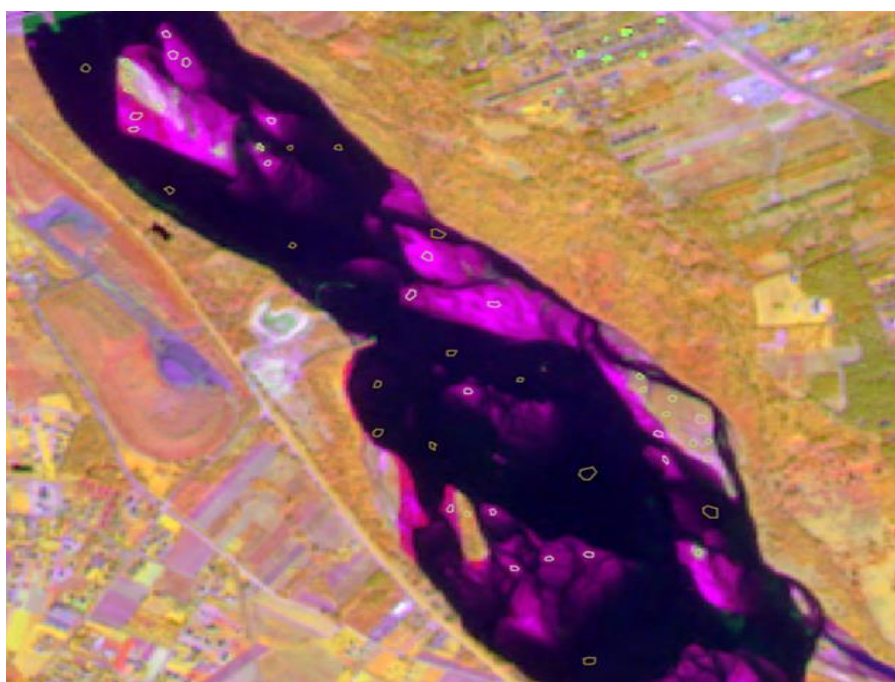




**Główny Inspektorat  
Ochrony Środowiska**

## **MONITORING SIEDLISK PRZYRODNICZYCH Z UWZGLĘDNIENIEM SPECJALNYCH OBSZARÓW OCHRONY SIEDLISK NATURA 2000**

Ekspertyza na temat możliwości wykorzystania danych satelitarnych w monitoringu przyrodniczym



Autorzy opracowania:

dr Aneta Modzelewska, dr inż. Mariusz Ciesielski, dr inż. Emilia Wysocka-Fijorek,  
mgr inż. Piotr Mroczek, mgr inż. Małgorzata Białczak, mgr inż. Żaneta Piasecka,  
inż. Sylwia Kurpiewska, inż. Kacper Guderski, mgr Tomasz Hycza, mgr Damian Czubak,  
dr hab. Krzysztof Stereńczak, prof. IBL

Zakład Geomatyki IBL

Wykonano w ramach umowy nr GIOŚ/ZP/73/2021/DMŚ/NFOŚ z dnia 12.04.2021 roku



Sfinansowano ze środków  
Narodowego Funduszu  
Ochrony Środowiska  
i Gospodarki Wodnej

<u>1. Wprowadzenie</u>	4
<u>2. Wykorzystanie bezpłatnych danych satelitarnych w identyfikacji i monitorowaniu siedlisk Natura 2000</u>	5
<u>2.1. Teledetekcja - definicja</u>	5
<u>2.2. Rozwój teledetekcji satelitarnej</u>	5
<u>2.3. Podstawowe charakterystyki bezpłatnych danych teledetekcyjnych</u>	7
<u>2.4. Szczegółowa charakterystyka wybranych satelitów dostarczających bezpłatne zobrazowania</u>	10
<u>2.4.1. LANDSAT</u>	10
<u>2.4.2. EO-1 (dane archiwalne)</u>	11
<u>2.4.3. ENVISAT (dane archiwalne)</u>	11
<u>2.4.5. TERRA</u>	13
<u>2.4.6. SPOT</u>	13
<u>2.4.7. PROBA-V</u>	14
<u>2.5. Proces przetwarzania i analizy danych teledetekcyjnych</u>	15
<u>2.6. Wpływ charakterystyk obrazu na rozpoznanie siedlisk</u>	17
<u>3. Przegląd dotychczas prowadzonych badań</u>	20
<u>3.1. Proces wyszukiwania pozycji literatury</u>	20
<u>3.2. Selekcja pozycji literatury do szczegółowej analizy</u>	21
<u>3.3. Szczegółowa analiza treści pozycji literatury</u>	22
<u>4. Wyniki przeglądu literatury</u>	24
<u>4.1. Lista siedlisk Natura 2000, dla których stosowano bezpłatne dane satelitarne w celach ich monitoringu</u>	24
<u>4.2. Opis danych teledetekcyjnych wykorzystywanych w analizach obszarów Natura 2000</u>	30
<u>4.3. Charakterystyka danych referencyjnych</u>	30
<u>4.4. Osiągnięte miary dokładności identyfikacji (kartowania) siedlisk Natura 2000</u>	32
<u>4.5. Szacowanie stanu ochrony siedlisk Natura 2000</u>	34
<u>4.6. Przegląd dotychczas prowadzonych badań w zakresie kartowania siedlisk przyrodniczych z wykorzystaniem danych satelitarnych wraz z ogólnym opisem metodyki badań i przykładami wizualizacji uzyskanych wyników</u>	35
<u>5. Monitorowanie siedlisk z wykorzystaniem bezpłatnych danych satelitarnych- test klasyfikacji</u>	62
<u>5.1. Metodyka</u>	62

<u>5.2. Wyniki</u>	65
<u>5.3. Omówienie wyników testu klasyfikacji</u>	68
<u>6. Ocena możliwości wyróżnienia siedlisk za pomocą teledetekcji</u>	69
<u>6.1. Powierzchnia siedlisk</u>	77
<u>6.2. Stan ochrony siedlisk przyrodniczych</u>	79
<u>6.3. Perspektywa zastosowania danych satelitarnych w monitoringu siedlisk przyrodniczych oraz propozycje zmian w zakresie prowadzenia monitoringu</u>	81
<u>7. Monitoring wysp rzecznych</u>	84
<u>7.1. Wstęp</u>	84
<u>7.2. Proces wyszukiwania pozycji literatury</u>	85
<u>7.3. Selekcja pozycji literatury do szczegółowej analizy</u>	85
<u>7.4. Szczegółowa analiza prac związanych z monitorowaniem wysp rzecznych</u>	87
<u>7.5. Przykładowa analiza monitorowania wysp rzecznych odcinka Wisły</u>	104
<u>7.5.1. Monitorowanie zmian powierzchni wysp rzecznych przy zastosowaniu wskaźnika NDWI</u>	109
<u>7.5.2. Monitorowanie zmian powierzchni wysp rzecznych z wykorzystaniem danych wieloczasowych</u>	121
<u>7.5.2. Podsumowanie analiz detekcji wysp rzecznych</u>	126
<u>8. Koszty prowadzenia badań monitoringowych wykorzystujących dane satelitarne</u>	127

# 1. Wprowadzenie

Wraz z rozwojem technologii zastosowanie danych i narzędzi teledetekcyjnych w ochronie przyrody, w tym do monitorowania środowiska przyrodniczego, staje się coraz powszechniejsze (Lang i in., 2015). Zaletą wykorzystania teledetekcji jest możliwość prowadzenia badań dla rozległego obszaru w jednym punkcie czasowym, otrzymania przestrzennie ciągłej informacji dla danego obszaru oraz możliwość prowadzenia monitoringu w stałych odstępach czasowych związanych z regularnym pozyskiwaniem danych przez satelity.

Dane teledetekcyjne mogą mieć zastosowanie w kartowaniu roślinności, zarówno zbiorowisk roślinnych na siedliskach nieleśnych (Stenzel i in., 2014; Haest i in., 2017), jak i w lasach (Praticò i in., 2021; Matuszkiewicz i in., 2022). Mogą również być stosowane do monitorowania stanu tych siedlisk i zmian w nich zachodzących (Chan i in., 2010; Mikula i in., 2021 a,b,c,d). Ostateczna skala i dokładność wynikowego opracowania jest warunkowana przede wszystkim rodzajem zastosowanych danych, wielkością piksela obrazów oraz liczby zakresów spektralnych, w jakich są pozyskane (Le Dez i in., 2021). Im wyższa informacyjność danych (wynikająca m.in. z ich rozdzielczości spektralnej), tym potencjalnie więcej klas możliwych do odróżnienia. Podobnie im mniejszy piksel zastosowanego obrazu, tym bardziej precyzyjne może być finalne opracowanie.

Dostępność danych teledetekcyjnych stale wzrasta. Bezpłatne dane satelitarne są dostępne od lat 70. ub. wieku (satelity Landsat), jednak to w ostatnich latach mamy do czynienia z szybkim rozwojem i pojawianiem się coraz to nowych źródeł danych o dużo większych możliwościach ich wykorzystania. Takimi źródłami są m. in. LDCM (Landsat-8) oraz satelity europejskiego programu Copernicus nastawionego na globalny monitoring środowiska. W ramach programu zaplanowano misję satelitów Sentinel o różnych charakterystykach i rozdzielczościach. Obecnie danych dostarczają satelity Sentinel 1-3 i 5P, spośród których Sentinel-2 pozyskuje obrazowe dane wielospektralne. Dostępne źródła bezpłatnych danych zostały opisane w rozdziale pt. *Wykorzystanie bezpłatnych danych satelitarnych w identyfikacji i monitoringu siedlisk Natura 2000*.

Najnowsze trendy w światowej literaturze wskazują na istniejący potencjał bezpłatnych danych satelitarnych do identyfikacji siedlisk. Prace terenowe są kosztowne i pracochłonne, co jest motywacją do poszukiwania alternatywnych metod monitoringu. Mogą mieć tu zastosowanie nowoczesne technologie w postaci zdjęć o coraz wyższej rozdzielczości przestrzennej i spektralnej. Choć wprowadzenie teledetekcji jest wciąż nowością i wymaga dalszych badań, to połączenie danych teledetekcyjnych i terenowych wydaje się dawać obiecujące rezultaty. Metodyka wciąż wymaga rozwijania i testów w ramach ścisłej współpracy specjalistów w zakresie ekologii (siedliskoznawstwa) i teledetekcji (Mücher i Hazeu, 2021). Niniejsza ekspertyza ma na celu określenie potencjalnej możliwości zastosowania danych i technik stosowanych w teledetekcji do monitoringu siedlisk przyrodniczych.

## 2. Wykorzystanie bezpłatnych danych satelitarnych w identyfikacji i monitorowaniu siedlisk Natura 2000

### 2.1. Teledetekcja - definicja

Teledetekcja to technologia pozyskiwania danych o obiektach i zjawiskach w sposób zdalny (czyli z odległości) z wykorzystaniem specjalistycznych sensorów - czujników (Lillesand i in., 2015). Pozyskiwanie danych może odbywać się z trzech pułapów: naziemnego, lotniczego lub satelitarnego. W zależności od wykorzystywanego przez sensor źródła promieniowania, metody teledetekcyjne można podzielić na aktywne i pasywne (Schowengerdt, 1997). W przypadku metod aktywnych promieniowanie zostaje wysłane, a następnie odebrane przez urządzenie po odbiciu od analizowanego obiektu. Wśród przykładów wymienić należy radar (emitujący wiązkę promieniowania mikrofalowego), lidar (emitujący wiązkę promieniowania podczerwonego bądź zielonego) oraz sodar lub sonar (które emitują fale akustyczne). W metodach pasywnych zastosowanie ma zewnętrzne źródło promieniowania, którego odbicie od obiektu rejestruje sensor. Najczęściej jest to promieniowanie słoneczne (Schowengerdt, 1997; Lucas i in., 2015; Jia i in., 2021).

### 2.2. Rozwój teledetekcji satelitarnej

Początki teledetekcji satelitarnej sięgają lat 40. XX w., kiedy wykonano pierwsze zdjęcia powierzchni Ziemi z wysokości 100 km (uznawanej za granicę między atmosferą ziemską, a przestrzenią kosmiczną). W 1960 roku rozpoczęto dwa programy pozyskiwania zdjęć satelitarnych: CORONA (wojskowy) i TIROS (cywilny). W ramach programu CORONA umieszczono na orbicie satelity rozpoznawcze o możliwości wykonania zobrażeń powierzchni Ziemi z rozdzielczością dotychczas dostępną jedynie przy pozyskiwaniu zdjęć lotniczych. Satelity programu CORONA pozyskiwały dane w latach 1960-1972. W tym czasie dostarczyły ponad 800 tysięcy zobrażeń (głównie pozyskiwały dane dla obszarów Związku Radzieckiego, Chin oraz Europy Wschodniej). Z kolei program TIROS zrewolucjonizował podejście do zbierania danych meteorologicznych umożliwiając prowadzenie obserwacji atmosfery ziemskiej z poziomu satelitarnego, a tym samym dostarczając po raz pierwszy kompleksowej informacji o atmosferze jako całości. TIROS 1 zapoczątkował serię satelitów TIROS, które dostarczały danych meteorologicznych w latach 1960-1967, a jego kontynuacją był program TIROS-N/NOAA. Część satelitów TIROS-N/NOAA dostarcza danych do czasów współczesnych (Ciołkosz, 2006; NASA, 2016).

Program LANDSAT realizowany we współpracy przez USGS (United States Geological Survey) i NASA (National Aeronautics and Space Administration) był pierwszym wysyłającym na orbitę satelity, których celem była obserwacja Ziemi. Pierwszy satelita z serii Landsat (ERTS-1, ang. *Earth Resources Technology Satellite 1*) został umieszczony na orbicie 23 lipca 1972. Na pokładach satelitów Landsat znajdowały się skanery wielospektralne (MSS, ang. *Multispectral Scanner* - od 1 do 4, TM, ang. *Thematic Mapper* -

od 4 do 5, ETM, ang. *Enhanced Thematic Mapper* - od 6 do 7, OLI, ang. *Operational Land Imager/TIRS*, ang. *Thermal InfraRed Sensor* - Landsat 8 i 9), które pozyskują dane w zakresach światła widzialnego i podczerwieni (od bliskiej, przez średnią, po termalną), w rozdzielczości przestrzennej od 15 do 100 m. Zastosowania zobrazowań pozyskanych przez satelity Landsat są szerokie i wdrażane w skali światowej. Obrazy są wykorzystywane przez administrację publiczną, w sektorze prywatnym, w przemyśle, w celach militarnych, a także na szeroką skalę w badaniach dotyczących rolnictwa, leśnictwa, geologii, geografii, kartowania, oceny jakości wód czy w oceanografii (Markham i in., 2004).

Program COPERNICUS zainicjowany przez Europejską Agencję Kosmiczną (ESA, ang. *European Space Agency*) i Komisję Europejską (EC, ang. *European Commission*) początkowo pod nazwą GMES (ang. *Global Monitoring for Environment and Security*) ma na celu dostarczyć najdokładniejszych w historii bezpłatnych danych satelitarnych. Do tego celu zaplanowano wyniesienie na orbitę satelitów z serii Sentinel (1-6) dostarczających różnorodnych danych, które mogą mieć zastosowanie w obserwacji Ziemi i badaniach atmosfery. Część satelitów Sentinel (1-3, 5P, 6A) dostarcza już danych, a wyniesienie kolejnych (Sentinel 4-5, 6B) jest planowane na najbliższe lata. Z punktu widzenia obserwacji Ziemi najbardziej przydatne są dane pozyskane przez Sentinel 1 (skaner radarowy) i Sentinel 2 (skaner wielospektralny). Zobrazowania mają zastosowanie w monitoringu zmian pokrycia terenu, kondycji upraw, środowisk wodnych i leśnych, stref przybrzeżnych, wód śródlądowych oraz zasięgu pokrywy śnieżnej i lodowej. Dane z satelitów Sentinel umożliwiają analizy w dokładniejszej skali niż dane Landsat z uwagi na wyższą rozdzielczość przestrzenną i spektralną danych (Jutz i Milagro-Pérez, 2020).

Spośród darmowych danych teledetekcyjnych dostępnych w Internecie, należy wymienić przede wszystkim zobrazowania satelitarne LANDSAT 1-9 (obecnie 7-9), EO-1, ENVISAT, SENTINEL 1-5, TERRA, SPOT 1-7 (obecnie 6-7) i PROBA, których charakterystyki opisano szczegółowo w dalszej części niniejszego rozdziału.

Bezpłatne dane satelitarne można pozyskać m.in. z następujących stron internetowych:

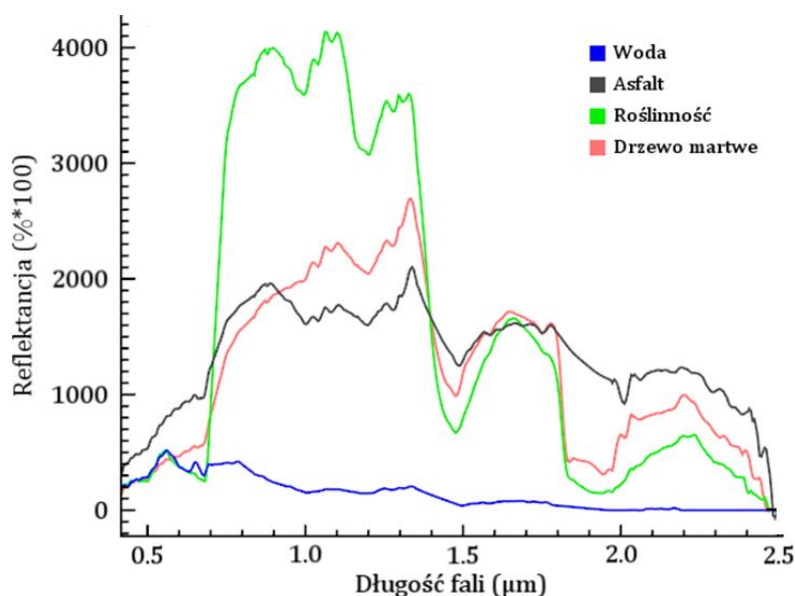
- EarthExplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>)
- EOS LandViewer: Browse Real-Time Earth Observation (<https://eos.com/landviewer>)
- <https://scihub.copernicus.eu/>
- Sentinel Hub EO Browser (<https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/>)
- Earthdata Search (<https://search.earthdata.nasa.gov/>)
- Earth on AWS ([https://aws.amazon.com/es/earth/?nc1=h\\_ls](https://aws.amazon.com/es/earth/?nc1=h_ls))
- <https://worldview.earthdata.nasa.gov/>

Obok danych bezpłatnych, istnieje szereg satelitów komercyjnych, które dostarczają dane o wyższych parametrach (głównie w zakresie rozdzielczości przestrzennej i/lub spektralnej), do których należą m. in.: IRS, IKONOS, ORB-VIEW 1-3, GEO-EYE 1-2, QUICKBIRD, WORLD-VIEW 1-4.

### 2.3. Podstawowe charakterystyki bezpłatnych danych teledetekcyjnych

Możliwości wykorzystania bezpłatnych danych teledetekcyjnych w identyfikacji i monitoringu siedlisk Natura 2000 są uwarunkowane ich charakterystyką. Wpływ na badania i otrzymane wyniki mają cztery rodzaje rozdzielczości zobrazowań:

- **Rozdzielczość przestrzenna** (inaczej GSD - z ang. *Ground Sampling Distance*) - jest to odległość między środkami dwóch sąsiadujących pikseli. Rozdzielczość terenowa współczesnych zobrazowań satelitarnych waha się od kilku kilometrów do kilkudziesięciu centymetrów (metrów w przypadku danych bezpłatnych). Rozdzielczość terenowa zobrazowań wykorzystywanych w badaniach środowiskowych powinna być dostosowana do skali danego zjawiska, obszaru prowadzonych badań, wynikowej skali opracowania itp. (Lillesand i in., 2015).
- **Rozdzielczość czasowa** - czas, po którym następuje rewizyta satelity nad tym samym fragmentem powierzchni Ziemi. Zależy od typu orbity i możliwości manewrowych satelity. Im większa częstotliwość rewizyty, tym więcej zobrazowań zostanie pozyskanych w jednostce czasu. Jest to istotne dlatego, że część jest pokryta chmurami i w związku z tym nieprzydatna do analiz (Hejmanowska i Wężyk, 2020).
- **Rozdzielczość spektralna** - opisuje zdolność sensora do rejestrowania promieniowania w poszczególnych zakresach (zakres widzialny: 400-700 nm, bliska podczerwień: 700-1300 nm, średnia podczerwień: 1300-3000 nm, podczerwień termalna: 3000-14000 nm, mikrofałe: 0,01-100 cm), liczbę i szerokość kanałów spektralnych obrazu (im węższe kanały, tym możliwe jest uchwycenie większej ilości informacji i wierniejsze odwzorowanie krzywej odbicia spektralnego obiektu). Poszczególne obiekty charakteryzują różne krzywe (ryc. 1), co umożliwia ich odróżnianie na obrazach (Hejmanowska i Wężyk, 2020).



Rycina 1. Charakterystyki spektralne (krzywe odbicia spektralnego) różnych obiektów

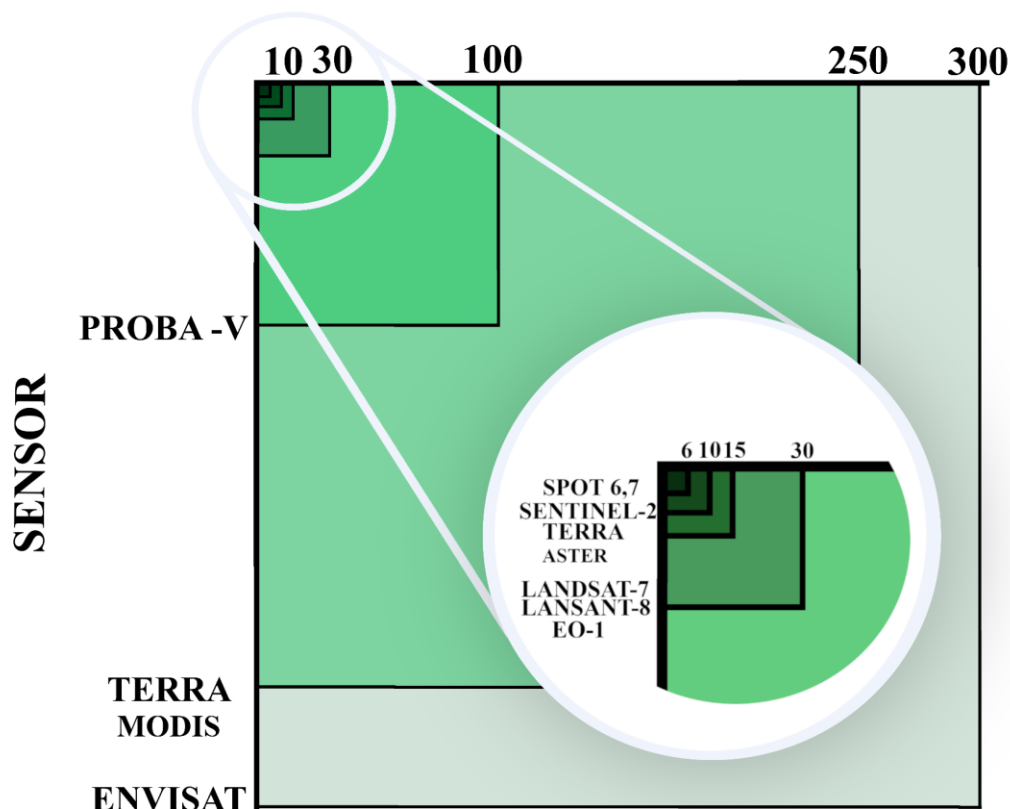
- **Rozdzielczość radiometryczna** - jest to liczba odcieni szarości rozróżnianych w każdym zakresie zobrazowania. Rozdzielczość radiometryczna podawana jest w ilościach bitów, np. rozdzielczość zobrazowania 8 bitów oznacza, że każdy z pikseli w poszczególnych zakresach zobrazowania może przyjąć wartość od 0 do 255 ( $2^8=256$ ) (Hejmanowska i Wężyk, 2020).

Bezpłatne dane satelitarne dostępne obecnie na rynku charakteryzują się rozdzielczością przestrzenną od 10-20 m (Sentinel-2) do 250-1000 m (MODIS) (ryc. 2).

W literaturze można odnaleźć podział na dane o:

- niskiej rozdzielczości ( $\geq 1$  km) - wielospektralne sensory np. SPOT-Vegetation, NOAA.
- średniej rozdzielczości (30-500 m) - np. MODIS, Landsat MSS.
- wysokiej rozdzielczości (5-30 m) - kanały panchromatyczne lub wielospektralne np. Sentinel-2, Landsat TM.
- bardzo wysokiej rozdzielczości (0,4-4 m) - w tej grupie dostępne są jedynie komercyjne dane satelitarne np. QuickBird.

## ROZDZIELCZOŚĆ PRZESTRZENNA W METRACH



Rycina 2. Zestawienie rozdzielczości przestrzennej poszczególnych sensorów

- bezpłatne dane satelitarne



Bezpłatne dane satelitarne różnią się również pod kątem rozdzielczości czasowej (czas rewizyty). Najczęściej pozyskiwane są zobrażenia wykonywane przez satelity TERRA, SPOT i PROBA-V (1-3 dni), a najdłuższy czas rewizyty ma satelita Envisat (35 dni) (tab. 1).

Tabela 1. Zestawienie rozdzielczości przestrzennej, zakresu fal rejestrowanych przez poszczególne sensory oraz czas ich rewizyty

<b>Satelita/ sensor</b>	<b>Zakresy</b>	<b>Okres rewizyty</b>
Landsat 7 / ETM+	w zakresie wielospektralnym 30 m (450-1750 nm), w zakresie panchromatycznym – 15 m (520-900 nm), w zakresie termalnym – 60 m (10400-12500 nm).	16 dni
Landsat 8 OLI	w zakresie wielospektralnym 30 m (435-2294 nm), zakresie panchromatycznym - 15 m (503-676 nm), w zakresie termalnym - 100 m (10600-12510 nm)	16 dni
EO-1	Hyperion - 220 kanałów w rozdzielczości 30 m w zakresie od 400 do 2400 nm. LAC - 256 kanałów z zakresie od 900 do 1600 nm ALI - 9 kanałów spektralnych w rozdzielczości 30 m (433-2350 nm) oraz 1 panchromatyczny w rozdzielczości 10 m	16 dni
Envisat	15 zakresów spektralnych w rozdzielczości 300 m w zakresie 390-1040 nm	35 dni
Sentinel-1	Pasmo C (5.405 GHz), 5x5, 5x20, 20x40 m	12 dni
Senitnel-2	13 zakresów spektralnych (421-2378 nm) o różnych rozdzielczościach przestrzennych (10, 20 i 60 m)	10 dni
Terra	ASTER - 14 kanałów w rozdzielczości 30 m (1600-2430 nm), 90 m (8125-11650 nm) oraz 15 m (520-860 nm) MODIS - 36 zakresów spektralnych (460-14390 nm): zakresy 1-2 w rozdzielczości przestrzennej 250 m, zakresy 3-7 w rozdzielczości przestrzennej 500 m i zakresy 8-36 w rozdzielczości przestrzennej 1000 m	1-2 dni
Spot 6, 7	Rozdzielczość terenowa wynosi 1,5 km w zakresie panchromatycznym (455-745 nm) i 6 m w pozostałych zakresach: niebieskim (455-525 nm), zielonym (530-590 nm), czerwonym (625-695 nm) i bliskiej podczerwieni (760-890 nm).	1-3 dni
PROBA-V	Rozdzielczość terenowa wynosi 100 m w zakresach: niebieskim (438-486 nm), czerwonym (615-696 nm) i bliskiej podczerwieni (772-914 nm) oraz 200 m w zakresie średniej podczerwieni (1564-1634 nm)	2 dni

Różny jest również zakres spektralny i liczba kanałów spektralnych, w których dane rejestrują skanery na poszczególnych satelitach. W zakresie widzialnym i bliskiej podczerwieni dane pozyskują wszystkie wyżej wymienione sensory, w bliskiej i średniej

podczerwieni TERRA (ASTER, MODIS), PROBA-V, Landsat i Sentinel, w zakresie termalnym Landsat (ETM+, TIRS) i Sentinel-2, a w zakresie radarowym Sentinel-1 (ryc. 3).



Rycina 3. Zakresy fal poszczególnych sensorów - bezpłatne dane satelitarne

## 2.4. Szczegółowa charakterystyka wybranych satelitów dostarczających bezpłatne zobrazenia

### 2.4.1. LANDSAT

Program Landsat prowadzony jest przez NASA i USGS od 23 lipca 1972. Landsaty 1-3 poruszały się po orbicie heliosynchronicznej na wysokości 918 km nad Ziemią z osiemnastodniowym okresem rewizyty. Na ich pokładzie znajdowały się kamera RBV (ang. *Return Beam Vidicon*) i skaner MSS (ang. *Multi-Spectral Scanner*). Ten drugi umożliwiał wykonywanie zobrażeń w rozdzielczości przestrzennej 80 m, w czterech zakresach spektralnych (zielonym - 500-600 nm, czerwonym - 600-700 nm i dwóch podczerwonych - 700-800 nm i 800-1100 nm). Kolejne Landsaty poruszały się po orbicie na wysokości 705 km z szesnastodniowym okresem rewizyty. Wyposażone były w instrumenty: TM (ang. *Thematic Mapper*; Landsat 4 i 5) oraz ETM (ang. *Enhanced Thematic Mapper*).

Landsat 7 został umieszczony na orbicie 15 kwietnia 1999 r. Wyposażony jest w instrument pomiarowy EMT+ (ang. *Enhanced Thematic Mapper*) wykonujący zobrazenia powierzchni Ziemi w 8 zakresach spektralnych. W zakresie widzialnym i bliskiej podczerwieni rozdzielczość przestrzenna wynosi 30 m (450-1750), w zakresie panchromatycznym – 15 m (520-900 nm), a w termalnym – 60 m (10400-12500 nm). Okres rewizyty wynosi 16 dni (Ciołkosz, 2006; Drzewiecki, 2018). W 2003 roku instrument ETM+ znajdujący się na pokładzie Landsat 7 uległ awarii. Od tamtej pory na zobrazeniach występują czarne pasy pozbawione danych. Opracowano jednak metody uzdatniania niepełnych zobrażeń z wykorzystaniem odpowiednich algorytmów (Yin i in., 2017).

Landsat 8 (wstępnie: *Landsat Data Continuity Mission*) został umieszczony na orbicie 11 lutego 2013 roku. Jest wyposażony w instrument optyczny OLI (*Operational Land Imager*) oraz termalny sensor promieniowania podczerwieni TIRS (*Thermal InfraRed Sensor*). Landsat 8 pozyskuje zobrazowania w 11 zakresach spektralnych: ośmiu w rozdzielczości przestrzennej 30 m (435-2294 nm), zakresie panchromatycznym w rozdzielczości przestrzennej 15 m (503-676 nm) i dwóch zakresach termalnych w rozdzielczości przestrzennej 100 m (10600-12510 nm) (Acharya i Yang, 2015).

Landsat 9 został umieszczony na orbicie 27 września 2021 roku. Na pokładzie satelity znajdują się skanery OLI-2 i TIRS-2 obrazujące w zakresach analogicznych do skanerów OLI i TIRS na satelicie Landsat 8. W porównaniu z Landsat 8 rozdzielczość radiometryczna obrazów wzrosła z 12 do 14 bitów, a okres rewizyty skrócono do 8 dni. Satelita rozpoczął wykonywanie zobrazowań na początku 2022 roku (Markham i in., 2020), a od 10 lutego 2022 zaczął udostępniać uzyskane dane.

Zobrazowania wykonywane przez satelity Landsat znalazły zastosowanie w rolnictwie, kartografii, geologii, leśnictwie, zarządzaniu regionalnym, edukacji i bezpieczeństwie narodowym oraz wielu innych (Ciołkosz, 2006; Drzewiecki, 2018).

#### 2.4.2. EO-1 (*dane archiwalne*)

Na pokładzie satelity EO-1 (ang. *Earth Observing 1*) znajdowały się instrumenty HYPERION, ALI i LAC. Skaner hiperspektralny HYPERION rejestrował zobrazowania w rozdzielczości 30 m w 220 zakresach spektralnych od 400 do 2400 nm. Hyperion należy do nielicznych skanerów hiperspektralnych, które pozyskiwały dane z pułapu satelitarnego.

Skaner ALI (ang. *Advanced Land Imager*) wykonywał zobrazowania w rozdzielczości 30 m w zakresach podobnych do tych z serii Landsat (433-453 nm, 450-510 nm, 525-605 nm, 630-690 nm, 775-805 nm, 845-890 nm, 1200-1300 nm, 1550-1750 nm oraz 2080-2350 nm) i w rozdzielczości 10 m w zakresie panchromatycznym. EO-1 poruszał się po tej samej orbicie co Landsat 7, a zobrazowania wykonywane były na zamówienie (Middleton i in., 2013). Satelita EO-1 był także wyposażony w skaner LAC (ang. *Linear Etalon Imaging Spectrometer Array (LEISA) Atmospheric Corrector*) - urządzenie dostarczające danych do korekcji atmosferycznej. 30 marca 2017 r., po ponad 16 latach użytkowania, NASA wycofała satelitę, a USGS udostępnia dane archiwalne pozyskane przez skanery, które operowały na EO-1.

#### 2.4.3. ENVISAT (*dane archiwalne*)

Dedykowany badaniom środowiska satelita Europejskiej Agencji Kosmicznej ENVISAT (ang. *Environmental Satellite*) był następcą satelitów ERS-1 i ERS-2. Operował w latach 2002-2012. Na pokładzie znajdowały się instrumenty: optyczny Envisat MERIS (ang. *Medium Resolution Imaging Spectrometer*), który pozwalał na rejestrację obrazów w 15 zakresach spektralnych w rozdzielczości 300 m (w niektórych 1200 nm), w zakresie 390-1040 nm, skaner radarowy ASAR (ang. *Advanced Synthetic Aperture Radar*) oraz inne instrumenty dostarczające danych radarowych (AATSR, RA-2, DORIS), których głównym

celem było zbieranie danych o powierzchni pokrywy śnieżnej i lodowej, mapowanie wód, temperatury oceanów oraz ewapotranspiracji. Ponadto dane były wykorzystywane do badania wilgotności gleb, topografii terenu czy monitorowania wylesień. Okres rewizyty satelity wynosił 35 dni. Misję satelity Envisat kontynuują satelity Sentinel, natomiast dane archiwalne są dostępne w serwisie USGS (Louet i Bruzzi, 1999; Dubock i in., 2001).

#### 2.4.4. SENTINEL

Satelity SENTINEL są częścią europejskiego programu Copernicus prowadzonego przez Europejską Agencję Kosmiczną i Komisję Europejską. Ich celem jest zapewnienie stałego dostępu do bezpłatnych danych, za pomocą których możliwy będzie dokładny i wszechstronny opis Ziemi. W ramach programu Copernicus zaplanowano satelity Sentinel 1-6, z których część została wyniesiona na orbitę w latach 2014-2021 (1-3, 5P, 6A), a pozostałe są zaplanowane na najbliższe lata. Obecnie trwają prace nad programem Copernicus 2.0, w ramach którego planowane są satelity Sentinel 7-12, których celem będzie rozszerzenie obecnych możliwości obserwacji Ziemi za pomocą darmowych danych.

Spośród obecnie obrazujących satelitów Sentinel, misja 6A dostarcza danych o głębokości wód morskich, misja 5P dotyczy badań atmosfery, a Sentinel 3 dostarcza danych o niskiej rozdzielczości (300 m GSD) i jest zorientowany na badania koloru oceanów, temperatury wód i lądów, a także monitorowanie pożarów i pożarysk. Do celów badania powierzchni lądów w dokładniejszej skali najbardziej przydatne mogą być dane dostarczane przez satelity konstelacji satelitów Sentinel-1 i Sentinel-2.

Sentinel-1 jest konstelacją dwóch satelitów: Sentinel 1A i Sentinel 1B, wyniesionych na orbitę odpowiednio 3 kwietnia 2014 r. i 25 kwietnia 2016 r. Na pokładach satelitów znajdują się instrumenty dostarczające danych radarowych w paśmie C, z rozdzielczością przestrzenną 5 m. Zastosowania danych radarowych pozyskiwanych przez satelitę Sentinel koncentrują się w obszarach zarządzania kryzysowego, monitoringu mórz i monitoringu lądów. W przypadku badań obszarów lądowych, główne zastosowania dotyczą obszarów leśnictwa (wykrywanie wylesień, szacowanie biomasy, wykrywanie uszkodzeń) oraz w rolnictwie (ocena kondycji upraw, zasobności i degradacji gleb, monitorowanie zmian produkcji).

Sentinel-2 jest konstelacją satelitów Sentinel-2A (wyniesiony na orbitę 23 czerwca 2015 r.) i Sentinel-2B (wyniesiony na orbitę 7 marca 2017 r.), które znajdują się po przeciwnych stronach globu i poruszają się na wysokości 799 km po orbicie heliosynchronicznej. Czas rewizyty obu satelitów Sentinel-2 wynosi więc 5 dni, a pojedynczego - 10 dni. Obydwa dysponują skanerem wielospektralnym MSI (ang. *Multi Spectral Instrument*) wykonującym zobrazenia powierzchni Ziemi w 13 zakresach spektralnych (421-2378 nm) o różnych rozdzielczościach przestrzennych. W zakresach 2, 3, 4 (458-680 nm) i 8 (785-899 nm) rozdzielczość przestrzenna wynosi 10 m. W zakresach 5, 6, 7 (698-793 nm), 8a (855-875 nm), 11 i 12 (1566-2280 nm) rozdzielczość przestrzenna wynosi 20 m. W zakresach 1 (433-453 nm), 9 i 10 (935-1390 nm) rozdzielczość przestrzenna wynosi 60 m. Zasięg satelitów wyznaczają równoleżniki 84° szerokości geograficznej

północnej i 56° szerokości geograficznej południowej. Dane pozyskane przez Sentinel-2 znajdują zastosowanie w analizie zmian pokrycia terenu, gruntów rolnych i leśnych, kondycji zdrowotnej upraw i drzewostanów, składu gatunkowego, zmiennych geofizycznych, klimatu, monitoringu obszarów lądowych, wód śródlądowych i stref przybrzeżnych, zasięgu pokrywy śnieżnej i lodowej, zarządzania kryzysowego i bezpieczeństwa (Meneghini, 2019; Jutz i Milagro-Pérez, 2020).

#### 2.4.5. TERRA

Terra to międzynarodowy satelita naukowo-badawczy obsługiwany przez NASA. Został umieszczony na orbicie heliosynchronicznej (na wysokości 705 km) z pokładu rakiety Atlas IIAS AC-141 wystrzelonej z bazy sił powietrznych Vanderberg 18 grudnia 1999 roku. Służy do pozyskiwania zobrazowań satelitarnych umożliwiających analizę procesów zachodzących na lądzie. Terra posiada pięć zdalnych czujników teledetekcyjnych w tym m.in.:

ASTER (ang. *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) wykonuje zobrazowania w zakresie podczerwieni krótkofalowej (SWIR) – 30 m (1600-2430 nm), podczerwieni termalnej (TIR) – 90 m (8125-11650 nm) oraz widzialnym i bliskiej podczerwieni (VNIR) – 15 m (520-860 nm), razem 14 zakresów. Może być stosowany do wykrywania pokrycia terenu i zmian, kalibracji, walidacji i badań powierzchni terenu. W 2008 roku instrument przestał dostarczać zobrazowania w zakresie podczerwieni krótkofalowej z powodu awarii.

MODIS (ang. *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) - pozyskuje obrazy w 36 zakresach spektralnych (460-14390 nm): zakresy 1-2 w rozdzielczości przestrzennej 250 m, zakresy 3-7 w rozdzielczości przestrzennej 500 m i zakresy 8-36 w rozdzielczości przestrzennej 1000 m. Czas rewizyty wynosi 1-2 dni. Jego celem jest monitorowanie globalnych procesów środowiska zachodzących na lądzie i oceanach oraz tworzenie na podstawie codziennych obserwacji ziemskich modeli i prognoz zjawisk przyrodniczych. Orbita stabilizowana jest z dokładnością  $\pm 5-10$  minut, co pozwala na uzyskanie homogenicznych serii obserwacyjnych, kluczowych do badań środowiska, a trudno osiągalnych za pomocą np. sensorów AVHRR (ang. *Advanced Very High Resolution Radiometer*).

Na początku 2020 r. miała miejsce ostatnia korekta kąta nachylenia Terra ze względu na ograniczoną ilość paliwa, którego zabrakło w kwietniu 2021 roku. Od tego czasu satelita dryfuje bezwładnie po orbicie, co prowadzi do spadku jakości danych. Koniec misji planowany jest na 2025 lub 2026 rok (Ciołkosz, 2006; Królewicz, 2009).

#### 2.4.6. SPOT

Program satelitarnej obserwacji Ziemi SPOT (fr. *Satellite Pour l'Observation de la Terre*) został utworzony przez Francję, Belgię i Szwecję. Satelity SPOT 1-3 obrazowały w latach 1986-1997.

Na pokładzie satelity SPOT-4 znajdowały się instrumenty HRVIR (ang. *High-Resolution Visible and Infrared*) oraz Végétation 1. Skaner HRVIR obrazował w rozdzielczości 10 m w zakresie panchromatycznym (500-710 nm), 20 m w zakresie zielonym (500-590 nm), czerwonym (610-680 nm), bliskiej podczerwieni (780-890 nm) i średniej podczerwieni (1580-1750 nm), a Végétation 1 wykonywał zobrazowania o rozdzielczości przestrzennej 1,15 - 1,7 km w zakresach: niebiesko-zielonym (450-520 nm), czerwonym (610-680 nm), bliskiej podczerwieni (780-890 nm) i średniej podczerwieni (1580-1750 nm). SPOT 5 miał na pokładzie skanery HRG (ang. *High Resolution Geometric*), HRS (ang. *High Resolution Stereoscopic*) oraz Végétation 2. Urządzenia HRG służyły do rejestracji zdjęć panchromatycznych i wielospektralnych o rozdzielczości terenowej 5 m. Urządzenie HRS służyło do wykonywania zobrazowań w zakresie panchromatycznym przy wychyleniu wzdłuż osi orbity dla pasa o szerokości 120-600 km. Urządzenie Vegetation-2 służyło do wykonywania zobrazowań dedykowanych do kompleksowych analiz roślinności w rozdzielczości i zakresach podobnych do tych, wykonywanych przez SPOT 4 (Vegetation 1). Satelity SPOT 4-5 dostarczały zobrazowań w latach 1998-2015 (Courtois i Traizet, 1986; Ciołkosz, 2006; Królewicz, 2009).

Obecnie obrazują satelity SPOT-6 (od 2012 r.) i SPOT-7 (od 2014 r.). Oba satelity mają na pokładzie jeden instrument obrazujący, złożony z dwóch teleskopów Korschera oraz detektorów panchromatycznych (o rozdzielczości przestrzennej 1,5 m) i wielospektralnych (o rozdzielczości przestrzennej 6 m). Dane wielospektralne są pozyskiwane w zakresach: niebieskim (455-525 nm), zielonym (530-590 nm), czerwonym (625-695 nm) i bliskiej podczerwieni (760-890 nm). Do głównych zastosowań danych satelitarnych SPOT zaliczyć można: rolnictwo, leśnictwo, hydrologię, badania mórz i wybrzeży, zagospodarowanie przestrzenne, kartowanie topografii, zastosowanie w obronie cywilnej i zarządzaniu kryzysowym (Alganci i in., 2013; Balcik i Kuzucu, 2016).

#### 2.4.7. PROBA-V

Celem misji PROBA-V (Proba-Vegetation) miała być kontynuacją zadań misji SPOT 5 (której koniec planowano na 2014 rok) do momentu rozpoczęcia misji satelitów Sentinel 3A i 3B. W związku z opóźnieniami oraz zmianą specyfikacji instrumentów na pokładzie satelitów Sentinel 3A i 3B, misja PROBA-V kontynuuje zadania związane z obserwacją roślinności na powierzchni Ziemi. Dostarcza globalnego zobrazowania obszarów lądowych i wegetacji roślin co 2 dni (uwzględniając zachmurzenie okres ten wydłuża się do 10 dni). Właścicielem satelity jest ESA.

PROBA-V wykonuje zobrazowania w rozdzielczości 100 m w zakresach: niebieskim (438-486 nm), czerwonym (615-696 nm), bliskiej podczerwieni (772-914 nm) i 200 m w średniej podczerwieni (1564-1634 nm). Szerokość pasa pomiarowego 2250 m. Okres rewizyty wynosi 2 dni.

Dane znajdują zastosowanie w monitorowaniu rolnictwa, zasobów wód powierzchniowych, śledzeniu zwiększających się powierzchni pustynnych i wylesiania, ocenie wpływu zmian klimatycznych (Dierckx i Benhadj, 2013; Francois i in., 2014).

## 2.5. Proces przetwarzania i analizy danych teledetekcyjnych

Aby otrzymać wiarygodną informację, obrazowe dane teledetekcyjne są poddawane szeregowi przetworzeń, do których należą korekcje (poprawki), mające na celu usunięcie wpływu czynników zewnętrznych, a także transformacje, których głównym celem jest redukcja wymiarowości danych.

Wyróżniamy 4 rodzaje korekcji, stosowane w zależności od charakterystyki pozyskanych danych i obszaru badań. Są to korekcje: radiometryczna, geometryczna, atmosferyczna i topograficzna. Korekcja radiometryczna ma na celu eliminację błędów radiometrycznych i przetworzenie wartości obrazu na jednostki odbicia spektralnego (współczynnik odbicia spektralnego/reflektancja). Korekcja geometryczna polega na umiejscowieniu obrazu w przestrzeni geograficznej poprzez przypisanie mu odpowiednich wartości współrzędnych geograficznych oraz nadanie układu współrzędnych. Korekcja atmosferyczna jest procedurą, w której usuwany jest wpływ na obrazy warstwy atmosfery, jaka znajduje się między sensorem a powierzchnią Ziemi. Korekcja topograficzna (ortorektyfikacja) ma zastosowanie na obszarach, gdzie występują znaczne deniwelacje terenu (np. obszarach górskich), co powoduje różnice w oświetleniu fragmentów obrazu znajdujących się na stokach o różnej wystawie. Korekcja eliminuje wpływ zacienienia części obrazu (Schowengerdt, 1997; Richter, 1998).

Klasyfikacja obrazu jest główną procedurą analityczną, stosowaną w celu opracowania map tematycznych, np. pokrycia/użytkowania terenu, zbiorowisk roślinnych, gatunków drzew czy ich stanu zdrowotnego. W procesie klasyfikacji poszczególne piksele obrazu (bądź obiekty, w przypadku zastosowania podejścia obiektowego, gdzie we wstępnym etapie przeprowadzany jest proces segmentacji obrazu), są przyporządkowywane przez algorytm do poszczególnych klas. W przypadku braku dostępności danych referencyjnych do treningu klasyfikacji, możliwe jest zastosowanie algorytmu nienadzorowanego. Powszechnie stosowane są jednak metody nadzorowane, w przypadku których dla każdej klasy wprowadzane są wzorce. Jednym z często stosowanych w teledetekcji algorytmów nadzorowanych jest algorytm *Maximum Likelihood* (Miura, 2011). W ostatnich latach na znaczeniu zyskują algorytmy nieparametryczne, szczególnie bazujące na uczeniu maszynowym, jak *Support Vector Machine* (Vapnik, 1999) czy *Random Forest* (Breiman, 2001), a także metody wykorzystujące uczenie głębokie (ang. *deep learning*) (Mathew i in., 2021).

W celu oceny dokładności klasyfikacji stosowane są następujące metryki:

- Dokładność całkowita (Adamczyk i Będkowski, 2007) - stosunek liczby pikseli sklasyfikowanych poprawnie ( $n_{ii}$ ) do liczby pikseli będących rzeczywiście danym rodzajem pokrycia terenu (N),

$$OA = \frac{\sum_{i=1}^r n_{ii}}{N}$$

- Współczynnik Kappa (Cohen, 1960) - proporcjonalna redukcja błędów powstałych w wyniku klasyfikacji w stosunku do błędów klasyfikacji przeprowadzonej losowo,

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r n_{ii} - \sum_{i=1}^r (n_i * n_i)}{N^2 - \sum_{i=1}^r (n_i * n_i)}$$

,gdzie  $r$  – liczba kolumn ( $i$  wierszy) w macierzy błędów,  $n_{ii}$  – liczba pikseli sklasyfikowanych poprawnie,  $n_i$ ,  $n_i$  – sumy pikseli w kolumnach  $i$  wierszach,  $N$  – liczba obserwacji.

- Dokładność Producenta (Adamczyk i Będkowski, 2007) - liczba pikseli zaklasyfikowanych do klasy poprawnie ( $n_{ii}$ ) podzielona przez łączną liczbę pikseli w klasie według danych walidacyjnych ( $n_{i-wal}$ ),

$$PA = n_{ii} / n_{i-wal}$$

- Dokładność użytkownika (Adamczyk i Będkowski, 2007) - liczba pikseli poprawnie sklasyfikowanych do danej klasy ( $n_{ii}$ ), podzielona przez liczbę pikseli w klasie według klasyfikacji ( $n_{i-klas}$ ),

$$UA = n_{ii} / n_{i-klas}$$

- F1 (Goutte i Gaussier, 2005) - ocena balansu pomiędzy dokładnością użytkownika (UA) i producenta (PA),

$$F1 = 2 (UA \times PA) / (UA + PA)$$

- Precision (Goutte i Gaussier, 2005) - stosunek poprawnie sklasyfikowanych elementów danej klasy (TP (ang. *true positive*)) do wszystkich, które nasz klasyfikator oznaczył jako naszą klasę (TP+FP (ang. *false positive*)),

$$TP / (TP + FP)$$

- Recall (Goutte i Gaussier, 2005) - stosunek poprawnie rozpoznanych elementów z klasy (TP) do wszystkich, które powinien rozpoznać, czyli do całej klasy (TP+FN (ang. *false negative*)),

$$TP / (TP + FN)$$

Wskaźniki teledetekcyjne, wśród których największą grupę stanowią teledetekcyjne wskaźniki roślinności, służą do wykrywania na obrazach form pokrycia terenu o specyficznych właściwościach, np. wody, śniegu, roślinności, a także szacowania stanu zdrowotnego roślinności bądź zawartości wody, pigmentów czy pierwiastków budulcowych w roślinach. Jednym z pierwszych i do dziś powszechnie stosowanym wskaźnikiem jest NDVI (ang. *Normalized Difference Vegetation Index*) (Rouse i in., 1974), który opracowano

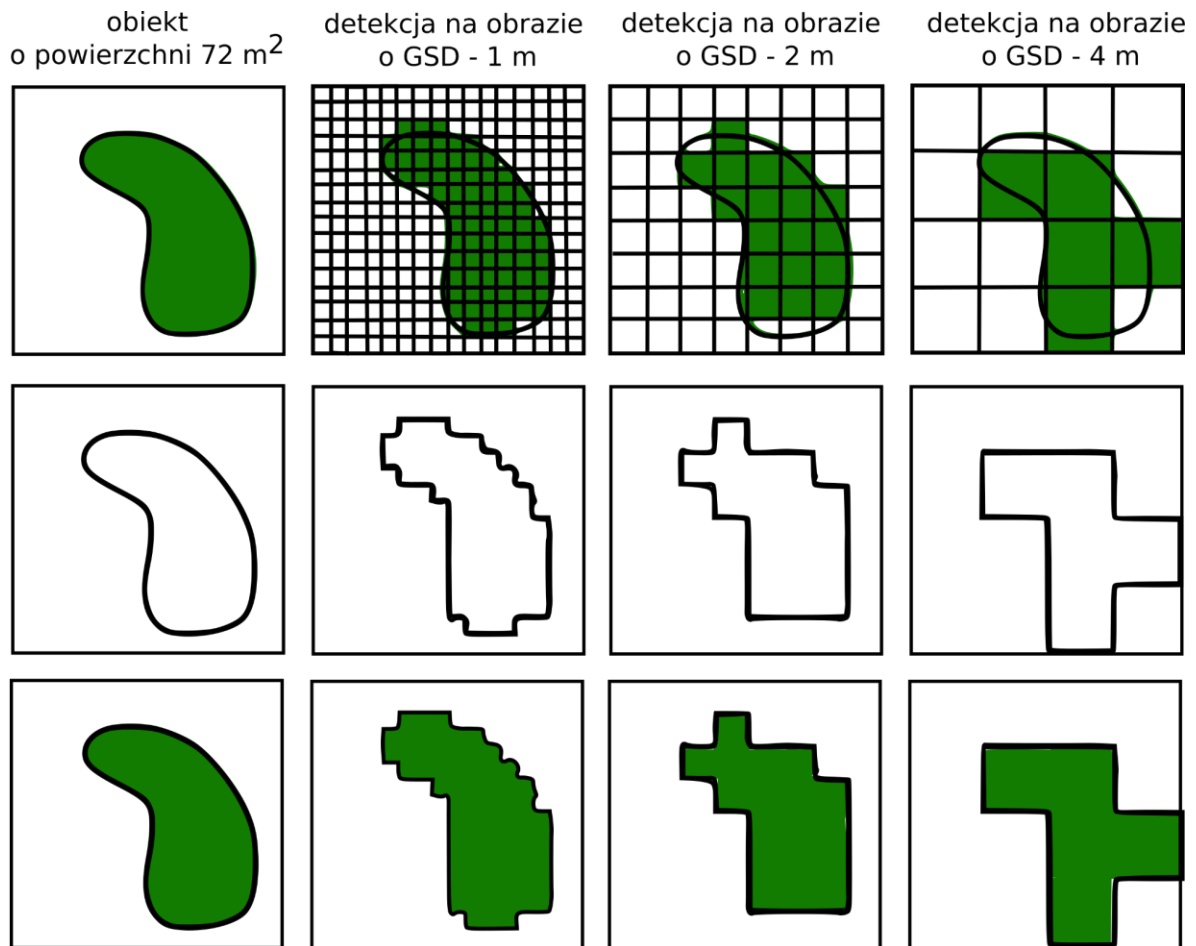


na podstawie zależności między odbiciem promieniowania w bliskiej podczerwieni (dla roślinności charakterystyczny jest wysoki współczynnik odbicia spektralnego w tym zakresie) i odbiciem w zakresie czerwonym (charakterystyczne jest niskie odbicie w tym zakresie, spowodowane pochłanianiem przez rośliny promieniowania czerwonego do fotosyntezy). NDVI służy do wykrywania roślinności oraz oceny jej kondycji (Huang S. i in., 2020).

