którym wykonane zostały zdjęcia satelitarne użyte do tworzenia scen i analizy. Przy niekorzystnych warunkach pogodowych spowoduje to wprowadzenie, że w procesie oczyszczania zdjęć z chmur wiele fragmentów scen satelitarnych nie będzie miało poprawnych wartości radiometrycznych odbicia spektralnego lub zostanie wyciętych

(por. liczebność pikseli w tab. 6), jednak wartości NDVI będą lepiej reprezentowały rzeczywisty stan roślinności. Należy także pamiętać, że NDVI nie potrafi odróżnić drzew, krzewów i trawy, ponieważ mają podobne cechy spektralne. Cechy te jednakowoż zmieniają się w trakcie sezonu wegetacyjnego, co można wykorzystać do rozróżnienia różnych form roślinności (Rahimi i in. 2024).

Wyniki badań mają przede wszystkim znaczenie poznawcze. Lasy australijskie nie są tak intensywnie zagospodarowywane jak europejskie, zatem nie prowadzi się tutaj szeroko zakrojonych prac wspomagających ich odrodzenie. Byłoby to zresztą utrudnione ze względu choćby na wielkość obszaru uszkodzonego przez pożar. Znaczna część analizowanego obszaru wchodzi ponadto w skład terenów chronionych (park narodowy), wyłączonych z zagospodarowania. Regeneracja odbywać się będzie wyłącznie siłami przyrody, chyba że zakłóca ją kolejne niekorzystne incydenty pożarowe. Ewentualne dalsze badania pozwolą na sprawdzenie, jak długi jest okres niezbędny do całkowitej regeneracji.

Podziękowanie: autorzy dziękują anonimowemu Recenzentowi za wartościowe wskazówki, które przyczyniły się do opracowania udoskonalonej wersji tekstu.

Wkład autorów: koncepcja, J.T. i K.B.; metodyka, J.T. i K.B.; walidacja, J.T. i K.B.; analiza formalna, J.T. i K.B.; przeprowadzenie badań, J.T. i K.B.; przetwarzanie danych, J.T.; przygotowanie tekstu—oryginał, J.T. i K.B.; przygotowanie tekstu—korekta i edycja, J.T. i K.B.; wizualizacja, J.T.; nadzór, K.B. Wszyscy autorzy zapoznali się z tekstem i zaakceptowali jego ostateczną postać.

Konflikt interesów: Autorzy deklarują brak konfliktu interesów.

Finansowanie: Badania nie były finansowane z zewnętrznych źródeł. Niezbędne oprogramowanie TerrSet® (Clark University, 2025) zapewnił Uniwersytet Łódzki.

Bibliografia

- Aguilar A. (2005). Remote Sensing of Forest Regeneration in Highland Tropical Forests. *GIScience & Remote Sensing* 42(1): 66-79.
- ArcGIS Pro 3.6 help, 2025. Data classification methods. <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/help/mapping/layer-properties/data-classification-methods.htm> (dostęp: 16.12.2025).
- Badgley G.; Field C.B., Berry J.A. (2017). Canopy near-infrared reflectance and terrestrial photosynthesis. *Science Advances* 3: 1-5.
- Boer M., Macfarlane C., Norris J., Sadler R., Wallace J., Gierson P. (2008). Mapping burned areas and burn severity patterns in SW Australian eucalypt forest using remotely-sensed changes in leaf area index. *Remote Sensing of Environment* 112: 4358-4369.
- Borowski M. *Statystyka Matematyczna*. Dział Wydawnictw SGGW, Warszawa, 1974.
- Buma B. (2011). Evaluating the utility and seasonality of NDVI values for assessing post-disturbance recovery in a subalpine forest. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 3849-3860.
- Chazdon R., Guariguata M. (2016). Natural regeneration as tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48(6): 716-730.
- Chen D., Fu C., Hall J.V., Hoy E.E., Loboda T.V. (2021). Spatio-temporal patterns of optimal Landsat data for burn severity index calculations: Implications for high northern latitudes wildfire research. *Remote Sensing of Environment* 258, 112393. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112393>.
- Clark University. Center for Geospatial Analytics. <https://www.clarku.edu/centers/geospatial-analytics/terrset/>. (dostęp: 17.12.2025).
- Colombo R., Bellingeri D., Fasolini D., Marino C.M. (2003). Retrieval of leaf area index in different vegetation types using high resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment* 86: 120-131.
- Coops N., Bi H., Barnett P., Ryan P. (1999). Estimating Mean and Current Annual Increments of Stand Volume in a Regrowth Eucalypt Forest Using Historical Landsat Multi Spectral Scanner Imagery. *Journal of Sustainable Forestry* 9: 149-168.
- French N., Hall R., Murphy K., Hoy E. (2008). Using Landsat data to assess fire and burn severity in the North American boreal forest region: an overview and summary of results. *International Journal of Wildland Fire* 17(4): 443-462.
- Garcia M.J.L., Caselles V. (2008). Mapping burns and natural reforestation using Thematic Mapper data. *Geocarto International* 6(1): 31-37. <https://doi.org/10.1080/10106049109354290>.
- Gündüz H.I., Torun A.T., Gezgin C. (2025). Post-Fire Burned Area Detection Using Machine Learning and Burn Severity Classification with Spectral Indices in Izmir: A SHAP-Driven XAI Approach. *Fire* 8, 121. <https://doi.org/10.3390/fire8040121>.
- Güzel A., Biçaklı K., Biçaklı F., Kaplan G. (2021). Monitoring the Regeneration Process of Areas Destroyed by Forest Fires Aided by Google Earth Engine. *Kastamonu University Journal of Forestry Faculty* 21(2): 122-130.
- Jarocińska A., Zagajewski B. (2008). Korelacje naziemnych i lotniczych teledetekcyjnych wskaźników roślinności dla zlewni Bystrzanki. *Teledetekcja Środowiska* 40: 100-124.
- Jelonek A. (1997). *Encyklopedia Geograficzna Świata: Australia, Oceania, Antarktyda*. Opres, Kraków.
- Kashian D., Romme W., Tinker D., Turner G., Ryan M. (2006). Carbon Storage on Landscapes with Stand-replacing Fires. *BioScience* 56(7): 598-606.
- Lacouture D.L., Broadbent E.N., Crandall R.M. (2020). Detecting Vegetation Recovery after fire in a fire-frequented habitat using Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). *Forests* 2020, 11, 749. doi:10.3390/f11070749.