## **2.6. Wpływ charakterystyk obrazu na rozpoznanie siedlisk**

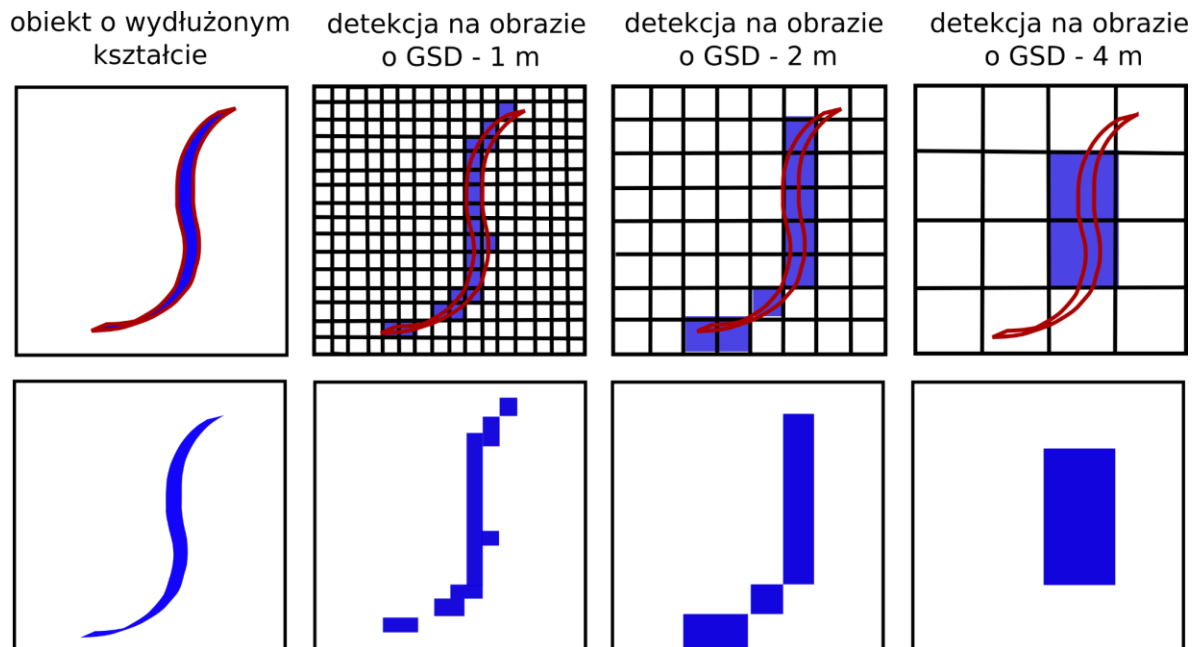
Dane satelitarne opisane w powyższym rozdziale mogą w sposób pośredni lub bezpośredni posłużyć do wyróżnienia i monitorowania siedlisk przyrodniczych, jednak należy mieć na uwadze wpływ różnych czynników na potencjalną możliwość operacyjnego wykorzystania wspomnianych danych.

Pierwszym istotnym czynnikiem jest charakterystyka samego siedliska. Obiekty jednorodne, strukturalnie bądź spektralnie, są bardziej podatne do detekcji przy użyciu danych teledetekcyjnych. Łatwiejsze w odróżnieniu będą siedliska o mniej skomplikowanej strukturze gatunkowej oraz takie w których mamy do czynienia z dużymi jednorodnymi płatami roślinności. Warto tu również zwrócić uwagę na wpływ rozdzielczości przestrzennej stosowanych danych (charakterystyka opisana w poprzedzającej części rozdziału). Zgodnie z teorią, wielkość obiektu, który może zostać rozpoznany na zdjęciu musi być co najmniej dwukrotnie większa od wielkości piksela w wykorzystanym do analizy obrazie. Zatem aby wyróżnić płat siedliska o wielkości 100 m<sup>2</sup>, należy zastosować dane o rozdzielczości przestrzennej 5 m. Ponadto, im niższa rozdzielczość przestrzenna (większy piksel), tym mniej dokładne odwzorowanie granicy i kształtu obiektu (ryc. 4), co jest szczególnie widoczne w przypadku obiektów o wydłużonym kształcie (ryc. 5). Poniżej przedstawiono wpływ zmniejszenia rozdzielczości przestrzennej na precyzję wykrycia kształtu obiektu i odwzorowania jego granicy. Przy większym pikselu dokładność będzie mniejsza (ryc. 4).



Rycina 4. Detekcja obiektu o na obrazach o różnych wartościach rozdzielczości przestrzennej (GSD). Wraz ze wzrostem wielkości piksela możliwość wiernego odwzorowania granicy obiektu (siedliska) maleje.

Wpływ rozdzielczości przestrzennej będzie szczególnie znaczący w przypadku obiektów o nieregularnym bądź wydłużonym kształcie. W przypadku płatu siedliska o szerokości 1-2 m, nawet jeśli płat ten zajmuje znaczną powierzchnię (np. 50 m x 2 m), jego detekcja może być utrudniona. Siedliska o wąskim, wydłużonym kształcie mogą zostać niewykryte, w całości lub we fragmentach, bądź też może im zostać przypisana większa powierzchnia niż ta którą zajmują w rzeczywistości. W przypadku siedlisk o nieregularnym kształcie granic, mogą one zostać uproszczone (ryc. 5).



Rycina 5. Detekcja obiektu o wydłużonym kształcie.

Wyższa rozdzielczość przestrzenna umożliwia dokładniejszą detekcję granic obiektu (siedliska). Obecnie wśród bezpłatnych danych satelitarnych, najwyższą rozdzielczością przestrzenną charakteryzują się obrazy Sentinel 2 (10 m), natomiast danych o wyższej rozdzielczości przestrzennej dostarczają satelity komercyjne.

Kolejnym czynnikiem, który ma wpływ na detekcję siedliska na zdjęciu, jest charakterystyka spektralna samego siedliska oraz jego otoczenie. W przypadku sąsiedztwa siedlisk różniących się charakterystyką spektralną (np. wrzosowisko a las, las iglasty a las liściasty, murawa a wrzosowisko), prawdopodobieństwo poprawnej detekcji jest wyższe niż w przypadku sąsiedowania ze sobą siedlisk o zbliżonych charakterystykach spektralnych (np. murawy a łąki, łągi a lasy bagienne).

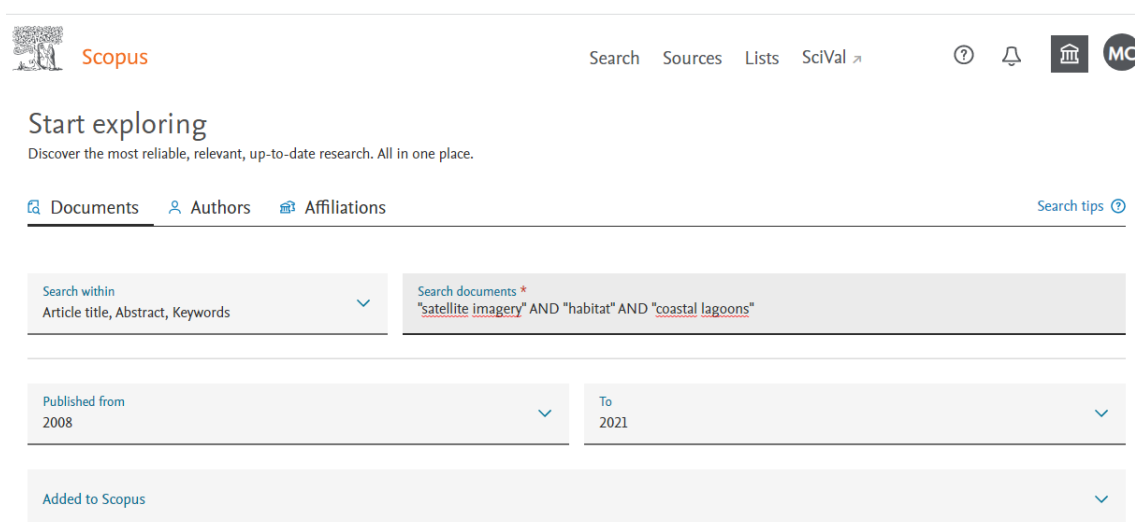
Należy mieć także na względzie fakt, że zdjęcia satelitarne dostarczają informacji o Ziemi widzianej „z góry”, zatem np. w przypadku lasów, wyłącznie o górnej warstwie drzew. Możliwe jest więc badanie zmian w strukturze gatunkowej drzewostanu, jednak nie jest możliwe pozyskanie informacji o charakterystyce runa leśnego czy podszytu drzewostanu. W przypadkach, w których siedlisko jest determinowane przez występujące gatunki drzew, zastosowanie zdjęć satelitarnych może dostarczyć wiarygodnej informacji na temat jego występowania. Jeżeli jednak kluczowe są gatunki roślin tworzących runo leśne, informacji na ich temat nie uzyskamy na podstawie zdjęć satelitarnych.

## 3. Przegląd dotychczas prowadzonych badań

### 3.1. Proces wyszukiwania pozycji literatury

Systematyczny przegląd literatury, w zakresie dotyczącym możliwości wykorzystania bezpłatnych danych satelitarnych w monitoringu siedlisk przyrodniczych (m.in. do rozpoznawania ich typów (kartowania), określenia powierzchni oraz szacowania stanu ochrony siedlisk), został przeprowadzony przy wykorzystaniu bazy Scopus. Baza ta jest największą na świecie bazą bibliograficzną, w której indeksowane są wyłącznie recenzowane publikacje naukowe, materiały konferencyjne oraz książki. Obecnie w Scopus znajduje się blisko 84 miliony rekordów, pochodzących z ok. 39 tys. czasopism od ponad 5 tys. wydawców. Ponadto w 2021 r. w bazie znalazło się blisko 11 mln publikacji z materiałów konferencyjnych oraz 249 tys. monografii naukowych.

Metodyka systematycznego przeglądu literatury została oparta o powszechnie stosowaną wieloetapową metodykę Pullin i Stewart (2006). W celu wyszukania pozycji literatury, potencjalnie dotyczących przedmiotu ekspertyzy, do bazy Scopus wprowadzono zdefiniowane zapytania warunkowe o charakterze szczegółowym dotyczące poszczególnych siedlisk Natura 2000 występujących w Polsce (ryc. 6) (Załącznik 1). Słów i sformułowań z zapytań wyszukiwano w tytule, abstrakcie oraz w słowach kluczowych rekordów w bazie, które opublikowano od początku stycznia 2008 do września 2021. Do budowy zapytań wykorzystano głównie operator logiczny „AND”. Spójnik ten powoduje, że z poszczególnego zapytania do bazy, wyszukano w niej tylko te rekordy, które zawierały dwa lub więcej słów z zapytania (np. „Satellite imagery”, „Habitat”, „MODIS”). Dla każdego rekordu w bazie, który spełniał kryteria wyszukiwania, pozyskano pełne dane bibliograficzne, abstrakt oraz słowa kluczowe, jeśli były dostępne.



The image shows a screenshot of the Scopus search interface. At the top, there is the Scopus logo and navigation links for Search, Sources, Lists, and SciVal. Below the navigation bar, the text "Start exploring" is displayed, followed by the tagline "Discover the most reliable, relevant, up-to-date research. All in one place." There are tabs for Documents, Authors, and Affiliations. The search bar contains the query: "satellite imagery" AND "habitat" AND "coastal lagoons". Below the search bar, there are filters for "Published from" (2008) and "To" (2021). At the bottom, there is a section for "Added to Scopus".

Rycina 6. Przykładowe zapytanie szczegółowe wprowadzone do wyszukiwarki Scopus

Systematyczny przegląd literatury uzupełniono przeglądem eksperckim poprzez dołączenie znanych, autorom ekspertyzy, prac z przedmiotowego zakresu. Dodatkowo

przeprowadzono wyszukiwanie artykułów w popularnej przeglądarce internetowej Google Chrome poprzez wprowadzenie do niej zapytań „Kod siedliska”, „Sentinel”, „Kartowanie”.

### ***3.2. Selekcja pozycji literatury do szczegółowej analizy***

Wszystkie **604** wyszukanych pozycji literatury (n=604) (Załącznik 2), które potencjalnie dotyczyły tematyki przeglądu, zostały poddane dwuetapowej analizie mającej na celu weryfikację ich treści. W pierwszym etapie trzy niezależne osoby podejmowały decyzję o pozostawieniu lub odrzuceniu artykułu, materiału konferencyjnego lub monografii z przeglądu na podstawie treści zawartych w tytule, abstrakcie i słowach kluczowych. Przyjęto założenie, że jeśli co najmniej dwie osoby podejmą decyzję o pozostawieniu pozycji literatury do dalszej analizy, to przejdzie on do etapu drugiego. W pierwszym etapie odrzucono pozycje literatury, które:

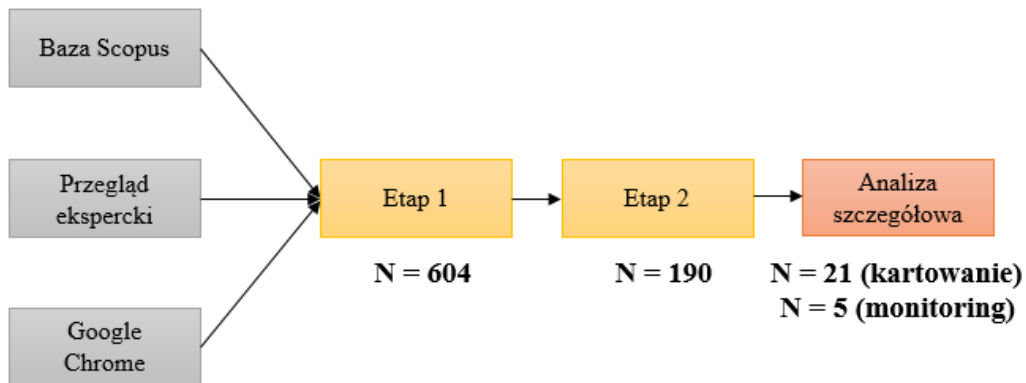
- Przedstawiały wyniki badań przy wykorzystaniu innych danych teledetekcyjnych niż bezpłatne dane satelitarne (wyjątek stanowił artykuł, w którym wygenerowano zobrazowania tożsame z danymi Sentinel-2 w sposób sztuczny).
- Opublikowane zostały w języku innym niż polski i angielski.
- Opublikowano w czasopismach i wydawnictwach płatnych, do których Wykonawca nie posiadał dostępu.

Na tej podstawie do drugiego etapu analizy zakwalifikowano łącznie **190** pozycji literatury (n=190). W drugim etapie trzy osoby, niezależnie od siebie, na podstawie pełnej analizy treści artykułu, ponownie decydowały o pozostawieniu lub odrzuceniu pozycji literatury z dalszych etapów analizy. Na tym etapie odrzucono pozycje literatury, które:

- Nie dotyczyły kartowania lub monitoringu siedlisk Natura 2000 lub siedlisk o podobnej charakterystyce (siedliska o podobnej charakterystyce zostały zidentyfikowane w sposób ekspercki).
- Nie były prowadzone na obszarze Europy.

Łącznie do szczegółowej analizy pozostawiono **26** (n=26) unikalnych pozycji literatury (ryc. 7).

### Źródła danych



Rycina 7. Schemat wyszukiwania i selekcji pozycji literatury

### 3.3. Szczegółowa analiza treści pozycji literatury

W celu szczegółowej analizy treści wyszukanych pozycji literatury, sporządzono tabelę złożoną z 35 kolumn, w której każdy wiersz odpowiadał unikalnej pozycji literatury. Jeżeli w danej pozycji literatury przedstawiono informacje dotyczące kartowania więcej niż jednego siedliska, to wtedy dany rekord (wiersz w arkuszu excel dotyczący unikalnego siedliska w pozycji literatury) powielano, adekwatnie do liczby siedlisk, a każdy z rekordów przedstawiał informację dla danego siedliska. Schemat przygotowanej tabeli był następujący (Załącznik 3):

- **Id:** (unikalny numer pozycji literatury),
- **Dane bibliograficzne:** autor, tytuł, rok, czasopismo oraz abstrakt,
- **Informacje na temat siedliska:** Siedlisko występujące w Polsce (informacja czy siedlisko występuje w Polsce (wartość TAK) lub jest podobne swoją charakterystyką do siedliska w Polsce (wartość NIE); Kod siedliska (kod siedliska Natura 2000, a w przypadku siedlisk nawiązujących podano kod siedliska Natura 2000 występującego w Polsce, które jest najbliższe pod względem charakterystyki do siedliska nawiązującego); Nazwa siedliska; Typ siedliska,
- **Obszar badań:** kraj badań i powierzchnia obszaru badań,
- **Podstawowe informacje o obrazowaniach satelitarnych:** Nazwa satelity/skanera; Termin pozyskania obrazowań satelitarnych; Rozdzielczość przestrzenna obrazowań satelitarnych (GSD); Rozdzielczość spektralna obrazowań satelitarnych; Czy pozyskiwano dane z wielu terminów (TAK/NIE); Liczba kolekcji obrazowań satelitarnych,
- **Dane referencyjne:** Czy dane referencyjne zbierano w czasie zbieżnym z pozyskaniem danych obrazowych?; Termin pozyskania danych referencyjnych; Wielkość próby danych referencyjnych; Forma danych referencyjnych; Sposób zbierania danych,

- **Inne dane przestrzenne:** Uzupełniające dane przestrzenne (uzupełniające zbiory danych, które wykorzystywano w badaniach (np. wektorowa mapa siedlisk); Dodatkowe dane teledetekcyjne (inne dane teledetekcyjne, które wykorzystywano w badaniach (np. dane z lotniczego skanowania laserowego),
- **Metodyka:** Opis (krótka charakterystyka metodyki); Algorytm (wykorzystany algorytm klasyfikacji),
- **Miary dokładności:** Dokładność całkowita; Dokładność producenta; Dokładność użytkownika; Współczynnik Kappa; F1; Inna miara; Dokładność klasyfikacji dla siedliska (TAK/NIE - informacja czy artykuł zawiera informacje o dokładności klasyfikacji dla siedliska),
- **Wnioski:** Wynik zadowalający (TAK/NIE - ekspercka ocena wyniku).

## 4. Wyniki przeglądu literatury

### 4.1. Lista siedlisk Natura 2000, dla których stosowano bezpłatne dane satelitarne w celach ich monitoringu

Na podstawie przeglądu literatury zidentyfikowano 26 unikalnych pozycji literatury, w których wykorzystywano bezpłatne dane satelitarne w celach kartowania (n=21) lub monitoringu (n=5) siedlisk Natura 2000. We wszystkich pozycjach literatury łącznie przedmiotem kartowania objęte było 47 siedlisk Natura 2000 (17 z 20 typów siedlisk) (99 rekordów w tabeli) (tab. 2) oraz 13 siedlisk, w których podnoszono aspekt monitoringu. 52 rekordy dotyczące kartowania odnosiły się do siedlisk o podobnej charakterystyce do siedlisk Natura 2000.

Tabela 2. Zestawienie typów siedlisk Natura 2000 wraz z liczbą rekordów odnoszących się do ich kartowania

Typ siedliska	Liczba rekordów
Otwarte morze i obszary pływowe	9
Morskie wybrzeża klifowe oraz żwirowe lub kamieniste plaże	2
Atlantyckie i kontynentalne słone błota (marsze) i słone łąki	12
Wydmy piaszczyste na wybrzeżach Atlantyku, Morza Północnego i Bałtyku	6
Wydmy kontynentalne, stare i bezwapniowe	1
Wody stojące	1
Wody bieżące	1
Wrzosowiska i zarośla strefy umiarkowanej	11
Zarośla subśródziemnomorskie i strefy umiarkowanej	0
Naturalne murawy	4
Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli	7
Półnaturalne podmokłe łąki ziołoroślowe	6
Mezofilne murawy	4
Bagna torfowe o charakterze kwasowym	8
Mokradła wapienne	1
Piargi	2
Roślinność szczelin na skalnych zboczach	3
Inne siedliska skalne	0
Lasy strefy umiarkowanej Europy	21
Alpejskie i subalpejskie lasy iglaste	0

Liczba rekordów odnoszących się do poszczególnych typów siedlisk była zróżnicowana. Najczęściej w literaturze podejmowano temat kartowania następujących typów siedlisk: lasy strefy umiarkowanej Europy (n=21), atlantyckie i kontynentalne słone błota (marsze) i słone łąki (n=12) oraz wrzosowiska i zarośla strefy umiarkowanej (n=11). Dotychczas nie prowadzono badań mających na celu rozpoznanie alpejskich i subalpejskich



lasów iglastych, innych siedlisk skalnych oraz zarośli subśródziemnomorskich i strefy umiarkowanej.

Dla siedlisk, dla których w literaturze znaleziono pozycje dotyczące ich kartowania, liczba rekordów wyniosła od 1 do 6 (mediana = 2). Rozkład rekordów przedstawiał się następująco:

- 1 rekord - 22 siedliska (kod: 1110, 1160, 1170, 2130, 2190, 2330, 3150, 3270, 6120, 6170, 6430, 7230, 8210, 8220, 8230, 9130, 9140, 9160, 91D0, 91P0, 91Q0, 91T0),
- 2 rekordy - 10 siedlisk (kod: 1210, 2110, 2120, 4010, 4060, 6150, 7120, 8110, 9110, 9150),
- 3 rekordy - 6 siedlisk (kod: 1130, 1150, 4070, 6230, 7110, 7140),
- 4 rekordy - 7 siedlisk (kod: 1310, 1330, 1340, 4030, 6210, 6510, 91E0),
- 5 rekordów - 1 siedlisko (kod: 6410),
- 6 rekordów - 1 siedlisko (kod: 91F0).

Szczegółowe zestawienie tabelaryczne dotyczące istniejącego stanu wiedzy w zakresie kartowania siedlisk Natura 2000 przedstawiono w tabeli 3.

Tabela 3. Liczba rekordów dotyczących kartowania siedlisk przypisana do poszczególnych z nich (\*Siedliska przyrodnicze, dla których nie sporządza się raportu do KE; kolorem czerwonym siedliska, które w analizowanej literaturze nie były przedmiotem badań)

Typ siedliska	Nazwa siedliska	Kod siedliska	Liczba rekordów
Otwarte morze i obszary pływowe	Piaszczyste ławice podmorskie	1110	1
	Ujścia rzek, estuaria	1130	3
	Zalewy i jeziora przymorskie, laguny	1150	3
	Duże, płytkie zatoki	1160	1
	Zalewy i jeziora przymorskie, laguny	1170	1
Morskie wybrzeża klifowe oraz żwirowe lub kamieniste plaże	Kidzina na brzegu morskim	1210	2
	Klify na wybrzeżu Bałtyku	1230	0
Atlantyckie i kontynentalne słone błota (marsze) i słone łąki	Śródlądowe błotniste solniska z solirodem ( <i>Salicornion ramosissimae</i> )	1310	4
	Solniska nadmorskie ( <i>Glaucopuccinellietalia</i> , część - zbiorowiska nadmorskie)	1330	4
	Śródlądowe słone łąki, pastwiska i szuwary ( <i>Glaucopuccinellietalia</i> , część - zbiorowiska śródlądowe)	1340	4
Wydmy piaszczyste na wybrzeżach Atlantyku, Morza Północnego i Bałtyku	Inicjalne stadia nadmorskich wydm białych	2110	2
	Nadmorskie wydmy białe ( <i>Elymo-Ammophiletum</i> )	2120	2
	Nadmorskie wydmy szare ( <i>Helichryso-Jasionetum litoralis</i> )	2130	1
	Nadmorskie wrzosowiska bażynowe	2140	0
	Nadmorskie wydmy z zaroślami rokitnika	2160	0
	Nadmorskie wydmy z zaroślami wierzby piaskowej	2170	0
	Lasy mieszane i bory na wydmach nadmorskich	2180	0
Wilgotne zagłębienia międzywydmowe	2190	1	

Wydmy kontynentalne, stare i bezwapniowe	Wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi	2330	1
Wody stojące	<b>Jeziora lobeliowe</b>	<b>3110</b>	<b>0</b>
	Brzegi lub osuszane dna zbiorników wodnych ze zbiorowiskami z <i>Littorelletea</i> , <i>Isoëto-Nanojuncetea</i>	3130	0
	Twardowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki z podwodnymi łąkami ramienic <i>Charetea</i>	3140	0
	Starorzeczka i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z <i>Nymphaeion</i> , <i>Potamion</i>	3150	1
	<b>Naturalne, dystroficzne zbiorniki wodne</b>	<b>3160</b>	<b>0</b>
Wody bieżące	<b>Pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków</b>	<b>3220</b>	<b>0</b>
	Zarośla wrześni na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków ( <i>Salici-Myricarietum</i> , część - z przewagą wrześni)	3230	0
	Zarośla wierzbowe na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków ( <i>Salici Myricarietum</i> , część - z przewagą wierzb)	3240	0
	<b>Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników</b>	<b>3260</b>	<b>0</b>
	Zalewane muliste brzegi rzek ( <i>Helichryso-Jasionetum litoralis</i> )	3270	1
Wrzosowiska i zarośla strefy umiarkowanej	Wilgotne wrzosowiska z wrzoścem bagiennym <i>Ericion tetralix</i>	4010	2
	Suche wrzosowiska ( <i>Calluno-Genistion</i> , <i>Pohlio Callunion</i> , <i>Calluno-Arctostaphylion</i> )	4030	4
	Wysokogórskie borówczyska bażynowe ( <i>Empetro-Vaccinietum</i> )	4060	2
	Zarośla kosodrzewiny <i>Pinetum mugo</i>	4070	3
	<b>Subalpejskie zarośla wierzby lapońskiej lub śląskiej (<i>Salicetum lapponum</i>, <i>Salicetum silesiaca</i>)</b>	<b>4080</b>	<b>0</b>
	<b>Subkontynentalne zarośla okołopannońskie</b>	<b>40A0</b>	<b>0</b>
Zarośla subśródlądowe i strefy umiarkowanej	<b>Zarośla jałowca pospolitego w murawach nawapiennych lub na wrzosowiskach</b>	<b>5130</b>	<b>0</b>
Naturalne murawy	<b>Skały wapienne i neutrofilne z roślinnością pionierską (<i>Alyso-Sedion</i>)</b>	<b>6110</b>	<b>0</b>
	Ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe ( <i>Koelerion glaucae</i> )	6120	1
	<b>Murawy galmanowe (<i>Violetalia calaminariae</i>)</b>	<b>6130</b>	<b>0</b>

	Wysokogórskie murawy acydofilne ( <i>Juncion trifidi</i> ) i bezwapienne wyleżyska śnieżne ( <i>Salicion herbaceae</i> )	6150	2
	Nawapienne murawy wysokogórskie ( <i>Seslerion tatrae</i> ) i wyleżyska śnieżne ( <i>Arabidion coeruleae</i> )	6170	1
	<b>Murawy pannońskie (<i>Stipo-Festucetalia pallentis</i>)</b>	<b>6190</b>	<b>0</b>
Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli	Murawy kserotermiczne	6210	4
	Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe	6230	3
Półnaturalne podmokłe łąki ziołoroślowe	Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe ( <i>Molinion</i> )	6410	5
	Ziołorośla górskie ( <i>Adenostylin alliariae</i> ) i ziołorośla nadrzeczne ( <i>Convolvuletalia sepium</i> )	6430	1
	<b>Łąki selernicowe (<i>Cnidion dubii</i>)</b>	<b>6440</b>	<b>0</b>
Mezofilne murawy	Ekstensywnie użytkowane niżowe łąki świeże ( <i>Arrhenatherion</i> )	6510	4
	<b>Górskie łąki konietlicowe użytkowane ekstensywnie (<i>Polygono-Trisetion i Arrhenatherion</i>)</b>	<b>6520</b>	<b>0</b>
	<b>Eutroficzne łąki wilgotne (zw. <i>Calthion</i>)*</b>	<b>65XX</b>	<b>0</b>
Bagna torfowe o charakterze kwasowym	Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe)	7110	3
	Torfowiska wysokie zdegradowane, zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji	7120	2
	Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z <i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i> )	7140	3
	<b>Obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku <i>Rhynchosporion</i></b>	<b>7150</b>	<b>0</b>
Mokradła wapienne	<b>Torfowiska nakredowe</b>	<b>7210</b>	<b>0</b>
	<b>Źródlika wapienne ze zbiorowiskami <i>Cratoneurion commutati</i></b>	<b>7220</b>	<b>0</b>
	Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk	7230	1
Piargi	Piargi i gołoborza krzemianowe	8110	2
	<b>Piargi i gołoborza wapienne ze zbiorowiskami <i>Papaverion tatricum</i> lub <i>Arabidion alpinae</i></b>	<b>8120</b>	<b>0</b>
	<b>Środkowoeuropejskie wyżynne rumowiska krzemianowe</b>	<b>8150</b>	<b>0</b>
	<b>Podgórskie i wyżynne rumowiska wapienne ze zbiorowiskami ze <i>Stipion calamagrostis</i></b>	<b>8160</b>	<b>0</b>

Roślinność szczelin na skalnych zboczach	Wapienne ściany skalne ze zbiorowiskami <i>Potentilletalia caulescentis</i>	8210	1
	Ściany skalne i urwiska krzemianowe ze zbiorowiskami z <i>Androsacion vandellii</i>	8220	1
	Pionierskie murawy na skałach krzemianowych ( <i>Arabidopsidion thalianae</i> )	8230	1
Inne siedliska skalne	<b>Jaskinie nieudostępnione do zwiedzania</b>	<b>8310</b>	<b>0</b>
Lasy strefy umiarkowanej Europy	Kwaśne buczyny ( <i>Luzulo-Fagenion</i> )	9110	2
	Żyzne buczyny ( <i>Dentario glandulosae-Fagenion</i> , <i>Galio odorati-Fagenion</i> )	9130	1
	Górskie jaworzyny ziołoroślowe ( <i>Aceri-Fagetum</i> )	9140	1
	Ciepłolubne buczyny storczykowe ( <i>Cephalanthero-Fagenion</i> )	9150	2
	Grąd subatlantycki ( <i>Stellario-Carpinetum</i> )	9160	1
	<b>Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (<i>Galio-Carpinetum</i>, <i>Tilio-Carpinetum</i>)</b>	<b>9170</b>	<b>0</b>
	<b>Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach (<i>Tilio platyphyllis-Acerion pseudoplatani</i>)</b>	<b>9180</b>	<b>0</b>
	<b>Kwaśne dąbrowy (<i>Quercion robori-petraeae</i>)</b>	<b>9190</b>	<b>0</b>
	Bory i lasy bagienne	91D0	1
	Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe ( <i>Salicetum albae</i> , <i>Populetum albae</i> , <i>Alnenion glutinoso-incanae</i> , olsy źródłiskowe)	91E0	4
	Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe ( <i>Ficario-Ulmetum</i> )	91F0	6
	<b>Ciepłolubne dąbrowy (<i>Quercetalia pubescenti-petraeae</i>)</b>	<b>91I0</b>	<b>0</b>
	Jodłowy bór świętokrzyski ( <i>Abietetum polonicum</i> )	91P0	1
	Górskie reliktove lasy sosnowe ( <i>Erico-Pinion</i> )	91Q0	1
	Śródłądowy bór chrobotkowy	91T0	1
<b>Olsy*</b>	<b>91XX</b>	<b>0</b>	
Alpejskie i subalpejskie lasy iglaste	<b>Górskie bory świerkowe (<i>Piceion abietis</i>, część - zbiorowiska górskie)</b>	<b>9410</b>	<b>0</b>
	<b>Górskie bory świerkowe z limbą i modrzewiem</b>	<b>9420</b>	<b>0</b>

## **4.2. Opis danych teledetekcyjnych wykorzystywanych w analizach obszarów Natura 2000**

W wyszukanych pozycjach literatury stosowano bezpłatne dane satelitarne pozyskiwane przez następujące satelity: Sentinel, Landsat, SPOT oraz CHRIS/PROBA. Pod uwagę wzięto jedną dodatkową pozycję literatury, gdzie użyto danych powstałych w wyniku przetworzenia danych hiperspektralnych do rozdzielczości przestrzennej i spektralnej odpowiadającej charakterystyce obrazowań Sentinel. Uszczegółowiając podział ze względu na sensory do kartowania siedlisk wykorzystywano dane z sensorów Sentinel-2, Landsat 5, 7 i 8 oraz SPOT-4, 5 i 7 oraz kombinacje danych pochodzących z różnych sensorów (np. Sentinel-2, Landsat-8) (Tab 4.).

Tabela 4. Zestawienie wykorzystywanych sensorów do kartowania siedlisk Natura 2000

<b>Sensor/sensory</b>	<b>Liczba rekordów</b>
SPOT-7	1
CHRIS/PROBA	3
Sentinel-2, Landsat-8	2
SPOT-4	5
SPOT-5	11
Landsat-8	12
Landsat 7 ETM+; Landsat 5 TM; Landsat 8 OLI	15
Sentinel-2	45 (oraz 5 jako sztucznie wygenerowane dane)

Najczęściej do kartowania siedlisk Natura 2000 służyły obrazowania satelitarne pozyskane przez sensor Sentinel-2 (n=50) oraz sensory konstelacji satelitów Landsat (n=27). Łącznie w badaniach 17 razy użyto danych pochodzących z satelity SPOT, w tym najwięcej pozyskanych przez sensor SPOT-5. W nielicznych pozycjach literatury w celu poprawy klasyfikacji lub uzyskania danych referencyjnych stosowano dodatkowe dane teledetekcyjne, takie jak np. istniejąca mapa siedlisk, numeryczny model terenu, obrazowania dostępne na portalu Google Earth lub ortofotomapa.

## **4.3. Charakterystyka danych referencyjnych**

W celu przeprowadzenia badań z wykorzystaniem obrazowań satelitarnych, konieczne jest posiadanie odpowiedniego zbioru danych referencyjnych służących do przeprowadzenia procesu klasyfikacji i późniejszej walidacji uzyskanych wyników. Kluczowe jest, by zbiór danych referencyjnych spełniał kilka głównych założeń, przede wszystkim - by dobrane klasy były dopasowane do postawionego pytania badawczego, a dane referencyjne muszą odpowiadać założeniom przyjętej w analizie metodyce (np. minimalna wielkość próby dla wybranego algorytmu klasyfikacyjnego, jeśli jest wymagana). Dane te muszą być także reprezentatywne dla terenu badań (Fassnacht i in., 2016).

Literatura przedstawia trzy sposoby zbierania danych referencyjnych, są to:

- metoda kameralna - wyznaczanie referencji na podstawie np. dostępnych zobrazowań satelitarnych, zdjęć lotniczych czy istniejącej mapy siedlisk. Założeniem jest że wykorzystywane materiały mają dużo lepsze własności interpretacyjne niż analizowane dane teledetekcyjne. Metoda kameralna utożsamiana jest głównie z pojęciem fotointerpretacji,
- pomiar w terenie - wyznaczenie na obszarze badawczym punktów lub poligonów przy pomocy odbiorników GNSS (ang. *Global Navigation Satellite System*),
- metoda łączona - wykorzystująca ww. sposoby. Częstym zabiegiem jest wstępne wyznaczenie zbioru referencyjnego na podstawie interpretacji wysokorozdzielczych zdjęć lotniczych/satelitarnych, a następnie weryfikacja części z wyznaczonych lokalizacji w terenie.

Dostępna literatura wskazuje, że wspomniane trzy sposoby były wykorzystywane praktycznie tak samo często.

Aby uniknąć rozbieżności pomiędzy informacjami z danych referencyjnych a danych teledetekcyjnych zaleca się, żeby pozyskiwać je w możliwie tym samym terminie. Jest to istotny aspekt, który może mieć znaczący wpływ na dokładność przeprowadzonych analiz. Należy bowiem założyć, że w przypadku niektórych siedlisk wydłużenie okresu pomiędzy pozyskaniem danych referencyjnych i teledetekcyjnych spowoduje wystąpienie istotnych zmian w ich strukturze np. skoszenie łąk czy zaburzenia takie jak wiatrołomy. Jeżeli istnieje rozbieżność w datach pozyskania referencji terenowej i danych teledetekcyjnych, możliwa jest weryfikacja poprawności referencji przy pomocy dostępnych aktualnych materiałów teledetekcyjnych o dużej rozdzielczości (np. ortofotomapy), co stosowane było m.in. w analizowanej literaturze.

Próba referencyjna powinna posiadać odpowiednią wielkość. Według Congalton i Green (2009) oraz Medcalf i in. (2012) należy przyjąć 50 jako minimalną wielkość próby dla klasy, która będzie przedmiotem klasyfikacji. Jednak jak pokazują wyniki przeglądu literatury, wielkość próby była zróżnicowana i wynosiła od 18 do 13771. Ważne jest aby przy planowaniu rozmieszczenia i wielkości próby uwzględnić m.in. wielkość obszaru badawczego, jego zróżnicowanie oraz rozmieszczenie klas. Należy pamiętać, żeby pozyskać dane referencyjne również dla tzw. „tła”, a więc obszaru który nie jest bezpośrednim przedmiotem zainteresowania (np. drogi, zabudowania). Dane referencyjne w badaniach stanowiły zarówno punkty jak również poligony (kształt: koło lub kwadrat o różnej wielkości).

Dane referencyjne wykorzystywano zarówno do przeprowadzenia klasyfikacji jako dane treningowe, uczące algorytm, jak również w celach walidacji, czyli sprawdzenia poprawności wykonanych analiz. W literaturze opisywane są różne strategie podziału zbioru referencyjnego na uczący i walidacyjny, od prostego podziału, często 70-30, po metody takie jak x-krotna kroswalidacja (ang. *x-fold cross-validation*), w której dane referencyjne dzielone są na x podzbiorów, z których przy każdej iteracji 1 staje się zbiorem walidacyjnym, a pozostałe służą do trenowania algorytmu (Fassnacht i in., 2016). W literaturze dotyczącej klasyfikacji siedlisk najczęściej przyjmowanymi proporcjami podziałów były 50-50 oraz 80 (trening)-20 (walidacja).

#### **4.4. Osiągnięte miary dokładności identyfikacji (kartowania) siedlisk Natura 2000**

Mimo że przedmiotem kartowania, w wybranych pozycjach literatury były siedliska Natura 2000 lub siedliska o podobnej charakterystyce, to nie zawsze autorzy przedstawiali wartości klasyfikacji uzyskane dla poszczególnych siedlisk. W wielu pracach przedstawiono miary dokładności dla całości klasyfikacji, bez rozbicia na klasy (tab. 5). Takie podejście umożliwia jedynie pośrednie wyciągnięcie wniosków na temat możliwości wykorzystania bezpłatnych zobrazowań satelitarnych do kartowania siedlisk Natura 2000.

W grupie siedlisk należących do otwartych mórz i obszarów pływowych, tylko dla siedliska 1150 zostały podane szczegółowe dokładności kartowania. Maksymalne wartości estymatorów wyniosły odpowiednio: 93,5% (Kappa) oraz 99% (F1). Dla pozostałych siedlisk w tej grupie przedstawiono wartości dokładności dla całej klasyfikacji. Istniejąca literatura nie zawiera również miar dokładności dla siedlisk w grupach: morskie wybrzeża klifowe oraz żwirowe lub kamieniste plaże (siedlisko 1210); wydmy piaszczyste na wybrzeżach Atlantyku, Morza Północnego i Bałtyku (2110, 2120, 2130, 2190); wydmy kontynentalne, stare i bezwapniowe (2330); wody stojące (3150); wody bieżące (3270). Siedliska 1310, 1330, 1340 (atlantyckie i kontynentalne słone błota (marsze) i słone łąki) w literaturze kartowano na podobnym poziomie wynoszącym od 70 do 93,5% (Kappa). W grupie wrzosowisk i zarośli strefy umiarkowanej jedynie dla siedliska 4070 wskazano miarę dokładności i wyniosła ona 80% (Kappa) oraz 92,5% (F1).

Wśród muraw i łąk (grupy naturalne murawy, półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli oraz półnaturalne podmokłe łąki ziołoroślowe) największą dokładność kartowania osiągnięto dla siedliska 6210 (F1=97%) oraz 4070 (F1=92,5%). Siedliska 6410, 6430 oraz 6510 inwentaryzowano z dokładnością Kappa od 88,5 do 93,5%. Grupę siedlisk bagien torfowych o charakterze kwasowym (7110, 7140) w analizowanej literaturze wyznaczono z dokładnością F1 na poziomie 70,4% oraz Kappa od 50 do 80%.

Siedlisko 8110 (grupa piargi) skartowano z dokładnością F1 równą 83,5% oraz Kappa na poziomie 80%, natomiast siedliska z grupy roślinności szczelin na skalnych zboczach (8210, 8220, 8230) z dokładnością wynoszącą 68% (OA).

Siedliska należące do grupy lasów strefy umiarkowanej Europy były inwentaryzowane z dokładnością F1 od 70,4% (91D0) do 96% (91Q0, 91T0). Dla siedlisk 91E0 oraz 91F0 w literaturze podano inną miarę dokładności, tzw. średnią odległość Hausdorffa (Hausdorff, 1914) oznaczającą błąd położenia granicy płata, wyznaczonej na podstawie klasyfikacji względem referencji. Odległość ta wyniosła około 10-12 m.



Tabela 5. Dokładność kartowania poszczególnych siedlisk (\*kartowano siedlisko z podaniem innego estymatora dokładności)

	<b>OA (min)</b>	<b>OA (max)</b>	<b>Kappa (min)</b>	<b>Kappa (max)</b>	<b>F1 (min)</b>	<b>F1 (max)</b>	<b>Dokładność dla siedliska</b>
1110	94,50	94,50	93,50	93,50	-	-	NIE
1130	93,00	98,70	93,50	93,50	-	-	NIE
1150	72	94,50	70	93,5	99	99	TAK
1160	94,50	94,50	93,50	93,50	-	-	NIE
1170	94,50	94,50	93,50	93,50	-	-	NIE
1210	73,00	94,50	58,00	93,50	-	-	NIE
1310	72,00	98,70	70,00	93,50	69,50	69,50	TAK
1330	72,00	98,70	70,00	93,50	70,00	70,00	TAK
1340	72,00	93,00	70,00	88,50	-	-	TAK
2110	73,00	94,50	58,00	93,50	-	-	NIE
2120	73,00	94,50	58,00	93,50	-	-	NIE
2130	94,50	94,50	93,50	93,50	-	-	NIE
2190	94,50	94,50	93,50	93,50	-	-	NIE
2330	62,00	62,00	-	-	-	-	NIE
3150	93,00	93,00	-	-	-	-	NIE
3270	93,00	93,00	-	-	-	-	NIE
4010	62,00	81,00	-	-	-	-	NIE
4030	62,00	81,00	-	-	-	-	NIE
4060	62,00	81,00	-	-	-	-	NIE
4070	79,50	79,50	80	80	92,5	92,5	TAK
6120	95,45	95,45	-	-	80	80	TAK
6150	79,50	81,00	80	80	74,2	74,2	TAK
6170	68,00	68,00	-	-	-	-	TAK
6210	68,00	95,45	-	-	80	97	TAK
6230	58,50	79,50	80	80	74,2	74,2	TAK
6410	55,20	94,50	88,5	93,5	-	-	NIE
6430	94,50	94,50	93,5	93,5	-	-	NIE
6510	60,50	94,50	93,5	93,5	-	-	TAK
7110	70,50	85,40	50	80	70,4	70,4	NIE
7120	70,50	85,40	50	50	-	-	NIE
7140	70,50	85,00	80	80	70,4	70,4	TAK
7230	70,50	70,50	-	-	-	-	TAK
8110	79,50	81,00	80	80	83,5	83,5	TAK
8210	68,00	68,00	-	-	-	-	TAK
8220	68,00	68,00	-	-	-	-	TAK
8230	68,00	68,00	-	-	-	-	TAK
9110	88,00	88,00	-	-	83	83	TAK
9130	88,00	88,00	-	-	83	83	TAK
9140	88,00	88,00	-	-	83	83	TAK
9150	88,00	88,00	-	-	83	83	TAK
9160	68,00	68,00	-	-	-	-	TAK
91D0	79,50	79,50	80	80	70,4	70,4	TAK
91E0	68,00	93,00	-	-	-	-	TAK*
91F0	98,70	98,70	-	-	-	-	TAK*

91P0	88,00	88,00	-	-	85	85	TAK
91Q0	88,00	88,00	-	-	96	96	TAK
91T0	88,00	88,00	-	-	96	96	TAK

#### 4.5. Szacowanie stanu ochrony siedlisk Natura 2000

Zagadnienia związane z monitoringiem siedlisk przyrodniczych oraz szacowaniem stanu ich ochrony były przedmiotem rozważań w 5 pracach naukowych, w których wykorzystywano bezpłatne zobrażenia satelitarne. Badania dotyczyły następujących siedlisk przyrodniczych: starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nymphaeion*, *Potamion* (3150), naturalne, dystroficzne zbiorniki wodne (3160), pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków (3220), suche wrzosowiska (*Calluno-Genistion*, *Pohlio Callunion*, *Calluno-Arctostaphylion*) (4030), wysokogórskie borówczyska bażynowe (*Empetro-Vaccinietum*) (4060 (n=2)), skały wapienne i neutrofilne z roślinnością pionierską (*Alyso-Sedion*) (6110), nawapienne murawy wysokogórskie (*Seslerion tatrae*) i wyleżyska śnieżne (*Arabidion coeruleae*) (6170), murawy kserotermiczne (6210), bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (6230), ziołorośla górskie (*Adenostylion alliariae*) i ziołorośla nadrzeczne (*Convolvuletalia sepium*) (6430), torfowiska nakredowe (7210), piargi i gołoborza wapienne ze zbiorowiskami *Papaverion tatricii* lub *Arabidion alpinae* (8120), wapienne ściany skalne ze zbiorowiskami *Potentilletalia caulescentis* (8210).

Problematyka monitoringu siedlisk oraz szacowania stanu ich ochrony jest złożona, dlatego jedynie w nielicznych pracach z tego zakresu autorzy próbowali przeanalizować wybrane wskaźniki. Wskaźniki te były następujące:

- występowanie gatunków charakterystycznych dla siedliska (Schmidt i in., 2018; De Simone i in., 2021),
- rozprzestrzenianie się gatunku obcego w siedlisku (De Simone i in., 2021),
- detekcja pożarzystk oraz określenie zmian stanu zdrowotnego siedliska przed i po pożarze przy pomocy wskaźników wegetacyjnych (De Simone i in., 2020),
- rozmieszczenie wód powierzchniowych (Pena-Regueiro i in., 2020),
- określenie stanu wilgotnościowego siedliska (Pena-Regueiro i in., 2020).

W przeanalizowanych badaniach jedynie w jednej pracy (Schmidt i in., 2018) autorzy bezpośrednio odnosili się do stanu ochrony siedliska wyrażonego jako: A - korzystny, B - nieodpowiedni, C- zły.. W artykule przedstawili oni możliwość mapowania występowania rodzaju wrzos (*Calluna*) na wybranych siedliskach Natura 2000, a także określili kluczowe parametry wpływające na stan ochrony tzn. minimalne pokrycie wrzосу jako kluczowego gatunku, występowanie różnych faz sukcesyjnych tego gatunku w niewielkiej odległości od siebie oraz wskazali miejsca występowania innych roślin. W pozostałych pracach brak jest odniesień do stanu ochrony siedliska. Autorzy podkreślali jednak możliwość zastosowania ich wyników w zakresie polityki zarządzania i strategii ochrony siedlisk.

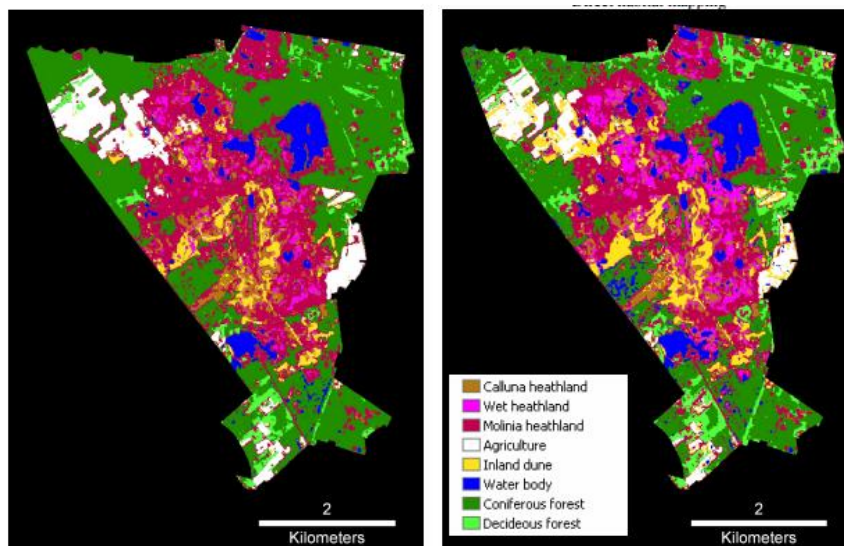
#### ***4.6. Przegląd dotychczas prowadzonych badań w zakresie kartowania siedlisk przyrodniczych z wykorzystaniem danych satelitarnych wraz z ogólnym opisem metodyki badań i przykładami wizualizacji uzyskanych wyników***

Rozdział zawiera syntetyczny opis badań, zidentyfikowanych na podstawie przeglądu literatury, prowadzonych przy wykorzystaniu bezpłatnych danych satelitarnych. Szczegółowe zestawienie prezentowanych prac znajduje się w Załączniku 3.

##### **1) Natura 2000 habitat identification and conservation status Assessment with superresolution enhanced hyperspectral (CHRIS/PROBA) imagery (Chan i in., 2010)**

Badania przeprowadzono dla dwóch obszarów Natura 2000 - „Kalmthoutse Heide” i „Klein Schietveld” położonych w Belgii. Obszary te obejmują głównie tereny wrzosowisk, wdm śródłądowych, wód powierzchniowych i lasów. W celu przeprowadzenia klasyfikacji siedlisk autorzy wykorzystali dane hiperspektralne pozyskane w dniu 1 lipca 2008 r. przy pomocy satelity CHRIS/Proba. Przyjęta przez autorów metodyka zakładała w pierwszym etapie sztuczne zwiększenie rozdzielczości przestrzennej zobrażeń z 18 m do 9 m. Do klasyfikacji nadzorowanej wykorzystano algorytm *Random Forest* (ryc. 8). Próbę referencyjną stanowiły 534 punkty wyznaczone w terenie. Dobór punktów uwzględniał rozmieszczenie geograficzne każdego siedliska. Klasyfikacje wykonano na dwóch poziomach szczegółowości, na których wyróżniono odpowiednio 24 i 8 klas. Dokładność ogólna klasyfikacji wyniosła dla 24 klas - 45,3%, a dla 8 klas - 62,4%. Autorzy nie przedstawili miar dokładności dla poszczególnych klas, natomiast wskazali powierzchnię zajmowaną przez poszczególne klasy.

Wnioski badaczy wskazują, że przyjęta przez nich metodyka może być odpowiednia do klasyfikacji wrzosowisk. Uzyskana dokładność automatycznej klasyfikacji jest zbieżna z dokładnością manualnego mapowania zasięgu klas jak również rzeczywistym rozmieszczeniem siedlisk w terenie. Największe trudności w klasyfikacji zaobserwowano w strefach przejściowych pomiędzy klasami, co ma związek z odbiciem spektralnym tych obszarów. Autorzy podkreślili użyteczność przyjętej metody w mapowaniu siedlisk Natura 2000 oraz fakt, że identyfikacja położenia stref przejściowych może być użyteczna dla zarządców terenu.



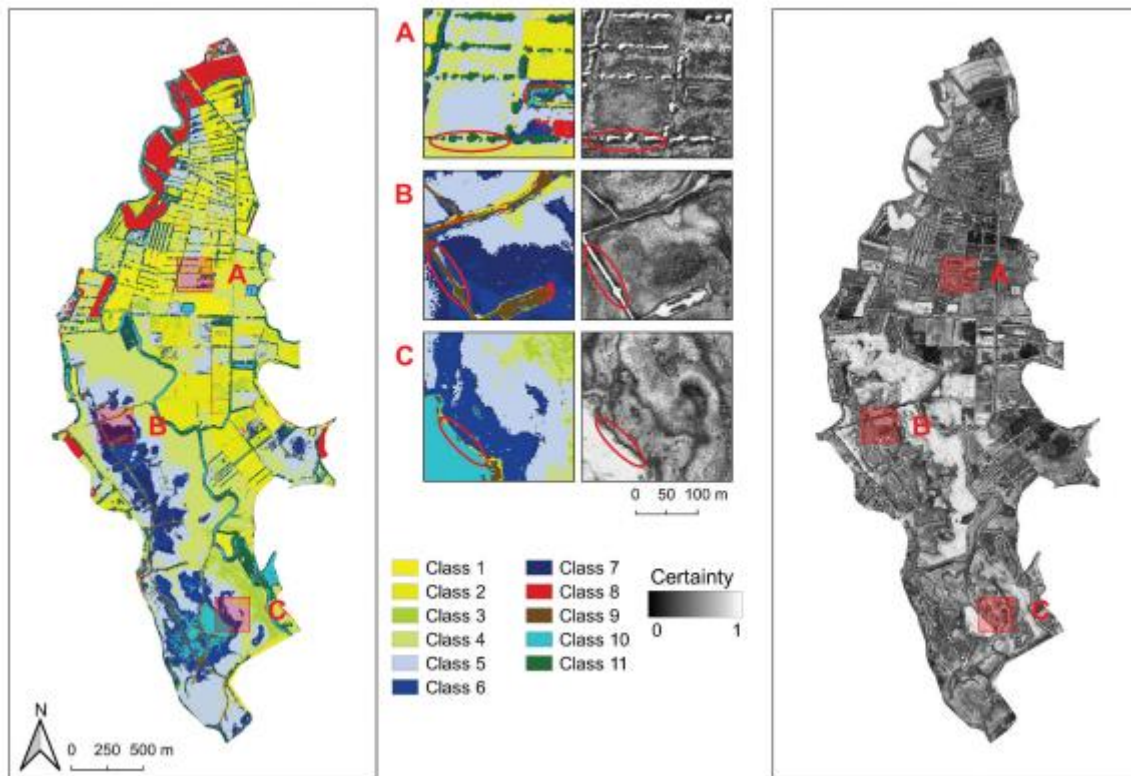
Rycina 8. Wyniki klasyfikacji nadzorowanej (bezpośredniej i pośredniej) *Random Forest* (Chan i in., 2010)

## 2) Contribution of SPOT-7 multi-temporal imagery for mapping wetland vegetation (Hubert-Moy i in., 2020)

Badania przeprowadzono w obszarze Zatoki Wzgórza Świętego Michała położonej we Francji. Na tym obszarze występuje siedlisko Natura 2000 – 6510 - Ekstensywnie użytkowane niżowe łąki świeże. Obszar badań obejmował powierzchnię 4,7 km<sup>2</sup>. Klasyfikacja została wykonana na podstawie wieloczasowych zobrazowaniach satelitarnych pozyskanych z satelity SPOT-7 w terminach: 21.04.2017; 09.05.2017; 17.06.2017; 07.07.2017.

Obrazy poddane były ortorektyfikacji, korekcji atmosferycznej i wyostreniu przestrzennemu. Do klasyfikacji wykorzystano algorytm *Random Forest* skalibrowany i zweryfikowany na podstawie 170 prób referencyjnych wyznaczonych w terenie. Wyróżniono 11 klas roślinności (ryc. 9). Klasy roślinności uprawnej (8), pływającej (9), otwartych wód (10) i lasów (11) są wyraźnie wyróżniające się, natomiast klasy muraw (1-7) są rozdzielone, ale nieco wymieszane. Estymator dokładności F1 dla poszczególnych klas był zróżnicowany, wahał się od 64% ( $\pm 0,02$ ) dla jednej daty do 88% ( $\pm 0,01$ ) dla czterech dat.

W pracy podkreślono wartość wieloczasowych zdjęć SPOT-7 do mapowania klas roślinności na terenach podmokłych cechujących się drobnoziarnistością. Za najlepsze autorzy uznali pasma spektralne bliskiej podczerwieni uzyskane wiosną. Niewątpliwą zaletą obrazów pozyskanych ze SPOT-7 jest wysoka rozdzielczość przestrzenna oraz możliwość wykorzystania danych do modelowania na dużych obszarach. Ograniczeniem zastosowanej metody są obszary ekotonu i klasy nieuwzględnione w procesie modelowania, przedstawione na mapie niepewności.



Rycina 9. Wyniki klasyfikacji na podstawie algorytmu *Random Forest* (lewy panel) i mapa niepewności (prawy panel) (Hubert-Moy i in., 2020)

### 3) Using Earth Observation to update a Natura 2000 habitat map for a wetland in Greece (Alexandridis i in., 2009)

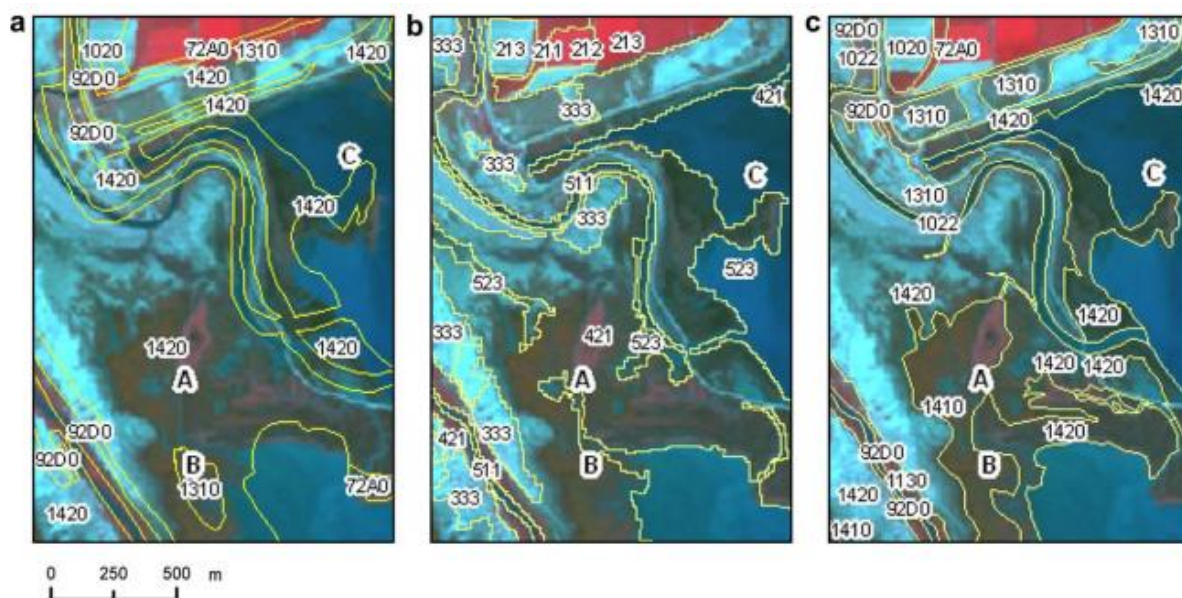
Badania przeprowadzono w delcie rzek Axiose-Loudiase-Aliakmonas, w północnej Grecji. Siedliska Natura 2000 występujące na obszarze opracowania, które występują również w Polsce to: solniska nadmorskie, śródlądowe słone łąki, pastwiska i szuwały, łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, zalewane muliste brzegi rzek. Obszar badań obejmował powierzchnię 118 km<sup>2</sup>.

Danymi źródłowymi były podzbiory zdjęć satelitarnych (SPOT 5 i RADARSAT), które zostały wykorzystane w produktach GlobWetland. Obrazy pozyskano w kilku terminach: SPOT 5 – 19.08.2004; RADARSAT- 04.08.2004; 09.11.2004; 02.04.2005. Metodyka badań obejmowała wykorzystanie oryginalnej mapy siedliskowej z 2001 r., czarno-białych fotomap pozyskanych w 1996 r., podzbiorów zdjęć satelitarnych (SPOT 5 i RADARSAT) oraz Numerycznego Modelu Terenu. Obraz RADARSAT przefiltrowano za pomocą filtra przestrzennego Lee-sigma i rozciągnięto radiometrycznie do SPOT 5. Analizę tekstury przeprowadzono na pasmach obrazu SPOT 5.

Użyto wspomaganą komputerowo fotointerpretacji (ang. *computer assisted photo-interpretation*, CAPI) wstępnie zaktualizowane poligony siedlisk zostały odpowiednio skorygowane, podzielone lub połączone, aby dopasować je do wzorców widocznych na wzmocnionych zdjęciach satelitarnych. Obszary dodatkowo zweryfikowano przy użyciu

trójwymiarowego podglądu fotomap o wysokiej rozdzielczości oraz mapą LULC (ang. *Land Use Land Cover*). Dokładność zaktualizowanej mapy siedlisk oceniono na podstawie zestawu 162 punktów wybranych w drodze warstwowego losowania na zaktualizowanej mapie siedlisk. Ogólna dokładność wyniosła 93%.

Opracowana metodyka okazała się skuteczna w zastosowaniu do kompleksu mokradeł w delcie rzeki Axios-Loudiase-Aliakmon. Charakteryzowała się ona większą dokładnością niż metody w pełni zautomatyzowane (ryc. 10).



Rycina 10. Mapa siedliska z 2001 r. z zastosowaniem oryginalnej metodyki (a), mapy LULC (b) i zaktualizowana mapa siedliska z zastosowaniem proponowanej metodyki (c), koncentrująca się w delcie Axios (Alexandridis i in., 2009)

#### 4) **Combining remote sensing and field mapping methods to study the vegetation dynamics within a coastal wetland and determine the habitat effects of a threatened bird species (*emberiza schoeniclus witherbyi*) (Carrasco i in., 2018)**

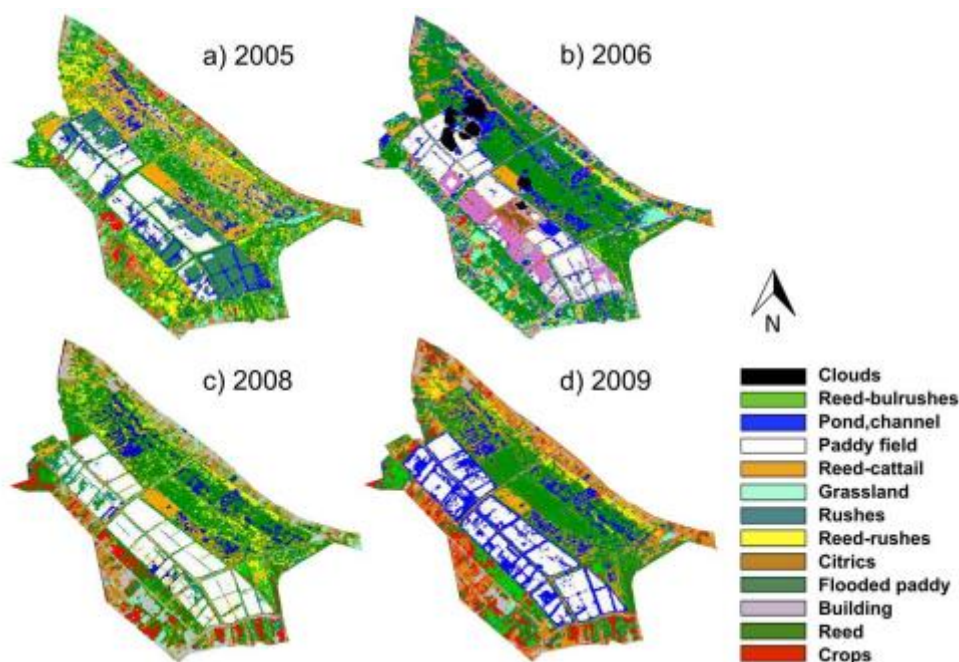
Badania przeprowadzono w obszarze Parku Narodowego Marjal de Pego-Oliva położonego w Hiszpanii.

Na obszarze badań występują łąki, pastwiska i szuwary, a sam obszar badań obejmował powierzchnię 12,9 km<sup>2</sup>. Klasyfikacja została wykonana na podstawie wieloczasowych zobrazowaniach satelitarnych pozyskanych z satelity SPOT-5 w terminach: 6-8.2005; 6-8.2006; 6-8.2008; 6-8.2009 (ryc. 11).

Pozyskane obrazy satelitarne zostały wstępnie przetworzone oraz zastosowano korektę geometryczną za pomocą algorytmu interpolacji najbliższego sąsiada. Następnie przeprowadzono względną korektę atmosferyczną, wykorzystując algorytm *Dark Object Subtraction*. Proces klasyfikacji roślinności przeprowadzono stosując klasyfikację nadzorowaną. Dla każdego obrazu utworzono regiony zainteresowania (ang. *Regions of*

*interest*, ROI), identyfikując 12 typów pokrycia terenu, które tworzą mokradła i które są wykrywalne na zdjęciach satelitarnych. Typy roślinności z map terenowych zostały wykorzystane do identyfikacji tych klas pokrycia terenu i utworzenia ROI dla roku 2008. Dla wszystkich pozostałych lat, interpretacja wizualna została połączona z porównaniem sygnatur spektralnych w celu utworzenia ROI. Z wybranymi ROI przeprowadzono klasyfikację nadzorowaną z wykorzystaniem algorytmu maksymalnego prawdopodobieństwa. Do wykonania analizy separacji spektralnej i klasyfikacji nadzorowanej wykorzystano program ENVI 4.3. Dokładność klasyfikacji wynosiła >85%.

Obrazy satelitarne, w połączeniu z mapami terenowymi dają możliwość uzyskania map roślinności o wysokiej dokładności. Mogą one posłużyć do monitorowania siedlisk. Obrazy o średnio-wysokiej rozdzielczości coraz częściej dostępne z satelitów o wysokiej częstotliwości odświeżania, takich jak te z niedawno wystrzelonych satelitów Sentinel, mają potencjał, by stać się przełomem dla badaczy monitorujących szybkie zmiany siedlisk zagrożonych.



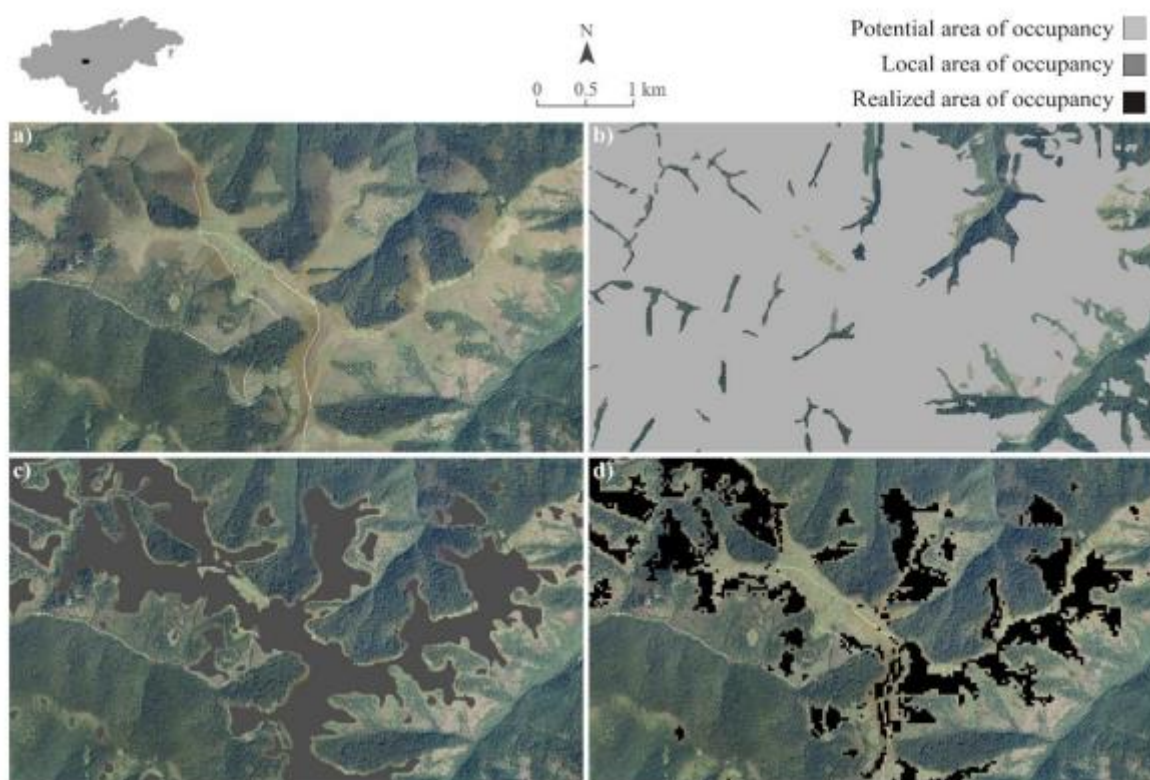
Rycina 11. Mapy klasyfikacji roślinności dla czterech lat badań (Carrasco i in., 2018)

##### 5) Modelling the area of occupancy of habitat types with remote sensing (Álvarez-Martínez i in., 2018)

Badania przeprowadzono w Górach Kantabryjskich, położonych w północnej części Hiszpanii. Obszar badań obejmował powierzchnię 1200 km<sup>2</sup>. W obszarze badań występuje kilkanaście siedlisk Natura 2000 (4030, 4060, 6170, 6210, 6230, 6510, 8210, 8220, 8230, 9150, 9160, 91E0).

W badaniach wykorzystano zestaw zmiennych obejmujący abiotyczne czynniki ograniczające oraz dane teledetekcyjne: topografia, klimat, zdjęcia wielospektralne (pasma i indeksy) oraz dane LIDAR (średnia wysokość roślinności). Dane satelitarne pozyskane były z satelity Landsat-8, w latach 2013 – 2016. Zastosowano modelowanie predykcyjne z użyciem klasyfikatora jednoklasowego.

Dokładności dla poszczególnych siedlisk były różne, a dokładność całkowitą określono na 67,59%. Rycina 12 przedstawia 4 mapy obrazujące zwięźanie się granic głównych obszarów suchych wrzosowisk. W świetle tych wyników w przyszłości należałoby podjąć wysiłek związany ze zbadaniem integracji pasywnych i aktywnych informacji teledetekcyjnych za pomocą metod modelowania wielosensorowego. Aby określić przydatność prowadzonych badań metodykę należałoby przenieść na siedliska występujące na obszarze Polski.



Rycina 12. (a) Mapy przedstawiają szczegóły zwięźania granic głównych obszarów europejskich suchych wrzosowisk (typ siedliska UE 4030) z potencjalnych obszarów występowania (b), do lokalnych obszarów występowania (c) i rzeczywistych obszarów występowania (d) (Álvarez-Martínez i in., 2018)

**6) The contribution of Earth observation technologies to the reporting obligations of the Habitats Directive and Natura 2000 network in a protected wetland (Regos i Domínguez, 2018)**

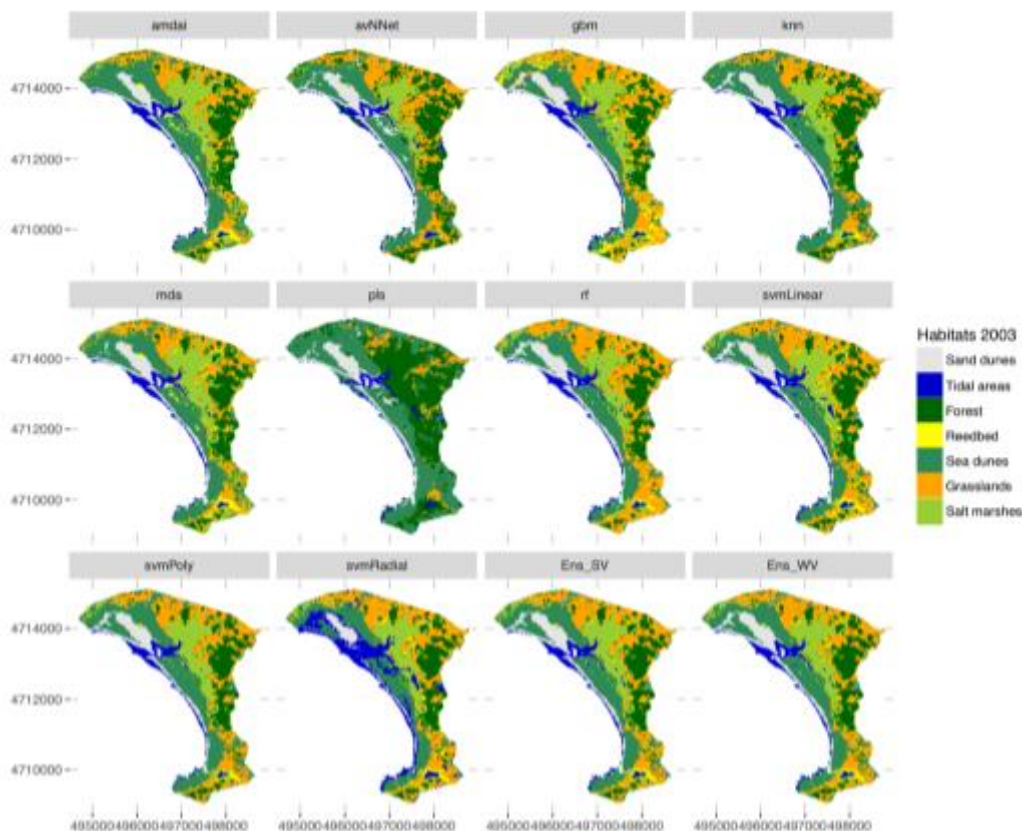


Badania przeprowadzono w obszarze chronionego krajobrazu „Dunas de Corrubedo e lagoas de Carregal e Vixán” położonego w Hiszpanii. Obszar badań obejmował powierzchnię 9,84 km<sup>2</sup>. W obszarze badań występuje kilkanaście siedlisk Natura 2000 (1110, 1210, 2110, 2120, 1130, 1150, 1160, 1170, 1310, 1330, 2130, 2190, 6410, 6430, 6510).

Obrazy satelitarne zostały wykorzystane do mapowania i monitorowania zmian siedliskowych, które miały miejsce między 2003 a 2016 r. Analizowano optyczne pasma wielospektralne pochodzące z czterech bezchmurnych obrazów pozyskanych przez misje NASA Landsat w dniach 20 marca (Landsat 7 ETM+) i 6 października 2003 roku (Landsat 5 TM) oraz 2 maja i 23 września 2016 roku (Landsat 8 OLI).

Wszystkie pobrane obrazy zostały poddane obróbce L1T (korekta geometryczna wykonana z użyciem naziemnych punktów kontrolnych oraz wykorzystanie Numerycznego Modelu Terenu). Wykorzystano również wskaźniki NDWI (ang. *Normalized Difference Water Index*) i NDVI. Nadzorowana klasyfikacja danych teledetekcyjnych została przeprowadzona z wykorzystaniem następujących 10 algorytmów klasyfikacyjnych dostępnych w pakiecie Caret opartym na języku R i zaimplementowanych w pakiecie RStoolbox: amdai (ang. *Adaptive Mixture Discriminant Analysis*), avNNet (ang. *Model Averaged Neural Network*), gbm (ang. *Stochastic Gradient Boosting*), knn (ang. *k-Nearest Neighbours*), mda (ang. *Mixture Discriminant Analysis*), pls (ang. *Partial Least Squares*), rf, svmPoly (ang. *Support Vector Machines with Polynomial Kernel*), svmLinear (ang. *Support Vector Machines with Linear Kernel*) and svmRadial (ang. *Support Vector Machines with Radial Basis Function Kernel*). Dodatkowo, przeprowadzono prosty system głosowania ("Ens\_SV"; tzw. system „majority voting” i „select all majority”), traktujący każdą mapę siedliska jako głos o równej wadze; oraz podejście z głosowaniem ważonym ("Ens\_WV"), wykorzystujące jako wagi ogólną dokładność uzyskaną przez poszczególne klasyfikatory (ryc. 13).

Technologie obserwacji Ziemi (ang. *Earth observation*, EO), przy jednocześnie niskich kosztach ich użytkowania, są w stanie zapewnić efektywny średnio- i długoterminowy monitoring siedlisk mokradłowych. Ponadto zaproponowana metodyka jest użyteczna dla niedostępnych miejsc.



Rycina 13. Mapy siedlisk dla roku 2003 uzyskane z poszczególnych metod klasyfikacji: amtdai (Adaptive Mixture Discriminant Analysis), avNNet (Model Averaged Neural Network), gbm (Stochastic Gradient Boosting), knn (k-Nearest Neighbours), mda (Mixture Discriminant Analysis), pls (Partial Least Squares), rf (Random Forest), svmPoly (Support Vector Machines with Polynomial Kernel), svmRadial (Support Vector Machines with Radial Basis Function Kernel), svmLinear (Support Vector Machines with Linear Kernel), simply voting ('Ens\_SV') and weighted voting ('Ens\_WV') ensemble approaches (Regos i Domínguez, 2018)

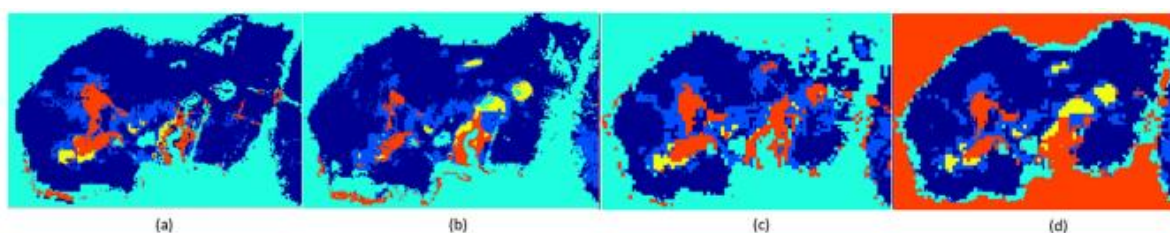
## 7) Monitoring environmental supporting conditions of a raised bog using remote sensing techniques (Bhatnagar i in., 2018)

Badania przeprowadzono w obszarze Clara Bog położonego w Irlandii. Na badanym obszarze występują siedliska torfowisk wysokich (7110, 7120). Obszar badań obejmował powierzchnię 8,4 km<sup>2</sup>. Klasyfikacja została wykonana na podstawie zobrażeń satelitarnych pozyskanych z satelit Sentinel-2 i Landsat-8 w terminie 20.06.2017r. Zastosowano sztuczne poprawienie danych do rozdzielczości przestrzennej 10 m dla odpowiednich pasm Sentinel-2 i 30 m dla Landsat-8. Dokładność klasyfikacji była podobna dla obu satelitów, a rozdzielczość zdjęć nie miała na nią wpływu.

W metodyce badań najpierw przeprowadzono wstępne badania mające na celu wyznaczenie granicy torfowiska z wykorzystaniem kombinacji technik detekcji i segmentacji krawędzi. Następnie badane były widma wyznaczonego obszaru. Analizowano NDVI, ARVI (ang. *Atmospherically Resistant Vegetation Index*), SAVI

(ang. *Soil Adjusted Vegetation Index*), NDWI, uzyskane z satelitów Sentinel-2 MSI i Landsat 8 OLI. Dla lepszej klasyfikacji wykorzystano również Numeryczny Model Terenu. Przeprowadzona analiza została zweryfikowana na podstawie danych referencyjnych zebranych w terenie.

Stwierdzono, że stosowanie jednego algorytmu do wyznaczania granic torfowisk nie jest dokładne, za to połączenie kilku technik dawało lepsze wyniki. Dokładność całkowita jest silnie zależna od liczby pikseli treningowych. Klasyfikator BT (ang. *Bagged tree*) okazał się najlepszym klasyfikatorem do klasyfikacji torfowiska wysokiego, zapewniając lepszą dokładność niż SVM (ang. *Support Vector Machines*) (ryc. 14) i SKNN (ang. *Subspace KNN*). Dokładność całkowitą BT określono na 83,4-87,3%.



Rycina 14. Klasyfikacja obrazu metodą SVM: (a) Sentinel-2 przykład 1 (b) Sentinel-2 przykład 2 (c) Landsat-8 przykład 1 (d) Landsat-8 przykład 2 (Bhatnagar i in., 2018)

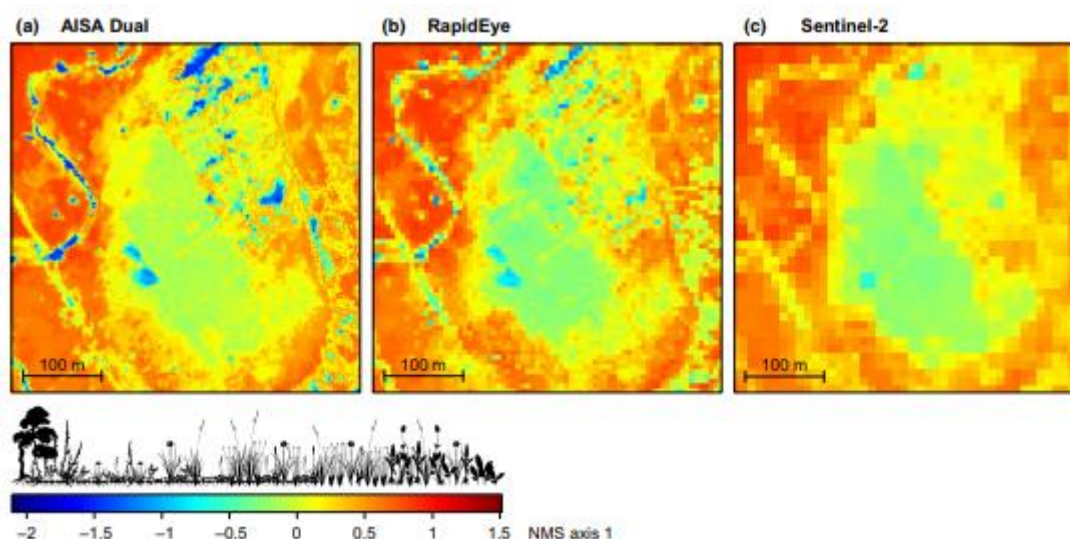
## 8) Mapping the local variability of Natura 2000 habitats with remote sensing (Feilhauer i in., 2014)

Badania przeprowadzono w Bawarii, Niemcy. Spośród siedlisk Natura 2000 na tym obszarze występują torfowiska (7110, 7120, 7140, 7230) oraz Półnaturalne podmokłe łąki (6410). Przeprowadzone badania miały na celu porównanie wydajności spektroskopii obrazowej i wielospektralnych danych teledetekcyjnych. Dane spektroskopii lotniczej (AISA Dual) zostały poddane spektralnemu i przestrzennemu resamplingowi do charakterystyki dwóch najnowocześniejszych czujników wielospektralnych (RapidEye i Sentinel-2). W wyniku tych działań powstały trzy zestawy danych o różnej rozdzielczości spektralnej i przestrzennej (ryc. 15).

W oparciu o te trzy zbiory danych, wykorzystano kombinację badań terenowych, technik porządkowania (niemetryczne skalowanie wielowymiarowe), jak również technik regresji i klasyfikacji (*Random Forest*) do opracowania map rozmieszczenia typów siedlisk Natura 2000 i ich zmienności składowej. Następnie przeanalizowano wpływ rozdzielczości przestrzennej i spektralnej obrazu oraz pokrycia spektralnego na wydajność mapowania. Dokładność całkowitą określono na 70-71%.

Wyniki są zachęcające i potwierdzają, że dane wielospektralne mogą pozwolić na mapowanie niektórych siedlisk Natura 2000. Wciąż jednak otwarte pozostają pytania

dotyczące możliwości przeniesienia tego podejścia na siedliska o mniej wyraźnych różnicach spektralnych.

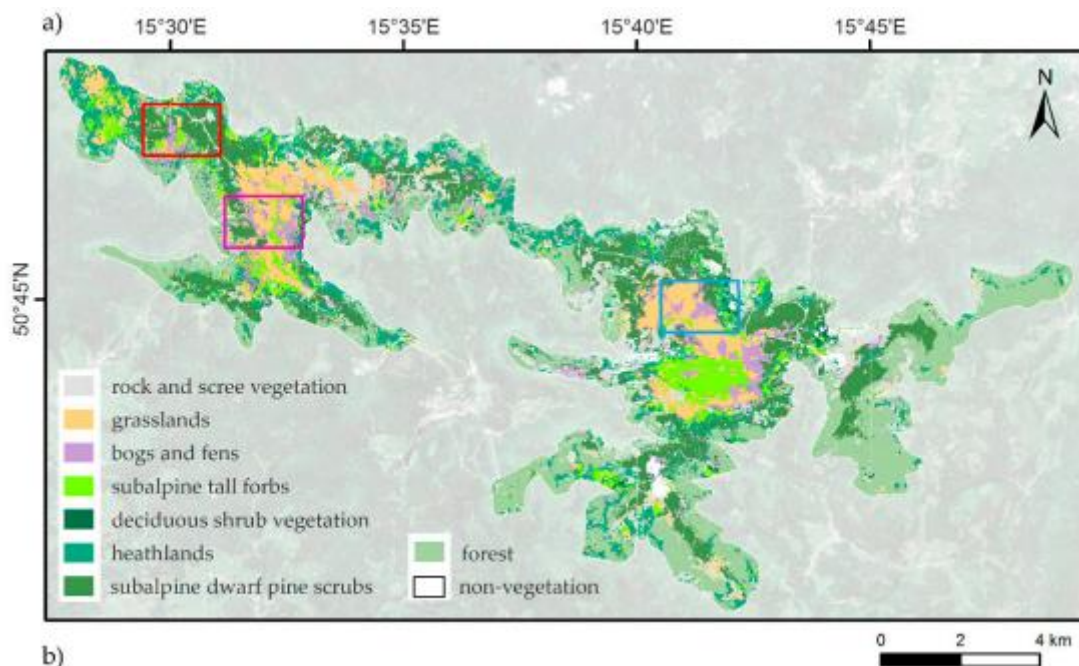


Rycina 15. Typowa reprezentacja płatów roślinności na mapach o różnej rozdzielczości przestrzennej (AISA Dual (a), RapidEye (b) i Sentinel-2 (c)) (Feilhauer i in., 2014)

#### 9) Multi-temporal sentinel-2 data in classification of mountain vegetation (Wakulińska i Marcinkowska-Ochtyra, 2020)

Artykuł przedstawia wyniki badań przeprowadzonych na obszarze Karkonoszy (Polska) (ryc. 16). W celu wykonania klasyfikacji siedlisk, autorki pozyskały wieloczasowe zobrazowania satelitarne Sentinel-2 z maja, sierpnia oraz września 2018 r., na poziomie przetworzenia 2A. Przy pomocy narzędzia SNAP (ang. *Sentinel Application Platform*) kanały o rozdzielczości przestrzennej 20 m przepróbkowano do rozdzielczości wynoszącej 10 m. Z analiz wykluczono kanały spektralne 1, 9, 10. Klasyfikacje wykonano na podstawie różnych zestawów danych: pojedynczych zobrazowań, zobrazowań z dwóch lub trzech terminów oraz na podstawie wskaźników wegetacyjnych. Łącznie przygotowano 17 różnych zestawów danych. Punkty referencyjne ( $n=502$ ) do klasyfikacji zebrano w terenie w 2014 r. Ponadto w celu walidacji wyników wykorzystano istniejącą mapę siedlisk. Ze względu na rozbieżność w datach pozyskania zobrazowań satelitarnych oraz danych referencyjnych wykonano prace kameralne polegające na analizie wizualnej różnic między referencją a wysokorozdzielczymi zobrazowaniami PlanetScope z 2018 r. Prace miały na celu zapewnienie spójności między danymi uzyskanymi z klasyfikacji a referencją. Klasyfikacja została przeprowadzona przy wykorzystaniu algorytmu SVM, ze 100-krotnymi iteracjami. Zbiór danych referencyjnych podzielono w stosunku 60 do 40 na zbiór testowy i walidacyjny. Dokładność klasyfikacji była zróżnicowana. Dla danych wieloczasowych uzyskano dokładność całkowitą na poziomie 80%, a dla danych z jednego terminu w przedziale 70-72%. Autorki przedstawiły również wyniki dla poszczególnych klas. Wnioski wskazane

przez autorki pokazują, że dane Sentinel-2 umożliwiają klasyfikację siedlisk na zadowalającym poziomie dokładności, przy założeniu generalizacji legendy mapy. Do klasyfikacji należy wykorzystywać połączone dane z wielu terminów, gdyż pozwala to na osiągnięcie lepszych wyników niż na podstawie danych z jednego terminu.



Rycina 16. Mapa typów roślinności w Karkonoszach opracowana na podstawie obrazów Sentinel-2 (Wakulińska i Marcinkowska-Ochtyra, 2020)

- 10) a) An automated segmentation of natura 2000 habitats from sentinel-2 optical data (Mikula i in., 2021a);**  
**b) Semi-automatic segmentation of natura 2000 habitats in sentinel-2 satellite images by evolving open curves (Mikula i in., 2021b);**  
**c) Natural Numerical Networks for Natura 2000 habitats classification by satellite images (Mikula i in., 2021c);**  
**d) NaturaSat—A Software Tool for Identification, Monitoring and Evaluation of Habitats by Remote Sensing Techniques (Mikula i in., 2021d)**

Zespół autorski pod kierownictwem Mikula opublikował w 2021 r. cztery artykuły dotyczące kartowania siedlisk Natura 2000 na obszarze Słowacji. We wszystkich pracach autorzy posługiwali się tą samą metodyką, natomiast w pracy Mikula i in. (2021d) przedstawili, bazujące na tej metodyce, nowatorskie narzędzie NaturaSat, służące do identyfikacji i monitoringu siedlisk. NaturaSat zostało oparte na języku C++ i umożliwia pozyskiwanie danych Sentinel-2, ich przetwarzanie jak również półautomatyczną i automatyczną segmentację obiektową. W przypadku segmentacji półautomatycznej (ryc. 17) algorytm wspomaga proces manualnej wektoryzacji. Segmentacja automatyczna (ryc. 18) bazuje na matematycznym algorytmie Langrange'a dopasowującym zamknięte krzywe planarne do ostatecznego zasięgu siedliska. W badaniach autorzy jako próbę referencyjną

wykorzystywali zasięgi wybranych siedlisk, pomierzone przy pomocy odbiorników GPS. Dokładność wyników przedstawiali przy pomocy parametru średniej i maksymalnej odległości Hausdorffa. We wszystkich pracach średnia odległość Hausdorffa wyniosła kilkanaście metrów. A więc w przybliżeniu odpowiadała ona rozdzielczości przestrzennej danych Sentinel-2 (10 m). Wyniki segmentacji dla siedlisk 91E0, 91F0, 91G0, 91I0 przedstawia rycina 19, a przykład segmentacji siedlisk muraw - rycina 20.

Autorzy wskazują, że opracowane przez nich rozwiązanie może być wykorzystywane do inwentaryzacji siedlisk Natura 2000 z zastrzeżeniem, że powierzchnia siedliska nie jest mniejsza niż 200 m<sup>2</sup>. Zdaniem autorów uzyskana dokładność, przy jednoczesnym założeniu ciągłej dostępności zobrażeń Sentinel-2 wskazuje na duże możliwości aplikacyjne metody.



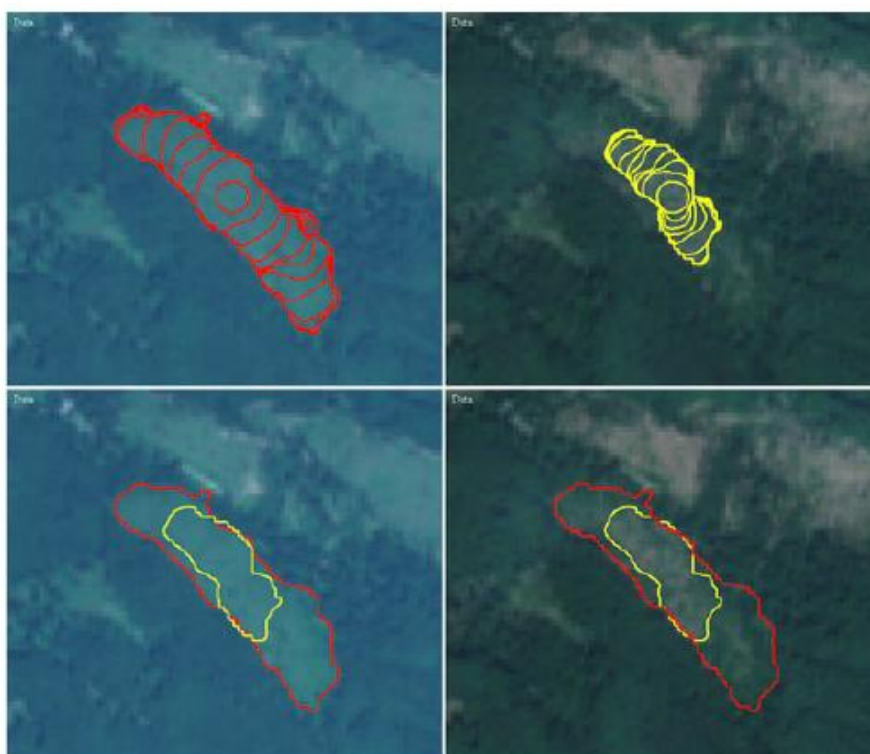
Rycina 17. Półautomatyczna segmentacja (żółty) i ślad GPS (jasnoniebieski). Maksymalna odległość Hausdorffa wynosi w tym przypadku 62,1 m, a średnia odległość Hausdorffa wynosi 14,0 m, co oznacza, że uzyskano dokładność odpowiadającą 1 pikselowi zobrażenia satelitarnego (Mikula i in., 2021b)



Rycina 18. Po lewej: ewolucja krzywej segmentacji od koła początkowego do stanu końcowego. Po prawej: końcowa automatyczna segmentacja (czerwona) wraz z wynikiem segmentacji półautomatycznej (żółty) i ślad GPS (jasnoniebieski) (Mikula i in., 2021a)



Rycina 19. Wynik segmentacji: obszary siedliska 91E0 (czerwony), siedlisko 91F0 (niebieski), siedlisko 91G0 (żółty), a siedlisko 9110 (fioletowy) (Mikula i in., 2021c)



Rycina 20. Przykład segmentacji siedlisk muraw. Górny lewy obraz pokazuje segmentację (czerwony) w oryginalnych danych z 2015 r. Górny prawy obraz pokazuje segmentację (żółty) w zaktualizowanych danych z 2019 r. Dolny wiersz porównuje końcowe segmentowane obszary przed i po zmianach (Mikula i in., 2021d)

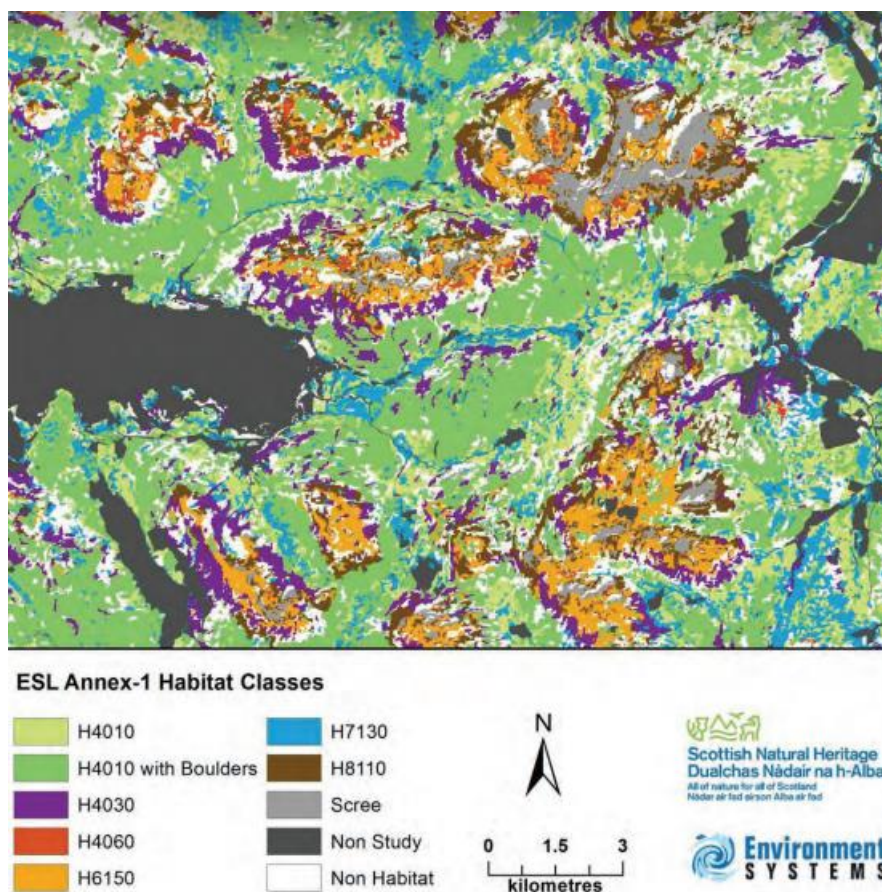
## **11) Remote sensing methodology: Fieldwork and additional rule base development for Scottish upland habitats (Medcalf i in., 2012)**

Autorzy wykonali klasyfikację sześciu siedlisk 4010, 4030, 4060, 6150, 7130 i 8110 na obszarze Wielkiej Brytanii. W analizach wykorzystano zobrazenia satelitarne SPOT-4, które poddano korekcji radiometrycznej, atmosferycznej, topograficznej i ortorektyfikacji. Na podstawie kombinacji kanałów spektralnych obliczono również dwa wskaźniki wegetacyjne (NDVI, MGNDVI (ang. *Modified Green Normalized Difference Vegetation Index*)). Przy pomocy Linear Spectral Unmixing obliczono trzy dodatkowe rastry frakcji. Do mapowania występowania siedlisk wykorzystano trzy etapową segmentację: poziom 1 - wymaskowanie obiektów, nie podlegających analizie (drogi, rzeki, lasy); poziom 2 - poziom krajobrazu, na którym, wykorzystując warstwy numerycznego modelu terenu, ekspozycji, nachylenia, krzywizny, oddzielono grzbiety i obszary alpejskie od pozostałych form ukształtowania terenu; poziom 3 - ekologiczny, polegający na identyfikacji zbiorowisk alpejskich (6150, 4060) i niealpejskich (1730, 6010, 6030, 8110). W celu walidacji wyników dla każdego siedliska określono ponad 50 poligonów referencyjnych.

Uzyskane przez autorów wyniki wskazują, że powierzchnia 13,6% wszystkich uzyskanych poligonów była zgodna z powierzchnią analogicznych poligonów w terenie. W przypadku 1% poligonów ich powierzchnia była mniejsza niż siedlisk w terenie, a dla 2,4% poligonów - większa. W ponad 27% tylko częściowo udało się wskazać poprawny kształt, a w ponad 55% uzyskano mozaikę siedlisk i nie było możliwe zwalidowanie w terenie. Dokładność segmentacji określono poprzez parametry dokładności użytkownika i producenta. Dokładność użytkownika była najniższa dla siedliska 4060 i wyniosła 0% a największa dla siedliska 4030 (100%). 100% dokładność producenta uzyskano dla siedliska 6150 a 8,3% dla siedliska 4060. Dokładność całkowita została określona na 80,87% (ryc. 20).

Według autorów niezbędne jest wykonanie hierarchicznej (etapowej) segmentacji, tak aby w ostatnim etapie segmentacji pozostawić jedynie najbardziej prawdopodobne miejsca występowania siedlisk. Do wykonania segmentacji niezbędne jest posiadanie wiarygodnej warstwy referencyjnej, która jest niezbędna do walidacji wyników. Autorzy wskazują, że minimalna liczba poligonów referencyjnych powinna wynosić 50. Wykorzystane przez autorów dane satelitarne charakteryzują się niską rozdzielczością przestrzenną. Dlatego w celu polepszenia wyników autorzy sugerują wykorzystanie dodatkowych danych o większej rozdzielczości.



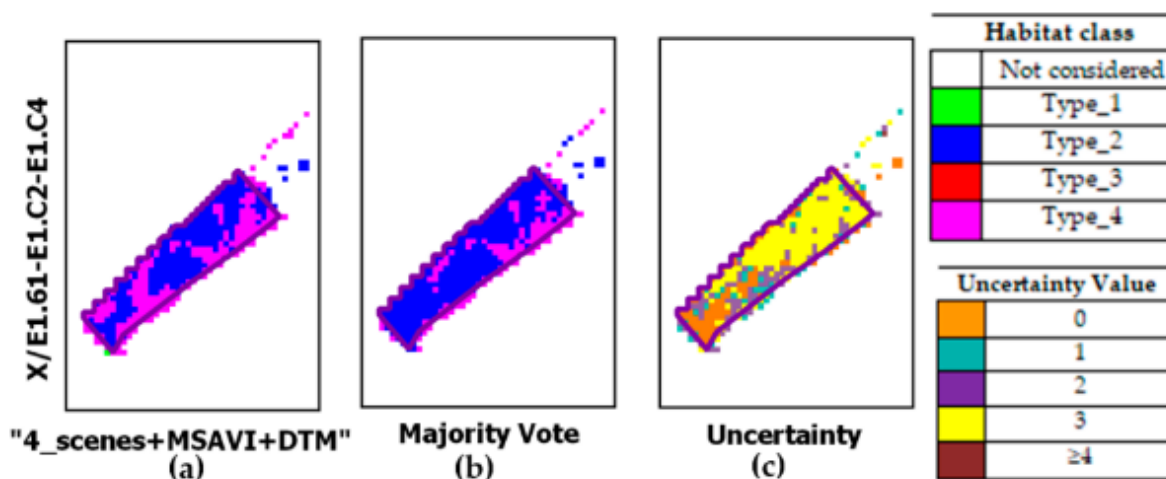


Rycina 21. Mapa klasyfikacji siedlisk: 4010, 4030, 4060, 6150, 7130, 8110 (Medcalf i in., 2012)

## 12) Intra-annual sentinel-2 time-series supporting grassland habitat discrimination (Tarantino i in., 2021)

Badania przeprowadzono dla obszaru Natura 2000 „Murgia Alta”, położonego w południowych Włoszech. Klasyfikacja została wykonana na podstawie wieloczasowych zobrazowaniach satelitarnych Sentinel-2A/2B. Przed wykonaniem klasyfikacji dane zostały poddane dopasowaniu do obszaru analizy, sztucznie poprawiono ich rozdzielczość przestrzenną do 10 m oraz wyliczono dla nich liczne wskaźniki wegetacyjne (np. MSAVI, ang. *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*). Zastosowano różne zestawy danych do klasyfikacji. Przeprowadzono dwuetapową klasyfikację czterech siedlisk Natura 2000. Pierwszy etap obejmował określenie zasięgu siedlisk łąkowych, a drugi identyfikację konkretnych siedlisk. Na obu etapach zastosowano algorytm SVM, a walidację wyników wykonano na bazie próby referencyjnej zbieranej zarówno w terenie jak i w sposób kameralny. Zasięg obszarów łąkowych określono z dokładnością ogólną blisko 99%. Estymator dokładności F1 dla poszczególnych siedlisk był zróżnicowany w zależności od zestawu danych i wynosił od 75,97% do 95,25% (ryc. 22).

Autorzy podkreślili, że biorąc pod uwagę konieczność aktualizacji danych na temat obszarów Natura 2000, zobrazowania satelitarne mogą stanowić efektywne, znacznie redukujące czaso- i kosztochłonność, narzędzie.



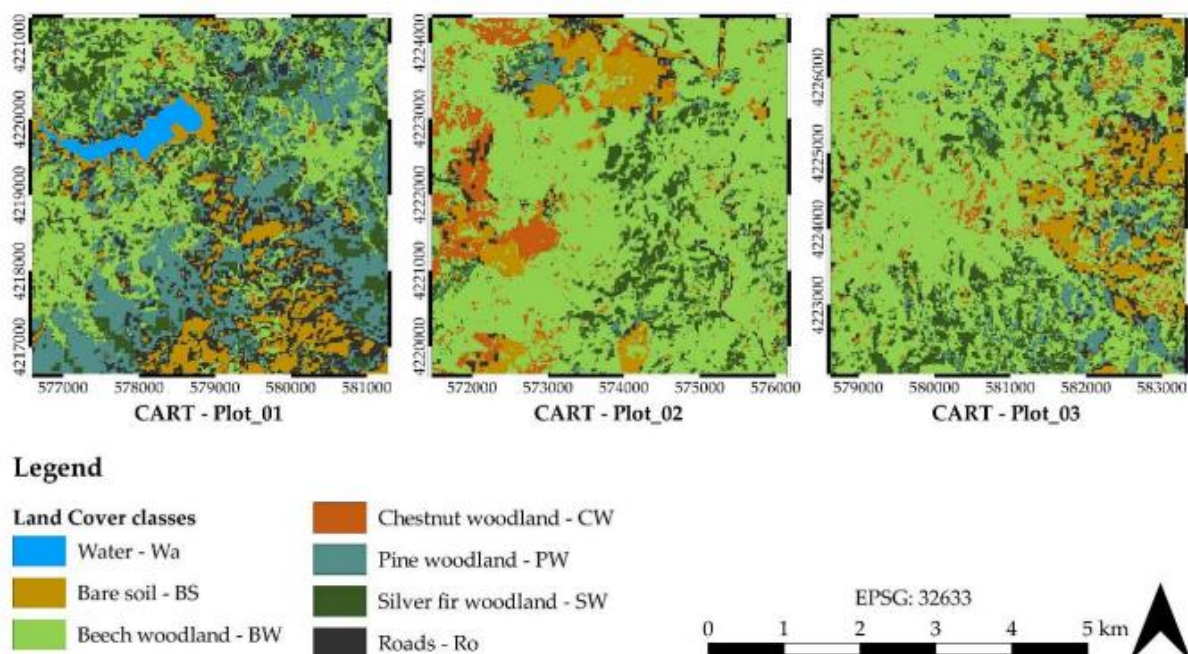
Rycina 22. Wyniki klasyfikacji: a) klasyfikacja przy wykorzystaniu: 4 scen, wskaźnika MSAVI i numerycznego modelu terenu; b) metody głosowania; c) niepewność klasyfikacji. Ciemny poligon oznacza granicę płata referencyjnego (Tarantino i in., 2021)

### 13) Machine learning classification of mediterranean forest habitats in google earth engine based on seasonal sentinel-2 time-series and input image composition optimisation (Praticò i in., 2021)

Autorzy podjęli się klasyfikacji siedlisk Natura 2000 dla Parku Narodowego Aspromonte we Włoszech. W celach analizy autorzy wykorzystali wieloczasowe zobrazenia Sentinel-2, w przetworzeniu 2A, z poziomem zachmurzenia mniejszym niż 10%. Na bazie kanałów spektralnych autorzy obliczyli następujące wskaźniki wegetacyjne: NDVI, GNDVI (ang. *Green Normalized Difference Vegetation Index*), EVI (ang. *Enhanced Vegetation Index*), NBR (ang. *Normalized Burn Ratio*), NDII (ang. *Normalized Difference Infrared Index*). Klasyfikacje wykonano na różnych zestawach danych pochodzących z jednego miesiąca lub okresu (zima, wiosna i wczesne lato, lato), jesień. Zbiór danych referencyjnych stanowiły w 25% dane treningowe, a w 75% dane walidacyjne. W badaniach autorzy przetestowali trzy różne algorytmy klasyfikacji - *Random Forest*, SVM i CART (ang. *Classification and Regression Trees*) (ryc. 23). Jeżeli osiągnięta dokładność klasyfikacji była niższa niż 85% to proces klasyfikacji ponowiono z zastosowaniem innych ustawień.