- Li M., Liew S., Kwok L. (2003). Producing cloud free and cloud-shadow free mosaic from cloudy IKONOS images. IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Proceedings (IEEE Cat. No.03CH37477), Toulouse.
- Losso A., Challis A., Gauthier A., Nolan R., Hislop S., Roff A., Boer M., Jiang M., Medlyn B., Choat B. (2022). Canopy dieback and recovery in Australian native forests following extreme drought. *Scientific Reports* 12, 21608.
- Mabberley D. (2017). *Mabberley's Plant-book: A Portable Dictionary of Plants, their Classification and Uses*, Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/9781316335581>.
- Madoui A., Gauthier S., Leduc A., Begeron Y., Valeria O. (2015). Monitoring Forest Recovery Following Wildfire and Harvest in Boreal Forests Using Satellite Imagery, *Forests* 6(11): 4105-4134.
- Martyn D. *Klimaty kuli ziemskiej*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2000.
- Mu X., Yang Y., Xu H., Guo Y., Lai Y., McVicar T.R., Xie D., Yan G. (2024). Improvement of NDVI mixture model for fractional vegetation cover estimation with consideration of shaded vegetation and soil components. *Remote Sensing of Environment* 314, 114409. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2024.114409>.
- Olpenda A.S., Paringit E.C. (2011). Utilizing spectral reflectance and vegetation indices of *Bougainvillea spectabilis* for monitoring particulate air pollution in Metro Manila. In *Proceedings of the 32nd Asian Conference on Remote Sensing*, Taipei, Taiwan, 3-7 October.
- Rahimi I., Duarte L., Teodoro A.C. (2024). Zagros Grass Index — A New Vegetation Index to Enhance Fire Fuel Mapping: A Case Study in the Zagros Mountains. *Sustainability* 16, 3900. <https://doi.org/10.3390/su16103900>.
- Rouse J., Haas R., Schell J., Deering D., Harlan J. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation. *Remote Sensing Center Texas A&M University College Station, Texas*.
- Rumpff L., Legge S., Leeuwen S., Wintle B., Woinarski J. (2023). Australia's Megafires: Biodiversity Impacts and Lessons From 2019-2020, CSIRO Publishing, Melbourne. <https://research-1ebSCO-1com-1kouiou9h2924.han3.lib.uni.lodz.pl/linkprocessor/plink?id=fb1940af-b0a2-3793-a519-ec9fe03804c3>.
- Schmidt M., Lucas R., Bunting P., Verbesselt J., Armston J. (2015). Multi-resolution time series imagery for forest disturbance and regrowth monitoring in Queensland, Australia. *Remote Sensing of Environment* 158: 156-168.
- Sever L., Leach J., Bren L. (2012). Remote sensing of post-fire vegetation recovery; a study using Landsat 5 TM imagery and NDVI in North-East Victoria. *Journal of Spatial Science* 57: 175-191.
- Shanmuga Priya R., Vani K. (2024). Vegetation change detection and recovery assessment based on post-fire satellite imagery using deep learning. *Scientific Reports* 14:, 2611. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-63047-2>.
- Tucker C.J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8: 127-150.
- Wang L., Hunt E.R., Jr., Qu J.J., Hao X., Daughtry C.S. (2011). Towards estimation of canopy foliar biomass with spectral reflectance measurements. *Remote Sensing of Environment* 115: 836-840.
- Wang T., Skidmore A.K., Toxopeus A.G., Liu X. (2009). Understory bamboo discrimination using a winter image. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 75: 37-47.
- Wirth H., Schilbach G., Wirth A. (1987). Beitrag zur Analyse von Fernerkundungsdaten im SUB-PIXEL-Bereich. *Vermessungstechnik* 33: 56-59.
- Xu H., Chen J., He G., Lin Z., Bai Y., Ren M., Zhang H., Yin H., Liu F. (2024). Immediate assessment of forest fire using a novel vegetation index and machine learning based on multi-platform, high temporal resolution remote sensing images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 134, 104210. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2024.104210>.

Jordan Tysiak, Krzysztof Będkowski
Teledetekcja Środowiska
Polskie Towarzystwo Geograficzne
Oddział Teledetekcji i Geoinformatyki – Warszawa 2025