Najlepsze wyniki autorzy uzyskali dla klasyfikacji wykonanej na zestawie zobrażeń z okresu letniego przy dodaniu wskaźników wegetacyjnych NDVI, EVI oraz NBR. Metodą *Random Forest* osiągnięto dokładność ogólną i F1 wynoszące 88%, natomiast metodą SVM wyniki były niższe o kilka punktów procentowych. Autorzy wskazali również dokładności dla poszczególnych klas. Dla siedlisk tożsamyh z występującymi w Polsce siedliskami 9110, 9130, 9140, 9150, 91P0, 91Q0, 91T0 dokładność F1 wahała się od 85 do 94%.

Według autorów, wszystkie klasyfikatory dawały akceptowalną wartość dokładności, demonstrując niezawodność Google Earth Engine jako narzędzia umożliwiającego sprawny dostęp do dużych zbiorów danych, które również może wykonywać cały proces klasyfikacji.



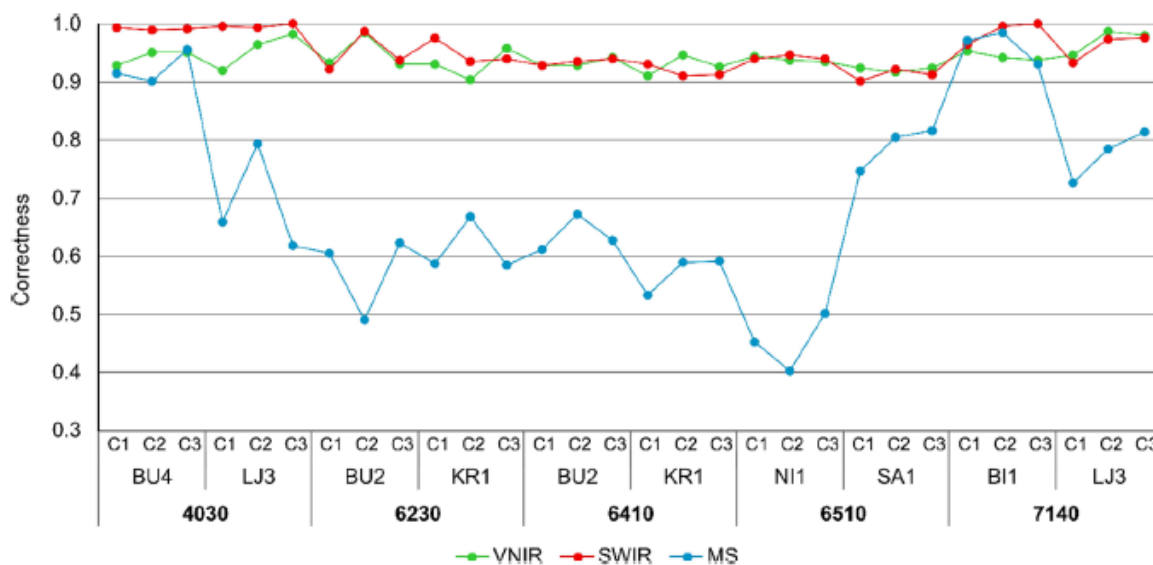
Rycina 23. Wyniki klasyfikacji przy pomocy CART (Praticò i in., 2021)

#### 14) Hyperspectral vs. Multispectral data: Comparison of the spectral differentiation capabilities of Natura 2000 non-forest habitats (Jarocińska i in., 2022)

W artykule autorzy przedstawili możliwość wykorzystania lotniczych zobrazowań hiperspektralnych do klasyfikacji siedlisk Natura 2000 na wybranych obszarach w Polsce. Jednocześnie dane hiperspektralne poddali przetworzeniom (rozdzielczość przestrzenna, spektralna) w celu utworzenia na ich podstawie, w sposób sztuczny, zobrazowań odpowiadającym parametrom Sentinel-2. Dane referencyjne pozyskano w terenie w analogicznym okresie jak dane teledetekcyjne. Łącznie zebrano 1448 unikalnych poligonów referencyjnych na 259 siedliskach Natura 2000. Do klasyfikacji wykorzystano algorytm Linear Discriminant Analysis.

Autorzy wskazali, że potencjał danych wielospektralnych (Sentinel-2) w odróżnianiu siedlisk Natura 2000 od tła jest różnorodny: wyższy dla wrzosowisk i torfowisk (4030, 7140) (porównywalne z danymi hiperspektralnymi) oraz niższy dla muraw oraz łąk (6230, 6410, 6510). W przypadku łąk i użytków zielonych współczynnik poprawności dla danych z Sentinel-2 był średnio o około 20% niższy niż dla danych hiperspektralnych.

Według autorów dane Sentinel-2 mogą być wykorzystywane do klasyfikacji siedlisk pod pewnymi warunkami: metoda identyfikuje pojedyncze siedlisko, a nie mieszaninę różnych siedlisk; tło na sklasyfikowanym obszarze ma inne właściwości spektralne niż siedlisko; siedlisko ma jednolitą strukturę i skład gatunkowy.



Rycina 24. Średnia dokładność klasyfikacji na podstawie danych hiperspektralnych w zakresie VNIR, SWIR oraz sztucznie wygenerowanych danych satelitarnych MS (odpowiadają danym Sentinel-2) (Jarocińska i in., 2022)

### 15) a) Contribution of Sentinel-2 satellite images for habitat mapping of the Natura 2000 site ‘Estuaire de la Loire’ (France) (Le Dez i in., 2021)

Celem artykułu była ocena wykorzystania danych satelitarnych do odwzorowania obszaru NATURA 2000 „Dolina Loary”, jako alternatywy dla czasochłonnych prac terenowych. W badaniach wykorzystano wieloczasowe zobrazowania wielospektralne pozyskane z satelity Sentinel-2 w przetworzeniu 2A, które charakteryzowały się brakiem zachmurzenia oraz prezentowały pełny cykl wegetacyjny roślinności.

Na podstawie dostępnych kanałów wielospektralnych utworzono 12 wskaźników (m. in. NDVI, NDWI, GNDVI, EVI, SAVI). Do klasyfikacji siedlisk wykorzystano algorytm Random Forest, a do oceny dokładności klasyfikacji autorzy wykorzystali wskaźnik *Overall Accuracy* (OA) i współczynnik Kappa Cohena. Obszar treningowy stanowiły homogeniczne zbiorowiska fitosocjologiczne o powierzchni 100 m<sup>2</sup>, opisane podczas badań terenowych. Autorzy odrzucili z analiz zobrazowania dla których wyniki dokładności klasyfikacji wyniosły mniej niż 80% (OA<80%). Dla zobrazowań o wysokiej dokładności (OA>80%) zbadano znaczenie kanałów spektralnych i wskaźników na dokładność określania siedlisk. Do końcowej klasyfikacji wykorzystano dane z zobrazowań o wysokiej dokładności (OA>80) oraz wybranych kanałów i wskaźników otrzymanych w wyniku analizy *mean decrease Gini* (MDG).

Ocena dokładności modelu pokazała wysoką precyzję przy wskaźniku OA na poziomie 98,7% i współczynniku Kappa na poziomie 99%. Większość siedlisk NATURA 2000 została sklasyfikowana z dokładnością powyżej 90%. Te siedliska to: ujścia rzek (1130), śródlądowe błotniste solniska z solirodem (1310), solniska nadmorskie (1330), śródziemnomorskie słone łąki (1410), ziołorośla górskie (6430), łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (91EO), łągowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (91F0). Mniejszą

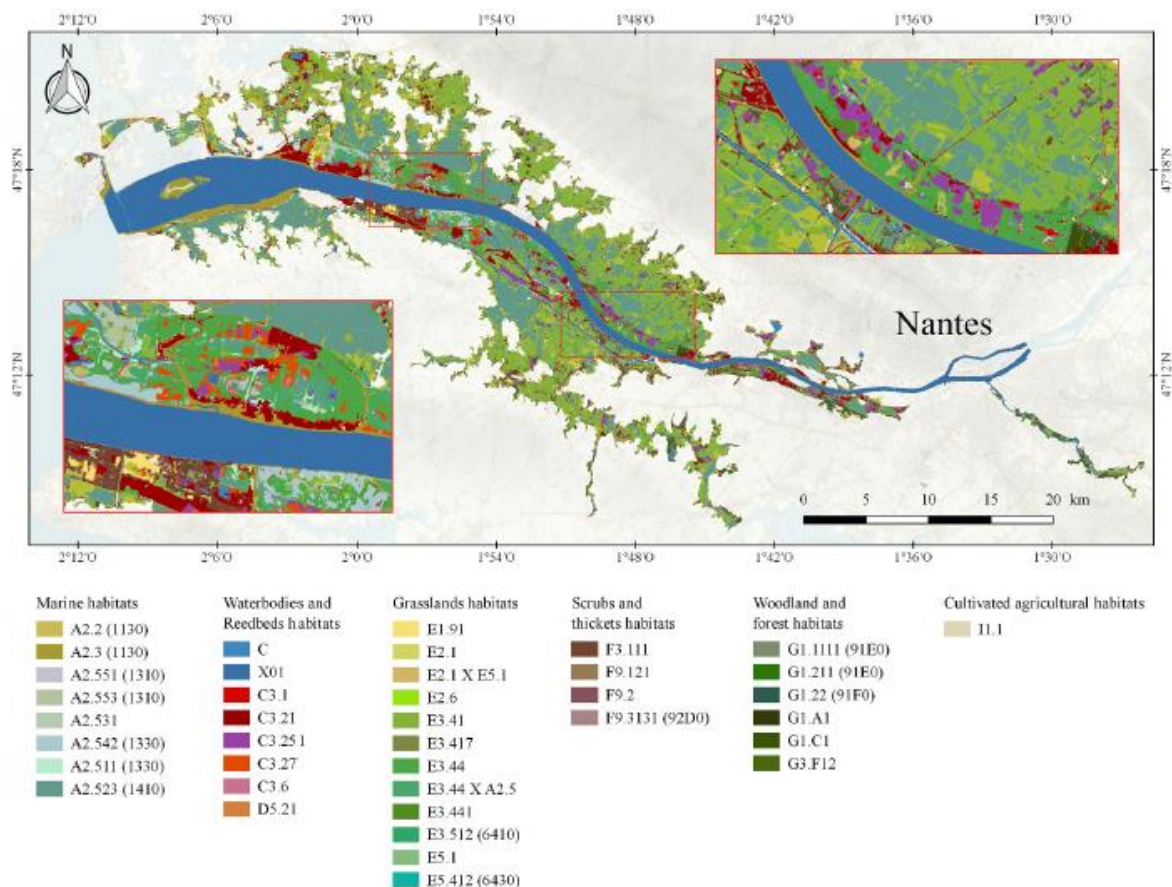
dokładnością wynoszącą 75% charakteryzowało się siedlisko zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (6410) (ryc. 25). Wyniki badań potwierdziły, że wielospektralne zobrazowania z satelity Sentinel-2 pozwalają na dokładne odwzorowanie siedlisk oraz, że ich rozdzielczość spektralna jest szczególnie przydatna w badaniach terenów podmokłych.

**b) Contribution of free satellite time-series images to mapping plant communities in the Mediterranean Natura 2000 site: the example of Biguglia Pond in Corse (France) (Rapinel i in., 2020)**

W artykule podjęto problem wykorzystania wieloczasowych, wielospektralnych danych satelitarnych do klasyfikacji siedlisk NATURA 2000. Dane pochodziły z satelity Sentinel-2 i charakteryzowały się brakiem zachmurzenia. Obszarem badań było północno – wschodnie wybrzeże wyspy Korsyka. Zobrazowania wykorzystane w badaniu były wykonywane od stycznia do października 2017 roku.

Do analiz wykorzystano 6 zobrazowań satelitarnych o różnej rozdzielczości spektralnej i czasowej. Do klasyfikacji zbiorowisk roślinnych autorzy wykorzystali algorytm *Random Forest* (RF) wspierany przez obliczenia miary odległości Jeffries-Matusita. Obszary referencyjne zostały wskazane manualnie na podstawie skalibrowanej mapy zbiorowisk roślinnych, wieloczasowych zobrazowań satelitarnych przedstawiających kompozycje spektralne z bliską podczerwienią (ang. *near – infrared*) oraz wysokorozdzielczych zobrazowań dostępnych na platformie Google Earth. W celu poprawy dokładności autorzy założyli minimalną odległość 20 metrów między jednakowymi treningowymi zbiorowiskami roślinnymi. Do oceny dokładności modelu obliczono wskaźnik OA, Kappa oraz wskaźnik F1.

Ocena dokładności modelu wskazała precyzję wskaźnika Overall Accuracy na poziomie 72% i współczynnika Kappa Cohena na poziomie 70%. Największą dokładność dla wskaźnika F1 wynoszącego 81-99% autorzy wskazali dla siedlisk: zalewy i jeziora przybrzeżne (1150), śródziemnomorskie wilgotne łąki ziołoroślowe (6420), wydmowe zarośla twarolistne (2260). Dobrą dokładnością dla wskaźnika F1 wynoszącego 70-77% charakteryzowały się siedliska: śródziemnomorskie słone łąki (1410), południowe nadrzeczne lasy galeriowe i zarośla (92D0). Wyniki badań potwierdziły, że siedliska NATURA 2000 położone w regionie Morza Śródziemnego mogą być dokładnie klasyfikowane na podstawie wielospektralnych, wieloczasowych zobrazowań satelitarnych.



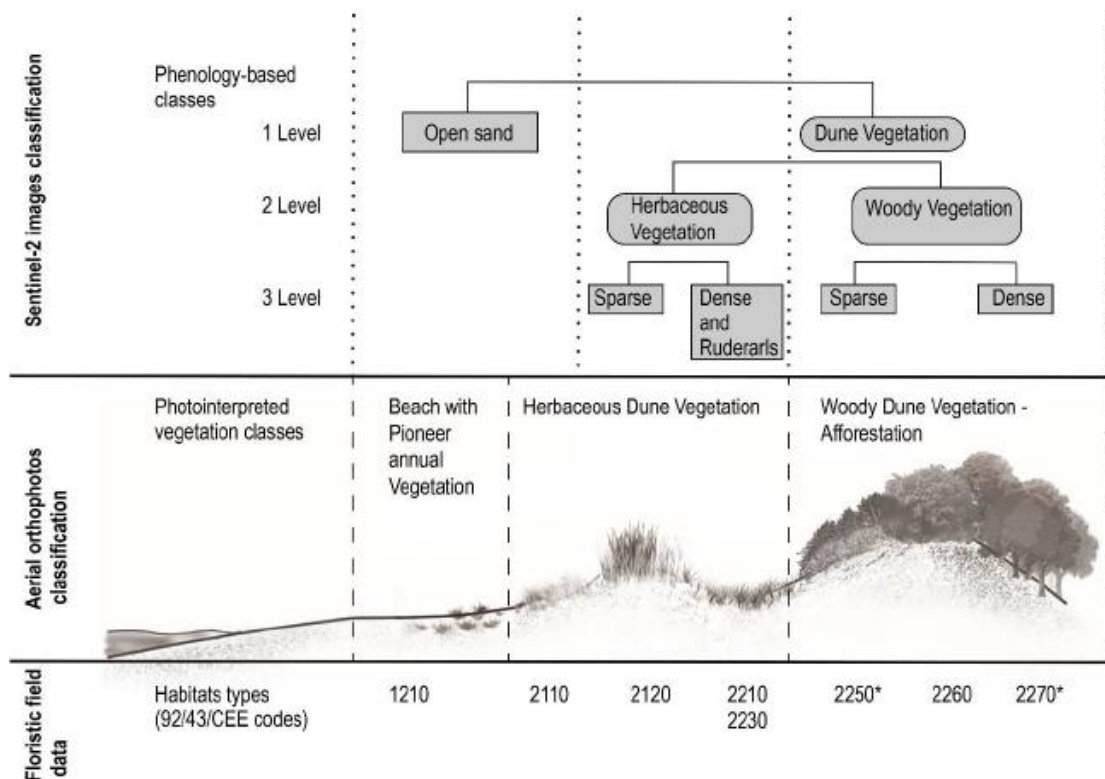
Rycina 25. Mapa klasyfikacji (predykcji) występowania siedlisk na obszarze Natura2000 „Estuaire de la Loire” (Le Dez i in., 2021)

## 16) Capturing Coastal Dune Natural Vegetation Types Using a Phenology-Based Mapping Approach: The Potential of Sentinel-2 (Marzialetti i in., 2019)

W artykule przedstawiono możliwości wykorzystania wieloczasowych obrazów satelitarnych do klasyfikacji siedlisk z roślinnością charakteryzującą przybrzeżne tereny wydymowe. Obszarem na którym prowadzono badania było zachodnie wybrzeże Włoch (region Lazio).

Autorzy wykorzystali klasyfikację opartą na fenologii roślin. W badaniach wykorzystano obrazowania satelitarne wykonane przez satelitę Sentinel-2 w przetworzeniu 1C i 2A, które charakteryzował poziom zachmurzenia mniejszy niż 15%. Dane wykorzystane w badaniu zostały utworzone w oparciu o 22 obrazowania, które zostały wykonane w każdym miesiącu 2017 roku, wykluczając miesiąc marzec. Dla wszystkich obrazowań obliczono wskaźnik wegetacji NDVI. Do klasyfikacji wykorzystano algorytm Random Forest. Ocena dokładności klasyfikacji fenologicznej siedlisk odbywała się przy użyciu m. in. dokładności całkowitej (OA) i współczynnika Kappa. Ocena oparta była na 250 losowych punktach kontrolnych, uprzednio potwierdzonych przy użyciu wysokorozdzielczych obrazowań satelitarnych dostępnych na platformie Google Earth. Otrzymana macierz błędów została porównana z poprzednimi badaniami, dotyczącymi siedlisk i roślinności, prowadzonymi na tym samym obszarze.

W celu poprawy dokładności fenologicznej klasyfikacji, umownie podzielono wyniki na trzy klasy wegetacji. Klasyfikacja wykonana na podstawie wieloczasowych zobrażeń wielospektralnych wykazała dobrą dokładność w porównaniu do interpretacji na podstawie wysokorozdzielczych zobrażeń z platformy Google Earth. Pierwszy poziom klasyfikacji (dwie klasy: wegetacja, piasek) uzyskały bardzo wysoką dokładność wskaźnika OA na poziomie 96% i współczynnika Kappa na poziomie 86%. Podobnie w drugim poziomie (dwie klasy: niska wegetacja i drzewa) dokładność była wysoka, wskaźnik OA na poziomie 88% i współczynnika Kappa na poziomie 79%. Natomiast trzeci poziom klasyfikacji (cztery klasy: rzadko rosnąca roślinność zielna, gęsto rosnąca roślinność zielna, rzadko rosnąca roślinność drzewiasta, gęsto rosnąca roślinność drzewiasta) uzyskał dokładność wskaźnika OA na poziomie 79% i współczynnika Kappa na poziomie 71%. Klasyfikacja wykonana na podstawie wskaźnika NDVI pokazała znaczące podobieństwa do wcześniejszych wyników badań prowadzonych na podstawie fotointerpretacji zdjęć lotniczych i prac terenowych. Pierwszy poziom klasyfikacji wykazał dokładność ze zdjęciami lotniczymi na poziomie OA wynoszącym 95% i Kappa wynoszącym 83%. Wyniki badań wskazały duży potencjał zobrażeń wykonanych przez satelitę Sentinel-2 do klasyfikacji opartej na fenologii roślinnej dla terenów ubogich w biomasę i silnie rozdrobionych ekosystemów takich jak wydmy nadbrzeżne (ryc. 26).



Rycina 26. Schemat przekrojowy wskazujący typową strefę wydm przybrzeżnych wraz z ich odpowiednimi typami siedlisk (Marzialetti i in., 2019)

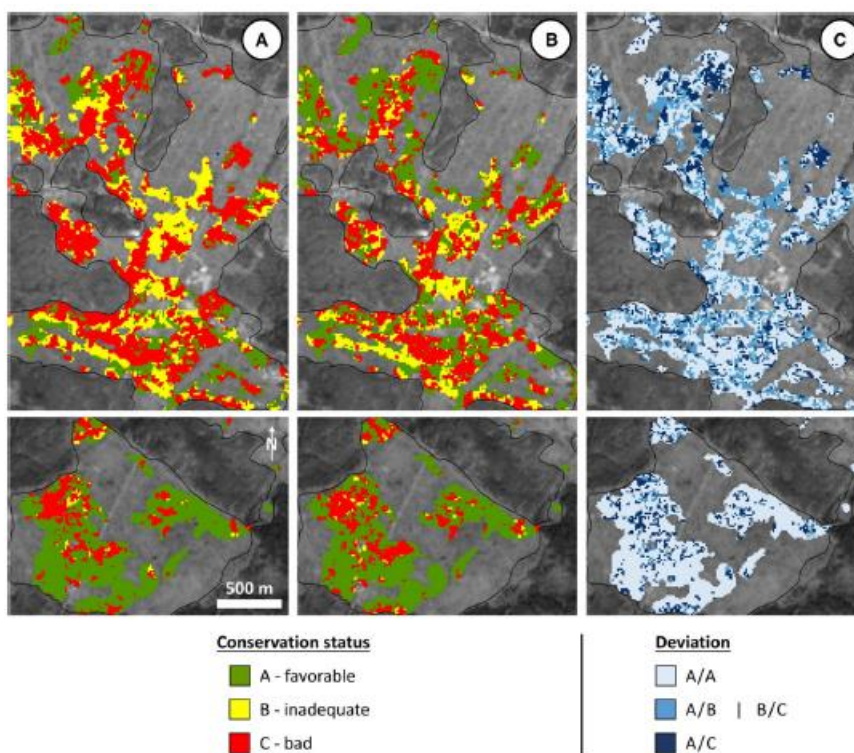
### 17) Synergetic use of Sentinel-1 and Sentinel-2 for assessments of heathland conservation status (Schmidt i in., 2018)

W badaniach wykorzystano wieloczasowe dane radarowe Sentinel-1 oraz dane optyczne Sentinel-2 do oceny jakości zachowania wrzosowisk na obszarze Oranienbaum Heath (Niemcy). Na obszarze występują dwa dominujące typy siedlisk 2310 i 4030. Ponadto w niewielkim odsetku na tym terenie można zidentyfikować siedliska 2330 oraz 6120. Zgodnie z regionalnymi wytycznymi mapowania stan siedlisk na obszarach występowania wrzosu powinien być opisany w oparciu o trzy kryteria: minimalne pokrycie kluczowego gatunku wrzosu; występowanie różnych faz sukcesyjnych *Calluna* w niewielkiej odległości od siebie (duża różnorodność strukturalna); występowanie innych roślin. Zgodnie z wytycznymi terenowymi, należy ocenić w terenie i podsumować te trzy kryteria w głosowaniu kategoriowym z uwzględnieniem klas stanu ochrony: „korzystny” (A), „nieodpowiedni” (B) lub „zły” (C). W badaniu autorzy określili te trzy kryteria wykorzystując algorytm SVM i przetworzone zobrazowania satelitarne. Stan zachowania określony na podstawie zobrazowań satelitarnych w dwóch terminach obrazuje rycina 27.

Powierzchnia zajmowana przez wrzos (*Calluna*) została określona na poziomie  $r^2$  wynoszącym 95%, a średnia wysokość wrzosu (zmienna strukturalna) z dokładnością  $r^2$  - 71%. Ponadto występowanie gatunków kluczowych udało się określić z  $r^2$  równym 76%. Pomiędzy danymi referencyjnymi (obserwacja terenowa, poligony 10x10 m), a wynikami analiz teledetekcyjnych istnieje zgodność na poziomie 76% w zakresie określenia trzech klas stanu zachowania.

Wnioski autorów wskazują, że ogólny schemat modelowania daje możliwość monitorowania wrzosowisk w oparciu o odpowiednie wytyczne i przy zastosowaniu zobrazowań z programu Copernicus. Zaletą danych satelitarnych jest określenie stanu zachowania dla każdego piksela, co znacząco różnicuje to podejście od tradycyjnego mapowania w terenie, gdzie nie ma możliwości uzyskania informacji ciągłej.





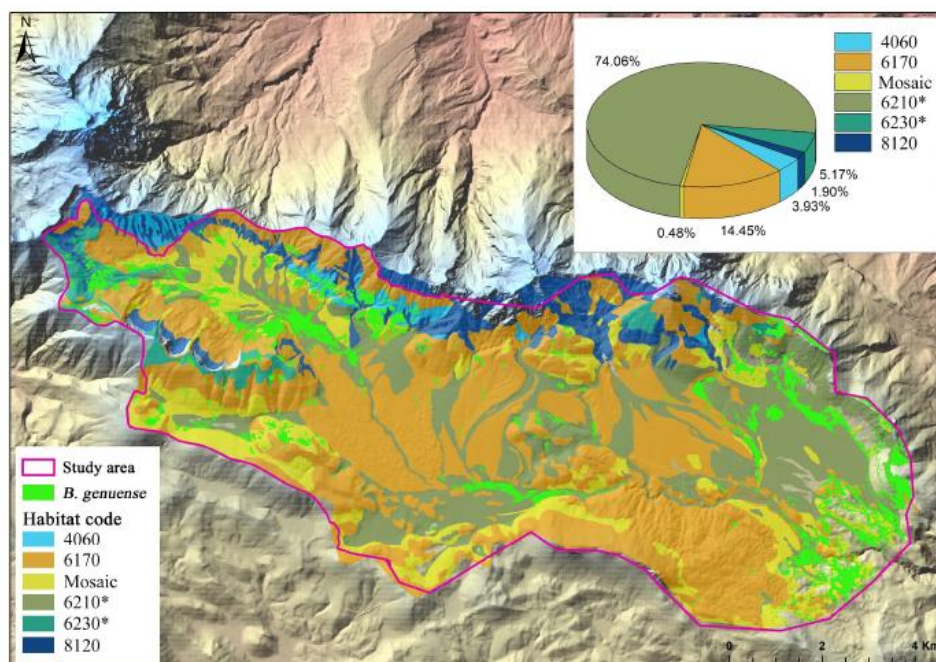
Rycina 27. Stan zachowania określony na podstawie zobrazowań satelitarnych z końca czerwca (A), wykonanych 3 tygodnie wcześniej (B) oraz różnica w klasyfikacji (C). Zgodność klasyfikacji między A i B wynosi około 60% (Schmidt i in., 2018)

### 18) Integrating remote sensing and ecological modelling to assess the potential impact of *Brachypodium genuense* on grasslands habitat conservation (De Simone i in., 2021)

Celem artykułu było wykorzystanie metod teledetekcji do oceny wpływu kłosownicy pierzastej (*Brachypodium genuense* = *Brachypodium pinnatum*) na zachowanie ekosystemów łąkowych (ryc. 28). Badania prowadzone były na terenie włoskiego parku narodowego Gran Sasso i Monti Della Laga. Do badań wykorzystano zobrazowania satelitarne pochodzące z satelity Sentinel-2 w przetworzeniu 2A z okresu od czerwca do sierpnia 2019 roku.

Do budowy bazy danych wykorzystanej do klasyfikacji wykorzystano 10 kanałów spektralnych (B2 – B8, B8A, B11, B12) i obliczono wskaźnik wegetacji NDVI. Terenowe dane referencyjne zostały opisane i zlokalizowane przy pomocy systemu nawigacji satelitarnej. Okres badań terenowych pokrywał się z terminami wykonywanych zobrazowań satelitarnych. Podczas badań terenowych zbierano informacje na homogenicznych płatach roślinności o powierzchni 100 m<sup>2</sup> i pokryciu kłosownicą pierzastą ponad 90%. Do klasyfikacji wykorzystano algorytm *Random Forest*. Autorzy dokonali oceny dokładności klasyfikacji przy wykorzystaniu wskaźnika OA i współczynnika Kappa. Dodatkowo autorzy badań dokonali konwersji zbiorowisk roślinnych na siedliska NATURA 2000, według obowiązujących wytycznych i ocenili rozprzestrzenianie się gatunku kłosownicy pierzastej na tych siedliskach.

Wyniki klasyfikacji płatów z kłosownicą pierzastą wykazały dużą dokładność, wskaźnik OA na poziomie 90,91% i współczynnik Kappa na poziomie 81%. Dominującym siedliskiem NATURA 2000 na badanym terenie były nawapienne murawy wysokogórskie i wyleżyska śnieżne (6170), murawy kserotermiczne i ciepłolubne murawy (6210) oraz bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (6230). Oprócz wspomnianych sklasyfikowano dwa dodatkowe siedliska na których występuje kłosownica pierzasta i były to: wapienne ściany skalne ze zbiorowiskami (8210) i wysokogórskie borówczyska bażynowe (4060). Siedliskiem najbardziej narażonym na zmiany spowodowane kłosownicą pierzastą jest siedlisko murawy kserotermiczne (6210). Autorzy wskazują skuteczności stosowania algorytmu Random Forest do monitorowania dynamiki gatunków roślin, takich jak kłosownica pierzasta.



Rycina 28. Rozmieszczenie *Brachypodium genuense* (*B. genuense*) na wybranych siedliskach Natura 2000. Wykres kołowy przedstawia procentowy rozkład *B. genuense* na obszarze analizy (De Simone i in., 2021)

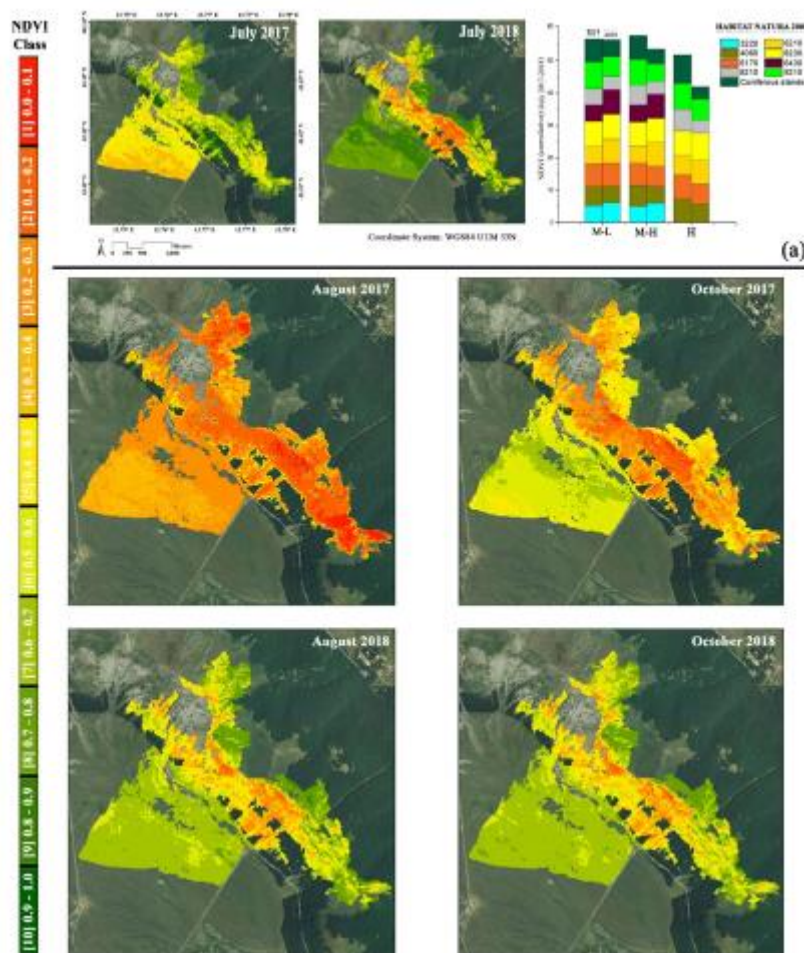
### 19) The potentiality of Sentinel-2 to assess the effect of fire events on Mediterranean mountain vegetation (De Simone i in., 2020)

W artykule przedstawiono potencjał zobrażeń satelity Sentinel-2 do oceny wpływu pożarów na śródziemnomorską roślinność górską. Badania prowadzone były na terenie włoskiego parku narodowego Gran Sasso i Monti Della Laga. W badaniu zostało wykorzystanych sześć zobrażeń wielospektralnych w przetworzeniu 2A, pozyskanych od lipca do października 2017 i 2018 roku.

Do wykrycia miejsc zaburzonych pożarem autorzy wykorzystali wskaźnik *Relativized Burn Ratio* (RBR), który pozwala na podzielenie spalonej powierzchni ze względu na klasę dotkliwości w oparciu o wieloczasowe zobrażenia satelitarne. Dane referencyjne

stanowiły pomiary terenowe i satelitarne dane pochodzące z czujnika Visible infrared Imaging Radiometer Suite. Następnie dokonano klasyfikacji z użyciem algorytmu *Random Forest*. Autorzy dokonali oceny dokładności klasyfikacji przy wykorzystaniu wskaźnika OA i współczynnika Kappa. Dla miejsc wskazanych jako zaburzone pożarem obliczono wskaźnik wegetacji NDVI dla trzech okresów: przed pożarem, bezpośrednio po pożarze, dwa miesiące po pożarze. Przy obliczaniu wskaźnika wegetacji wykorzystano skalę od 0 do 10, gdzie 10 to największa aktywność fotosyntezy.

Autorzy wykorzystując algorytm *Random Forest* do oceny wskaźnika RBR uzyskali wysoki stopień dokładności wynoszący 83% na wskaźnika Overall Accuracy i 77% współczynnika Kappa Cohena. Siedliskami NATURA 2000 na których wystąpiło zaburzenie związane z pożarem były siedliska o podanych kodach: 3220, 4060, 6170, 6210, 6230, 6430, 8210, 9210. Najmniejsze średnie wartości wskaźnika NDVI dla obszarów dotkniętych pożarem zaobserwowano bezpośrednio po wystąpieniu zaburzenia (ryc. 29). W kolejnym roku obserwacji zdecydowanie najwyższe średnie wartości wskaźnika NDVI na przestrzeni czterech miesięcy otrzymano dla siedlisk NATURA 2000 o kodach: 6170, 6210, 6230, 6430. Wyniki badań potwierdzają wykorzystanie wieloczasowych, wielospektralnych zobrażeń satelitarnych do monitoringu terenów dotkniętych pożarami oraz oddziaływaniem ich skutków na siedliska NATURA 2000.



Rycina 29. Zmiany wskaźnika NDVI na obszarze pożarzyska w czterech terminach sierpień i październik 2017 oraz 2018 (De Simone i in., 2020)

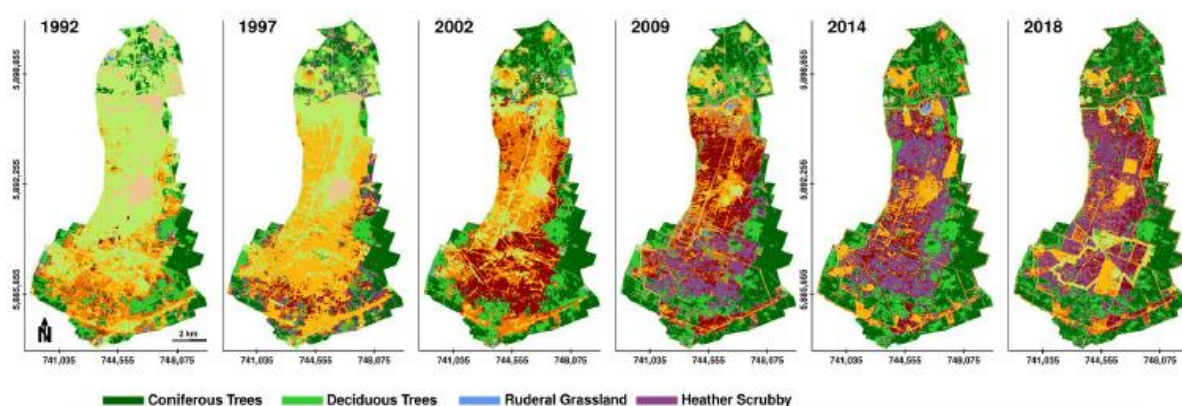
## 20) Habitat sampler—A sampling algorithm for habitat type delineation in remote sensing imagery (Neumann, 2020)

W tym badaniu wprowadzono nową procedurę, *Habitat Sampler*, która autonomicznie generuje niezależne zestawy próbek referencyjnych do uczenia klasyfikacji siedlisk na podstawie zobrazowania teledetekcyjnego. *Habitat Sampler* został przetestowany na byłym poligonie Kyritz-Ruppiner Heide w północno-zachodniej Brandenburgii, Niemcy (ryc. 30). Poligon badawczy obejmował obszar o powierzchni 120 km<sup>2</sup>. W badaniu wykorzystano dane pozyskane z Landsat TM, Landsat OLI, Sentinel-2 w 2009 oraz 2018 r.

Zaproponowana w artykule procedura podzielona została na jednoczesne pobieranie próbek i uczenie modeli oraz wybór modelu i mapowanie siedlisk. Obie części były powtarzane, dopóki każde siedlisko nie zostało wyodrębnione z obrazów teledetekcyjnych. W pierwszym kroku zbiór klasyfikatorów uczenia maszynowego był szkolony na powiązanych zestawach losowo oznaczonych punktów. Zmienne predyktorów do uczenia modelu zostały wyodrębnione z pikseli obrazu dla tych punktów.

W drugim kroku zestaw modelowy był testowany względem zestawu predefiniowanych siedlisk. Widmo siedliska było dalej określane jako specyficzny skład pasm fal spektralnych, które są zapewniane w celu scharakteryzowania siedliska na obrazach teledetekcyjnych. Wybrano ostateczny zestaw modeli, mający największy potencjał w klasyfikacji siedlisk. Tylko wybrane modele były zastosowane do obrazu wejściowego. Dokładność (RF: 88,8-90,2%; SVM: 87,8-91,2%) przewyższała klasyfikację nadzorowaną, gdy jako dane wejściowe próbki szkoleniowej wykorzystano tylko jedno widmo referencyjne na siedlisko. W sposób przedstawiony przez autorów można znacznie zminimalizować zależności danych referencyjnych.

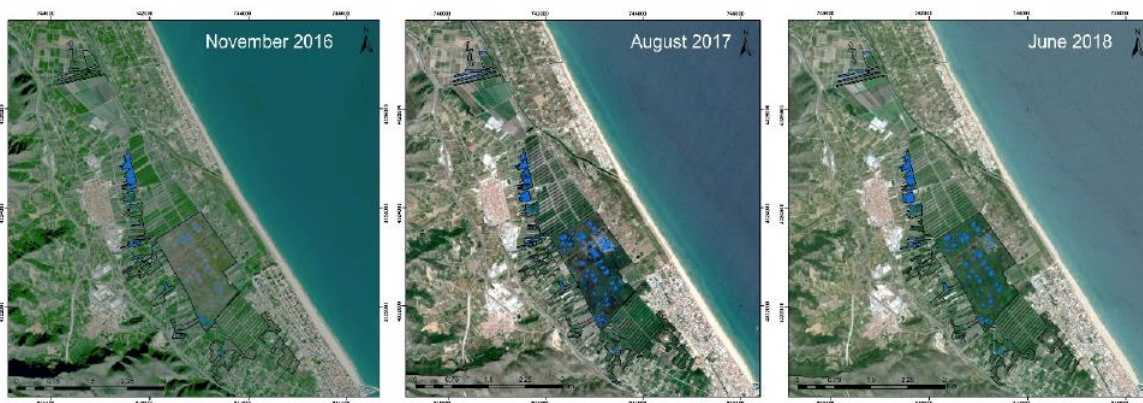
Nie ma ograniczeń dotyczących przestrzennej, czasowej ani spektralnej rozdzielczości, na której próbkowany jest obraz. Ostateczny rozkład wygenerowanych próbek referencyjnych jest reprezentatywny dla samego obrazu i można go zastosować do dowolnego klasyfikatora uczenia maszynowego.



Rycina 30. Zmiany czasowo-przestrzenne w ekosystemach wrzosowisk na dawnym poligonie Kyritz- Heide Rupiner. Mapy typów siedlisk wygenerowano przy użyciu Habitat Sampler (Neumann, 2020)

## 21) Sentinel-2 Application to the Surface Characterization of Small Water Bodies in Wetlands (Pena-Regueiro i in., 2020)

Artykuł przedstawia wyniki badań przeprowadzonych na terenie czterech przybrzeżnych terenów podmokłych w Walencji, Hiszpania. W tym badaniu starano się przetestować przydatność obrazów Sentinel-2A/B do wykrywania małych zbiorników wodnych na terenach podmokłych charakteryzujący się dużym zróżnicowaniem czasowym i przestrzennym powodzi z wykorzystaniem wcześniej opublikowanych indeksów. Wykorzystano dane pozyskane z Sentinel-2A/B w okresie 7.11.2016 - 30.07.2018. Badania dotyczyły monitoringu terenów podmokłych na różnych siedliskach: 1150, 1410, 1420, 1510, 3150, 3160, 3170, 3280, 5330, 6110, 6220, 6420, 6430, 7210. Próbę referencyjną stanowiło 600 punktów wyznaczonych w terenie w dniach 11.11.2016 - 28.07.2018. Nazemne punkty kontrolne były rozmieszczone losowo w obrębie 20 metrowego buforu wokół granicy każdego ze zdigitalizowanych wielokątów wodnych. Wielokąty zostały zmapowane przy użyciu ortofotomap o wysokiej rozdzielczości przestrzennej jako mapy bazowej. Dla każdego punktu określone 7 wskaźników (NDWI (ryc. 31), MNDWI (ang. *Modified Normalized Difference Water Index*), CEDEX, RE-NDWI (ang. *Red Edge - Normalized Difference Water Index*), AWEI (SH) (ang. *Automated Water Extraction Index, shadow*), AWEI (NSH) (ang. *Automated Water Extraction Index, No Shadow*), B\_BLUE)) a następnie porównano klasyfikację każdego indeksu aby określić poprawność klasyfikacji. Dokładność wyniosła do 93% w zależności od wskaźnika. Wyniki wskazały na potencjał wskaźnika NDWI obliczonego na podstawie obrazów Sentinel-2A/B do monitorowania otwartych zbiorników wodnych na wyznaczonych terenach podmokłych. Rozdzielczość przestrzenna tych obrazów pozwoliła na wykrycie zbiorników wodnych o zmniejszonej wielkości w porównaniu z poprzednimi misjami, gdzie pozyskiwano obrazy o średniej i niskiej rozdzielczości.



Rycina 31. Rozmieszczenie terenów wód powierzchniowych na podstawie wskaźnika NDWI (Pena-Regueiro i in., 2020)

## 5. Monitorowanie siedlisk z wykorzystaniem bezpłatnych danych satelitarnych- test klasyfikacji

### 5.1. Metodyka

Do testu klasyfikacji wybrano 2 obszary na terenie Polski: Puszcę Białowieską (obszar pokryty głównie przez siedliska leśne) oraz Biebrzański Park Narodowy (obszar pokryty w znacznym stopniu przez siedliska nieleśne). Wspomniane obszary wybrano, aby przetestować efektywność klasyfikacji na terenach, na których występuje bogata różnorodność siedlisk na stosunkowo niewielkim obszarze. Test objął siedliska:

- Wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi - 2330
- Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nymphaeion*, *Potamion* - 3150
- Ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe (*Koelerion glaucae*) - 6120
- Murawy kserotermiczne (*Festuco-Brometea*) - 6210
- Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardion* – płaty bogate florystycznie) - 6230
- Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*) - 6410
- Łąki selernicowe (*Cnidion dubii*) - 6440
- Ekstensywnie użytkowane niżowe łąki świeże (*Arrhenatherion*) - 6510
- Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe) - 7110
- Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*) - 7140
- Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk - 7230
- Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum*, *Tilio-Carpinetum*) - 9170
- Bory i lasy bagienne (*Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, *Pino mugo-Sphagnetum*, *Sphagno girgensohnii-Piceetum*) - 91D0
- Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albae*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incanae*, olsy źródliskowe) - 91E0
- Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum*) - 91F0
- Ciepłolubne dąbrowy (*Quercetalia pubescenti-petraeae*) - 91I0
- Śródlądowy bór chrobotkowy - 91T0.

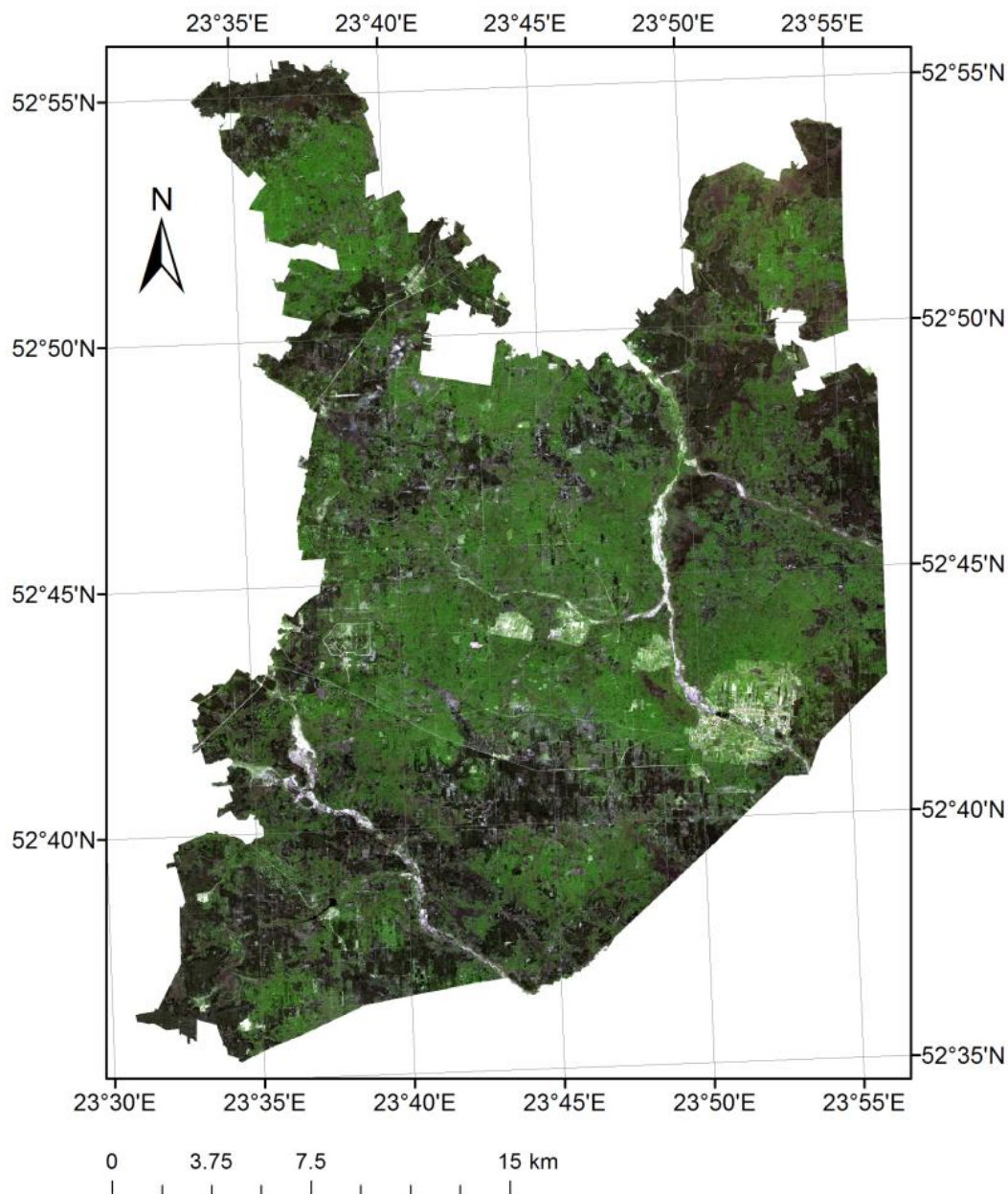
Do testu wybrano obrazy rejestrowane przez satelitę Sentinel 2, które spośród obecnie dostępnych bezpłatnych danych satelitarnych, są pozyskiwane w najbardziej optymalnym zakresie spektralnym przy jednocześnie stosunkowo wysokiej rozdzielczości przestrzennej (10 m). Zestaw danych referencyjnych przygotowano na podstawie lokalizacji stanowisk na siedliskach, dla których prowadzony jest monitoring siedlisk przyrodniczych.

Dane pozyskano w następujących terminach:

- dla polskiej części Puszczy Białowieskiej: 11 maja, 18 czerwca i 8 lipca 2021 r.
- dla Biebrzańskiego Parku Narodowego: 10 maja, 9 czerwca, 23 sierpnia 2018 r.

Z punktu widzenia opisywanej analizy kluczowe było, aby dane pozyskiwano w okresie wegetacyjnym, a zdjęcia miały możliwie najniższy stopień zachmurzenia. Istotą stosowania danych z różnych terminów w trakcie okresu wegetacyjnego jest uchwycenie różnic powodowanych przez zmiany fenologiczne, w związku z czym założono pozyskanie zdjęć w 3 terminach w trakcie trwającego sezonu wegetacyjnego. Dokładne daty były także uzależnione od dostępności zdjęć bezchmurnych. Przykładowe pozyskane zobrazowanie przedstawia rycina 32.

Obrazy Sentinel-2 pobrano z serwisu Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) prowadzonego przez United States Geological Survey (USGS). Pobrano produkty w standardzie L2A (po korekcjach radiometrycznej, geometrycznej i atmosferycznej). W przypadku obrazów, na których występowały chmury, zachmurzone piksele usunięto (wymaskowano).



Rycina 32. Zobrazowanie Sentinel-2 z 11 maja 2021 roku dla polskiej części Puszczy Białowieskiej w barwach rzeczywistych

We wstępnej fazie analiz przetestowano algorytmy *Maximum Likelihood*, *Random Forest* i *Support Vector Machine* (SVM, Vapnik, 1999), spośród których najwyższe dokładności klasyfikacji otrzymano po zastosowaniu algorytmu SVM i ten algorytm zastosowano do klasyfikacji siedlisk na wybranych obszarach. Klasyfikację wykonano przy użyciu języka programowania R, a dokładność oceniano po wykonaniu iteracyjnej, 100-krotnej klasyfikacji z każdorazowym podziałem zestawu referencyjnego na treningowy i testowy w stosunku 70/30.

W analizach przetestowano następujące warianty danych teledetekcyjnych:



- pojedyncze zdjęcia pozyskane w różnych miesiącach w trakcie okresu wegetacyjnego (maj, czerwiec, lipiec/sierpień) - zobrazowania z trzech wymienionych terminów analizowane były osobno,
- zestawy danych wieloczasowych - gdzie wykorzystano w klasyfikacji informację ze wszystkich zobrazowań pozyskanych dla obszarów testowych,
- dodatkową modyfikacją powyższych wariantów było uwzględnienie wskaźników wegetacyjnych NDVI, MSAVI, NBR, GNDVI i NDII (na podstawie literatury wybrano wskaźniki, które były wcześniej stosowane w klasyfikacji siedlisk).

## 5.2. Wyniki

Dokładność całkowita klasyfikacji w przypadku obszaru Puszczy Białowieskiej wyniosła 68,9%, a dla obszaru Biebrzańskiego Parku Narodowego otrzymano dokładność całkowitą w wysokości 68,7%. Dodanie wskaźników teledetekcyjnych nie przyniosło efektu w postaci wyższej dokładności klasyfikacji (tab. 6). Kluczowe są dokładności dla poszczególnych siedlisk, które przedstawiono w tabeli 7. Wynik klasyfikacji dla Puszczy Białowieskiej przedstawia rycina 33, a dla Biebrzańskiego Parku Narodowego - rycina 35.

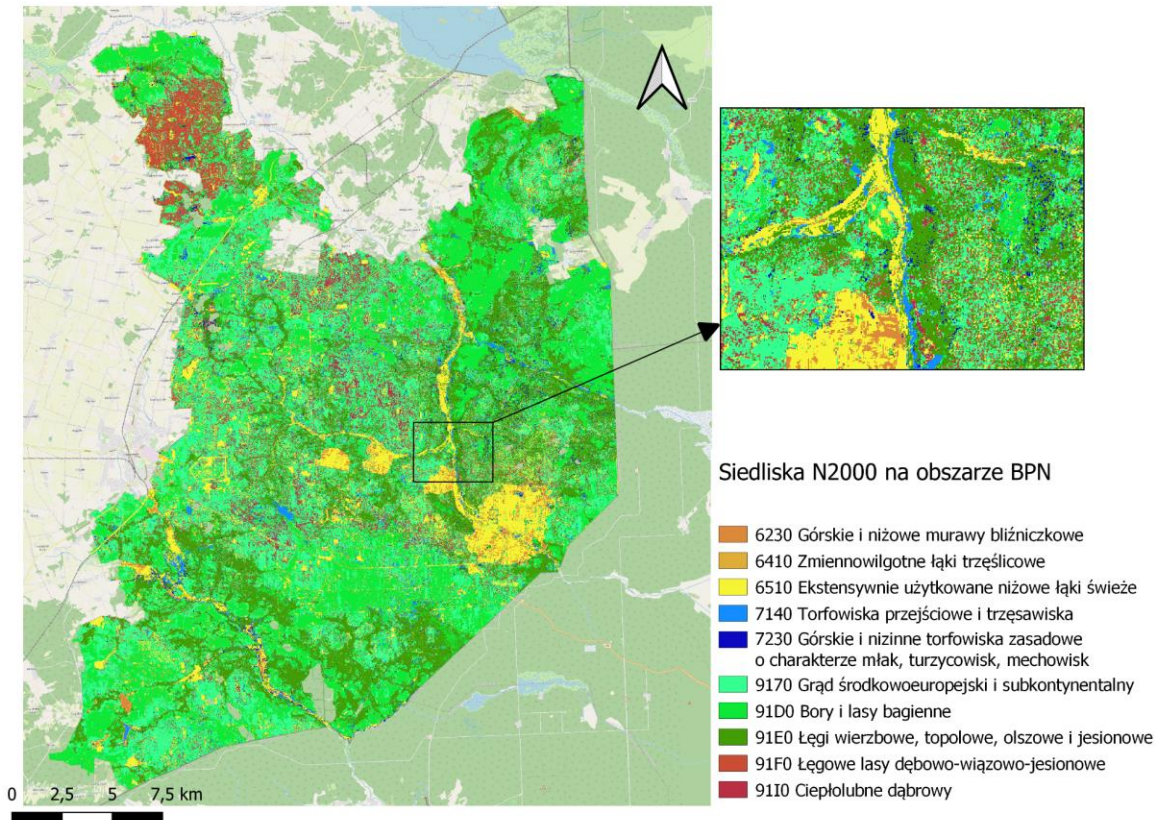
Tabela 6. Dokładności klasyfikacji osiągnięte przy zastosowaniu różnych zestawów danych (OA - Dokładność całkowita klasyfikacji, wyrażona w %)

Zestaw danych	OA (%)
Puszcza Białowieska (maj)	60,1
Puszcza Białowieska (maj) + NDVI	60,4
Puszcza Białowieska (maj) + wskaźniki	60,8
Puszcza Białowieska (czerwiec)	60,3
Puszcza Białowieska (lipiec)	60,1
Puszcza Białowieska (lipiec) + NDVI	60,5
Puszcza Białowieska (lipiec) + wskaźniki	60,6
Puszcza Białowieska (maj+lipiec)	60,6
<b>Puszcza Białowieska (maj+czerwiec+lipiec)</b>	<b>68,9</b>
Biebrzański PN (maj)	60,1
Biebrzański PN (maj) + NDVI	60,7
Biebrzański PN (maj) + wskaźniki	61,8
Biebrzański PN (czerwiec)	57,2
Biebrzański PN (sierpień)	54,7
Biebrzański PN (sierpień) + NDVI	55,5
Biebrzański PN (sierpień) + wskaźniki	55,9
Biebrzański PN (maj+sierpień)	63
<b>Biebrzański PN (maj+czerwiec+sierpień)</b>	<b>68,7</b>

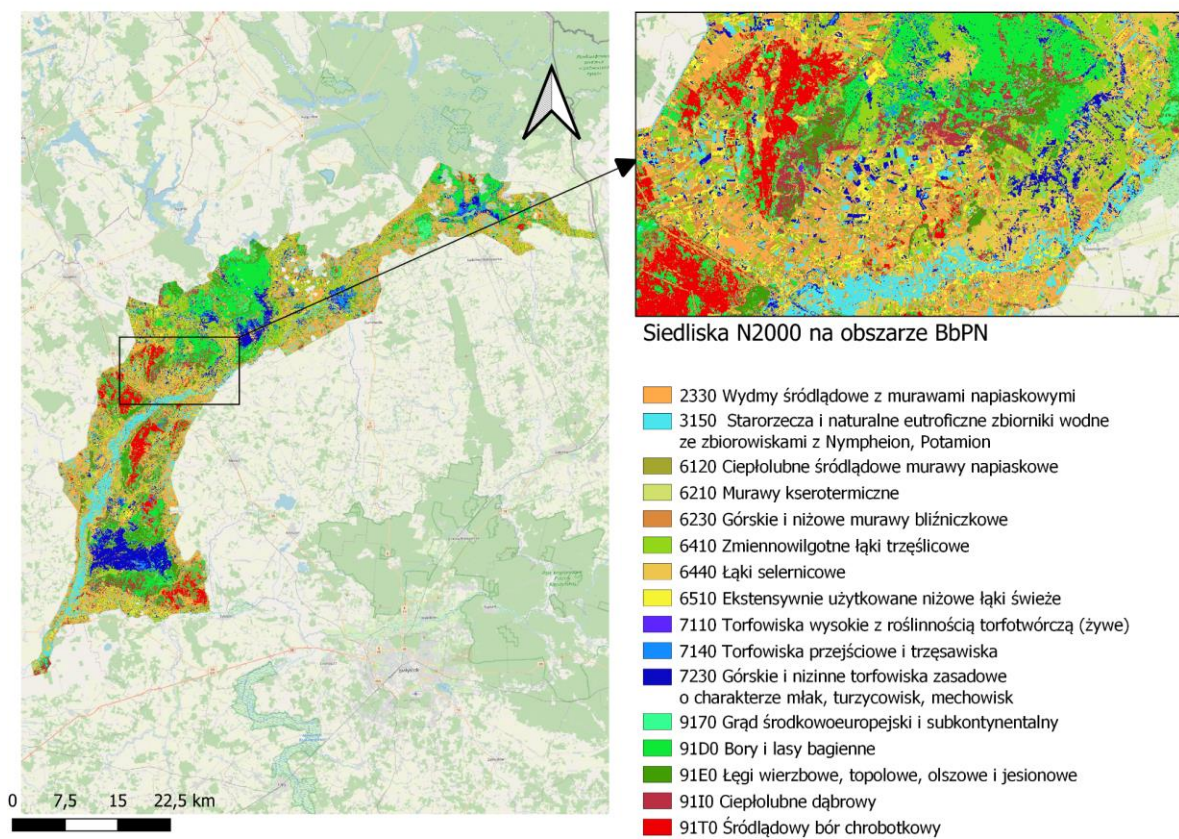
Przeprowadzenie klasyfikacji danych wieloczasowych (połączonych obrazów pozyskanych w 3 terminach, w różnych momentach okresu wegetacyjnego) dało najwyższe dokładności klasyfikacji całkowitej oraz dla klas reprezentujących poszczególne siedliska (tab. 6).

Tabela 7. Wyniki klasyfikacji siedlisk na obszarach objętych eksperymentem (PA - dokładność producenta, UA - dokładność użytkownika, wyrażone w procentach)

Nazwa siedliska	Kod siedliska	PA (%)	UA (%)
Wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi	2330	50	54
Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z <i>Nymphaeion</i> , <i>Potamion</i>	3150	92	87
Ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe ( <i>Koelerion glaucae</i> )	6120	32	31
Murawy kserotermiczne ( <i>Festuco-Brometea</i> )	6210	63	68
Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe ( <i>Nardion</i> – płaty bogate florystycznie)	6230	78	81
Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe ( <i>Molinion</i> )	6410	92	95
Łąki selernicowe ( <i>Cnidion dubii</i> )	6440	71	68
Ekstensywnie użytkowane niżowe łąki świeże ( <i>Arrhenatherion</i> )	6510	65	61
Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe)	7110	100	92
Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z <i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i> )	7140	75	73
Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk	7230	75	85
Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny ( <i>Galio-Carpinetum</i> , <i>Tilio-Carpinetum</i> )	9170	67	69
Bory i lasy bagienne ( <i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i> , <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i> , <i>Pino mugo-Sphagnetum</i> , <i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i> )	91D0	85	71
Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe ( <i>Salicetum albae</i> , <i>Populetum albae</i> , <i>Alnenion glutinoso-incanae</i> , olsy źródliskowe)	91E0	66	63
Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe ( <i>Ficario-Ulmetum</i> )	91F0	69	67
Ciepłolubne dąbrowy ( <i>Quercetalia pubescenti-petraeae</i> )	91I0	73	73
Śródlądowy bór chrobotkowy	91T0	94	90



Rycina 33. Wynik klasyfikacji dla obszaru Puszczy Białowieskiej



Rycina 34. Wynik klasyfikacji dla Biebrzańskiego Parku Narodowego

### **5.3. Omówienie wyników testu klasyfikacji**

Przeprowadzony test klasyfikacji miał na celu określenie potencjału danych Sentinel-2 do klasyfikacji typów siedlisk przyrodniczych. Dla części siedlisk osiągnięto wysokie dokładności klasyfikacji (np. Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (Molinion), Śródładowy bór chrobotkowy, Bory i lasy bagienne), co pozwala na wnioskowanie, że te siedliska oraz siedliska pokryte przez roślinność o podobnych charakterystykach, będą mogły zostać wyróżnione przy pomocy klasyfikacji danych satelitarnych. W przypadku typów siedlisk, dla których otrzymywano niższe dokładności (60-80%), warto prowadzić dalsze badania, ponieważ istnieje prawdopodobieństwo, że włączenie dodatkowych danych bądź optymalizacja metodyki umożliwiłaby wyróżnienie danego siedliska z wyższą dokładnością.

Należy mieć również na uwadze fakt, że w teledetekcji klasyfikujemy pokrycie terenu, które w tym przypadku najczęściej wyraża się przez zbiorowiska roślinne, występujące na danych siedliskach przyrodniczych. Na danym siedlisku mogą występować różne zbiorowiska, co komplikuje kwestię klasyfikacji samych siedlisk. Ponadto, występowanie siedliska definiowane jest przez zbiór cech, których część nie jest możliwa do wyróżnienia za pomocą danych teledetekcyjnych, jak np. cechy morfologiczne. W przypadku występowania różnych zbiorowisk roślinnych na danym siedlisku przyrodniczym wyznaczenie tego siedliska za pomocą klasyfikacji danych teledetekcyjnych będzie stanowiło wyzwanie. Podobnie w przypadku różnych siedlisk, na których występuje roślinność o podobnych cechach spektralnych. Nie oznacza to, że zastosowanie danych teledetekcyjnych w takich przypadkach jest niemożliwe, jednak wymaga dodatkowych testów, aby dokonać jednoznacznej oceny.

Test klasyfikacji był istotnym elementem oceny potencjału danych satelitarnych w monitorowaniu siedlisk przyrodniczych, którą przedstawiono w rozdziale 6. niniejszego opracowania. Na podstawie ogólnych wyników klasyfikacji, można stwierdzić, że taki potencjał istnieje i warto prowadzić dalsze badania w tym kierunku.

## 6. Ocena możliwości wyróżnienia siedlisk za pomocą teledetekcji

Oceniono potencjalną możliwość wyróżnienia każdego siedliska przy użyciu danych teledetekcyjnych w skali od 1 do 5, gdzie:

- 1 - brak możliwości detekcji,
- 2 - detekcja raczej nie jest możliwa,
- 3 - możliwość detekcji wymaga dodatkowej weryfikacji,
- 4 - detekcja raczej jest możliwa,
- 5 - detekcja jest możliwa (tab. 8).

Podstawą oceny były studia literatury i dokładność klasyfikacji, jaką osiągnięto dla danego siedliska w opublikowanych pracach (OA>80% i podanie dokładności dla poszczególnych siedlisk - 5, OA > 60% - 4, OA <60% - 3), a w przypadku siedlisk, dla których przeprowadzono klasyfikację, ocena w analogiczny sposób bazowała na wynikach klasyfikacji (PA/UA>80% - 5, PA/UA>60% - 4, PA/UA <60% - 3), natomiast w nielicznych przypadkach, gdzie dokładności były znacząco niższe obniżano ocenę do 2. W pozostałych przypadkach kierowano się wiedzą ekspercką dotyczącą charakterystyki siedliska, ze szczególnym uwzględnieniem charakterystyki spektralnej.

Należy mieć na uwadze, że potencjalna możliwość wyróżnienia danego siedliska, może się także zmieniać w zależności od czynników takich jak jakość materiałów teledetekcyjnych bądź otoczenie danego siedliska, co szerzej opisano w rozdziale pt. „2.6. Wpływ charakterystyk obrazu na rozpoznanie siedlisk”.

Ponadto, w przypadku kilku siedlisk, (oznaczonych w tabeli znakiem - x), nie rekomendujemy prac nad ich detekcją z zastosowaniem danych satelitarnych, ze względu na marginalność występowania siedliska w skali kraju bądź też niemożność detekcji wynikającą z charakterystyki siedliska. Do tych siedlisk należą: jaskinie nieudostępnione do zwiedzania (8310) - siedlisko oznaczone 1 i niemożliwe do detekcji przez jego charakterystykę. Możliwe są natomiast badania wnętrza jaskiń przy pomocy naziemnych instrumentów teledetekcyjnych (np. naziemnego skanowania laserowego lub fotogrametrii naziemnej); piargi i gołoborza wapienne ze zbiorowiskami *Papaverion tatricum* lub *Arabidion alpinae* (8120) oraz klify na wybrzeżu Bałtyku (1230) - rzadkie siedliska, których występowanie w Polsce ma charakter marginalny; nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników (3260) - ze względu na charakterystykę pokrycia terenu na siedlisku (przysłonięcie koronami drzew), identyfikacja za pomocą teledetekcji jest raczej niemożliwa; piaszczyste ławice podmorskie (1110), duże, płytkie zatoki (1160) oraz skaliste i kamieniste dno morskie (rafy) (1170) - występowanie siedlisk jest skrajnie rzadkie w skali kraju, a ich zasięg identyfikowany głównie na podstawie ukształtowania terenu.

Tabela 8. Ocena potencjalnej rozróżnialności siedlisk. Legenda: 1 detekcja siedlisk nie jest możliwa, 2 detekcja siedlisk raczej nie jest możliwa, 3 możliwość detekcji siedlisk wymaga sprawdzenia w praktyce, 4 detekcja siedlisk raczej jest możliwa, 5 detekcja siedlisk jest możliwa\* stwierdzono na podstawie literatury, \*\* stwierdzono na podstawie literatury i klasyfikacji zdjęć (eksperymentu), \*\*\* stwierdzono na podstawie eksperckiej wiedzy o charakterystyce spektralnej obiektu (x - siedliska, dla których ze względu na ich rzadkie występowanie w Polsce bądź charakterystykę siedliska nie rekomendujemy prac nad detekcją z zastosowaniem danych satelitarnych)

Siedlisko	Kod siedliska	Liczba rekordów	Literatura						Eksperyment		Ocena	Podstawa oceny	
			OA - min	OA - max	Kappa - min	Kappa - max	F1 - min	F1 - max	Dokładność dla siedliska	PA			UA
Piaszczyste ławice podmorskie	1110	1	94.50	94.50	93.50	93.50				NIE		4x	*
Ujścia rzek (estuaria)	1130	3	93.00	98.70	93.50	93.50				NIE		4	*
Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	1150	3	72	94.50	70	93.5	99	99	TAK			5	*
Duże, płytkie zatoki	1160	1	94.50	94.50	93.50	93.50				NIE		4x	*
Skaliste i kamieniste dno morskie (rafy)	1170	1	94.50	94.50	93.50	93.50				NIE		4x	*
Kidzina na brzegu morskim	1210	2	73.00	94.50	58.00	93.50				NIE		4	*
Klify na wybrzeżu Bałtyku	1230	0										3x	***
Śródlądowe błotniste solniska z solirodem ( <i>Solicornion ramosissimae</i> )	1310	4	72.00	98.70	70.00	93.50	69.50	69.50	TAK			4	*
Solniska nadmorskie ( <i>Glauco-Puccinellietalia</i> , część - zbiorowiska nadmorskie)	1330	4	72.00	98.70	70.00	93.50	70.00	70.00	TAK			4	*
Śródlądowe słone łąki, pastwiska i szuwały ( <i>Glauco-Puccinellietalia</i> , część - zbiorowiska śródlądowe)	1340	4	72.00	93.00	70.00	88.50			TAK			5	*

Inicjalne stadia nadmorskich wydmy białych	2110	2	73.00	94.50	58.00	93.50		NIE			4	*
Nadmorskie wydmy białe ( <i>Elymo-Ammophiletum</i> )	2120	2	73.00	94.50	58.00	93.50		NIE			4	*
Nadmorskie wydmy szare	2130	1	94.50	94.50	93.50	93.50		NIE			4	*
Nadmorskie wrzosowiska bażynowe	2140	0									3	***
Nadmorskie wydmy z zaroślami rokitnika	2160	0									3	***
Nadmorskie wydmy z zaroślami wierzby piaskowej	2170	0									4	***
Lasy mieszane i bory na wydmach nadmorskich	2180	0									4	***
Wilgotne zagłębienia międzywydmowe	2190	1	94.50	94.50	93.50	93.50		NIE			4	*
Wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi	2330	1	62.00	62.00				NIE	50	54	3	**
Jeziora lobeliowe	3110	0									4	***
Brzegi lub osuszone dna zbiorników wodnych ze zbiorowiskami z <i>Littorelletea</i> , <i>Isoëto-Nanojuncetea</i>	3130	0									2	***
Twardowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki z podwodnymi łakami ramienic ( <i>Charetea</i> )	3140	0									4	***
Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z <i>Nymphaeion</i> , <i>Potamion</i>	3150	1	93.00	93.00				NIE	92	87	5	**
Naturalne, dystroficzne zbiorniki wodne	3160	0									3	***

Pionierska roślinność na kamieńcach górskich potoków	3220	0									2	***
Zarośla wrześni na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków ( <i>Salici-Myricarietum</i> , część - z przewagą wrześni)	3230	0									3	***
Zarośla wierzbowe na kamieńcach i żwirowiskach górskich potoków ( <i>Salici-Myricarietum</i> , część - z przewagą wierzb)	3240	0									3	***
Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników	3260	0									3x	***
Zalewane muliste brzegi rzek	3270	1	93.00	93.00					NIE		4	*
Wilgotne wrzosowiska z wrzoścem bagiennym ( <i>Ericion tetralix</i> )	4010	2	62.00	81.00					NIE		4	*
Suche wrzosowiska ( <i>Calluno-Genistion</i> , <i>Pohlio Callunion</i> , <i>Calluno-Arctostaphylion</i> )	4030	4	62.00	81.00					NIE		4	*
Wysokogórskie borówczyska bażynowe ( <i>Empetro-Vaccinietum</i> )	4060	2	62.00	81.00					NIE		4	*
Zarośla kosodrzewiny ( <i>Pinetum mugo</i> )	4070	3	79.50	79.50	80	80	92.5	92.5	TAK		5	*
Subalpejskie zarośla wierzby lapońskiej lub śląskiej ( <i>Salicetum lapponum</i> , <i>Salicetum silesiaca</i> )	4080	0									3	***
Subkontynentalne zarośla okołopannońskie	40A0	0									2	***
Zarośla jałowca pospolitego w murawach nawapiennych lub na wrzosowiskach	5130	0									2	***



Skały wapienne i neutrofilne z roślinnością pionierską ( <i>Alyso-Sedion</i> )	6110	0									3	***	
Ciepłolubne śródładowe murawy napiaskowe ( <i>Koelerion glaucae</i> )	6120	1	95.45	95.45			80	80	TAK	32	31	3	**
Murawy galmanowe ( <i>Violetalia calaminariae</i> )	6130	0										3	***
Wysokogórskie murawy acydofilne ( <i>Juncion trifidi</i> ) i bezwapienne wyleżyska śnieżne ( <i>Salicion herbaceae</i> )	6150	2	79.50	81.00	80	80	74.2	74.2	TAK			5	*
Nawapienne murawy wysokogórskie ( <i>Seslerion tatrae</i> ) i wyleżyska śnieżne ( <i>Arabidion coeruleae</i> )	6170	1	68.00	68.00					TAK			4	*
Murawy pannońskie ( <i>Stipo-Festucetalia pallentis</i> )	6190	0										3	***
Murawy kserotermiczne ( <i>Festuco-Brometea</i> )	6210	4	68.00	95.45			80	97	TAK	63	68	4	**
Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe ( <i>Nardion – płaty bogate florystycznie</i> )	6230	3	58.50	79.50	80	80	74.2	74.2	TAK	78	81	4	**
Zmienne-wilgotne łąki trzęślicowe ( <i>Molinion</i> )	6410	5	55.20	94.50	88.5	93.5			NIE	92	95	5	**
Ziołorośla górskie ( <i>Adenostylin alliariae</i> ) i ziołorośla nadrzeczne ( <i>Convolvuletalia sepium</i> )	6430	1	94.50	94.50	93.5	93.5			NIE			4	*
Łąki selernicowe ( <i>Cnidion dubii</i> )	6440	0								71	68	4	**
Ekstensywnie użytkowane niżowe łąki świeże ( <i>Arrhenatherion</i> )	6510	4	60.50	94.50	93.5	93.5			TAK	65	61	4	**

Górskie łąki konietlicowe użytkowane ekstensywnie ( <i>Polygono-Trisetion</i> )	6520	0										3	***
Eutroficzne łąki wilgotne (zw. <i>Calthion</i> )*	65XX	0										3	***
Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe)	7110	3	70.50	85.40	50	80	70.4	70.4	NIE	100	92	5	**
Torfowiska wysokie zdegradowane, zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji	7120	2	70.50	85.40	50	50			NIE			4	*
Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z <i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i> )	7140	3	70.50	85.00	80	80	70.4	70.4	TAK	75	73	4	**
Obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku <i>Rhynchosporion</i>	7150	0										2	***
Torfowiska nakredowe ( <i>Cladietum marisci</i> , <i>Caricetum buxbaumii</i> , <i>Schoenetum nigricantis</i> )	7210	0										3	***
Źródlika wapienne ze zbiorowiskami <i>Cratoneurion commutati</i>	7220	0										2	***
Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk	7230	1	70.50	70.50					TAK	75	85	4	**
Piargi i gołoborza krzemianowe	8110	2	79.50	81.00	80	80	83.5	83.5	TAK			4	*
Piargi i gołoborza wapienne ze zbiorowiskami <i>Papaverion tatricii</i> lub <i>Arabidion alpinae</i>	8120	0										4x	***

Środkowoeuropejskie wyżynne rumowiska krzemianowe	8150	0							3	***	
Podgórskie i wyżynne rumowiska wapienne ze zbiorowiskami ze <i>Stipion calamagrostis</i>	8160	0							3	***	
Wapienne ściany skalne ze zbiorowiskami <i>Potentilletalia caulescentis</i>	8210	1	68.00	68.00			TAK		4	*	
Ściany skalne i urwiska krzemianowe ze zbiorowiskami z <i>Androsacion vandellii</i>	8220	1	68.00	68.00			TAK		4	*	
Pionierskie murawy na skałach krzemianowych ( <i>Arabidopsidion thalianae</i> )	8230	1	68.00	68.00			TAK		4	*	
Jaskinie niedostępne do zwiedzania	8310	0							1x	*	
Kwaśne buczyny	9110	2	88.00	88.00	83	83	TAK		5	***	
Żyzne buczyny	9130	1	88.00	88.00	83	83	TAK		5	*	
Środkowoeuropejskie, subalpejskie i górskie lasy bukowe z jaworem oraz szczawiem górskim (górskie jaworzyny ziołoroślowe)	9140	1	88.00	88.00	83	83	TAK		5	*	
Ciepłolubne buczyny storczykowe ( <i>Cephalanthero-Fagenion</i> )	9150	2	68.00	88.00	83	83	TAK		5	*	
Grąd subatlantycki ( <i>Stellario-Carpinetum</i> )	9160	1	68.00	68.00			TAK		4	*	
Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny ( <i>Galio-Carpinetum</i> , <i>Tilio-Carpinetum</i> )	9170	0						67	69	4	**

Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach ( <i>Tilio platyphyllis-Acerion pseudoplatani</i> )	9180	0										4	***
Kwaśne dąbrowy ( <i>Quercion robori-petraeae</i> )	9190	0										4	***
Bory i lasy bagienne ( <i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i> , <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i> , <i>Pino mugo-Sphagnetum</i> , <i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i> )	91D0	1	79.50	79.50	80	80	70.4	70.4	TAK	85	71	5	**
Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe ( <i>Salicetum albae</i> , <i>Populetum albae</i> , <i>Alnenion glutinoso-incanae</i> , olsy źródliskowe)	91E0	4	68.00	93.00					TAK	66	63	4	**
Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe ( <i>Ficario-Ulmetum</i> )	91F0	6	98.70	98.70					TAK	69	67	4	**
Ciepłolubne dąbrowy ( <i>Quercetalia pubescenti-petraeae</i> )	91I0	0								73	73	4	**
Jodłowy bór świętokrzyski ( <i>Abietetum polonicum</i> )	91P0	1	88.00	88.00			85	85	TAK			4	*
Górskie reliktowe lasy sosnowe ( <i>Erico-Pinion</i> )	91Q0	1	88.00	88.00			96	96	TAK			5	*
Śródładowy bór chrobotkowy	91T0	1	88.00	88.00			96	96	TAK	94	90	5	**
Olsy*	91XX	0										4	***
Górskie bory świerkowe ( <i>Piceion abietis</i> , część - zbiorowiska górskie)	9410	0										4	***
Górskie bory świerkowe z limbą i modrzewiem	9420	0										4	***

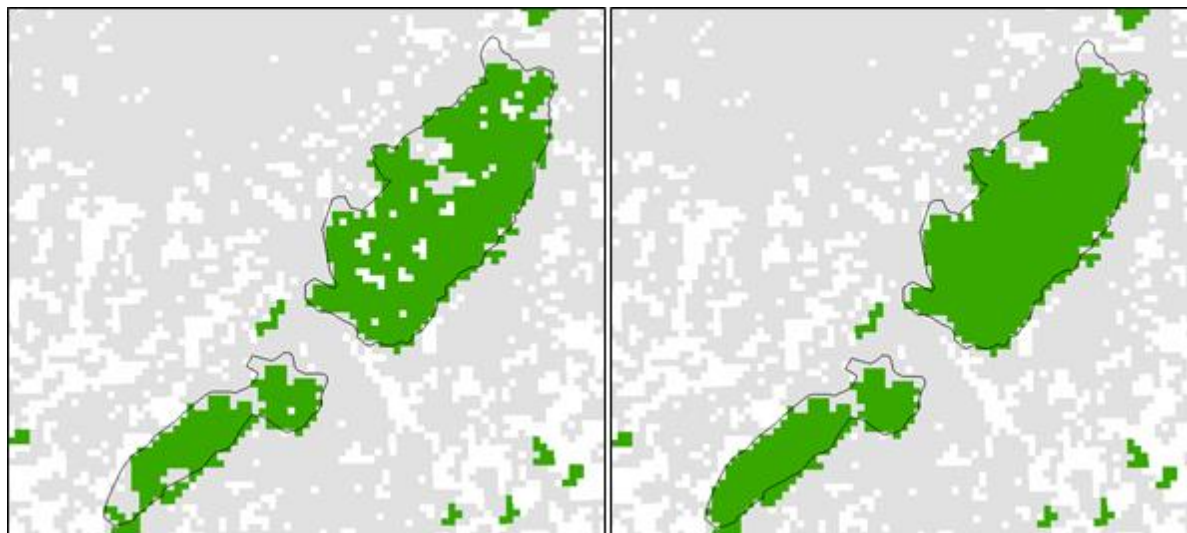
## 6.1. Powierzchnia siedlisk

Powierzchnia siedlisk jest jednym z kluczowych parametrów branych pod uwagę przy określeniu aktualnego stanu ochrony (kondycji) siedlisk przyrodniczych. Zgodnie z założeniami metodycznymi monitoringu siedlisk na danym obszarze powinna zostać podana powierzchnia w wartościach liczbowych i zostać wyrażona w arach lub hektarach (Mróz, 2010). Poradnik metodyczny wskazuje, że wartości te mogą być określone jako wartość szacunkowa lub na podstawie dostępnych map fitosocjologicznych lub innych materiałów kartograficznych. Jednocześnie w poradniku znajduje się zapis, że istotne aby został wyznaczony w miarę precyzyjnie rząd wielkości powierzchni siedliska. Ponadto w kontekście stanu ochrony ważne są informacje na temat zmian powierzchni zajmowanej przez siedlisko, jego fragmentacja oraz stopień izolacji badanych płatów roślinności.

Dane teledetekcyjne pozwalają na uzyskanie całościowej, ciągłej informacji o przestrzeni. W ramach wskazanego obszaru (np. obszaru Natura 2000), istnieje możliwość oszacowania powierzchni klas pokrycia terenu na różnych poziomach generalizacji i skali odniesienia (Gerard i in., 2010). Jest to istotna przewaga nad pomiarami terenowymi, które ze względu m.in. na dostępność terenu, są niemożliwe do przeprowadzenia (np. kartowanie granic siedliska przy pomocy GNSS). Bądź też prowadzone są na wyznaczonych transektach lub punktach pomiarowych, a więc dostarczają na podstawie próby informacji na temat danego siedliska. Istnieje wiele przykładów klasyfikacji na ogólnym poziomie klas pokrycia terenu (np. odpowiadającym CORINE Land Cover), na podstawie których następnie przedstawiana jest powierzchnia klas, a w przypadku analizy danych wieloczasowych również powierzchnia zmian jakie zaszły w określonym przedziale czasu (Feranec i in., 2016). W literaturze jedynie nieliczne prace traktują o wykorzystaniu bezpłatnych zobrazowań satelitarnych do określenia rzeczywistego zasięgu siedlisk przyrodniczych. Większość z prac skupia się na przeprowadzeniu klasyfikacji treści obrazu i określeniu dokładności klasyfikacji na podstawie punktów lub poligonów referencyjnych. W przeprowadzonym przeglądzie literatury jedynie Mikula i in. (2021 a,b,c,d) przedstawili autorskie opracowanie, które umożliwiło określenie powierzchni zajmowanych siedlisk. Podkreślenia wymaga fakt, że autorzy testowali metodę przede wszystkim dla pojedynczych płatów siedlisk przyrodniczych, nie wiadomo zatem, jakie przyniosłaby wyniki, gdyby analizie zostały poddane podobne pod względem charakterystyki i graniczące ze sobą siedliska przyrodnicze, a sama analiza dotyczyła dużego obszaru np. województwa.

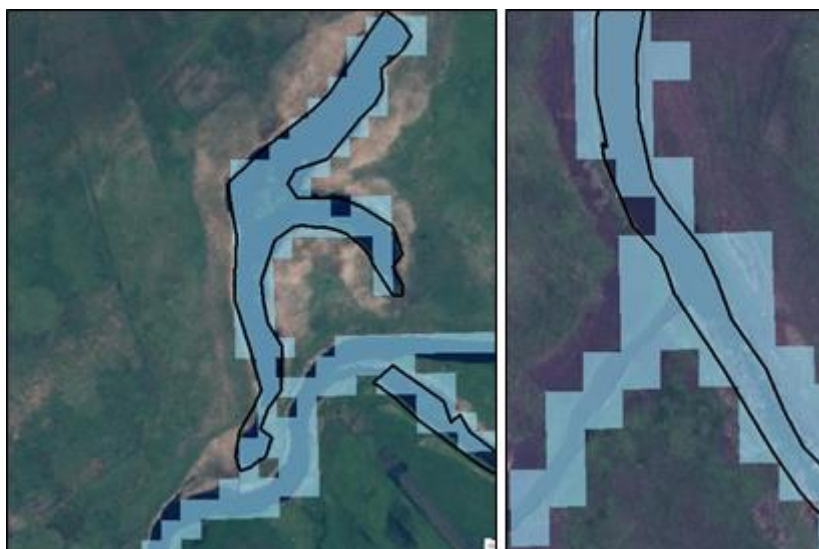
Poprawne oszacowanie powierzchni siedlisk przyrodniczych jest zagadnieniem niezmiernie złożonym. Po pierwsze wymaga przeprowadzenia klasyfikacji treści obrazu, która jak pokazały literatura i przeprowadzone testy, może być różnej jakości i dokładności. Na poziomie mniej szczegółowym (np. poziom Corine Land Cover) zwykle dokładność ogólna klasyfikacji będzie wyższa niż dokładność klasyfikacji wielu klas (np. kilkunastu pojedynczych siedlisk przyrodniczych). Należy pamiętać, że również dokładność klasyfikacji poszczególnych siedlisk może być zróżnicowana i dla niektórych siedlisk osiągnąć ponad 90%, a dla innych siedlisk na tym samym obszarze wynieść mniej niż 50%. Uzyskany poziom dokładności wpływa na możliwość określenia granic poszczególnych siedlisk. Na podstawie informacji zawartych w warstwie wynikowej klasyfikacji, można obliczyć

powierzchnię zajmowaną przez daną klasę/siedlisko i porównać z warstwą referencyjną, jeśli taka istnieje (np. warstwa wydzieleni leśnych z określonym siedliskiem przyrodniczym, granica siedlisk przyrodniczych z planów ochrony). Uzyskane informacje, nawet jeśli będą spójne ze sobą i różnica błędu powierzchni będzie na akceptowalnym poziomie, to wciąż może nie być możliwe wyznaczenie granic siedlisk przyrodniczych. Aby wyznaczyć granice siedlisk przyrodniczych należałoby dodatkowo wykonać przetworzenia treści obrazu (np. filtrację), które umożliwiłyby następnie jego podzielenie na jednorodne (homogeniczne) obszary/płaty (ryc. 35).



Rycina 35. Grafika z lewej strony przedstawia wynik klasyfikacji metodą SVM, grafika z prawej strony przetworzony obraz. Legenda: granica siedliska 91F0 na podstawie danych referencyjnych (czarna linia), kolorem zielonym oznaczono piksele zaklasyfikowane jako siedlisko 91F0, kolorem szarym inne klasy, a białym tło

Należy pamiętać, że analizując zobrazowania satelitarne, bazujemy głównie na informacjach spektralnych zapisanych w pojedynczych pikselach. Nawet jeśli klasyfikacja zostanie wykonana z wysoką dokładnością, to na wynikowym obrazie znaczna część terenu może zostać zaklasyfikowana jako dane siedlisko przyrodnicze, mimo że nim nie jest. Na rycinie 36 zamieszczono przykład klasyfikacji siedliska 3150 (starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nympheion*, *Potamion*). Kolorem niebieskim zaznaczono wynik klasyfikacji, a jako podkład zastosowano wysokorozdzielczą ortofotomapę. Siedlisko referencyjne (3150) (czarna linia) zostało poprawnie sklasyfikowane, natomiast jako to siedlisko (3150) zostały zaklasyfikowane również piksele reprezentujące ciek wodny. Bez dodatkowych informacji o zasadach wyznaczenia siedlisk przyrodniczych i ich charakterystyk, nie jest zatem możliwe poprawne określenie zasięgu tego siedliska przyrodniczego. Być może posiłkując się dodatkowymi danymi teledetekcyjnymi o wyższej rozdzielczości oraz dostępnymi bazami danych przestrzennych, możliwe jest wskazanie kardynalnych cech siedliska, które warunkują jego wyznaczenie. Konieczne jest jednak przeprowadzenie szczegółowych analiz na obszarze testowym.



Rycina 36. Klasyfikacja metodą SVM. Kolorem niebieskim siedlisko 3150 określone na podstawie zobrazowania satelitarnego Sentinel-2, czarną linią oznaczono poligon referencyjny siedliska 3150

Dysponując informacją o granicach siedlisk przyrodniczych, możliwe jest oczywiście oszacowanie ich zmian w czasie (De Simone i in., 2020). Dostęp do danych satelitarnych, pozyskiwanych codziennie lub co kilka dni, umożliwia analizy zmian w krótkich okresach czasu, a także w okresach miesiący czy też lat. Informacje te mogą zostać wykorzystane do zagadnień związanych ze stanem siedlisk.

Biorąc pod uwagę złożoność tematu możliwość określenia powierzchni siedlisk przyrodniczych oraz ich granic wymaga przeprowadzenia badań pilotażowych, na jednym lub kilku obszarach, w celu przetestowania różnych zestawów danych teledetekcyjnych (np. zobrazowania satelitarne, dane z lotniczego skanowania laserowego) oraz algorytmów umożliwiających automatyczne przetwarzanie tych danych.

## ***6.2. Stan ochrony siedlisk przyrodniczych***

Zgodnie z założeniami monitoringu siedlisk przyrodniczych, ich aktualny stan ochrony oceniany jest na podstawie 3 parametrów: powierzchni siedliska w obszarze, specyficznej struktury i funkcji oraz perspektyw ochrony siedliska. Ocena końcowa stanu ochrony siedliska przyrodniczego jest wypadkową ocen wszystkich trzech wymienionych parametrów. Należy wspomnieć, że do precyzyjnego określenia parametru specyficznej struktury i funkcji służy szereg wskaźników dobranych dla każdego typu siedliska przyrodniczego. Łącznie dla wszystkich siedlisk wytypowano kilkadziesiąt takich wskaźników, w tym tak zwane wskaźniki kardynalne, które są najważniejsze dla utrzymania właściwej struktury i funkcji siedliska (Mróz, 2010).

Specyfika oceny i jej złożoność powoduje, że z punktu widzenia teledetekcji wiele wskaźników jest trudnych bądź też niemożliwych do oszacowania. Na podstawie analizy poradników metodycznych poniżej wymieniono wybrane wskaźniki, które są możliwe do

określenia przy pomocy różnych danych teledetekcyjnych (przykłady podane w nawiasach), przy spełnieniu specyficznych warunków:

- barwa wody (obrazy satelitarne lub lotnicze),
- ekspansja krzewów i drzew (zobrazowania satelitarne, zdjęcia lotnicze, lotnicze skanowanie laserowe),
- erozja (lotnicze skanowanie laserowe),
- eutrofizacja (zobrazowania satelitarne),
- gatunki charakterystyczne, dominujące obce, inwazyjne, ekspansywne (zobrazowania satelitarne, zdjęcia hiperspektralne),
- wielkość jaskini, kształt i mikrorzeźba ścian i stropu pustek jaskiniowych (naziemne skanowanie laserowe),
- martwe drzewa (lotnicze skanowanie laserowe, zdjęcia lotnicze lub satelitarne),
- nachylenie stoku/ściany klifu (lotnicze skanowanie laserowe),
- ocienienie muraw i siedlisk (lotnicze skanowanie laserowe lub zdjęcia lotnicze),
- zwarcie różnych pięter roślinności oraz pionowa struktura roślinności (zobrazowania satelitarne, lotnicze skanowanie laserowe),
- pokrycie przez drzewa i krzewy oraz gatunki traw (zobrazowania satelitarne, zdjęcia lotnicze wielospektralne lub hiperspektralne),
- skład gatunkowy (zobrazowania wielo i hiperspektralne)
- udział gatunków drzewiastych (zobrazowania satelitarne, lotnicze skanowanie laserowe),
- uszkodzenia drzewostanów (zobrazowania satelitarne).

Należy mieć na uwadze fakt, że temat określania wielu z tych cech na podstawie danych teledetekcyjnych nie był dotąd podejmowany, bądź był podejmowany w innym kontekście niż monitoring stanu ochrony siedlisk. Stąd w większości przypadków konieczne byłoby opracowanie nowej bądź dostosowanie już istniejącej metodyki.

Wśród istotnych z punktu widzenia teledetekcji czynników, które wpływają na możliwość określenia oceny stanu należy wymienić m.in. wielkość obiektu, jego charakterystykę spektralną, a także - otoczenie. Poradniki metodyczne ponadto w bardzo dokładny sposób wskazują na metodę zbierania danych (np. punktowa, transekt, zdjęcie fitosocjologiczne), co również wpływa na możliwość zastosowania teledetekcji. Jeśli określenie wskaźnika miało odbywać się na przyjętych powierzchniach terenowych, to należy pamiętać o rozdzielczości przestrzennej (rozmiar piksela) danych teledetekcyjnych, która w przypadku bezpłatnych danych jest bardzo często większa niż powierzchnia terenowa stosowana w celu określenia wskaźnika. Ogromnym utrudnieniem dla zastosowania teledetekcji jest również bardzo rozbudowany opis parametrów wskaźników, które upoważniają do zakwalifikowania go do jednego z trzech poziomów oceny.

Wymienione cechy sprawiają, że kompleksowe zastosowanie teledetekcji do oceny stanu jest ograniczone, ponadto wymaga opracowania eksperckich algorytmów i opracowania systemu automatyzującego cały proces. Dodatkowo koszt samych danych, aktualnie dostępnych o optymalnej jakości, jest na ten moment bardzo wysoki. Na pewno należy jednak rozważyć, w pierwszej fazie, włączenie teledetekcji do opracowania ogólnych miar mówiących o stanie siedlisk przyrodniczych. Obecnie w literaturze opisano szereg informacji



pozyskiwanych w oparciu o dane teledetekcyjne, które można wykorzystać do oceny stanu siedlisk. Wśród nich należy wymienić możliwość określenia:

- oceny ogólnej stanu roślinności (wskaźnik wegetacyjny Normalized Difference Vegetation Index, Rouse i in., 1973),
- przesuszenia (np. Cellulose Absorption Index, Ren i in., 2012)
- zawartości wody (Water Band Index, Peñuelas i in., 1997; Normalized Difference Infrared Index, Sriwongsitanon i in., 2015)
- powierzchni wiatrolomów (wskaźnik NDVI, Ciesielski i in. 2016)
- powierzchni pożarzysk (Normalized Burn Ratio, Snyder i in., 2005)
- powierzchni listowia (Leaf Area Index, LAI, North, 2002)
- zawartości chlorofilu (np. Normalized Difference Red Edge Index, Bojarskii i Hasegawa, 2019)
- zawartości azotu (Normalized Difference Nitrogen Index, Serrano i in., 2002)
- zawartości karotenoidów (Carotenoid Reflectance Index, Gitelson i in., 2002)
- ilości światła wykorzystywanego w procesie fotosyntezy (Photochemical Reflectance Index, Gamon i in., 1992)
- ilości suchej biomasy i węgla (Plant Senescence Reflectance Index, Merzlyak i in., 1999)
- skład gatunkowy, martwe drewno, cechy inne niż wskaźniki roślinności, bioróżnorodność

### ***6.3. Perspektywa zastosowania danych satelitarnych w monitoringu siedlisk przyrodniczych oraz propozycje zmian w zakresie prowadzenia monitoringu***

W wyniku przeprowadzonego przeglądu stanu obecnie istniejącej wiedzy i wykonanej w jego efekcie oceny potencjału zastosowania danych satelitarnych do monitorowania siedlisk przyrodniczych, proponujemy rozważenie następujących zmian w metodyce monitoringu:

- Lokalizacja transektów i punktów pomiarowych - z punktu widzenia przeprowadzenia analiz teledetekcyjnych kluczowe jest posiadanie wiarygodnej informacji referencyjnej, która określana jest w terenie. Zaleca się, aby położenie punktów pomiarowych (współrzędne geograficzne), określane było z dokładnością nie mniejszą niż 1 m. Wymaga to zastosowania odbiorników GNSS klasy geodezyjnej. Jeżeli dane zbierane są w postaci poligonów (koła), należy określić położenie środka poligonu oraz promień lub rozpiętość poligonu (od środka poligonu w czterech kierunkach, prostopadle do boków poligonu). W przypadku danych obszarowych dokładność wyznaczenia położenia środka powierzchni może być niższa (odbiorniki GPS) niż w dla pomiarów punktowych. Powierzchnia poligonu powinna być co najmniej czterokrotnie większa niż powierzchnia jednego piksela danych teledetekcyjnych.
- Liczebność próby referencyjnej - aby poprawnie wykonać klasyfikację treści obrazu wymagane jest zebranie próby referencyjnej o odpowiedniej liczebności. Należy

rozważyć więc, zwiększenie na potrzeby teledetekcji liczby punktów pomiarowych, które przewidziane są w przewodnikach metodycznych. Jest to szczególnie istotne dla siedlisk rzadko występujących w skali regionu czy kraju. Zwiększenie liczby punktów pomiarowych można również wykonać w sposób “sztuczny” poprzez proces fotointerpretacji, wyznaczając próbę referencyjną na podstawie dostępnych materiałów teledetekcyjnych. W tym przypadku podczas pomiarów terenowych można dodatkowo orientacyjnie wyznaczyć np. obszar zajmowany przez jednorodny płat siedliska, aby mieć pewność co do poprawności określania próby na podstawie fotointerpretacji.

- Próba referencyjna dla “tła” - istnieje konieczność pozyskania próby dla tzw. “tła” a więc obiektów, które nie są bezpośrednio przedmiotem zainteresowania. Dane mogą zostać zebrane równoległe z pomiarami terenowymi podczas monitoringu lub na podstawie fotointerpretacji. Istnieje również możliwość wymaskowania tła na podstawie ogólnodostępnych danych przestrzennych (np. CorineLandCover).
- Synchronizacja danych naziemnych i teledetekcyjnych - istnieje konieczność pozyskania danych teledetekcyjnych i naziemnych w możliwie podobnym terminie. Bezpłatne dane satelitarne pozyskiwane są w trybie ciągłym, jednak ze względu na występowanie chmur, część obrazowań jest nieprzydatna do użycia. Dlatego też, jeżeli nie ma możliwości wykorzystania obrazowań z terminu zbieżnego z pozyskaniem danych naziemnych, należy wykorzystać dane z możliwie najbliższego terminu. Optymalnie byłoby, aby dane satelitarne pozyskiwane były w okresie najlepszej rozróżnialności siedliska pod względem spektralnym od otoczenia. Jeśli nie ma takiej możliwości, to dane powinny być zbierane w okresie czerwiec-sierpień.
- Konieczność pozyskiwania parametrów/wskaźników w formie liczbowej, tak aby było możliwe automatyczne przetwarzanie baz danych na potrzeby kalibracji modeli do klasyfikacji treści obrazu. Obecnie bazy danych są głównie oparte na informacjach opisowych.
- Rozważenie, po wcześniejszym pilotażu, włączenia na potrzeby oceny stanu siedlisk informacji uzyskanych na podstawie wskaźników wegetacyjnych.

Perspektywa zastosowania danych satelitarnych w monitoringu siedlisk jest kwestią złożoną, a jednoznaczne stwierdzenie zasadności ich wprowadzenia wymaga dla większości typów siedlisk indywidualnego podejścia. Temat jest wciąż nowy, dopiero od kilku lat mamy dostęp do bezpłatnych danych satelitarnych o parametrach uzasadniających podjęcie tego typu badań. Przedstawiony przegląd istniejącego stanu wiedzy, dotyczący bezpłatnych obrazowań satelitarnych wskazuje na możliwość identyfikacji wybranych siedlisk przyrodniczych oraz monitoringu wybranych cech.

Złożoność problemu wyrażająca się z jednej strony w różnorodności siedlisk, a z drugiej w niuansach, które często decydują o odróżnieniu tych, które są do siebie podobne, powoduje że niewystarczające jest zastosowanie jednego narzędzia, jak np. klasyfikacja obrazu. Jednocześnie zastosowanie takiego narzędzia jest dobrym punktem wyjścia do dalszych prac i wskazuje, że w przypadku wielu siedlisk ich detekcja z użyciem

danych teledetekcyjnych jest możliwa (choć w pewnych przypadkach konieczne będzie np. włączenie dodatkowych danych o innej charakterystyce).

W dotychczas prowadzonych pracach wiele istotnych zagadnień (np. powierzchnia, stan ochrony), nie było przedmiotem badań naukowych przy wykorzystaniu teledetekcji. Biorąc to pod uwagę nie ma podstaw do zaryzykowania stwierdzenia, że istniejące obecnie dane i metody umożliwiają wykorzystanie teledetekcji w skali operacyjnej na potrzeby monitoringu przyrodniczego wszystkich siedlisk. Zasadne jest zatem przeprowadzenie badań pilotażowych (obszar Natura 2000, region), mających na celu przetestowanie i/lub opracowanie metod badawczych. W ramach pilotażu należy rozważyć:

- 1) wykorzystanie bezpłatnych zobrazowań satelitarnych,
- 2) włączenie do badań innych bezpłatnych danych przestrzennych znajdujących się w zasobach publicznych (np. dane z lotniczego skanowania laserowego, numeryczne modele terenu, ortofotomapy i in.),
- 3) integrację danych komercyjnych o wyższej rozdzielczości (wysokorozdzielcze obrazy satelitarne, obrazy hiperspektralne, lotnicze skanowanie laserowe),
- 4) określenie korzyści z wykorzystania poszczególnych rodzajów danych,
- 5) opracowanie metodyki pozyskiwania danych terenowych (referencyjnych),
- 6) oszacowanie faktycznych kosztów prowadzenia monitoringu przy wykorzystaniu określonych zestawów danych.

Przy projektowaniu metodyki rozpoznawania i monitoringu siedlisk Natura 2000 z zastosowaniem danych teledetekcyjnych do części siedlisk należałoby podejść indywidualnie, co oznacza że np. w niektórych przypadkach uzasadnione mogłoby być zastosowanie wysokorozdzielczych danych satelitarnych (np. WorldView), w innych dostosowanie wielkości próby terenowej, a w innych przypadkach zastosowanie lotniczego skanowania laserowego. Przeprowadzenie pilotażu przełoży się na jasne sprecyzowanie możliwości teledetekcji w zakresie monitoringu siedlisk. Konfrontacja jego wyników z oczekiwaniami zamawiającego, a także możliwościami finansowymi powinna być podstawą do podjęcia decyzji o przygotowaniu projektu dotyczącego kompleksowego monitoringu siedlisk przyrodniczych przy wykorzystaniu teledetekcji.

## 7. Monitoring wysp rzecznych

### 7.1. Wstęp

Wyspy na rzece stanowią integralną część cieków wodnych i powstają z akumulacji materiału transportowanego w wyniku erozji powierzchniowej.

Intensywność erozji powierzchniowej (Klimaszewski, 1978) zależy od:

- szaty roślinnej (jej obecność ogranicza wielkość erozji powierzchniowej: gęsta pokrywa darniowa lub leśna chroni glebę przed erozją);
- ilości i natężenia opadów deszczu (erozja powierzchniowa zachodzi tylko w czasie deszczów ulewnych i nawalnych);
- przebiegu roztopów (wielkość erozji powierzchniowej zależy od grubości i intensywności topnienia pokrywy śnieżnej; szybkie topnienie dostarcza dużych ilości wody, które gdy spływają po przemarzniętym podłożu, sprzyjają zmywom);
- nachylenia, długości i kształtów stoków (intensywność erozji powierzchniowej rośnie wraz ze spadkiem i długością stoku; intensywniejsza jest na stokach wypukłych i stromych);
- budowy podłoża, jego spistości i przepuszczalności (na erozję powierzchniową bardziej podatne są stoki zbudowane z utworów spoiстых i trudno przepuszczalnych).

Wskutek erozji powierzchniowej następuje denudacja zlewni (proces niszczący powodujący stopniowe wyrównanie oraz obniżanie powierzchni Ziemi). Produkty erozji powierzchniowej trafiają wraz ze spływem powierzchniowym do koryta cieków, skąd wraz z wodą są z upływem czasu wynoszone poza granice zlewni. Transportowany materiał przez rzekę jest okresowo deponowany w obrębie koryta lub łóżyska zlewni. Depozycja przebiega w postaci sedymentacji (powolnego opadania ziaren i ich stabilizacji na dnie), akrecji (zwalniania procesu wleczenia aż do ich stabilizacji), inkursji (staczania się ziaren po dnie do zagłębień), dekantacji (wytrącania zawiesin w wodzie stojącej lub płynącej bardzo powoli). W czasie wezbrań nie wychodzących poza koryto, materiał rumowiskowy jest przemieszczany i deponowany w postaci łach i ławic korytowych: centralnych oraz marginalnych (Klimaszewski, 1978). Ławice centralne zbudowane z piasków i żwirów przemieszczane w czasie wezbrań i stabilizowane w okresach pomiędzy wezbrzeniami, rozmieszczone są dość regularnie na długości koryta. Ławice marginalne powstają i rozwijają się po wypukłej stronie zakola. Podcinane są one w trakcie dużych wezbrań. Usypywane są w miejscach gdzie notuje się niskie prędkości przepływu wody (Klimaszewski, 1978). Z czasem ławice w wyniku dużego nagromadzenia materiału osadowego zarastają roślinnością tworząc wyspy rzeczne. Akumulacja największe rozmiary osiąga przy ujściu rzeki do zbiornika naturalnego. W wyniku tej akumulacji powstają delty rzeczne. Podsumowując, można stwierdzić iż wyspy rzeczne, w wyniku wyżej opisanych procesów, dynamicznie zmieniają swój kształt oraz rodzaj pokrywy na swojej powierzchni.

## 7.2. Proces wyszukiwania pozycji literatury

Systematyczny przegląd literatury dotyczący możliwości wykorzystania bezpłatnych danych satelitarnych w zakresie monitoringu wysp rzecznych, został przeprowadzony przy wykorzystaniu bazy artykułów Scopus. W ramach prowadzonych prac wyszukano i przeanalizowano artykuły pod względem monitoringu zmian w zakresie:

- powierzchni i położenia wysp rzecznych,
- stopnia pokrycia roślinnością oraz udziału powierzchni otwartej i porośniętej roślinnością na wyspach rzecznych,
- detekcji zmiany powierzchni i położenia wysp rzecznych w ciągu roku z uwzględnieniem różnego stanu wód w rzekach.

## 7.3. Selekcja pozycji literatury do szczegółowej analizy

Przygotowując się do wyszukiwania artykułów, wyodrębniono słowa kluczowe na podstawie znanego, najbardziej istotnego w odniesieniu do pytania badawczego artykułu Sun i in. (2018) poprzez pobranie z niego terminów w sposób swobodny (tzn. czerpiąc słowa klucze z tytułu artykułu), a także sprawdzając, pod jakimi hasłami artykuł jest indeksowany w bazie danych (Matera, Czapska., 2014). Podobnie jak wcześniej wykorzystano bazę Scopus, z której, uzyskano artykuły, które wykorzystane były do określenia kolejnych słów kluczowych, realizując tzw. procedurę „hodowli perły” (ang. *pearl growing*) i w ten sposób przygotowano pełną kwerendę potencjalnie istotnych prac naukowych do analizy.

W kwerendzie stosowano następujące słowa kluczowe: river island, monitoring changes, temporal changes oraz remote sensing. Zastosowano łączenie “i” (z ang. *AND*), ponieważ zastosowanie łączenia “lub” (z ang. *OR*) dawało zbyt dużą liczbę wyników. W rezultacie otrzymano 5 471 artykułów. Artykuły, których tytuły nie są zbieżne z tematyką przeglądu odrzucono. Dla przykładu można podać artykuł Halder i in.(2021) “Monitoring the effect of urban development on urban heat island based on remote sensing and geo-spatial approach in Kolkata and adjacent areas, India”. System Scopus wyszukał artykuł na podstawie w/w słów kluczowych, jednak jak wskazuje sam tytuł artykuł dotyczy tzw. wysp ciepła w obszarach zurbanizowanych.

Następnie na podstawie tylko samych tytułów wyselekcjonowano 200 artykułów w celu przeanalizowania tylko samego abstraktu. Kryterium do wyboru 200 artykułów były wyrażenia kluczowe znajdujące się w tytule artykułu. Jeśli w tytule artykułu pojawiło się wyrażenie “river”, “river island”, “monitoring river island”, “composite island”, “monitoring temporal change”, “remote sensing river corridors”, “spatio-temporal pattern”, “channel change”, “erosion”, “riverbank”, “shoreline change”, “GIS based analyst”, taki artykuł był automatycznie zakwalifikowany do kolejnego etapu.

Kolejno przeanalizowano abstrakty z wybranych 200 artykułów w celu zawężenia ostatecznej liczby kwalifikowanej do przeglądu szczegółowego. Wybrano 45 artykułów bazując na treści abstraktu. Spośród tych 45 artykułów, 13 z nich nie ma statusu „open

access”, jednakże za pośrednictwem platformy ResearchGate udało się zdobyć treści 11 z 13 artykułów bezpośrednio od ich autorów. Z uwagi na stosunkowo małą liczbę artykułów zbieżną z tematyką ekspertyzy zastosowano dodatkowe wyszukiwanie z uwzględnieniem nazw poszczególnych rzek.

W bazie Scopus przeglądano artykuły, dla których słowem kluczowym były największe rzeki świata, tj. Nil, Amazon, Yangtze, Mississippi-Missouri-Jefferson, Yelow River, Rio-Grande, Kongo-Chambeshi, Yenisei–Angara–Selenge–Ider, Amur–Argun–Kherlen, Lena, Mekong.

Ze względu na rzeki klimatu umiarkowanego i okresowo w tym czasie występujące roztopy i zalewy przejrzano artykuły dla następujących rzek: Volga, Danube, Ural, Dnepr, Don, Kama, Oka, Belaja, Dniester, Rhine, Desna, Vychegda, Elbe, Western Dvina, Tajo, Loire, Sava, Tisa, Prut, Meuse, Neman, Ebro. W kwerendzie pytającej,

Sporo artykułów poświęconych jest także rzekom przepływającym przez stolice państw, które mają bardzo duże znaczenie gospodarcze, są również szeroko monitorowane ze względu na występujące okresowo powodzie mające duże znaczenie dla bezpieczeństwa miast oraz monitoringu potencjalnych strat. W wyszukiwaniu wzięto pod uwagę: Londyn (Wielka Brytania) - Tamiza, Paryż (Francja) - Sekwana, Lizbona (Portugalia) - Tag, Rzym (Włochy) - Tyber, Wiedeń (Austria) - Dunaj, Bratysława (Słowacja) - Dunaj, Budapeszt (Węgry) - Dunaj, Belgrad (Serbia) - Dunaj, Sawa, Kijów (Ukraina) - Dniepr, Moskwa (Rosja) - Moskwa, Wilno (Litwa) - Wilia, Ryga (Łotwa) - Dźwina, Zagrzeb (Chorwacja) - Sawa, Lublana (Słowenia) - Lublanica, Berlin (Niemcy) - Hawela, Sprewa, Skopje (Macedonia) - Wardar, Sarajewo (Bośnia i Hercegowina) - Miljacka, Madryt (Hiszpania) - Manzanares, Bruksela (Belgia) – Senne.

Podczas wyszukiwania artykułów uwzględniono także rzeki Polski, tj. Wisłę, Odrę, Wartę, Bug, San, Narew, Noteć, Pilicę, Wieprz, Dunajec, Łynę i Wkrę.

Wyszukując w bazie artykuły dla konkretnych nazw rzek w kwerendzie pytającej wpisywano nazwę danej rzeki oraz dodawano z łącznikiem “AND” dwa wyrażenia kluczowe “temporal changes” oraz “river island”. Tego rodzaju wyszukiwanie nie zwróciło jednak artykułów mieszczących się w zakresie ekspertyzy.

Reasumując, na podstawie treści 200 wybranych artykułów przeanalizowano ich abstrakty, po czym wyselekcjonowano ostateczną liczbę 45 artykułów do analizy szczegółowej.

#### 7.4. Szczegółowa analiza prac związanych z monitorowaniem wysp rzecznych

W celu szczegółowej analizy wybranych artykułów przygotowano tabelę (Załącznik 4), w której umieszczono kluczowe dla ekspertyzy wnioski oraz miary zastosowane w prowadzonych analizach. W tabeli oprócz tytułu i autorów umieszczono m.in. informacje o: terenie badań, zakresie czasowym prowadzonej analizy, określeniu powierzchni i położenia wyspy, informacji o stopniu pokrycia terenu, rodzaju danych teledetekcyjnych, dacie pozyskania obrazowań satelitarnych, rodzaju danych referencyjnych i miarach dokładności. Tabela ta była uzupełniana przez 2 niezależnych ekspertów. W trakcie prowadzenia przeglądu część artykułów odrzucono, pomimo ich wcześniejszego zakwalifikowania do wąskiej grupy z uwagi na trzy podstawowe czynniki, tj. artykuł okazał się nie być zbieżny z tematyką ekspertyzy, w artykule nie wykorzystywano danych satelitarnych oraz ze względu na bardzo pobieżnie opisaną metodykę badań.

Ostatecznie szczegółowej analizie poddano 29 artykułów, spośród nich wybrano 9, dla których opisana metodyka może być zastosowana do monitoringu wysp rzecznych na terenie Polski. Artykuły te zostały szerzej opisane w niniejszym dokumencie.

Większość wartościowych artykułów, poświęconych jest zmianom w zakresie linii brzegowej rzek oraz przyczyn warunkujących te zmiany natury geomorfologicznej. Pomimo, że dotyczą one zmian w zakresie linii brzegowej a nie są poświęcone samym wyspą rzecznych artykuły te można uznać jako przydatne, stąd znalazły się one w niniejszym przeglądzie.

Jak wynika z przeglądu literatury zdecydowana większość z analiz wysp rzecznych wykorzystywała satelity Landsat (tabela 9); Ling i in., 2012; Gao i in., 2013; Shi i in., 2017; Billah, 2018; Dixon i in., 2018; Shi i in., 2018; Mahmoodzada i in., 2019; Dewi i Bijker, 2020; Song i in., 2020; Sun i in., 2020; Yang i in., 2020; Anwar i Rahman, 2021; Naim i Hredoy, 2021; Gao i in., 2021; Gautier i in., 2021). Ponadto zastosowano również dane z satelitów Sentinel (Sun i in., 2018; Dewi i Bijker, 2020), SPOT (Gautier i in., 2021; Leli i in., 2020; Leli i Stevaux, 2021; Leli i in., 2021), Pleiades (Gautier i in., 2021), World View (Smith i in., 2021), czy chińskich satelitów Gaofen (Sun i in., 2018).

Tabela 9. Zestawienie wykorzystanych sensorów do analiz wysp rzecznych

<b>Sensor/Sensory</b>	<b>Częstość wykorzystania</b>
Landsat 8	7
Landsat 7	9
Landsat 5	12
Landsat 1, 2, 3, 4	4
Landsat (bez wskazania konkretnego satelity)	4
Sentinel 2	3
SPOT	4
Dane pozyskane z google Earth	4

MODIS	2
Ikonos, World View, Aster, Pleiades, Gaofen, Huanjing sensory lotnicze	dane wykorzystywane w pojedynczych artykułach 3

Spośród analizowanych artykułów jedynie do danych z konstelacji satelitów Landsat oraz Sentinel istnieje wolny dostęp. Ze względu na to, że analizowane artykuły dotyczą głównie dużych wysp rzecznych, nierzadko zamieszkałych, taka rozdzielczość przestrzenna zobrazowań wydaje się zasadna w użyciu. Z uwagi na występowanie dużo mniejszych obszarowo wysp rzecznych na terenie Polski niż te analizowane w artykułach zachodzi wątpliwość czy wielkość terenowa piksela będzie dawać satysfakcjonujące rezultaty. Jedną z kluczowych kwestii odnoszących się do analizy w czasie związanym z wielkością wyspy jest właśnie rozdzielczość przestrzenna danych. I tak dla dużych wysp o powierzchni kilkudziesięciu km<sup>2</sup> analiza zobrazowań o wielkości piksela 30-60 metrów jest zasadną. Dla przykładu można podać wielkość Wyspy Świderskiej, która ma powierzchnię ok. 0,28 km<sup>2</sup>. Dla takiej wyspy zasadne jest skorzystanie z zasobów satelity Sentinel-2 o rozdzielczości 10 m, co gwarantuje detekcję zmian na odpowiednim poziomie szczegółowości.

W przeanalizowanej literaturze znalazło się kilka metod umożliwiających detekcję wysp. Tego rodzaju analiza jest możliwa, gdyż wynika to ze znacznych różnic w odbiciu promieniowania elektromagnetycznego przez wodę oraz piasek czy roślinność znajdującą się na powierzchni wysp. Woda znacznie absorbuje promieniowanie w zakresie bliskiej podczerwieni, które z kolei mocno odbijane jest w tym zakresie od obiektów typu piasek czy roślinność. Do detekcji wysp ze zobrazowań satelitarnych najczęściej wykorzystywano teledetekcyjne wskaźniki: NDWI (Ling i in., 2012; Sun i in. 2018; Fu i in., 2021) lub jego modyfikację MNDWI (Sun i in., 2020), a nierzadko surowe dane pochodzące z zakresu bliskiej podczerwieni (Gao i in., 2013; Shi i in., 2017; Shi i in., 2018; Anwar i Rahman, 2021). Binarną mapę dzielącą obraz na dwie klasy – “woda” i „ląd” (wyspy rzeczne) stworzono na podstawie wartości progowej dla wskaźnika NDWI, MNDWI lub kanału bliskiej podczerwieni. Powyżej wskazanej wartości piksele były klasyfikowane jako jedna klasa, a poniżej trafiały do klasy drugiej. Wartość progowa ustalana była subiektywną metodą „prób i błędów” (Sun i in., 2018), lub w oparciu o algorytmy np. metodę OTSU (Ling i in., 2012; Sun i in., 2020). Powstałe mapy wynikowe poddawano procesowi filtracji, w celu usunięcia ewentualnych szumów klasyfikacyjnych (Gao i in., 2013; Shi i in., 2017; Smith i in., 2021). Klasę wysp rzecznych wektoryzowano często upraszczając jej kształt np. używając algorytmu Wanga i Mullera z 1998 roku (Sun i in., 2020).

Określenie precyzyjnej granicy wysp rzecznych na podstawie danych satelitarnych nierzadko stanowi duże wyzwanie. Wyspy często oddzielone są od siebie lub od brzegu rzeki wąskimi kanałami wodnymi. Obszary te, ze względu na terenową wielkość piksela zobrazowań odwzorowywane są przez piksele niejednorodnie spektralnie, gdzie mieszane są różne klasy pokrycia terenu (roślinność, woda czy piasek). Znalezienie odpowiedniego progu do klasyfikacji jest więc trudne i jest kompromisem między detekcją klasy “woda” oraz “ląd”. W niektórych z przeanalizowanych artykułów, w celu uniknięcia błędów wynikających z nieprecyzyjnej klasyfikacji granice wysp rzecznych wyznaczano manualnie (Dixon i in.,



2018; Song i in., 2021; Fu i in., 2021; Gautier i in., 2021). Oddzielenie wysp rzecznych od ładu może przebiegać, również z wykorzystaniem ogólnodostępnych danych z baz zewnętrznych. W artykule Sun i in. (2020), zasięg koryta rzeki pozyskano z globalnej bazy danych GLC30 (Globeland 30), a w artykule Yang J. i in. (2020) wyznaczono go na podstawie danych z Global Surface Water tworząc z danych wieloczasowych mapę sezonową z częstością występowania danej klasy (woda, łąd) na badanym obszarze. Korzystając jednak z baz zewnętrznych należy zwrócić szczególną uwagę na aktualność danych oraz sposób i dokładność ich pozyskania. W celu precyzyjnego ustalenia granicy wysp rzecznych Sun i in. (2020) połączyli w jeden obraz będący medianą wskaźnika MNDWI wszystkie dostępne obserwacje z lat 1986-2017. Na tej podstawie wyznaczyli najbardziej prawdopodobny zasięg analizowanych wysp rzecznych stosując klasyfikację progową z wykorzystaniem metody OTSU, minimalizując możliwość wystąpienia błędów w klasyfikacji.

Żaden z przeanalizowanych artykułów nie przedstawia wyników detekcji siedlisk przyrodniczych znajdujących się na powierzchni wyspy. Analizowane artykuły podają jedynie podział na typy pokrycia terenu w postaci ogólnych kategorii, takich jak las, woda, łąka, pole uprawne (Ekong 2017; Mahmoodzada i in., 2019; Mikuś i in., 2019; Gautier i in., 2021). Nie możliwe jest więc odniesienie się do szczegółowych analiz oraz możliwości detekcji poszczególnych siedlisk przyrodniczych występujących na wyspach. Najczęściej stosowano prosty podział na klasy: woda, piasek, wyróżniając dodatkowo klasę roślinności wykorzystując m.in. wartość wskaźnika NDVI w połączeniu z klasyfikacją progową dla kanału bliskiej podczerwieni (Smith i in., 2021). Oszacowanie stopnia pokrycia wyspy przez roślinność jest więc możliwe przy użyciu danych satelitarnych (Shi i in., 2017; Ekong, 2017; Dixon i in., 2018). Tego rodzaju analizy umożliwiają, również klasyfikację fragmentów wysp na te podatne na erozję (łachy, fragmenty bez umocnień naturalnych - drzewa i krzewy) oraz te umocnione przez zadrzewienia, w znacznie mniejszym stopniu podatne na erozję. Założyć jednak należy, że przy odpowiednio dużej wyspie, zgodnie z wynikami przedstawionymi we wcześniejszym rozdziale, możliwe będzie rozróżnienie i detekcja wybranych siedlisk Natura 2000.

Kolejnym do zbadania zagadnieniem jest zmiana powierzchni i położenia wyspy w ciągu roku z uwzględnieniem różnego stanu wód w rzekach. Zmiany wielkości wysp korelowane były z danymi pozyskanymi ze stacji hydrologicznych z wykorzystaniem modeli regresji liniowej (Sun i in., 2018; Sun i in., 2020) i wielomianowej (Ling i in., 2012; Sun i in., 2018) oraz korelacji Pearsona (Shi i in., 2017) i Spearmana (Gautier i in., 2021). Takie podejście daje możliwość zasymulowania zmian w zakresie zmniejszenia wielkości wyspy w okresie występowania wysokich stanów wód (stany alarmowe, stany ostrzegawcze). Jest to szczególnie istotne w przypadku wysp zamieszkałych przez ludność cywilną (Sun i in., 2018). Takie symulacje pomagają przygotować mapy ryzyka powodziowego, na których wskazuje się potencjalnie zagrożone obszary zalaniem wodami powodziowymi (Sun i in., 2018). Na przeanalizowanych przykładach widać bardzo duże zależności pomiędzy wysokością zwierciadła wody a wielkością wyspy. Na rzece Jangcy wahania zwierciadła wody są bardzo wysokie, średnia oscyluje w granicach 10 m (Sun i in., 2018), tak duża różnica przekłada się, również na bardzo duże zmiany sezonowe w zakresie

powierzchni wysp. Zmiany wielkości wysp korelowano też z wartością średnich opadów (Sun i in., 2018), ze spływem powierzchniowym (Ling i in., 2012; Gao i in., 2013; Shi i in., 2017; Shi i in., 2018; Sun i in., 2018; Sun i in., 2020; Gautier i in., 2021), z transportem osadów (Gao i in., 2013; Shi i in., 2018; Sun i in., 2020) oraz średnią miesięczną wartością dla stężenia osadów (Sun i in., 2018). Takie podejście daje możliwość analizowania efektu wymywania brzegów wysp w wyniku zwiększonych ruchów materiału rzecznoego w dół rzeki. W procesie wymywania fragmenty brzegów wysp są wyrywane, podlegają fragmentarycznym przecięciom lub są stopniowo niszczone przez siły erozji. W przeglądzie literatury znalazł się tylko jeden artykuł badający zmianę położenia wysp rzecznych (Gautier i in., 2021), jednakże metodyka artykułu zakłada ręczną wektoryzację tych wysp, wyznaczano czoło wyspy, a następnie wykonywano manualną klasyfikację. W ocenie autorów niniejszego opracowania metodyka ta nie jest rekomendowana do wykorzystania ze względu na brak automatyzacji procesu klasyfikacji.

Sukces badania zależności między powierzchnią wysp a poziomem wód w rzekach czy innymi zmiennymi, uwarunkowany jest dostępem do sprawdzonego źródła informacji odnośnie poziomu wód powierzchniowych. Czasowa zmienność wielkości wyspy rzecznej uwarunkowana jest właśnie wahaniami poziomu wód w ciągu roku (Sun i in., 2018). Wahania te tłumaczyć można sezonowością w zakresie występowania opadów i roztopów wiosennych. W przeanalizowanych artykułach nie znaleziono jednolitej, automatycznej metody detekcji tych zmian. Tego rodzaju analizy wiązałyby się w przyszłości z połączeniem danych z dwóch różnych źródeł, tj. zobrażeń satelitarnych z danego dnia wraz z poziomem zwierciadła wód powierzchniowych mierzonym na rzece. Jak wykazał przegląd literatury, automatyczna analiza wielkości wysp z uwzględnieniem różnego stanu wód jest możliwa, jednakże wykonanie podobnych analiz dla obszarów rzek polskich może okazać się problematyczne ze względu na wielkość niektórych wysp i dostępność danych z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMiGW).

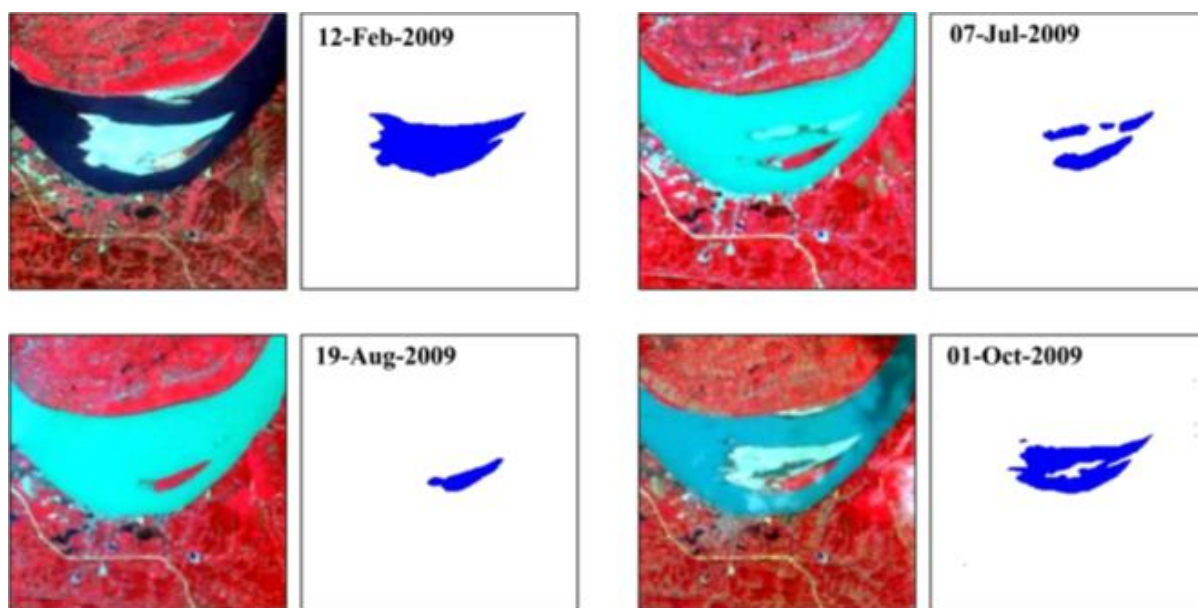
W ramach przeglądu literatury wybrano 9 artykułów w celu szerszego przedstawienia poruszanych w nich zagadnień. Artykuły te mogą w przyszłości posłużyć jako źródło metodyki do wyznaczania zasięgu oraz zmian w zakresie występowania wysp rzecznych. Niektóre z wybranych artykułów dotyczą zmian w zakresie linii brzegowej rzek, jednak z uwagi na wykorzystanie czasowych danych satelitarnych zostały one uwzględnione w niniejszym dokumencie.

### **1 ) Monitoring river discharge with remotely sensed imagery using river island area as an indicator (Ling i in., 2012)**

Celem artykułu jest ocena skuteczności metodyki określania ilości przepływu wody w rzekach na podstawie powierzchni wysp rzecznych oszacowanych na bazie danych teledetekcyjnych. Analizy przeprowadzono dla trzech wysp na rzece Jangcy, we wschodnich Chinach. Położone są one w dół rzeki od tamy tzw. Trzech Przełomów, w okolicach tamy Gezhouba i stacji hydrometrycznej Zhicheng. Do analiz teledetekcyjnych wykorzystano 97 zdjęć z satelity HuanJing (HJ)-1A/1B w rozdzielczości terenowej 30 m i rozdzielczości spektralnej od 430 do 900 nm (4 zakresy spektralne) z lat 2009, 2010 i 2011. Analizy dla

pierwszej wyspy przeprowadzono, również na zobrazeniach MODIS w rozdzielczości przestrzennej 250 m i rozdzielczości spektralnej od 841 do 750 nm z 2011 roku.

Do oszacowania powierzchni wysp wykorzystano wskaźnik NDWI (*Normalized Difference Water Index*) oraz progowanie metodą Otsu. Opracowano wzór, umożliwiający obliczenie ilości przepływu wody w rzece na podstawie powierzchni wysp rzecznych z dokładnością  $R=0.9936$ . W przypadku zobrażeń HuanJing wartość przepływu oszacowano z dokładnością  $R_2=0.981$ . Błąd względny wahał się od  $-0.2\%$  w kwietniu do  $16.43\%$  w listopadzie. W przypadku zobrażeń MODIS ilość przepływu oszacowano z dokładnością  $R_2=0.7562$ . Błąd względny dochodził do  $50\%$ . Na podstawie danych dotyczących powierzchni drugiej wyspy ilość przepływu oszacowano z dokładnością  $R_2=0.9606$ . Błąd względny dochodził do  $51.73\%$  i wynosił od  $8.35\%$  do  $23.63\%$ , gdy ilość przepływu wynosiła ponad  $10000 \text{ m}^3/\text{s}$ . Na podstawie danych dot. powierzchni trzeciej wyspy ilość przepływu oszacowano z dokładnością  $R_2=0.7335$ . Błąd przybliżenia dochodził do  $52.7\%$ .



Rycina 37. Powierzchnia wysp w zależności od terminu zobrazenia (Ling i in., 2012)

Różnice między wynikami analizy, a danymi referencyjnymi pochodzącymi z badań *in situ* wynikają z niedoskonałości metody progowania obrazów reprezentujących wartość wskaźnika NDWI, rozdzielczości przestrzennej zobrażeń oraz metodyki pomiarów referencyjnych, a także różnic w czasie wykonywania pomiarów i zobrażeń satelitarnych. Istotne znaczenie ma również charakterystyka samej wyspy. Powinna znajdować się ona jak najbliżej miejsca wykonywania pomiarów referencyjnych, powinna być jak najbardziej płaska i nie może znajdować się w pełni pod wodą podczas najwyższego stanu wód (ryc. 37).

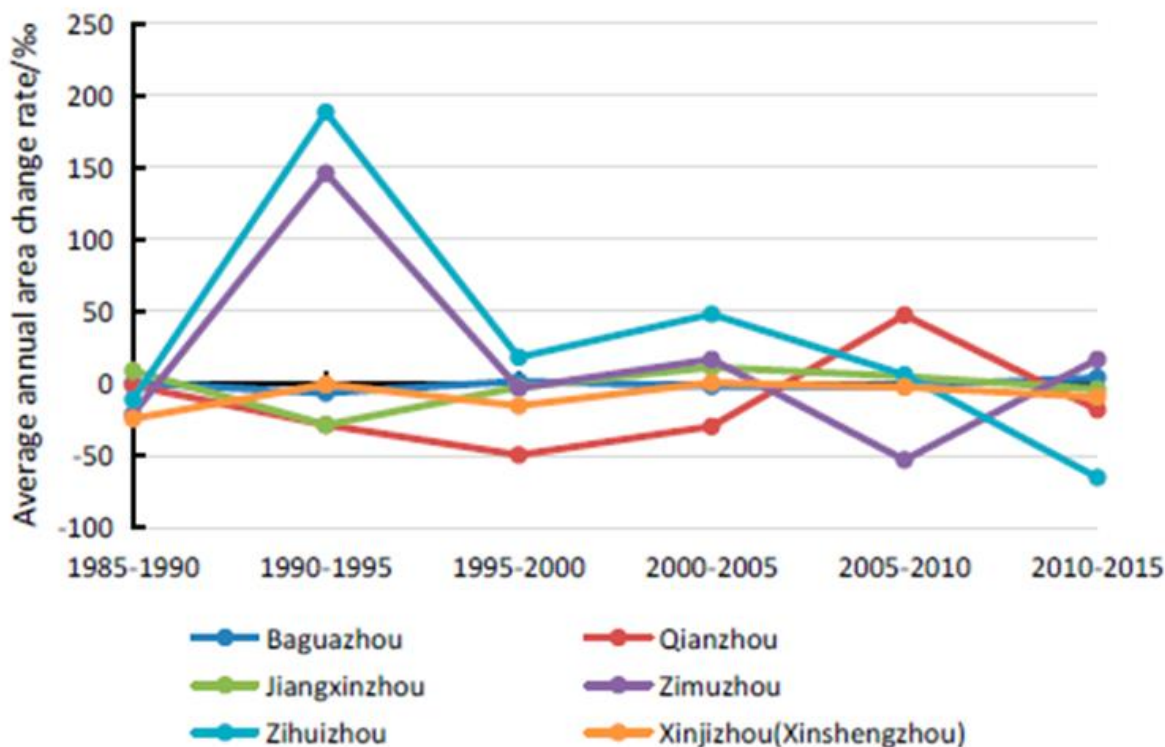
## 2 ) Variation of River Islands around a Large City along the Yangtze River from Satellite Remote Sensing Images (Shi i in., 2017)

Celem artykułu była analiza zmian powierzchni wysp rzecznych w zależności od ilości przepływu na podstawie danych teledetekcyjnych. Analizy przeprowadzono na 7 wyspach na rzece Jangcy we wschodnich Chinach, na odcinku Nanjing.

Do analiz wykorzystano 7 zobrażeń satelitarnych Landsat 5 TM (4) i Landsat 7 ETM+ (3) od 1985 do 2015 roku (w pięcioletnich odstępach czasowych). Jako dane referencyjne posłużyły dane archiwalne ze stacji hydrograficznej Datong, położonej w pobliżu miasta Chizhou w prowincji Anhui. Dane gromadzone są tam już od lat 50. XX wieku.

Zobrazowanie poddano niezbędnym przetworzeniom wstępnym, w tym usunięciu czarnych pasów, powstałych w wyniku awarii instrumentów na pokładzie Landsat 7 w maju 2003 roku oraz filtracji w celu usunięcia szumów. Powierzchnię wysp oszacowano poprzez wybór optymalnego progu (ang. *digital number*, DN=45) w zakresie podczerwonym (760-900 nm). Powierzchnię wysp w poszczególnych latach porównano do ich średniej powierzchni z wielolecia. Zgodność wyników obserwacji z danymi referencyjnymi porównano za pomocą Współczynnika Korelacji Pearsona.

W ciągu 30 lat łączna powierzchnia wysp (średnia powierzchnia na przestrzeni trzydziestolecia wynosiła 8975,14 km<sup>2</sup>) zmniejszała się średnio 19,97 km<sup>2</sup> rocznie. Szybszy spadek (o 25,8 km<sup>2</sup> rocznie) zaobserwowano w latach 1985–2000, a wolniejszy (o 4,13 km<sup>2</sup> rocznie) - w latach 2000-2015. Najszybsze tempo zmian zaobserwowano w przypadku wyspy Zihuizhou (przyrost o 30,7 ‰ rocznie), a najwolniejsze – w przypadku wyspy Baguazhou (ubytek 0,66 ‰ rocznie). Mniejsze wyspy charakteryzował większy ubytek powierzchni niż wyspy większe, szczególnie po stronie zachodniej (ryc. 38).



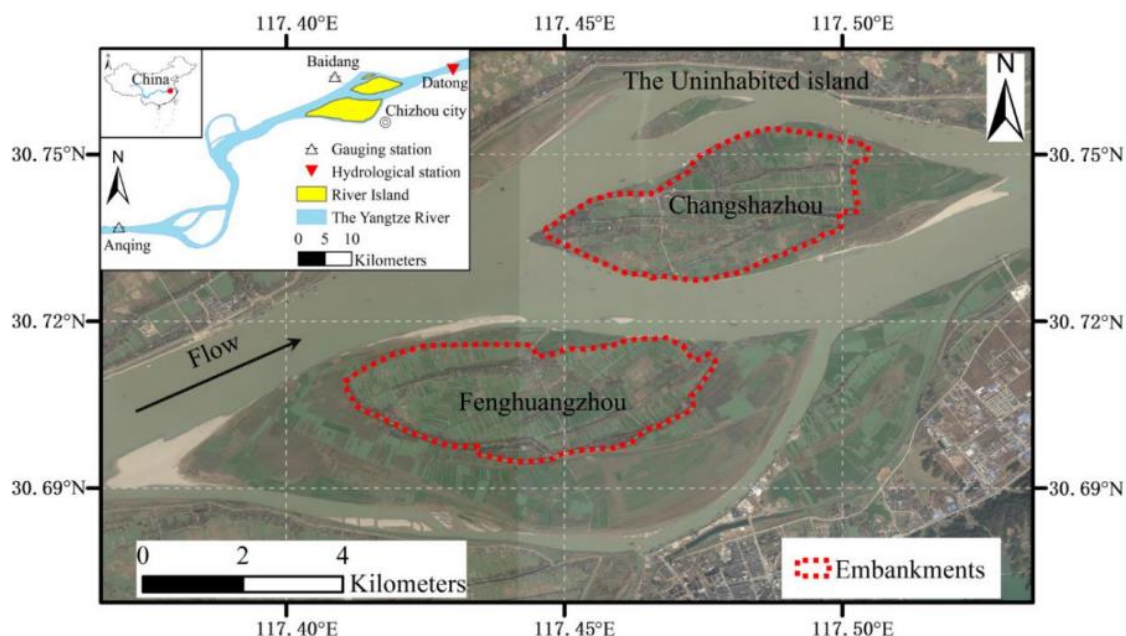
Rycina 38. Zmiany powierzchni poszczególnych wysp w ‰ (Shi i in., 2017)

Powierzchnia wysp była wprost proporcjonalna do ilości nanoszonego sedymentu i odwrotnie proporcjonalna do ilości przepływu. Współczynnik korelacji wynosił odpowiednio 0.79 i -0.68. Na te wartości wpływ mają m.in. szata roślinna i klimat. Dużą rolę odgrywają także czynniki antropogeniczne.

### 3) Monitoring Temporal Change of River Islands in the Yangtze River by Remotely Sensed Data (Sun i in., 2018)

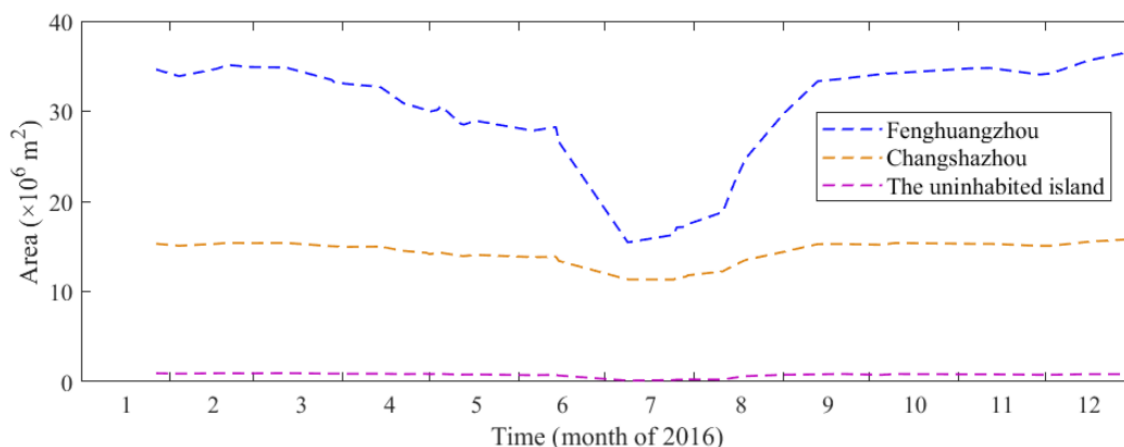
Artykuł poświęcony jest zmianom zasięgu wysp rzecznych, zdefiniowane są w nim również czynniki warunkujące te zmiany, takie jak: warunki hydrodynamiczne, przemieszczanie się osadów rzecznych oraz czynniki antropogeniczne. W artykule opisane są również katastrofalne w skutkach powodzie, które na przestrzeni lat w największym stopniu wpływały na zmiany położenia oraz wielkość wysp. Obszar badań stanowiły wyspy na rzece Jangcy (ryc. 39).

W badaniach wykorzystano dane z chińskiego satelity GeoFen-1 oraz Sentinel-2, dzięki którym zidentyfikowano zmiany czasowe na wyspach rzecznych. Do mapowania wysp rzecznych wykorzystano metodę NDWI.



Rycina 39. Obszar badań, wyspy na rzece Jangcy (zdjęcie Google Earth, 21.07.2017 r.) (Sun i in., 2018)

W badaniach wykorzystano również dane hydrologiczne w ujęciu miesięcznym. Dzięki tym informacjom można było wziąć pod uwagę przy detekcji zmian powierzchni wyspy wysokość zwierciadła wody, która przekłada się bezpośrednio na powierzchnię wyspy w danym okresie czasowym (ryc. 40).



Rycina 40. Wielkość zmian powierzchni wysp rzecznych w zależności od poziomu wody (Sun i in., 2018)

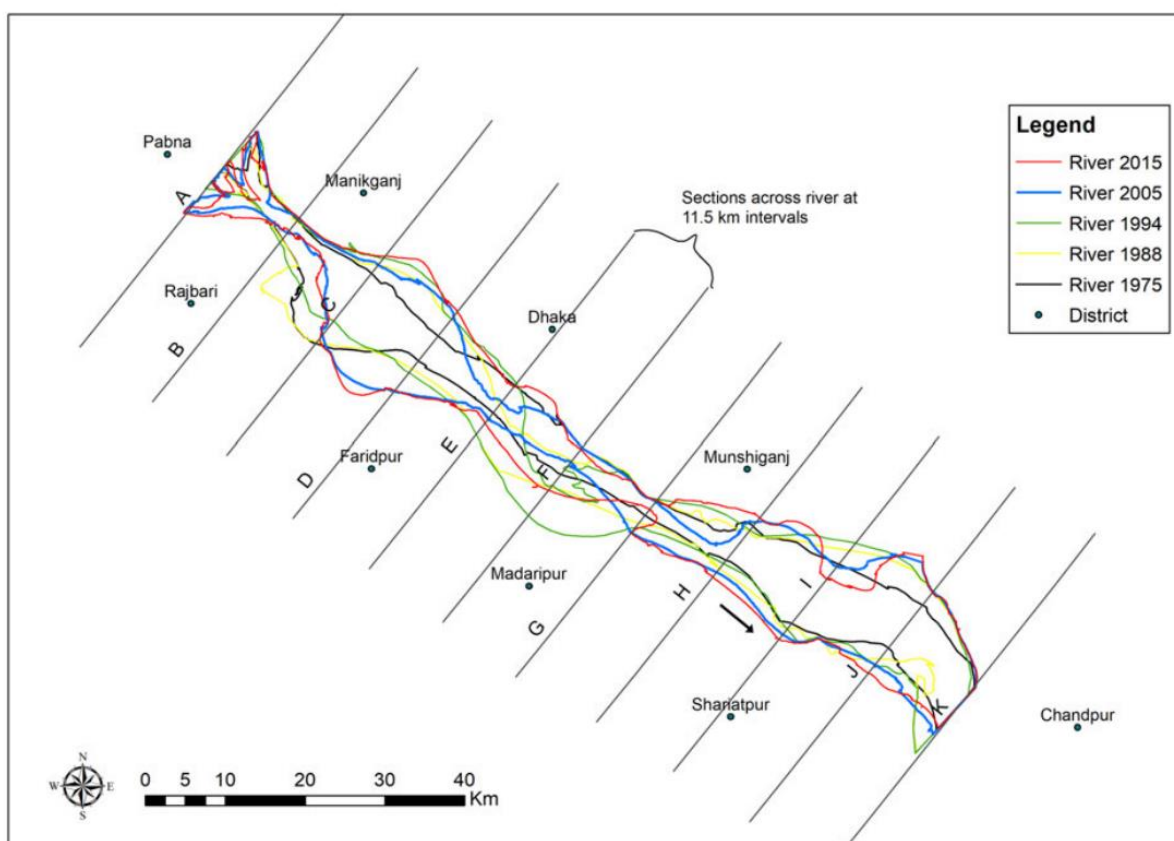
Użyto trzy modele matematyczne (NDWI, indeks ryzyka dot. zalania wyspy, oszacowanie dokładności mapowania granic wyspy) w celu określenia zależności pomiędzy powierzchnią lądu na wyspie a wysokością zwierciadła wody. Dzięki tym parametrom można określić w jednoznaczny sposób minimalne oraz maksymalne zasięgi granic dla badanych wysp. Autorzy wskazują w artykule na dość sporą dynamikę zmian w przypadku, kiedy dane

hydrologiczne nie są uwzględniane do analiz czasowych. Obszary skrajne wysp zostały zidentyfikowane jako te w największym stopniu podatne na okresowe zalania.

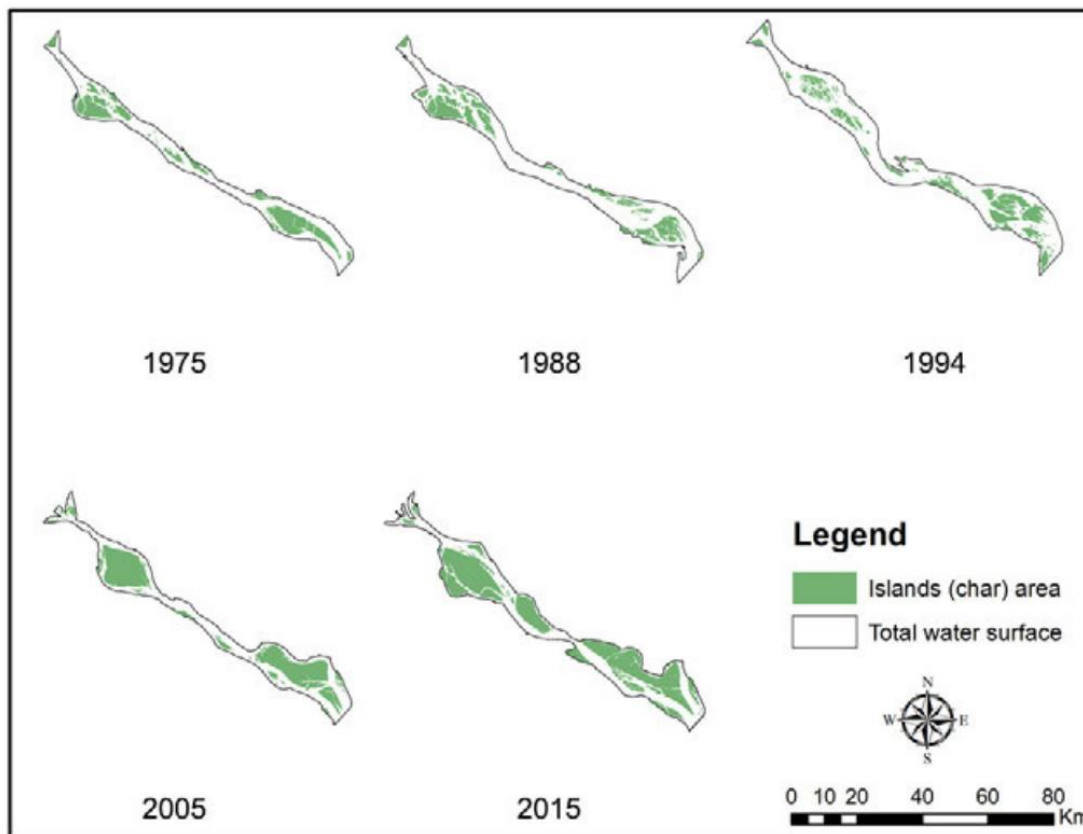
#### 4) Mapping And Monitoring Erosion-Accretion In An Alluvial River Using Satellite Imagery – The River Bank Changes Of The Padma River In Bangladesh (Billah, 2018)

Padma jest rzeką o bardzo dynamicznych zmianach morfologicznych i dużych wahaniach poziomu wód powierzchniowych, które w przeszłości przekładały się na katastroficzne skutki dla ludności cywilnej oraz straty gospodarcze w Bangladeszu. Liczne powodzie miały znaczący wpływ na kształtowanie się linii brzegowej rzeki.

W artykule przeanalizowano stopień erozji brzegowej na 120 km odcinku rzeki. Na uwagę zasługuje szerokość rzeki na tym odcinku, która miejscami waha się pomiędzy 4 a 8 km. Spostrzeżono, uformowanie się wielu wysp rzecznych oraz wzmożoną akumulację osadów zwłaszcza w prawobrzeżnej części rzeki. Dane do analizy pozyskano z satelity Landsat w latach 1975-2015. Z dostępnych danych satelitarnych wydzielono tzw. stopy warstw pod kątem zmian radiometrycznych i atmosferycznych. Z obrazów eksportowano linie brzegowe (ryc. 41) oraz wyspy do postaci wektorowej (ryc. 42).



Rycina 41. Mapa zmian linii brzegowej rzeki Padma (lata 1975-2015) (Billah, 2018)



Rycina 42. Czasowe zmiany formowania się wysp rzecznych (lata 1975-2015) (Billah, 2018)

Niniejsze badania pokazują, że dane satelitarne z Landsat mogą być z powodzeniem wykorzystywane do monitoringu erozji linii brzegowej rzeki. Na uwagę zasługuje jednak fakt, iż są to bardzo duże obszary dla których 30 metrowa wielkość piksela jest w zupełności wystarczająca. Współczynnik determinacji ( $R^2$ ) o wartości 0,8474 wskazuje na istotny związek pomiędzy maksymalnym przepływem wody a erozją osadów.

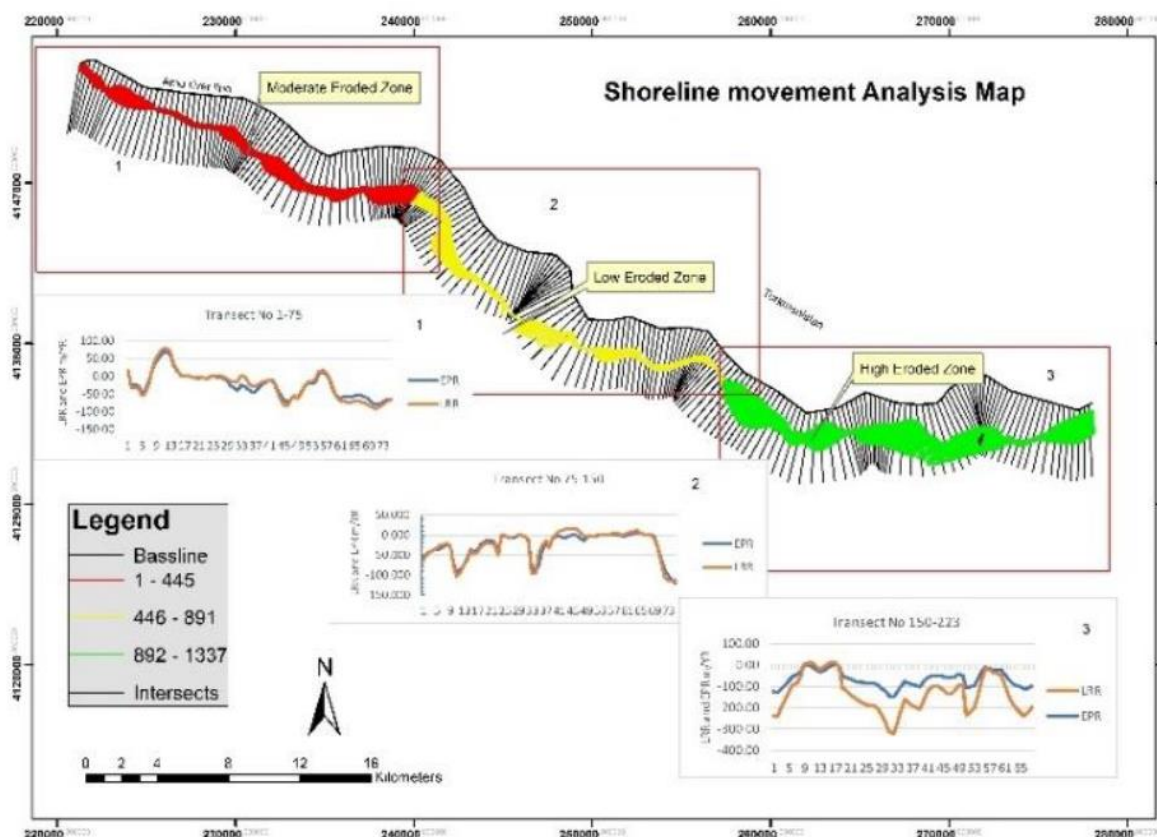
##### **5) Monitoring of Riverbank Erosion and Shoreline Movement at Amu River Using Remote Sensing and GIS: A Case Study in Jowzjan, Afghanistan (Mahmoodzada i in., 2019)**

Celem artykułu była identyfikacja zmian linii brzegowej w wyniku działania erozji wodnej. Obszar badań obejmował bieg rzeki Amu, na całym odcinku przebiegającym przez region Qarqin, w północnej części Afganistanu.

Ocena zmian zachodzących w liniach brzegowych rzeki nastąpiła w wyniku analizy zobrażeń satelitarnych pozyskanych przy użyciu sensorów Thematic Mapper (TM), Enhanced Thematic Mapper (ETM) i Operational Land Imager (OLI), pochodzących z satelit Landsat. Wykorzystane zobrażenia były wykonywane w ciągu 14 lat, w okresie od 2000 do 2014 roku. Wstępne przetwarzanie materiału polegało na korekcji atmosferycznej, niezbędnej do późniejszego wykorzystania zobrażeń w analizach. Zobrażenia wymagały korekcji geometrycznej i zastosowania korekty linii skanowania



(ang. *Scan Line Corrector*, SLC) w celu poprawy czytelności. Korekta linii skanowania (SLC) została zaimplementowana w oprogramowaniu ENVI. Korekcja geometryczna zdjęć była wykonana na podstawie zdjęcia z 2014 roku i zastosowana do wszystkich późniejszych zobrazowań w taki sposób, aby błąd średniokwadratowy był mniejszy niż 1 piksel. W celu uniknięcia tworzenia dużych zbiorów danych i skrócenia czasochłonności analiz, zdjęcia zostały podzielone na fragmenty dopasowane do linii brzegowej rzeki Amu. W badaniu wykorzystano nadzorowaną klasyfikację zobrazowań. W wyniku tego działania wyszczególniono następujące klasy: woda, nieużytki, pola uprawne, melizny i obszar zabudowany. Wyniki klasyfikacji zostały zweryfikowane przy pomocy zobrazowań satelitarnych wysokiej rozdzielczości pochodzących z satelity IKONOS. Wektoryzacja połączona z interpolacją pozwoliła na identyfikację zmian linii brzegowej. Do detekcji zmian linii brzegowej rzeki wykorzystano oprogramowanie Digital Shoreline Analysis System (DSAS) stworzone przez amerykańską agencję naukowo badawczą - United States Geological Survey (USGS). W wyniku analiz powstały 123 transekty, w odstępach 300 metrów na odcinku rzeczonym o długości 65 kilometrów (ryc. 43). W badaniu długofalowych zmian wykorzystano Linear Rotation Rate (LRR) oraz End Point Rate (EPR).



Rycina 43. Podział rzeki na sekcje (Mahmoodzada i in., 2019)

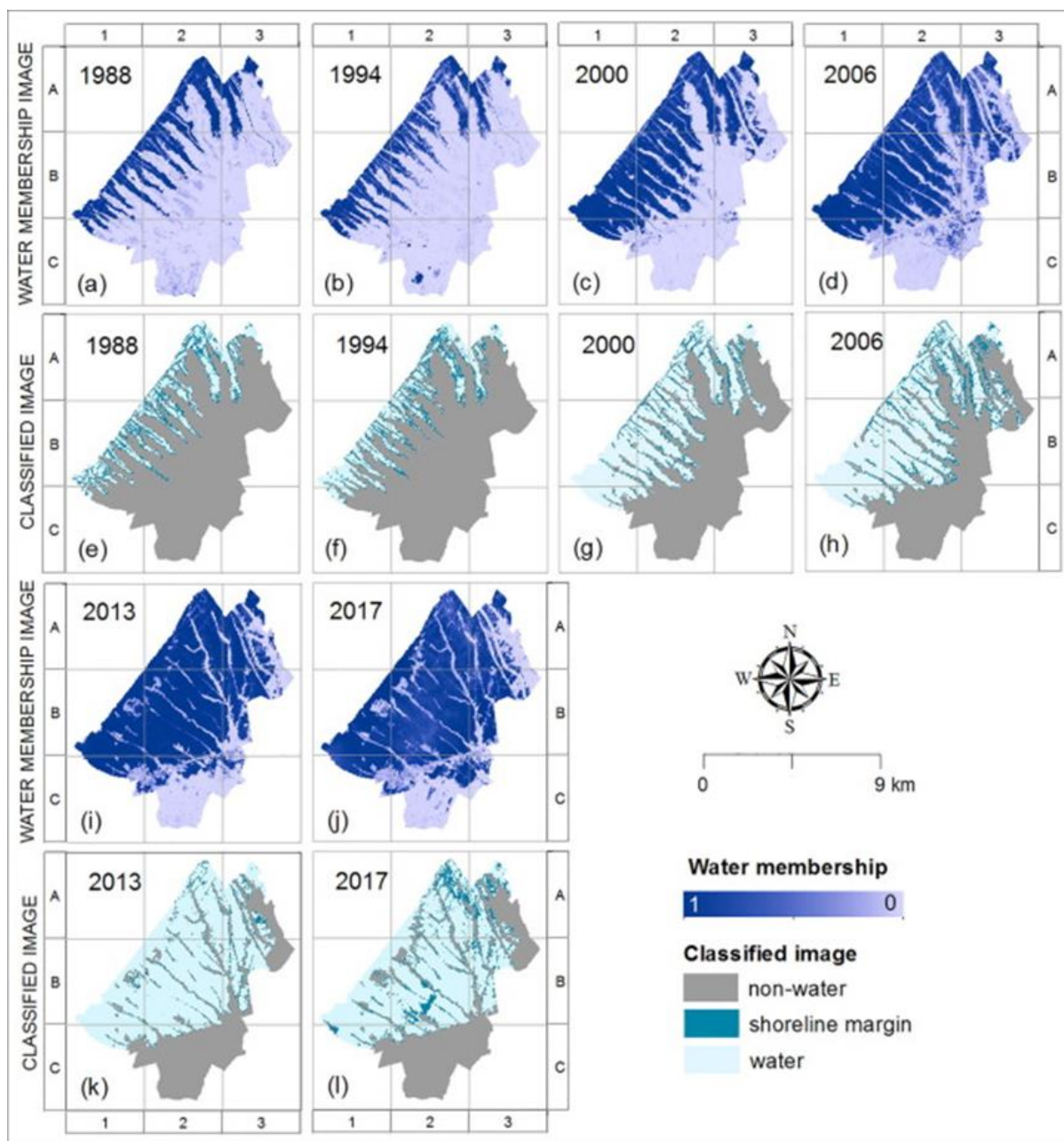
Erozja brzegów rzecznych przebiegała w różnym tempie na różnych odcinkach rzeki. Tempo erozji podzielono na trzy strefy: umiarkowane, niskie i wysokie. Taka kolejność tempa erozji utrzymuje się wraz z biegiem nurtu rzeki. Działanie erozji wodnej i akumulacji wyniosło odpowiednio 14,7 metra/rok i 5,43 metra/rok na całym 65 kilometrowym

analizowanym odcinku rzeki. Największe wartości zaobserwowano pomiędzy 2006 a 2008 rokiem, dla których wartość erozji wyniosła 21,8 metra/rok, a wartość akumulacji wyniosła 5,97 metra/rok. Powierzchnia objęta działaniem erozji wyniosła odpowiednio 1 984 ha, 1 410 ha, 1 680 ha, odpowiednio dla przedziałów czasowych: 2000 - 2005, 2005 – 2010, 2010 – 2014. W analizowanym okresie zwiększała się powierzchnia wody i melizn, natomiast zmniejszała się powierzchnia nieużytków, pól uprawnych i obszarów zabudowanych. Przeprowadzone analizy wskazały jak istotnym problemem są zmiany linii brzegowej i ich wpływ na użytkowanie gruntów zlokalizowanych przy korytach rzecznych. Badanie wykazało, że zmiana linii brzegowej jest intensywniejsza po stronie południowej. Przewidywana utrata powierzchni lądowej na rzecz koryta rzeki wynosi 362,42 ha/rok. Wykorzystane metody i techniki pozwalają z powodzeniem analizować działanie erozji wodnej na linii brzegowej rzek. Mogą być wykorzystywane przez organy rządowe w celu zarządzania zasobami zlokalizowanymi w pobliżu koryt rzek.

#### **6) Dynamics of shoreline changes in the coastal region of Sayung, Indonesia (Dewi i Bijker, 2020)**

Celem artykułu była analiza dynamiki zmian linii brzegowej w części nadbrzeżnej regionu Sayung w Indonezji. Obszar badań charakteryzował się występowaniem licznych delt rzecznych, które w wyniku sedymentacji przenoszą osady rzeczne.

Do badania wykorzystano zobrazowania satelitarne pochodzące z sensorów satelit Landsat i ASTER. Rozdzielczość przestrzenna zobrazowań wyniosła odpowiednio 30 i 15 metrów, a dane wykorzystane w analizie pochodziły okresu od 1988 do 2017 roku. Wszystkie analizowane zdjęcia zostały wykonane w czasie odpływu morskiego. Do klasyfikacji wykorzystano zobrazowania zawierające siedem kanałów Landsat OLI/TIRS, sześć kanałów Landsat TM i sześć kanałów satelity ASTER. Oprócz kanałów pasma widzialnego, wykorzystano kanały podczerwieni (NIR i SWIR). Dane z satelity ASTER poddano transformacji, w celu dopasowania rozdzielczości do zobrazowań z satelit Landsat. Do nienadzorowanej klasyfikacji wykorzystano model rozmytych map kognitywnych (ang. *Fuzzy c-means*, FCM). Posłużył on do identyfikacji linii brzegowej poprzez podzielenie obrazów na dwie klasy: woda i reszta (ryc. 44). Zmiany w linii brzegowej identyfikowano poprzez porównanie sklasyfikowanych obrazów. Do poprawy interpretacji wyników autorzy wykorzystali istniejące mapy pokrycia terenu z 2000 roku oraz mapę topograficzną. W celu otrzymania mapy pokrycia terenu ze zobrazowań satelitarnych Landsat wykorzystano klasyfikację metodą największego prawdopodobieństwa (ang. *Maximum Likelihood Classification*, MLC), dodatkowo wyeliminowano z analiz lokalizację pól ryżowych i stawów rybnych. Następnie wymienione mapy zostały zwektoryzowane. Finalnie ocena zmian dokonywana była na podstawie zmiany ilości sklasyfikowanych pikseli w poszczególnych klasach. Do oceny dokładności detekcji zmian wykorzystano wskaźnik Kappa.



Rycina 44. Klasyfikacja obrazu na trzy klasy (linia brzegowa, woda, obszar niewodny) (Dewi i Bijker., 2020)

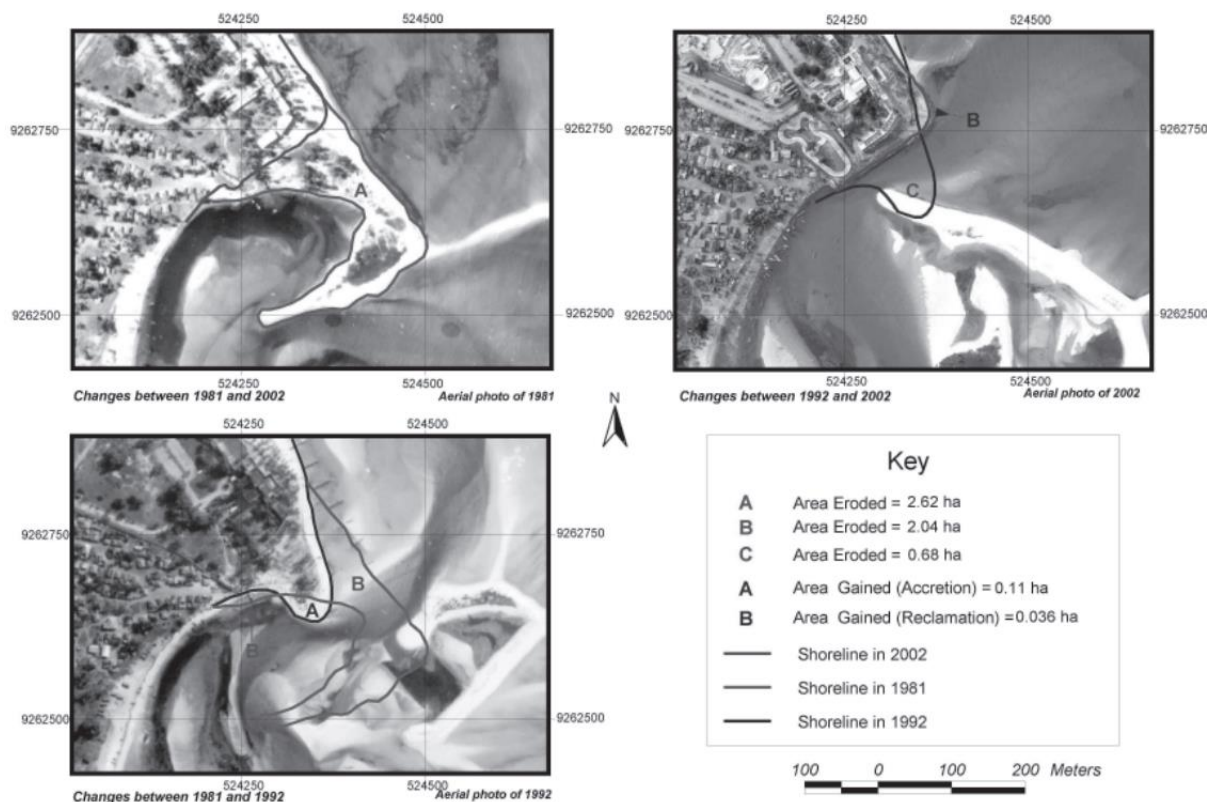
W wyniku analiz zmian linii brzegowej zaobserwowano wzrost powierzchni obszaru zajętego przez wodę z poziomu 14 % w 1988 roku do 54 % w 2017 roku. Natomiast powierzchnia obszaru sklasyfikowanego jako inny niż woda zmniejszyła się z 78% procent w 1988 roku do 36 procent w 2017 roku. Największe zmiany spowodowane były erozją i lokalnymi podtopieniami obszarów przybrzeżnych, które wystąpiły w latach 1994–2000. Wspomniane czynniki spowodowały zmiany na powierzchni 18 km<sup>2</sup>. Kolejnym okresem, w których zidentyfikowano znaczne różnice w linii brzegowej był okres między 2006 a 2013 rokiem. Osiadanie terenu spowodowane obciążeniem budynków, działalnością aluwialną wody oraz zabieraniem gruntu przez wodę, wynosiło w pewnych miejscach ponad 3 cm/rok. W tym badaniu z powodzeniem opracowano metodę badania zmiany linii brzegowej

w północnym rejonie wyspy Jawa. Metoda opierała się na wykorzystaniu modelu rozmytych map kognitywnych do klasyfikacji. W wyniku zmian przekształcono pola ryżowe na stawy rybne. Te zmiany spowodowane były osiadaniami gruntów, erozją wodną i powodzią.

### 7) Monitoring Shoreline Change using Remote Sensing and GIS: A Case Study of Kunduchi Area, Tanzania (Makota i in., 2004)

W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczących monitoringu linii brzegowej wybrzeża Kunduchi znajdującej się około 18 km od portu Dar es Salaam w Tanzanii.

Monitoring zmian linii brzegowej w badanym obszarze został osiągnięty za pomocą zdjęć lotniczych z lat 1981, 1990 i 2002. Zdjęcia lotnicze z lat 1981 i 1990 zostały zeskanowane w rozdzielczości 500 dpi i zapisane w formacie Tagged Image File Format (TIFF), zdjęcia lotnicze z 2002 roku, wykonane przez GeoSpace International (PTY) Limited były już w formacie cyfrowym. Zeskanowane zdjęcia lotnicze zostały następnie poddane procesowi georeferencji z wykorzystaniem cyfrowej mozaiki zdjęć lotniczych z 2002 r. Zidentyfikowany błąd podczas georeferencji był mniejszy niż 5 m. Wszystkie zestawy zdjęć poddano digitalizacji kreśląc linie brzegowe.



Rycina 45. Zmiany linii brzegowej od 1981 do 2002 roku (Makota i in., 2004)





Zaobserwowano, że zmiana linii brzegowej na badanym obszarze wynika zarówno z procesów erozji, jak i akrecji. Badania wykazały, że w latach 1981–2002 silniejsza erozja miała miejsce w północnej części, podczas gdy osadzanie materiału piaszczystego miało

miejsce w części południowej. W latach 1981-1992 około 2,04 ha uległo erozji w północnej części potoku Kunduchi–Manyema. Obszar ten wzrósł do ponad 2,60 ha do 2002 roku. Ze zdjęć lotniczych wynika, że największa erozja linii brzegowej u ujścia rzeki miała miejsce w latach 1981-1992. Na zdjęciu lotniczym z 1992 r. ujście rzeki poszerzyło się do około 325 m w porównaniu z poprzednią szerokością 79 m w najwęższym punkcie. Autorzy stwierdzili, że teledetekcja i GIS są użytecznymi narzędziami monitorowania środowiska przybrzeżnego i zasobów w Tanzanii.

### 8) Origin, evolution, and sedimentary records of islands in large anabranching tropical rivers: The case of the Upper Parana River, Brazil (Leli i in., 2017)

W artykule przedstawiono analizy dotyczące osadzania się materiału rzecznoego oraz formowanie wysp w czasie w rejonie silnie meandrującego fragmentu rzeki Parana w Brazylii.

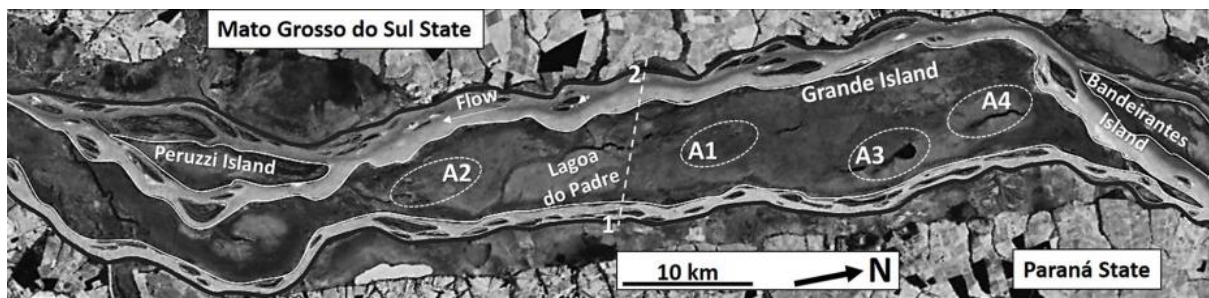
Badanie obejmowało 264 wyspy zróżnicowane pod względem wielkości, morfologii, genezy powstania oraz wieku. W ramach prac pobrano próbki osadów z 29 tzw. wibrordzeni (ang. *vibro-cores*) rozmieszczonych na 8 wyspach. Próbki te posłużyły do analizy gromadzenia materiałów osadowych w czasie. Zidentyfikowano 3 długowieczne typy wysp w zależności od ich formy utworzenia oraz lokalizacji w przekroju poprzecznym koryta. Są to wyspy centralne, wyspy powstałe na tarasie zalewowej oraz wyspy powstałe z odkładania materiału rzecznoego w rejonie silnie meandrującej rzeki (ryc. 46).

Processes nature	In-channel	Off-channel	Composed	
Island type	Central bar	Floodplain-excised	Composed central bar	Composed floodplain-excised
Main processes	Central bar formation and vertical accretion of fine sediment and vegetal development.	Levee crevasse and channel floodplain formation. Avulsion and floodplain cut-off.	Annexation of lateral and/or frontal bar.	Annexation of lateral and/or frontal bar.
Morphology	Eye shaped, convex and wavy surface.	Irregular and elongated, basin like surface.	Duck feather shaped, wavy surface.	Lenticular, concave up basin like surface.
Example (no scale)	Três Ilhas Archipelago	Grande Island	Mutum Island	Peruzzi Island
				
Area (km <sup>2</sup> )	0.01-0.16	5.8-468	0.10-10,5	29-30
Length (km)	0.21-0.68	6.5-91	0.62-15	18-23
Width (km)	0.05-0.25	1.5-9	0.10-1.5	2.5-3.3
Island width: channel width	0.16	0.72	0.5	0.4
Vertical accretion rate (mm yr <sup>-1</sup> )	18	0.1-1	0.6-5	0.5-2
Lateral accretion rate (mm yr <sup>-1</sup> )	Does not occur	Does not occur	30-60	30-60
Channel width (km) <sup>a</sup>	1.42-2.82	3.6-12.5	1.2-3.4	5.5-8.5
Channel slope (×10 <sup>-5</sup> )	3.5-5.9	4.5	3.5-5.9	4.5-5.9
Oldest age (Table 2)	55 yr	18 ka	8.2 ka	5.8 ka

<sup>a</sup> Distance bank-to-bank (including islands). Channel slope was performed by Differential Global Positioning System - DGPS ROMARK 100-200.

Rycina 46. Charakterystyka wysp w górnym odcinku rzeki Parana w Brazylii (Leli i in., 2017)

Wiek wszystkich badanych wysp szacowano na 10 do około 10 000 lat. Ustalono że, wyspy powstałe w wyniku zalewania terenów zalewowych były starsze i większe niż te utworzone w centralnej części rzeki (ryc. 47). W analizie wykorzystano dane satelitarne z okresu 60 lat. Do materiałów włączono również archiwalne zdjęcia lotnicze a nawet mapy nawigacyjne, które okazały się nieocenionym źródłem informacji o rzece.



Rycina 47. Identyfikacja wysp na fragmencie meandrującej rzeki (Leli i in., 2017)

We wnioskach podano kluczowe czynniki, które warunkują formowanie wysp na tarasie zalewowej. Ustalono, że szeroka równina zalewowa, sprzyja rozlewom wód na większe tereny, co przekłada się na formowanie licznych wysp. Naturalne wały przeciwpowodziowe o wysokości od 2 do 3 metrów gwarantują wysoki gradient przepływu powierzchniowego, zwiększając tym samym erozję denną i wymywając materiał rzeczny, co wpływa na jego odkładanie w niższych odcinkach rzeki. Porastające brzozy lasy łąkowe o zwartych systemach korzeniowych pełnią funkcję stabilizatorów wysp zapewniając ochronę przed procesem wymywania. Reasumując wegetacja odgrywa kluczową rolę w procesie formowania się wysp poprzez zwiększenie chropowatości powierzchni, a co za tym idzie akumulacji materiału rzecznoego.

#### 9) Continuous Expansions of Yangtze River Islands After the Three Gorges Dam Tracked by Landsat Data Based on Google Earth Engine (Sun i in., 2020)

Badania przeprowadzono dla 138 wysp rzecznych znajdujących się poniżej Tamy Trzech Przełomów na rzece Jangcy w Chinach, które podzielono na 92 obszary badawcze grupując wyspy w zależności od ich lokalizacji. Położenie i wielkość wysp rzecznych badano na podstawie zobrażeń Landsat 5 TM oraz Landsat 7 ETM+, w latach 1986-2017. Dzięki zastosowaniu platformy Google Earth Engine (GEE) możliwe było przeanalizowanie łącznie aż 9322 scen satelitarnych.

Pierwszym etapem analiz było stworzenie jednego zobrażenia satelitarnego dla każdego roku. W tym celu wykorzystano funkcję eliminacji pikseli zacienionych lub zachmurzonych z kolejnych scen (ang. *simple cloud score function*) oraz funkcję redukcji objętości danych znajdującą się w GEE. Funkcja ta każdemu pikselowi przypisuje wartość mediany wszystkich „poprawnych” obserwacji (bez zacienienia i chmur) w danym roku. Następnie dla każdego ze zobrażeń obliczono teledetekcyjny wskaźnik *Modified Normalized Difference Water Index* (MNDWI) według wzoru:

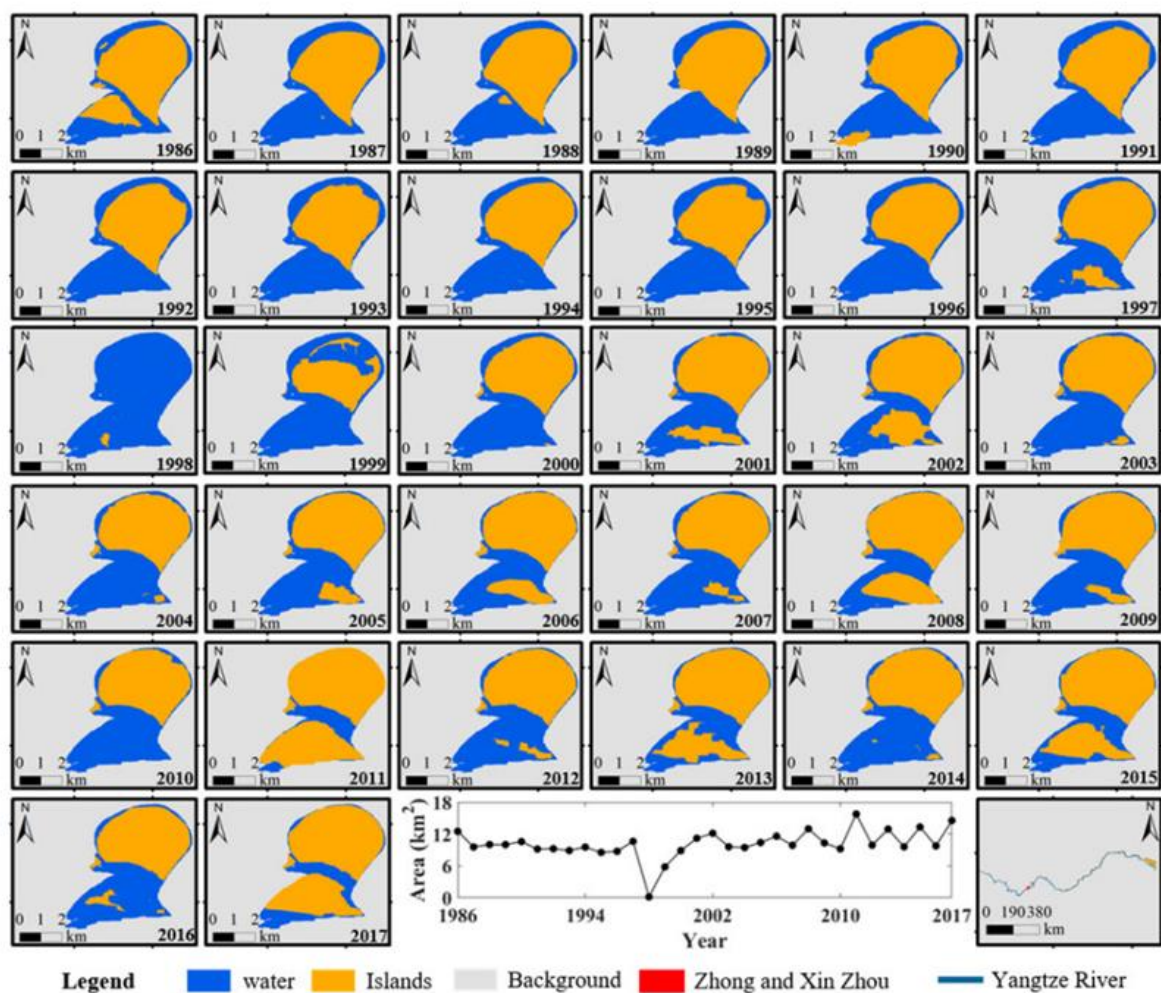
$$MNDWI = (\rho_{Green} - \rho_{SWIR}) / (\rho_{Green} + \rho_{SWIR})$$

gdzie:

$\rho_{Green}$  – wartość pikseli w kanale zielonym,

$\rho$ SWIR – wartość pikseli w kanale średniej podczerwieni.

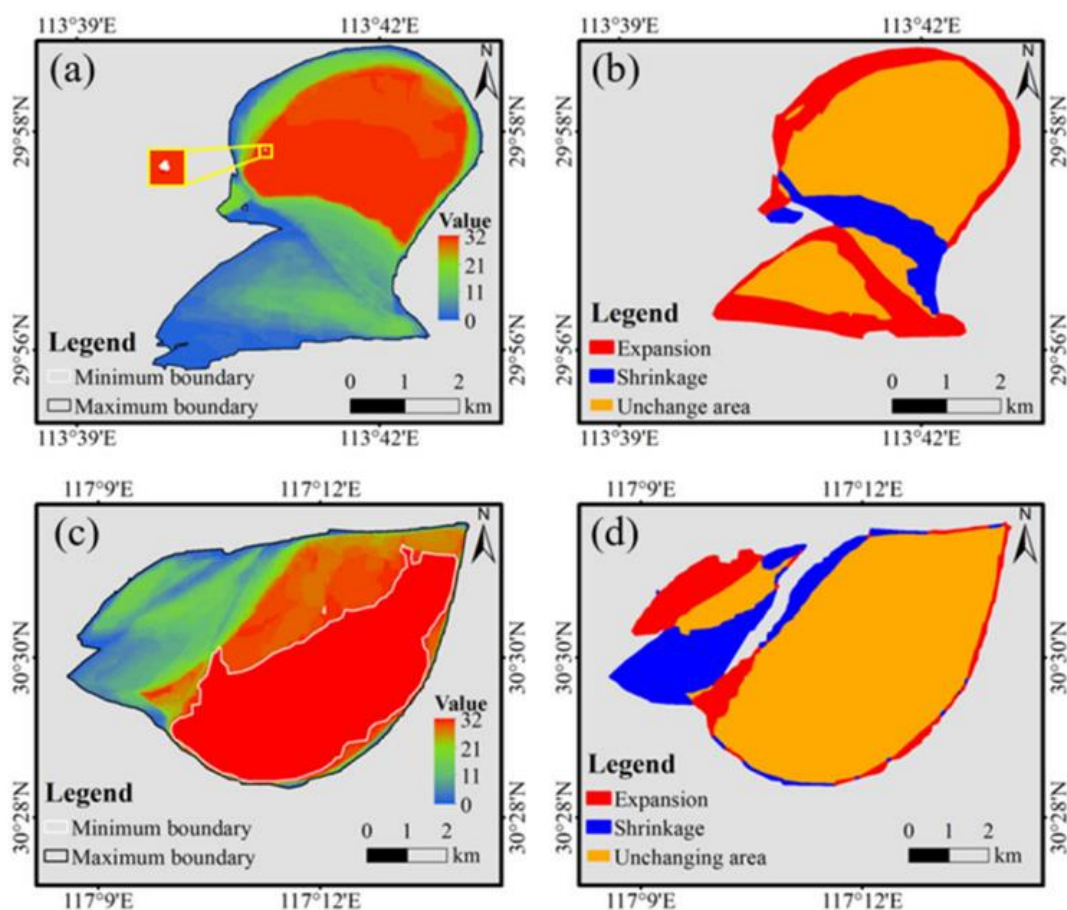
Następnie przy wykorzystaniu automatycznej metody wyznaczania progów – OTSU, dla każdego z rocznego obrazu wskaźnika MNDWI stworzono obraz binarny, dzielący zobrazowanie na dwie klasy – woda i ląd. Do weryfikacji dokładności powstałej mapy wykorzystano dane z globalnej bazy GLC30 dla roku 2010 przedstawiającą zasięg rzek. Całkowita dokładność klasyfikacji (OA) wyniosła 0,92, dokładność producenta (PA)- 0,18, użytkownika - 0,05, a współczynnik kappa - 0,8. Na rycinie 48 przedstawiono przykładowe mapy klasyfikacji wysp rzecznych w porównaniu z danymi z GLC30-2010.



Rycina 48. Przykładowe wyniki klasyfikacji dwóch obszarów wysp rzecznych na podstawie danych Landsat w porównaniu z danymi z bazy danych GLC30-2010 (Sun i in.,2020)

Na podstawie rocznych obrazów wskaźnika MNDWI, stworzono 32-letni obraz wskaźnika będący medianą wszystkich obserwacji rocznych. Ponownie wykorzystując algorytm OTSU, obraz podzielono na dwie klasy – woda i ląd (wyspy rzeczne). Następnie wykorzystując funkcję *imfill* w MAT-LAB, wypełniono obszary sklasyfikowane jako woda, znajdujące się wewnątrz wysp. Dzięki przyjętej metodyce, stworzono mapę maksymalnego zasięgu wysp rzecznych.

Wszystkie zasięgi wysp rzecznych zwektoryzowano z wykorzystaniem metody wygładzania krawędzi Wang i Müller (1998). Następnie obliczono roczne powierzchnie wysp rzecznych oraz ich ilość w każdej z 92 wyodrębnionych wcześniej grup. Aby oszacować zmiany długoterminowe w powierzchni oraz liczbie wysp wykorzystano równania regresji liniowej. Wyniki równania regresji liniowej przedstawiono dla wszystkich wysp rzecznych oraz w podziale na wyspy śródlądowe i przybrzeżne. Dla wszystkich 92 klas wysp rzecznych tempo zmian w powierzchni w latach 1987-2017 wyniosło  $27,71 \pm 9,29 \text{ km}^2 / \text{rok}$  ( $R^2 = 0,86$ ,  $p < 0,05$ ), a dla liczby wysp  $0,38 \pm 0,05 / \text{rok}$  ( $R^2 = 0,88$ ,  $p < 0,05$ ). Ostatnim z etapów prac było stworzenie mapy częstotliwości występowania klasy wysp rzecznych (ryc. 49).



Rycina 49. Mapa częstotliwości występowania klasy wysp rzecznych dla wskazanych przykładów (Sun i in.,2020)

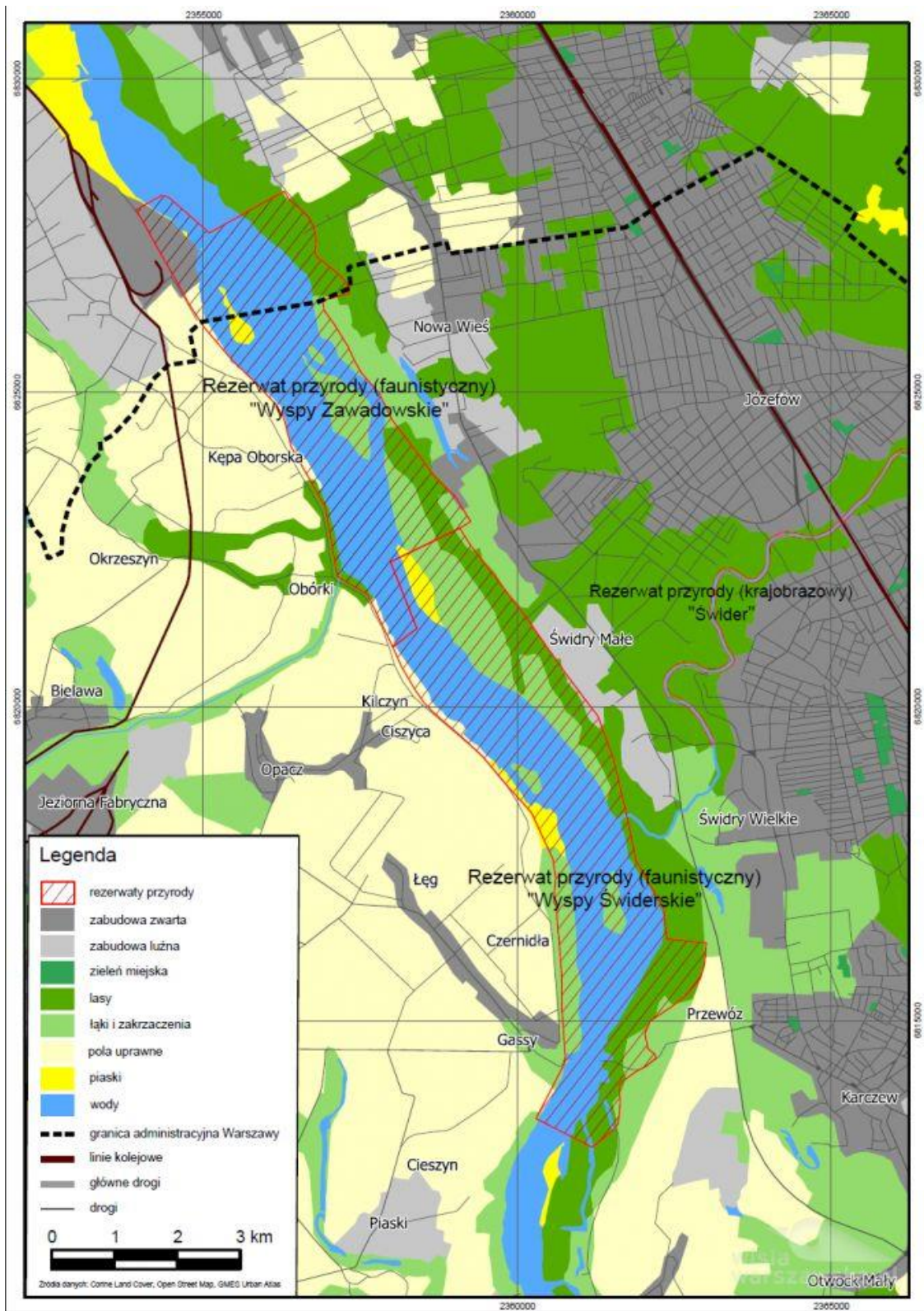
### 7.5. Przykładowa analiza monitorowania wysp rzecznych odcinka Wisły

Na podstawie przeanalizowanych artykułów wykonano testową analizę dla odcinka rzeki Wisły w rejonie Rezerwatu Przyrody Wyspy Zawadowskie i Wyspy Świderskie. Na tym odcinku rzeki występuje dużo wysp o istotnym charakterze przyrodniczym. Rezerwat Wyspy Świderskie obejmuje obszar w okolicy ujścia rzeki Świder do Wisły (ryc. 50). Przechodzi on bez wyraźnej granicy w terenie w kolejny rezerwat – Wyspy Zawadowskie.



Oba powstały w 1998 roku w celu „zachowania ze względów naukowych i dydaktycznych ostoi lęgowych rzadkich i ginących gatunków ptaków występujących na obszarze rzeki Wisły” (Dz.U.1998.166.1224).

Cały obszar Doliny Środkowej Wisły jest cenny przyrodniczo nie tylko w skali kraju, lecz także Europy. Dlatego został on objęty ochroną w ramach programu Natura 2000, pod nazwą Obszar Specjalnej Ochrony Ptaków Dolina Środkowej Wisły. Cały OSOP rozciąga się od Dębłina do Płocka, a omawiane rezerwaty są jego częścią.



Rycina 50. Mapa analizowanego odcinka rzeki Wisły - Rezerwat Przyrody Wyspy Zawadowskie oraz Wyspy Świderskie (źródło: wislawarszawska.pl)

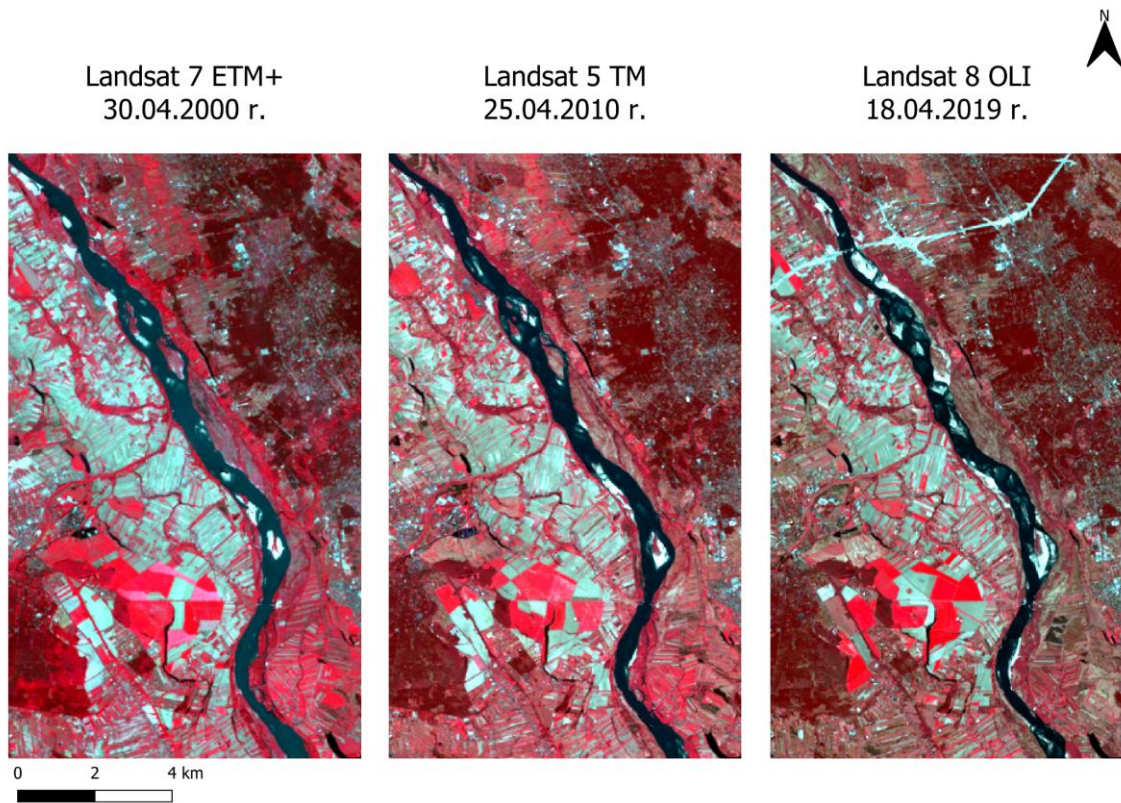
Do przeprowadzenia przykładowej analizy obszaru wysp rzecznych wykorzystano zobrazenia satelitarne pochodzące z konstelacji satelitów Landsat oraz Sentinel (tab. 10).

Tabela 10. Zobrazenia satelitarne pozyskane do przeprowadzenia analiz

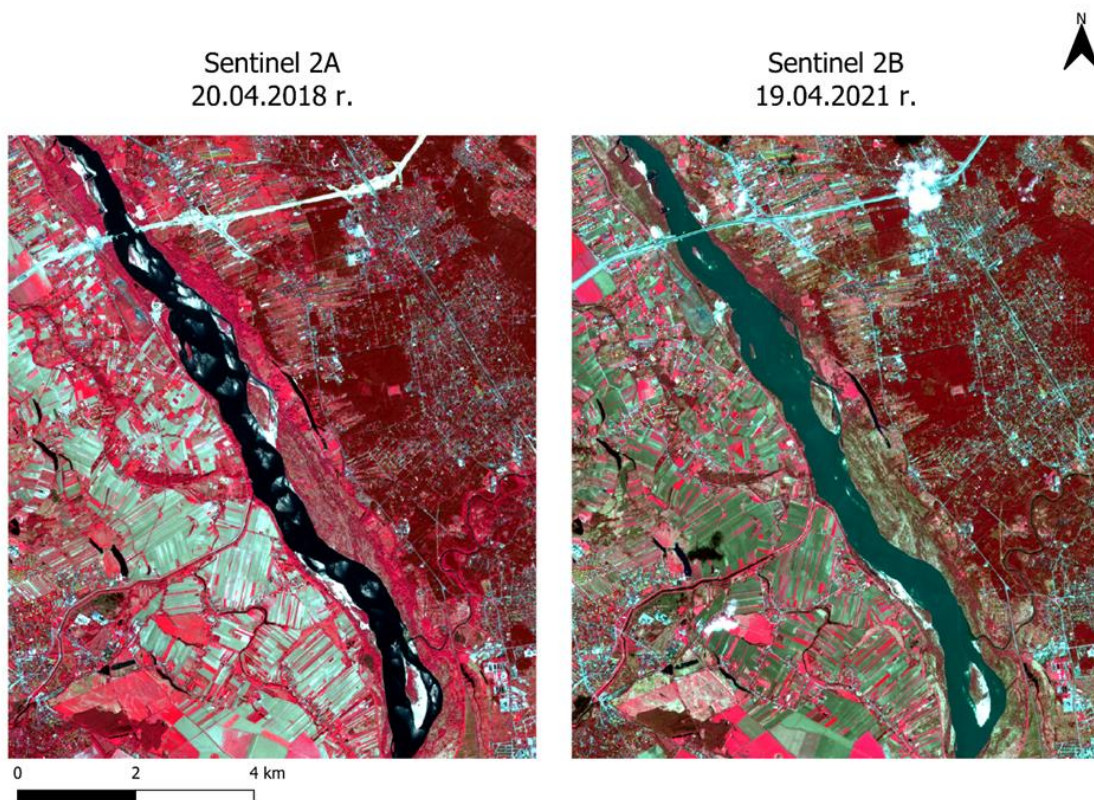
<b>Satelita</b>	<b>Termin pozyskania</b>
Landsat 7 ETM+	30.04.2000
Landsat 5 TM	25.04.2010
Landsat 8 OLI	18.04.2019
Sentinel 2A	20.04.2018
Sentinel 2B	19.04.2021

Planowano pozyskanie trzech zestawów danych Landsat w dziesięcioletnich odstępach, z okresu drugiej połowy kwietnia, jednak ze względu na znaczne zachmurzenie zobrażeń z 2020 roku, do analiz wzięto dane z roku wcześniejszego -2019. W przypadku danych Sentinel, wzięto pod uwagę najstarsze oraz najnowsze zdjęcie z drugiej połowy miesiąca kwietnia, dostępne na platformie Open Hub (<https://scihub.copernicus.eu/>). W kwietniu stan wody na Wiśle układa się w strefie stanów wysokich i średnich. W pierwszej połowie miesiąca zwykle trwa spływ wód roztopowych co niesie za sobą obserwację wysokich stanów na wodowskazach. W drugiej połowie miesiąca stan w rzekach nizinnych obniża się często do strefy wody średniej, wykazując niewielkie wahania spowodowane opadami. Jest to oczywiście sezonowe i zawsze może podlegać zmianom. W roku 2021 kwiecień i maj były bardzo chłodne, a pod względem opadów w normie lub nieznacznie zróżnicowane (Woźnicka, 2022). Wybór pozyskania zobrażeń na daty przypadające w drugiej połowie kwietnia wydaje się być najbardziej stosowny z uwagi na przejście okresu wiosennych roztopów oraz unormowanie się sytuacji ze średnimi opadami.

Podstawowym kryterium wyboru scen satelitarnych była obecność zachmurzenia mniejsza niż 15% dla całości zobrażenia, z założeniem jej braku nad samym obszarem analiz (ryc. 51; ryc. 52).



Rycina 51. Zobrazowania Landsat w kompozycji CIR dla obszaru analiz



Rycina 52. Zobrazowania Sentinel w kompozycji CIR dla obszaru analiz

Wszystkie zestawy danych satelitarnych dla Landsat pozyskano z poziomem 2 przetworzeń, zaś dane Sentinel z 2A – co oznacza, że dane są poddane korekcji radiometrycznej, geometrycznej i atmosferycznej. W przypadku analiz teledetekcyjnych zobrazowań pozyskanych w różnych terminach, opartych na obliczeniach wskaźników teledetekcyjnych, wykonanie korekcji radiometrycznej, geometrycznej oraz atmosferycznej zobrazowań jest konieczne. W przypadku braku którejs z wymienionych korekcji, wyniki poszczególnych wskaźników teledetekcyjnych nie mogą być ze sobą bezpośrednio porównywane.

Wykorzystując najczęściej stosowaną metodykę, zgodną z przeprowadzonym przeglądem literatury, wykonano dwie analizy zobrazowań satelitarnych. Pierwsza z nich przeprowadzona została na podstawie pojedynczego zestawu danych dla każdego roku, zaś druga w oparciu o zobrazowania wieloczasowe. Wykorzystano zarówno teledetekcyjny wskaźnik NDWI, jak również przeprowadzono klasyfikację nadzorowaną zobrazowań z wykorzystaniem metody maksymalnego prawdopodobieństwa.

#### 7.5.1. Monitorowanie zmian powierzchni wysp rzecznych przy zastosowaniu wskaźnika NDWI

Pierwsza z zastosowanych metod detekcji wysp rzecznych wykorzystuje pojedyncze zobrazowania satelitarne z kolejnych lat. Dla każdego zobrazowania obliczany jest wskaźnik NDWI na podstawie wzoru:

$$NDWI = (bG - NIR) / (bG + NIR)$$

gdzie:

bG – wartości promieniowania w zielonym kanale spektralnym,

NIR – wartości promieniowania w bliskiej podczerwieni.

Dla danych Landsat 8 do obliczenia wskaźnika wykorzystano odpowiednio trzeci i piąty kanał spektralny, dla danych Landsat 7 oraz 5 drugi i czwarty, zaś dla danych Sentinel 2 - kanał trzeci oraz ósmy.

Rycina 53 przedstawia dwa obrazy - zobrazowanie satelitarne pozyskane dla roku 2019 w kompozycji CIR, która najlepiej różnicuje wodę od otoczenia oraz obliczony teledetekcyjny wskaźnik NDWI dla obszaru badań.

Zobrazowanie Landsat 8



Wskaźnik NDWI



Rycina 53. Zobrazowanie satelitarne z 2019 roku i obliczony teledetekcyjny wskaźnik NDWI dla obszaru analiz

Następnie zgodnie z metodyką przyjętą przez Sun i in. (2018), na podstawie metody progowej klasyfikacji obrazów, dla każdego obrazu wskaźnika NDWI z kolejnych lat analiz wybrano próg (tab. 11), który pozwalał na odróżnienie klasy woda oraz ląd.

Tabela 11. Wartość progu wskaźnika NDWI

Zobrazowanie	Próg
Landsat 7	-0,016
Landsat 5	0,00017
Landsat 8	0,030
Sentinel 2A	105
Sentinel 2B	95

Na podstawie wskazanej wartości wygenerowano mapę binarną w oparciu o założenie:

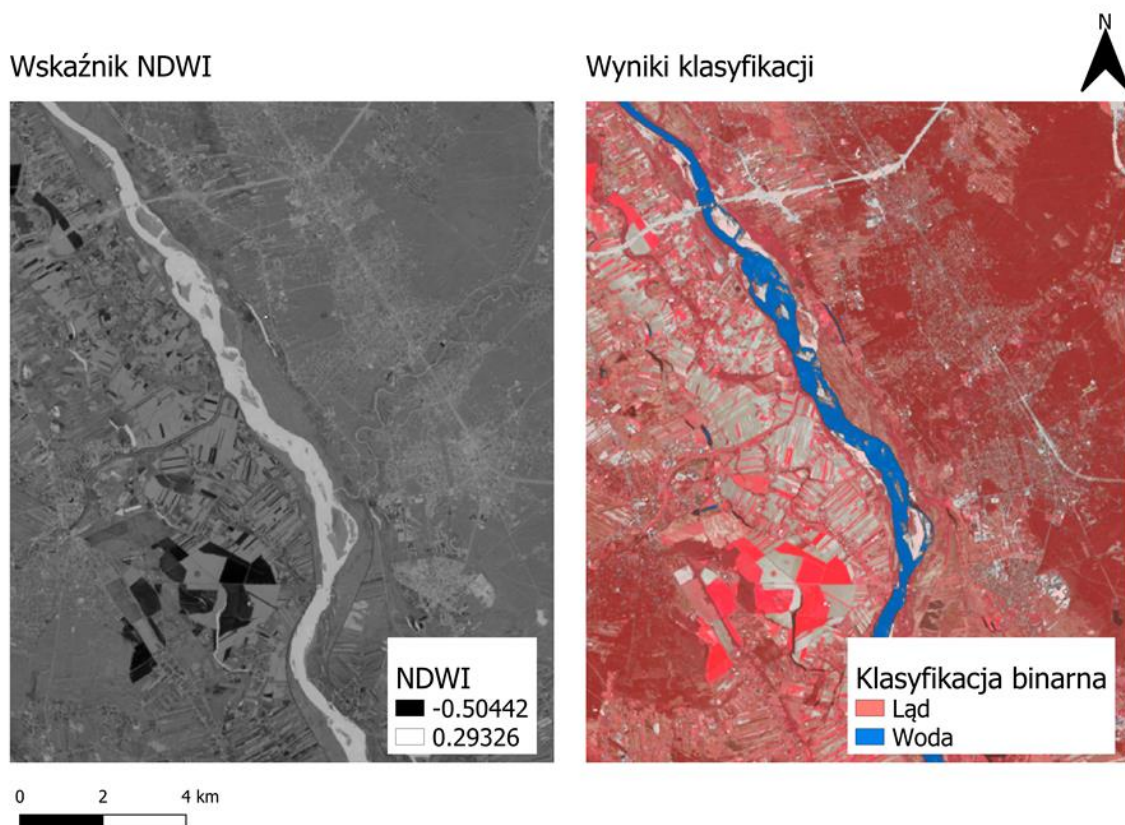
$$\mu = \begin{cases} 1, & \text{jeżeli } NDWI \geq \lambda \\ 0, & \text{jeżeli } NDWI < \lambda \end{cases}$$

gdzie:

$\mu$  - obraz po binaryzacji

$\lambda$  - wartość progowa

Rycina 54 przedstawia dwa obrazy - obliczony teledetekcyjny wskaźnik NDWI oraz wynik klasyfikacji progowej w podziale na dwie klasy - woda i ląd dla danych z satelity Landsat 8, z 2019 roku.

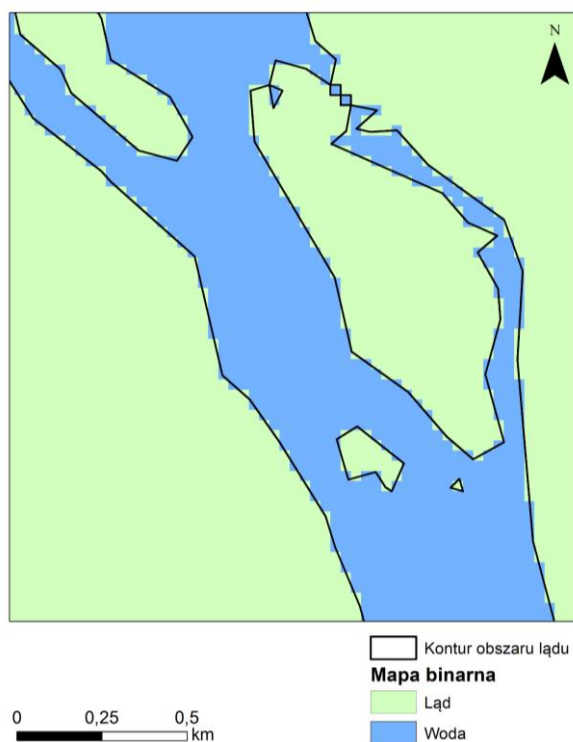


Rycina 54. Wskaźnik NDWI oraz wyniki klasyfikacji binarnej z obrazu satelitarnego Landsat 8 w podziale na klasy woda i ląd

W większości analizowanej literatury, powstałe mapy wynikowe klasyfikacji podlegały procesowi filtracji (Gao i in., 2013; Shi i in., 2017; Smith i in., 2021) w celu usunięcia ewentualnych szumów. Prace te dotyczyły jednak większych wysp rzecznych. Analogiczne podejście w przypadku analizowanego obszaru nie było możliwe, gdyż w procesie usuwane zostawały mniejsze wyspy rzeczne, łączone były dwie sąsiadujące wyspy lub wyspa była dołączana do linii brzegowej rzeki. W związku z powyższym, krok ten, po wstępnych analizach został pominięty w niniejszej analizie.

W kolejnym etapie prac, wyniki klasyfikacji zwektoryzowano w celu uzyskania warstwy poligonowej typu shapefile dla wszystkich zestawów analizowanych danych.

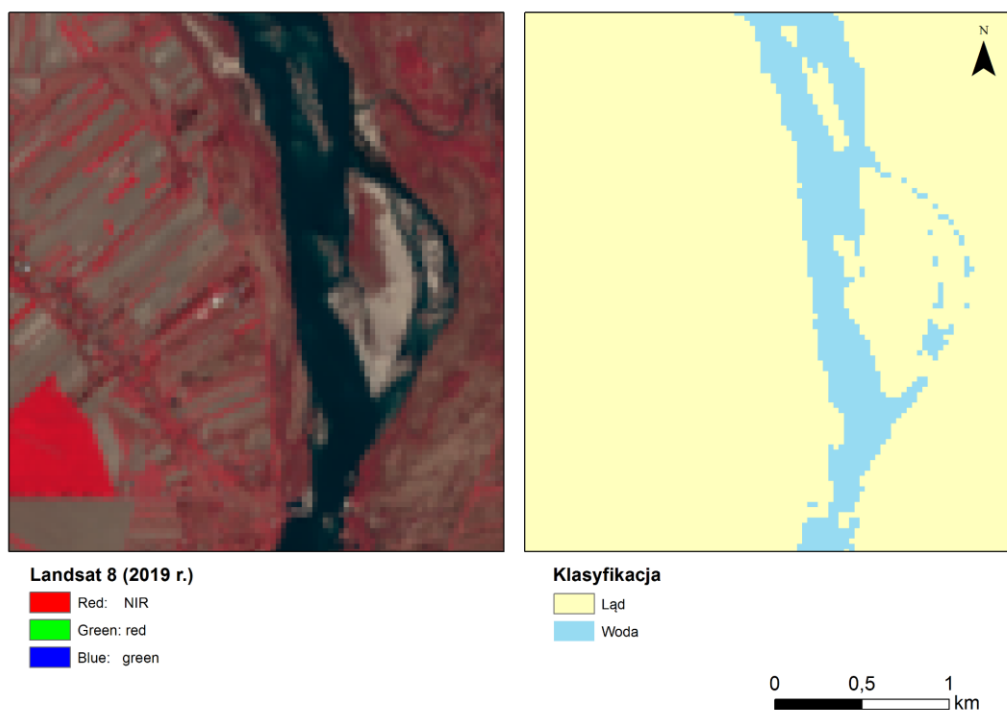
Zgodnie z metodyką przyjętą przez Sun i in. (2020), granice poligonów uproszczono uzyskując kształt wysp rzecznych zbliżony do rzeczywistego (rycina 55).



Rycina 55. Wektoryzacja poklasyfikacyjnej mapy binarnej w podziale na klasy woda oraz ląd

Przyjęta w opracowaniu metodyka, ze względu na rozdzielczość przestrzenną wykorzystanych zobrazowań oraz warunki występowania wysp rzecznych na obszarze Polski, nie umożliwia całkowitej automatyzacji detekcji wysp. Obszary, które znajdują się blisko brzegu koryta rzeki, lub oddzielone są od innych wysp wąskimi kanałami wodnymi, często są ze sobą łączone (ryc. 56). Obszary graniczne między klasami, gdzie występują miksele (piksele niejednorodnie spektralnie) stanowią problem klasyfikacji zobrazowań satelitarnych. Nierzadko ekstrakcja wysp przybrzeżnych, przy wykorzystaniu jedynie wartości spektralnych ze zobrazowania jest niemożliwa.





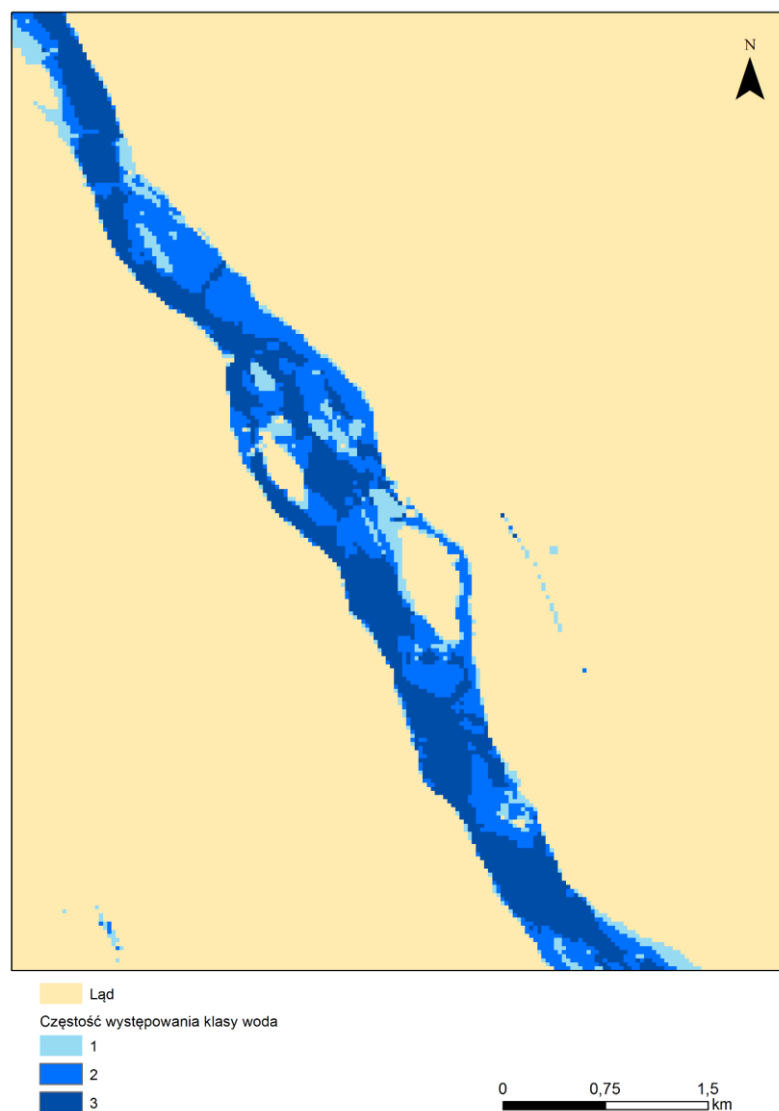
Rycina 56. Problem klasyfikacji wysp zlokalizowanych w bezpośrednim sąsiedztwie linii brzegowej rzeki

Problem związany z automatycznym wykrywaniem wysp rzecznych lub linii brzegowej pojawia się również w analizowanej literaturze (Dixon i in., 2018; Song i in., 2021; Fu i in., 2021; Gautier i in., 2021). W większości przypadków wykorzystano wówczas połączenie metody automatycznej z weryfikacją manualną, lub wykorzystano warstwę poligonową koryta rzecznego pozyskaną z dostępnych baz danych dla obszaru. W przypadku niniejszej analizy, dla trzech z pięciu wybranych obrazowań (dla obrazowania Landsat 8, oraz Sentinel 2A i 2B) ręcznie zmodyfikowano łącznie siedem poligonów wysp rzecznych.

Kolejnym etapem prac było usunięcie błędów powstałych w procesie wektoryzacji - poligony, których powierzchnia była mniejsza niż jeden piksel obrazowania. W przypadku danych Sentinel usunięto poligony o powierzchni mniejszej niż 100 m<sup>2</sup>, zaś dla danych Landsat mniejszych niż 900 m<sup>2</sup>. Artefakty o powierzchni mniejszej niż jeden piksel obrazowania powstają w wyniku uproszczenia linii wektorów. Najczęściej są to pojedyncze piksele klasyfikacji, które po zwektoryzowaniu i uproszczeniu linii wektora przekształcają się w niewielkie trójkątne. Ich usunięcie jest konieczne, gdyż wpływa na błędną interpretację wyników m.in. liczby wysp rzecznych czy ich średniej bądź minimalnej powierzchni.

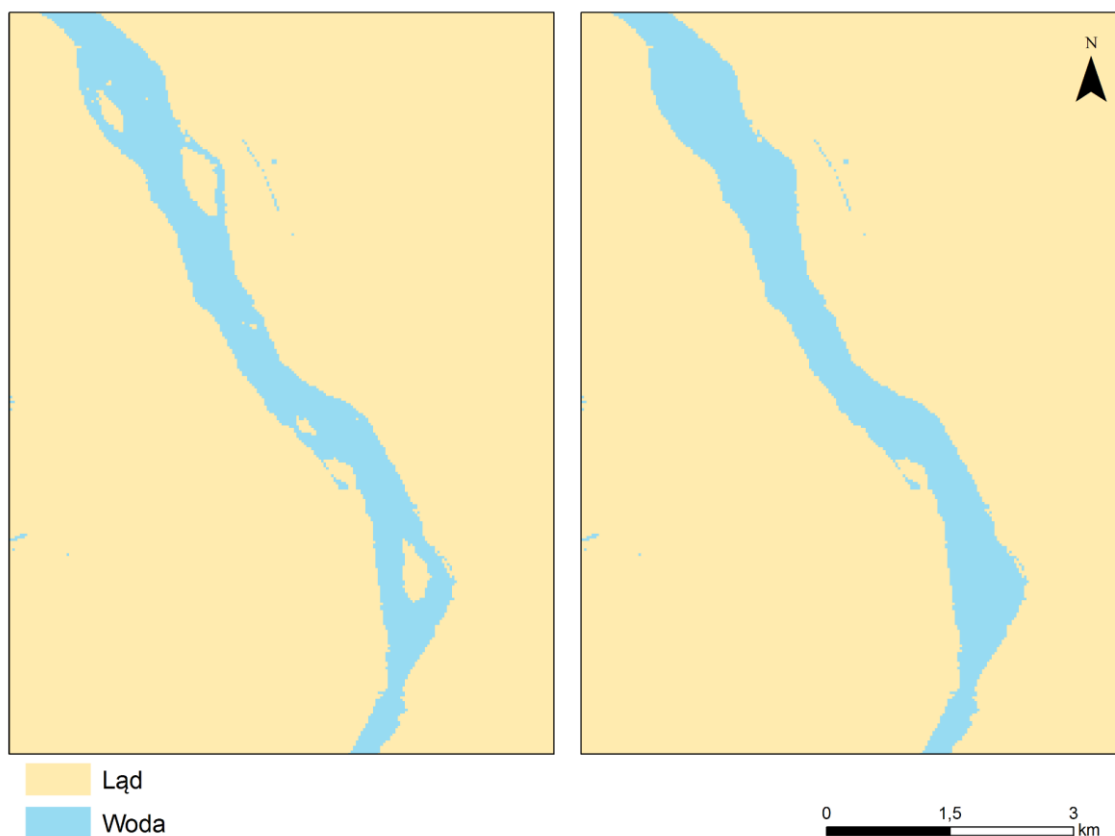
Ostatnim etapem prac było wygenerowanie maksymalnego zasięgu koryta rzecznego dla badanego obszaru na podstawie danych Landsat w analizowanych latach. Poklasyfikacyjne mapy binarne zreklasyfikowano tak, aby klasie woda przypisana została wartość 1, a klasie ląd – 0. Następnie powstałe rastry połączono w jeden obraz. Wartość każdego piksela była więc sumą jego wartości w trzech analizowanych zakresach czasowych. Na mapie częstości występowania wody na analizowanym obszarze wartość 0

charakteryzowała klasę ląd, a wartości od 1 do 3 klasę woda. Im wyższa wartość piksela, tym częściej był on klasyfikowany jako woda (ryc. 57).



Rycina 57. Częstość występowania klasy woda wygenerowana na podstawie danych Landsat

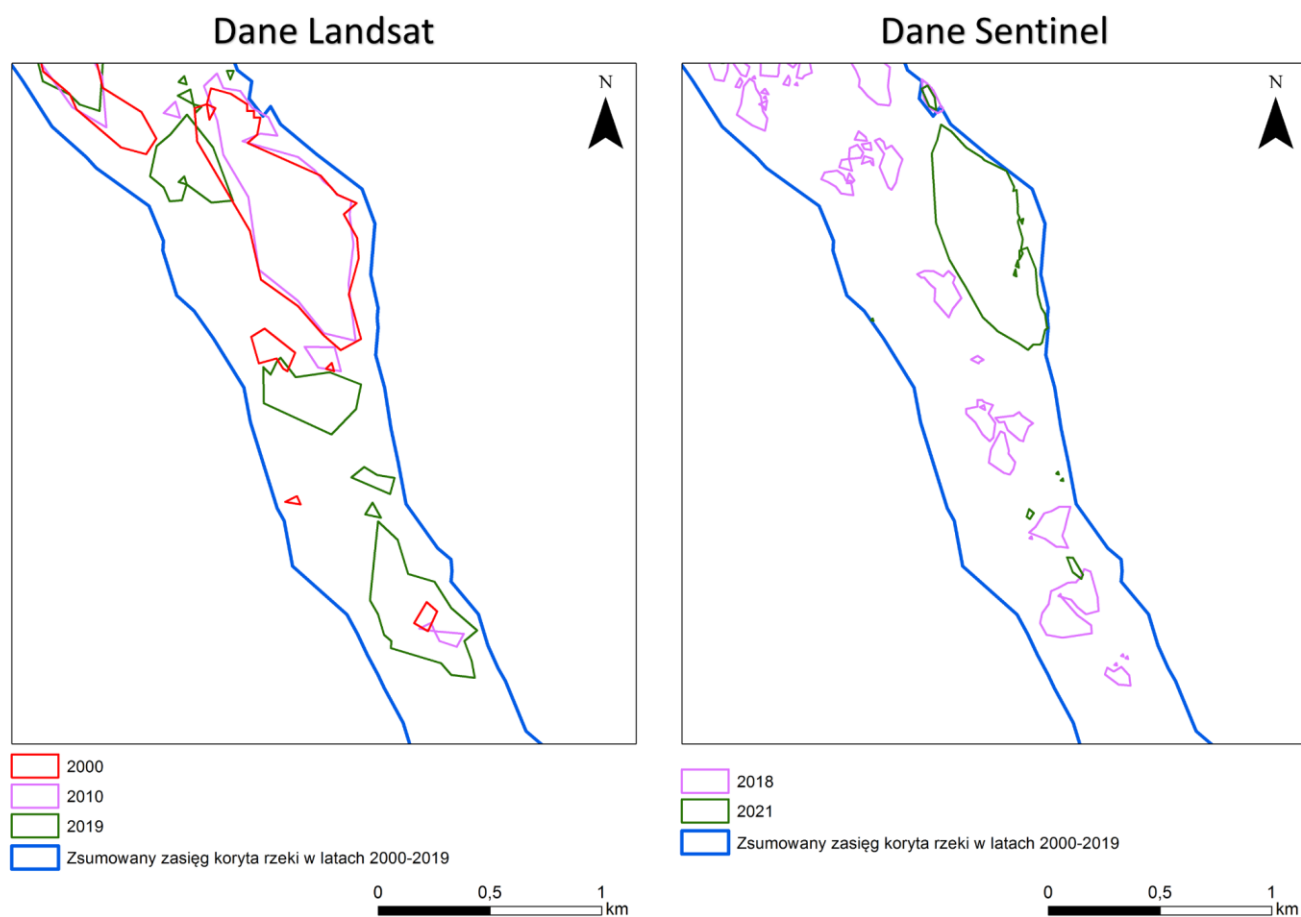
Powstałą mapę częstości występowania wody na analizowanym obszarze poddano procesowi reklasyfikacji, w celu jej binaryzacji, gdzie wartość 0 przypisano klasie ląd, zaś wartość 1 wszystkim klasom wody. Dzięki temu uzyskano mapę maksymalnego zasięgu występowania wody na analizowanym obszarze. Następnie wykorzystując funkcję *fill*, wypełniono luki w klasie woda, które odzwierciedlały położenie wysp rzecznych, w trzech analizowanych terminach (ryc.58).



Rycina 58. Wypełnienie luk w klasyfikacji maksymalnego zasięgu wód na analizowanym obszarze, wygenerowanej na podstawie danych Landsat.

Przygotowaną warstwę poddano procesowi wektoryzacji z wykorzystaniem metody uproszczenia linii wektora, uzyskując warstwę typu shapefile dla maksymalnego zasięgu rzeki w badanym okresie czasu. Warstwa ta, nie była wykorzystywana w samych analizach, a jedynie posłużyła do wizualnej interpretacji uzyskanych wyników.

W efekcie przeprowadzonych analiz otrzymano pięć warstw wektorowych odzwierciedlających położenie i wielkość wysp rzecznych dla analizowanego obszaru oraz jedną warstwę z maksymalnym zasięgiem koryta rzecznoego w badanym przedziale czasowym (ryc. 59).



Rycina 59. Zasięg wysp rzecznych z danych Landsat w latach 2000-2019 oraz Sentinel w latach 2018-2021

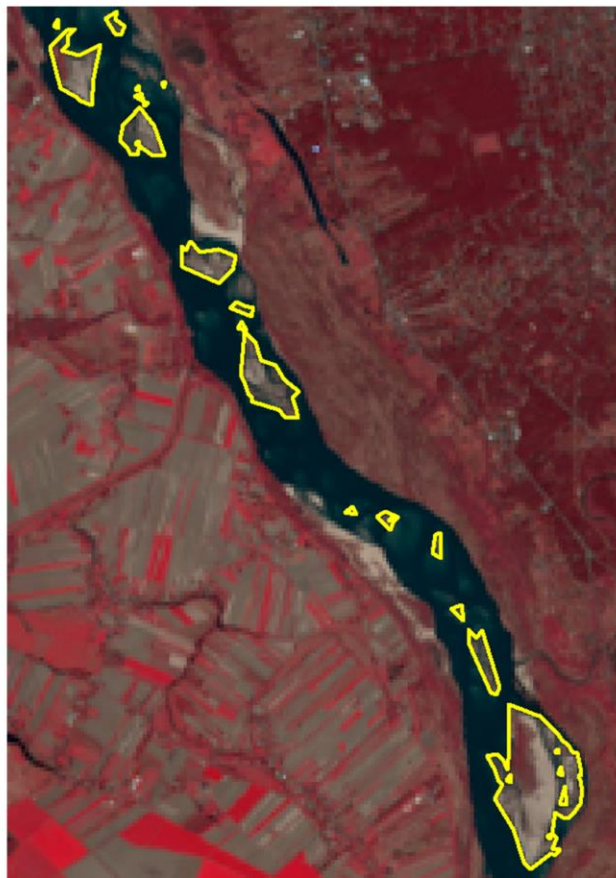
W celu oceny dokładności przeprowadzonych analiz wykorzystano wysokorozdzielcze zobrazenia dostępne na platformie Google Earth. Pliki wektorowe shapefile wyeksportowano do plików typu kml, a następnie naniesiono na zobrazenia dostępne w Google Earth.

Dla analiz wykonanych na podstawie danych Landsat, na platformie Google Earth znaleziono wysokorozdzielcze zobrazenia pochodzące z dokładnie tego samego dnia, co analizowane dane z roku 2019, dla zobrażeń z satelity Landsat 8 (ryc. 60).

Google Earth, 18.04.2019 r.



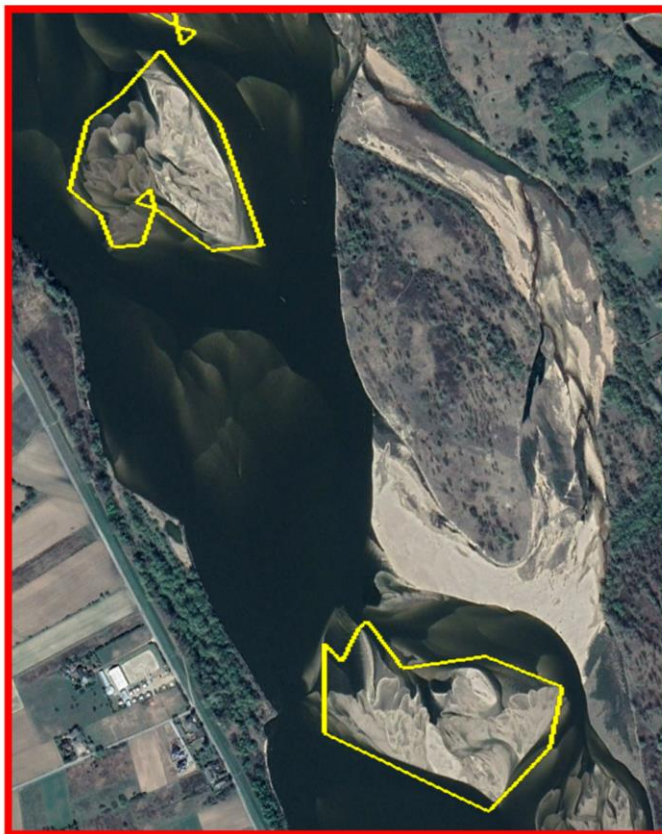
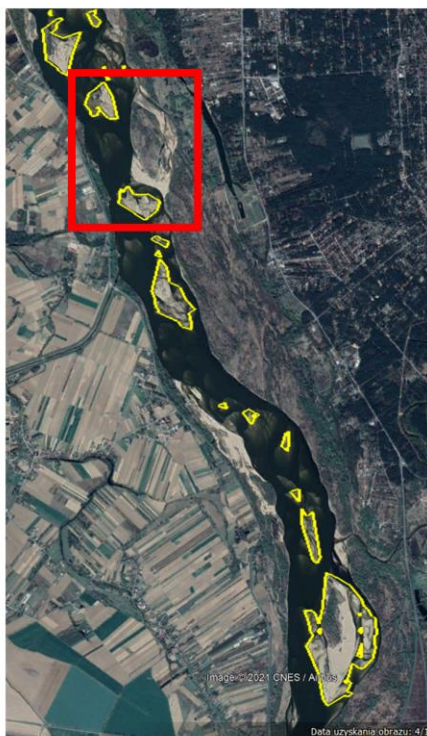
Landsat 8, 18.04.2019 r.



Rycina 60. Porównanie wyników klasyfikacji wysp rzecznych z 2019 roku na wysokorozdzielczych zobrazeniach pochodzących z Google Earth oraz danych Landsat 8.

Na podstawie analizy wizualnej zauważyć można, że większość dużych wysp rzecznych (powierzchnia większa niż 1 ha) została sklasyfikowana w sposób poprawny. Jedynie spory obszar Rezerwatu przyrody Wyspy Zawadowskie, zlokalizowany w północnej części obszaru analiz nie został sklasyfikowany, jako wyspa rzeczna (ryc. 61).

Google Earth, 18.04.2019 r.



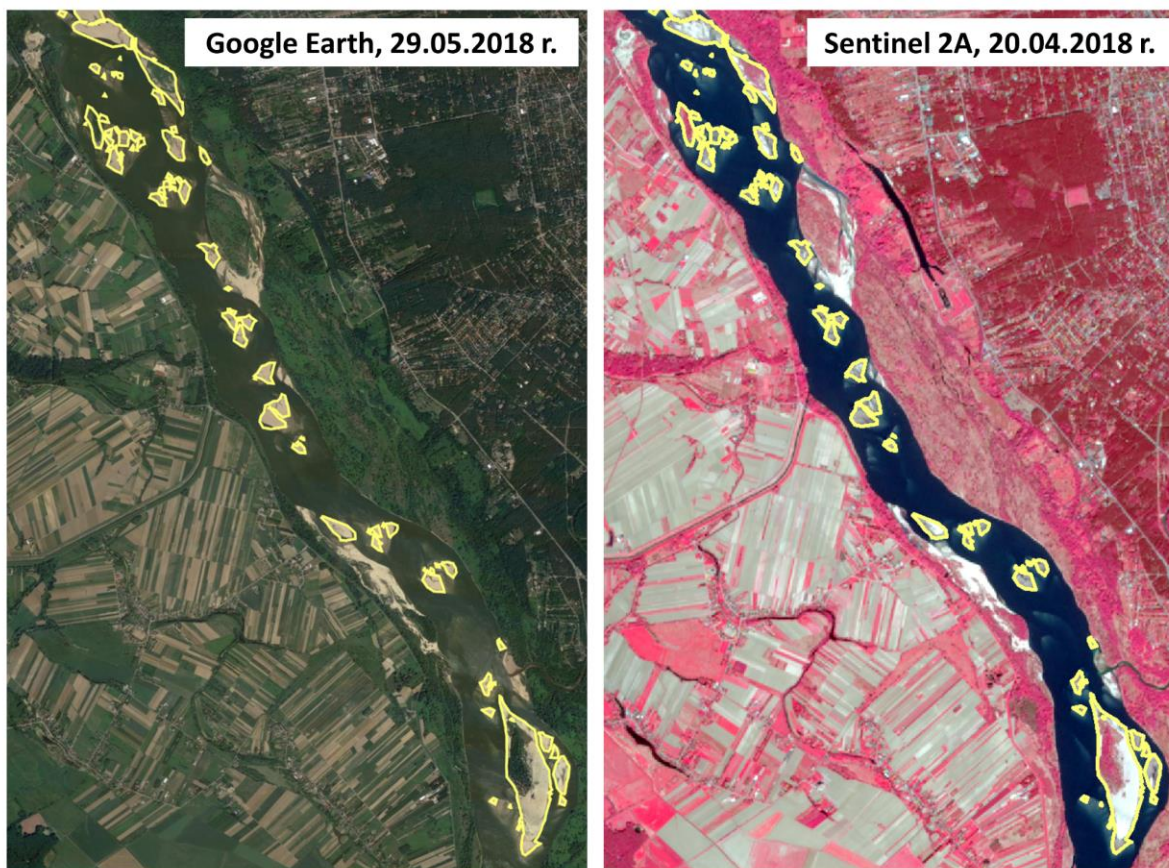
Rycina 61. Fragment klasyfikacji wysp rzecznych z danych Landsat 8, naniesiony na wysokorozdzielcze dane dostępne na platformie Google Earth

W roku 2019, ze względu na niski poziom wody w rzece (tab.12) obszar ten bezpośrednio przylegał do prawobrzeżnej Wisły. Pomimo tego, że w latach wcześniejszych klasyfikowany był jako wyspa rzeczna, w porównywanym roku został on sklasyfikowany jako fragment linii brzegowej rzeki.

Tabela 12. Stan wody w rzece wg. wodowskazu na Stacji Warszawa-Nadwilanówka w terminie najbardziej zbliżonym do terminu pozyskania danych satelitarnych

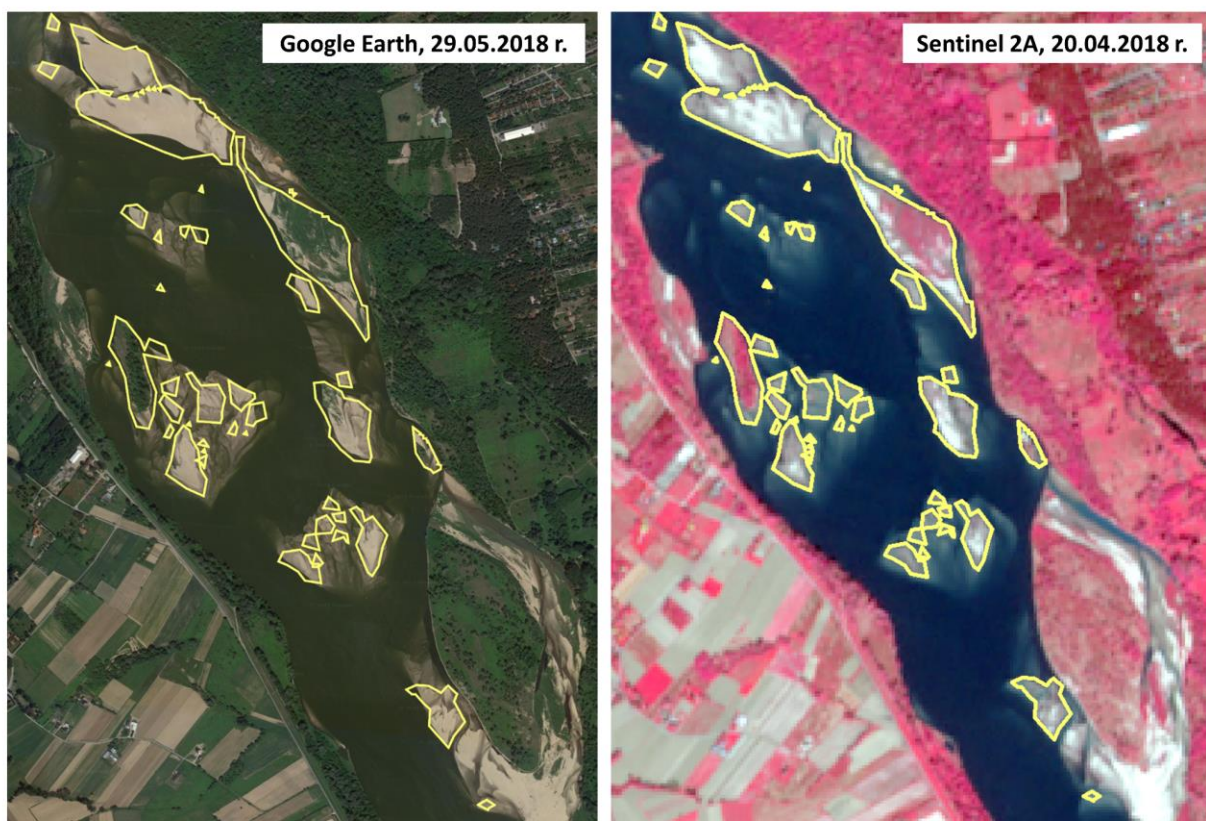
Satelita	Termin pozyskania zobrazowania	Stan wody W[cm]
Landsat 7 ETM+	30.04.2000	368
Landsat 5 TM	25.04.2010	445
Landsat 8 OLI	18.04.2019	176
Sentinel 2A	20.04.2018	214
Sentinel 2B	19.04.2021	brak danych

Dla porównania wyników klasyfikacji wysp rzecznych na danych pochodzących z satelitów Sentinel udało się pozyskać wysokorozdzielcze zobrazowanie z terminu odległego o ok. miesiąc od wykonywanych analiz (ryc. 62).



Rycina 62. Porównanie wyników klasyfikacji wysp rzecznych z 2018 roku na wysokorozdzielczych obrazowaniach pochodzących z Google Earth oraz danych Sentinel 2A

W przypadku analiz wykonanych na podstawie obrazowań Sentinel dostrzec można dużo większą szczegółowość wyników analiz niż w przypadku danych Landsat, co jest wynikiem znacznie większej rozdzielczości przestrzennej tych obrazowań. W przybliżonym fragmencie wyników klasyfikacji północnej części obszaru (ryc. 63) zaobserwować można, iż nawet niewielkie wyspy o powierzchni mniejszej niż 0,5 ha zostały poprawnie sklasyfikowane.



Rycina 63. Fragment klasyfikacji północnej części obszaru analiz wysp rzecznych z danych Sentinel 2A, naniesiony na wysokorozdzielcze dane dostępne na platformie Google Earth

W roku 2018 poziom wód w rzece (tab. 12) był nieco wyższy niż w przypadku roku 2019, jednak mimo to, również i w tym przypadku Rezerwat przyrody Wyspy Zawadowskie ze względu na swoje bezpośrednie połączenie z łądem nie został sklasyfikowany jako wyspa rzeczna. Wykonując klasyfikację progową nie ma możliwości uniknięcia tego typu trudności, a każdy z analizowanych obszarów powinien być rozpatrywany w sposób indywidualny.

Analiza powierzchni oraz liczby wysp rzecznych wykazała, że z danych satelitarnych Landsat najmniejsza odwzorowana wyspa posiadała wielkość ok. 0,12 ha, zaś w przypadku danych Sentinel było to nieco ponad 0,01 ha (tab. 13). Ponadto na podstawie danych Sentinel, ze względu na ich lepszą rozdzielczość przestrzenną możliwe jest wykrycie większej liczby wysp, niż w przypadku danych Landsat.

Tabela 13. Wyniki analiz powierzchni i liczby wysp rzecznych dla poszczególnych lat

Satelita	Landsat			Sentinel	
Rok analiz	2000	2010	2019	2018	2021
Suma [ha]	103,69	100,67	122,97	111,36	65,89
Średnia [ha]	7,41	6,29	7,23	1,34	2,20
Min [ha]	0,12	0,12	0,12	0,01	0,01
Max [ha]	39,27	34,88	57,93	31,41	28,53
Liczba wysp	15	17	18	83	31

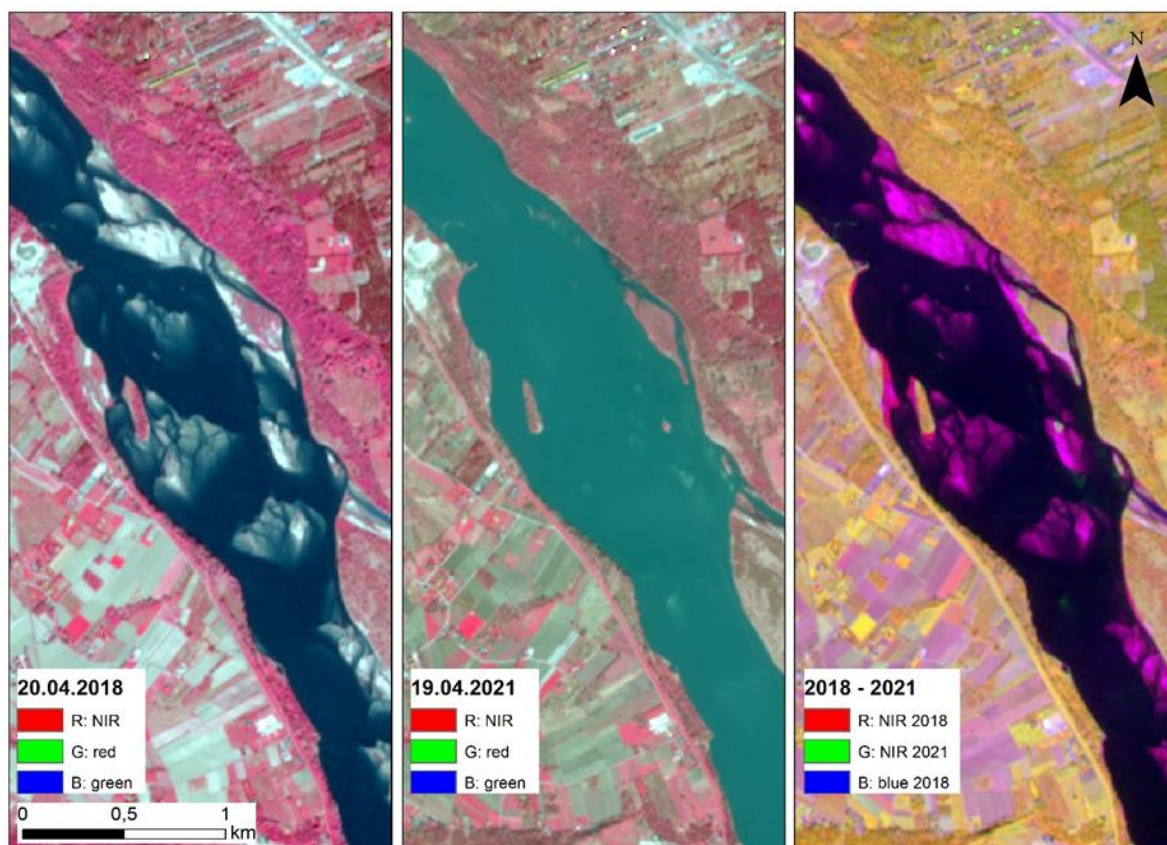


Podstawową zaletą analiz wykonywanych metodą progowania jest fakt, że nie jest to metoda czasochłonna oraz wymagająca skomplikowanych operacji prowadzonych na danych satelitarnych. Jednocześnie jest to jedna z najczęściej stosowanych metod detekcji wysp rzecznych. Jej dokładność zależy przede wszystkim od rozdzielczości zastosowanych materiałów teledetekcyjnych. Uzyskane wyniki klasyfikacji każdorazowo należy poddać kontroli, w celu oceny dokładności przeprowadzonych analiz i ewentualnej poprawie obszarów błędnie sklasyfikowanych.

### 7.5.2. Monitorowanie zmian powierzchni wysp rzecznych z wykorzystaniem danych wieloczasowych

Dla niewielkiego fragmentu obrazowań Sentinel przedstawiono również drugą metodę klasyfikacji zmian wysp rzecznych z wykorzystaniem danych wieloczasowych.

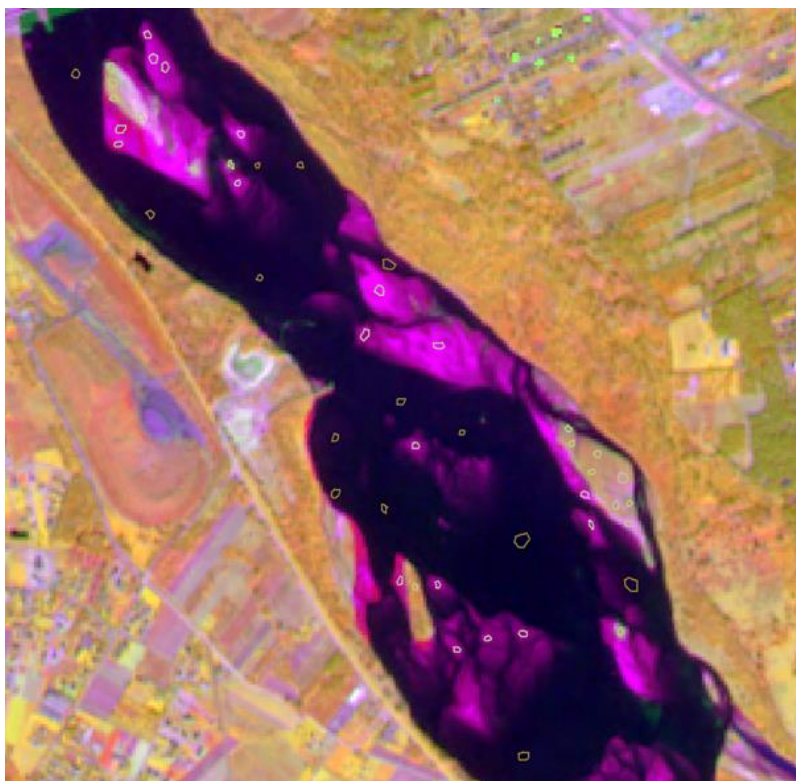
Początkowym etapem prac było połączenie obrazowań pozyskanych z dwóch terminów analiz. Wykorzystując funkcję *Layer Stack*, dokonano połączenia dwóch czterokanałowych zestawów danych (kanał niebieski, zielony, czerwony oraz bliska podczerwień) w jeden ośmiokanałowy obraz satelitarny (ryc. 64).



Rycina 64. Połączenie dwóch czterokanałowych obrazowań Sentinel 2 z roku 2018 i 2021 w jeden ośmiokanałowy obraz satelitarny

Ze względu na właściwości wody, która silnie pochłania promieniowanie w zakresie bliskiej podczerwieni, z łatwością można rozróżnić ją w tym właśnie zakresie od innych obiektów znajdujących się na zobrazowaniu. Wykorzystując kompozycję barwną stworzoną z dwóch obrazów satelitarnych powstałą przez połączenie kanałów bliskiej podczerwieni, możliwe jest dostrzeżenie różnic w wielkości i położeniu wysp rzecznych. Na trzecim zobrazowaniu ryciny 64, na granatowo widoczna jest woda, w odcieniach koloru pomarańczowego widoczne są obszary, które w obydwu analizowanych terminach stanowiły obszar lądu, zaś na różowo odwzorowały się te obszary, które w 2018 r. były wyspami rzecznyymi, zalanymi w roku 2021.

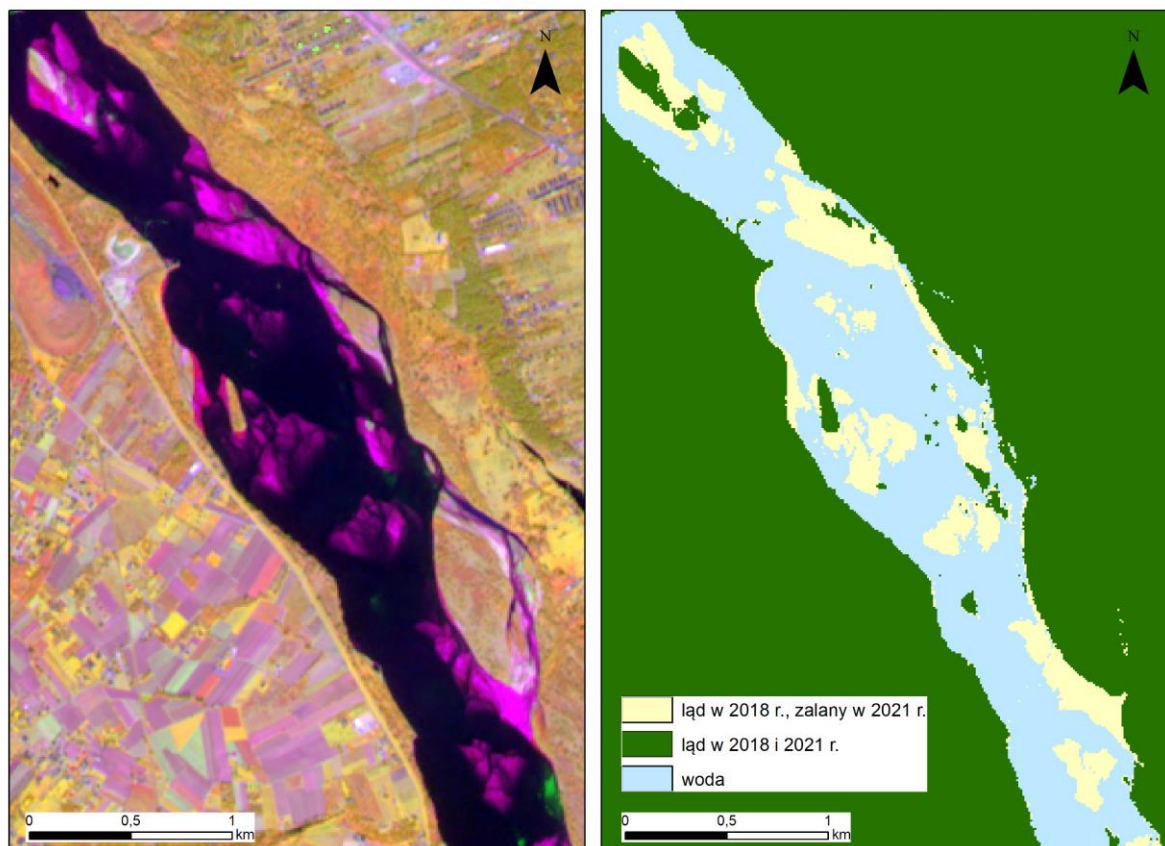
Wykorzystując połączony obraz zbudowany z dwóch zobrazowań Sentinel możliwe było przeprowadzenie jego klasyfikacji w oparciu o jedną z dostępnych metod klasyfikacji nadzorowanej. Klasyfikacja nadzorowana odbywa się w oparciu o dane testowe, będące reprezentacją poszczególnych klas, które chcemy wyznaczyć na zobrazowaniu. W przypadku niniejszej analizy, jako dane testowe wykorzystano ręcznie wyznaczone poligony (ryc. 65), reprezentujące trzy klasy: 1. ląd w 2018 r., zalany w roku 2021; 2. ląd w 2018 i 2021 r.; 3. woda. Następnie na ich podstawie stworzono sygnatury klas, będące statystycznym opisem każdej z nich.



Rycina 65. Rozmieszczenie poligonów testowych

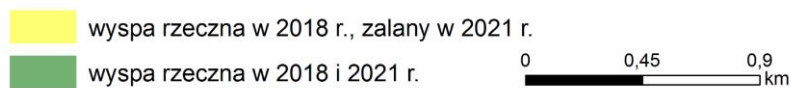
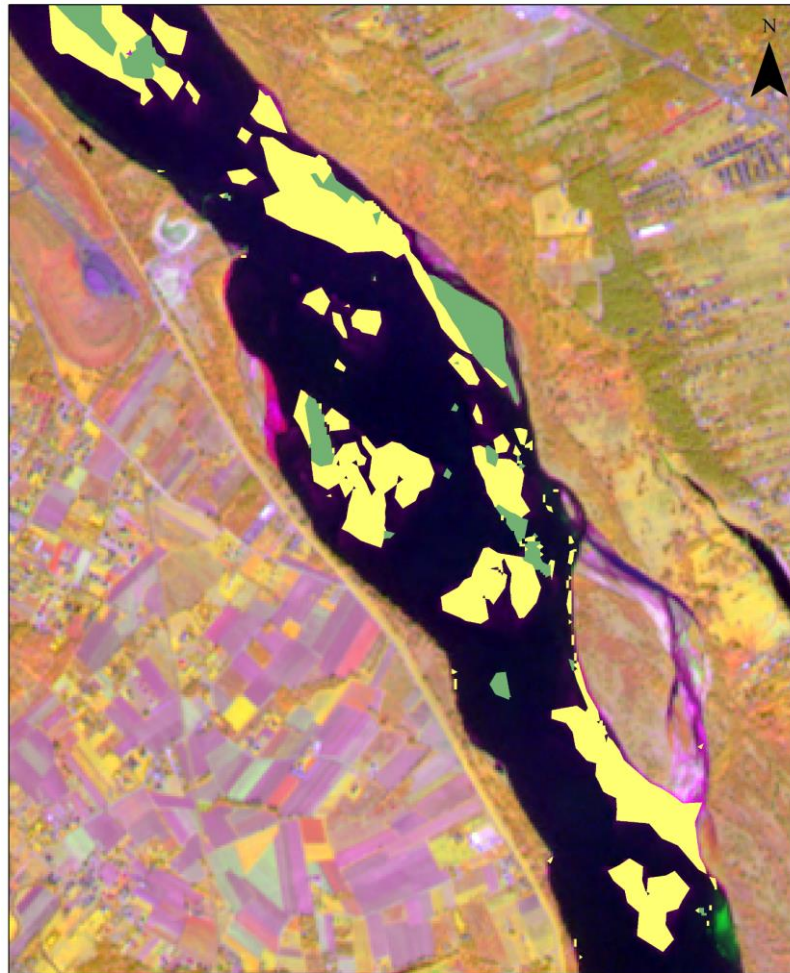
Na podstawie wygenerowanych sygnatur trzech klas wykonano klasyfikację nadzorowaną z wykorzystaniem metody maksymalnego prawdopodobieństwa (ang. *Maximum Likelihood*). Dzięki zastosowanej metodyce od razu uzyskano jeden obraz

poklasyfikacyjny przedstawiający zmiany w położeniu i wielkości wysp w analizowanym zakresie czasowym (ryc. 66).



Rycina 66. Klasyfikacja obrazowania Sentinel z lat 2018-2021

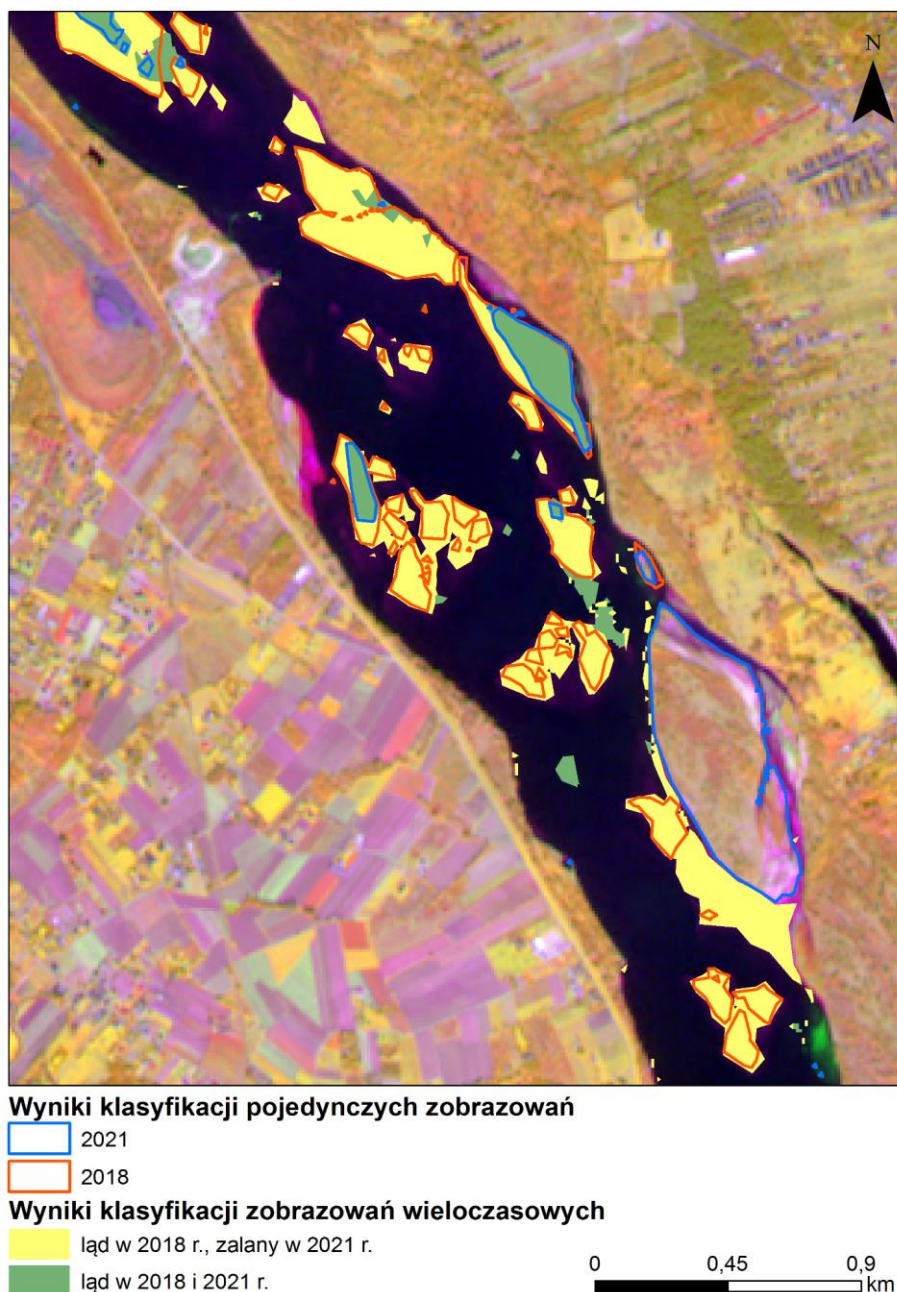
Aby zredukować tzw. zjawisko soli i pieprzu na obrazowaniach poklasyfikacyjnych, zastosowano filtr wygładzający *majority filter*. Następnie postać rastrową klasyfikacji przekonwertowano do danych wektorowych upraszczając linię każdego wektora. Utworzonym wektorom w tabeli atrybutów przypisano wartość rastra zgodną z wynikiem klasyfikacji. Następnie wyeksportowano do nowej warstwy tylko te poligony, które odzwierciedlały klasę 1 oraz 2 (klasę łąd w 2018 r., zalany w 2021 r. oraz klasę łąd w 2018 i 2021 r.). Z warstwy wynikowej usunięto poligony o powierzchni mniejszej niż wartość jednego piksela obrazowania ( $100 \text{ m}^2$ ) stanowiące artefakty powstałe w wyniku uproszczenia linii wektorów (ryc. 67).



Rycina 67. Warstwa wektorowa wysp rzecznych dla danych Sentinel z lat 2018-2021

Podobnie jak w przypadku analizy na podstawie wskaźnika NDWI, w przypadku klasyfikacji nadzorowanej, rezerwat przyrody Wyspy Zawadowskie zaklasyfikowany został nie jako wyspa rzeczna, ale jako obszar lądowy. Jednakże, biorąc pod uwagę wizualnie widoczny przebieg granicy między rezerwatem a lądem, prawdopodobne jest, że ponowna klasyfikacja obszaru z wydzieleniem więcej niż jednej klasy woda (np. woda głęboka i płytka) przyniosłaby lepsze rezultaty i w efekcie wydzielenie rezerwatu przyrody jako klasę wysp rzecznych.

W celu sprawdzenia dokładności klasyfikacji, przeprowadzono wizualne porównanie wyników niniejszej analizy z wynikami analizy przeprowadzonej w punkcie 7.5.1 raportu (ryc. 68).



Rycina 68. Porównanie wyników klasyfikacji pojedynczych zobrażeń uzyskanych w części 7.5.1. raportu z wynikami klasyfikacji dla danych wieloczasowych

Zestawienie wyników klasyfikacji wykonanej dwiema metodami daje dość porównywalne wyniki. W przypadku obydwu metod problematyczne okazuje się klasyfikowanie wysp rzecznych znajdujących się blisko granicy koryta rzeki. Dla tych obszarów konieczne jest znalezienie innych dodatkowych narzędzi umożliwiających ich poprawną klasyfikację. Jak wykazał przegląd literatury tematu, wyniki klasyfikacji wysp rzecznych niejednokrotnie są poprawiane w sposób manualny.

Podstawową zaletą analizy wykonanej na danych wieloczasowych jest to, że od razu uzyskiwany jest jeden obraz przedstawiający zmiany w położeniu i wielkości wysp w danym zakresie czasowym. Klasyfikacja nadzorowana jest jednak bardziej wymagająca dla

użytkownika, niż metoda progowania. Użytkownik sam definiuje liczbę klas, na jaką dzieli obraz, a następnie tworzy poligony treningowe do klasyfikacji. Wpływ na finalny wynik klasyfikacji zobrazowania ma nie tylko zastosowana metoda, ale również doświadczenie i wiedza osoby przeprowadzającej cały proces. Klasyfikacja nadzorowana zobrazowań wieloczasowych jest więc bardziej czasochłonna i pracochłonna niż metoda progowania.

#### 7.5.2. Podsumowanie analiz detekcji wysp rzecznych

Jak wykazały przeprowadzone analizy zmiany wysp rzecznych w ciągu kilku lat mogą być znaczące zwłaszcza jeśli pod uwagę weźmiemy liczne wyspy piaszczyste, które często pojawiają się na okres kilku lat i z racji braku roślinności je porastającej są podatne na wymywanie. W przeciągu kilku lat takie wyspy mogą zniknąć lub znacznie się przemieścić. Wyspy porośnięte przez lasy łęgowe nie uległy w tym czasie znaczącym zmianom i różnice w zakresie warstw wektorowych można bardziej tłumaczyć jako różnicę poziomu zwierciadła wody w okresie, w którym zobrazowania były wykonywane.

Przeprowadzone analizy detekcji wysp rzecznych wykazały, że przeniesienie metodyki zastosowanej w analizowanej literaturze na obszar Polski nie jest w pełni możliwe. Opracowanie całkowicie automatycznej metody detekcji wysp rzecznych dla terenu kraju jest dużym wyzwaniem. Każdy z analizowanych obszarów rozpatrywany powinien być w sposób indywidualny, a metodyka wyznaczania wysp rzecznych modyfikowana do różnych warunków. Jednakże przedstawione wyniki dają zachęcające rezultaty. W zależności od potrzeb, istnieje możliwość wykorzystania ich do dalszych analiz, np. do modelowania zmian wielkości wysp rzecznych w zależności od przepływu wody czy innych parametrów.

## 8. Koszty prowadzenia badań monitoringowych wykorzystujących dane satelitarne

Zrównoważone zarządzanie dziedzictwem przyrodniczym jest obecnie uważane za strategiczny problem o charakterze globalnym. Ze względu na stale rosnącą dostępność bezpłatnych danych i oprogramowania techniki teledetekcyjne są wykorzystywane przede wszystkim do mapowania, analizowania i monitorowania zasobów naturalnych w celu ich ochrony. Mapowanie siedlisk jest podstawowym narzędziem wdrażania europejskiej dyrektywy siedliskowej 92/43/EWG oraz zarządzania siecią obszarów chronionych Natura 2000. Mapowanie zbiorowisk roślinnych, niezbędne do oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych, opiera się obecnie głównie na czaso- oraz kosztochłonnnych badaniach terenowych bez wykorzystania danych satelitarnych. Jednak od 2015 roku dostępne są bezpłatnie obrazy o stosunkowo wysokiej rozdzielczości przestrzennej i czasowej. Analiza danych satelitarnych najczęściej przeprowadzana jest w sposób automatyczny z wykorzystaniem próby referencyjnej zebranej podczas badań terenowych. Przykładem bezpłatnych danych satelitarnych, które można byłoby wykorzystać są obrazy Sentinel-2. Obrazy Sentinel-2 wykazują potencjał do mapowania siedlisk i stanowią istotne narzędzie do identyfikacji i ochrony siedlisk będących przedmiotem zainteresowania społeczności (rozumianej zgodnie z dyrektywą siedliskową). Wyniki automatycznej klasyfikacji i segmentacji są porównywane z segmentacją półautomatyczną wykonaną przez eksperta botaniki oraz ze śladami GNSS uzyskanymi w terenie. W rzeczywistości, aby obniżyć koszty pozyskania danych terenowych, eksperci ekolodzy zazwyczaj stosują wizualną interpretację dostępnych ortofotomap, nie zawsze aktualnie pozyskanych. Jednak takie ortofotomapy obejmują na ogół tylko informacje o jednym sezonie. Wykorzystanie dostępnych darmowych danych satelitarnych może dostarczyć na dużą skalę zaktualizowanych map siedlisk i związanych z nimi wartości niepewności. Z kolei wartości te mogą stanowić cenne wsparcie dla konkretnych badań terenowych.

Zgodnie z europejską dyrektywą siedliskową mapowanie siedlisk obszarów Natura 2000 musi być aktualizowane co 6 lat. W przypadku dużych obszarów zadanie to można osiągnąć poprzez opracowanie efektywnych kosztowo/czasowo narzędzi automatycznych. Dwustopniowy system klasyfikacji, który opiera się na wykorzystaniu algorytmów uczenia maszynowego, może przyczynić się do przyspieszenia tworzenia zarówno pilnych polityk ochrony, jak i działań na rzecz zrównoważonej regeneracji naturalnych ekosystemów. Dostępność map siedlisk aktualizowanych zarówno w wysokich rozdzielczościach czasowych, jak i przestrzennych jest bardzo ważna dla podejmowania decyzji na poziomie lokalnym. W związku z tym zaktualizowane mapy siedlisk mogą być użytecznymi zmiennymi do monitorowania osiągnięcia 15 celu zrównoważonego rozwoju (SDG 15) mającego na celu powstrzymanie utraty różnorodności biologicznej.

Koszty prowadzenia badań monitoringowych wykorzystujących dane satelitarne przeanalizowano w ujęciu szacunkowym. Ze względu na zakres informacji możliwych do pozyskania w oparciu o dane satelitarne analizę wykonano zgrubnie w podziale na koszty

zebrania, przygotowania przetworzenia danych satelitarnych (założono iż same dane są bezpłatne).

W przypadku danych satelitarnych ilość czasu potrzeba na zebranie próby referencyjnej danych satelitarnych oraz czas ich analizy nie są związane z wielkością analizowanego obszaru. Na chwilę obecną możliwy jest bezpłatny dostęp do danych, w sposób ciągły, np. Sentinel-2. Dane mogące wspomóc inwentaryzację przyrodniczą siedlisk Natura 2000 muszą być pozyskiwane w odpowiednich (optymalnych) terminach. Terminy te są różne, zgodnie z metodykami weryfikacji terenowych, co powoduje iż dane powinny pochodzić z różnych terminów. Inwentaryzacja siedlisk może być wykonywana terenowo, kameralnie lub z wykorzystaniem obu podejść. Dane satelitarne mogą posłużyć m.in. do:

- rozpoznania obszaru analiz – siedlisk – szczególnie siedlisk nieleśnych (siedliska leśne, szczególnie na gruntach państwowych, są dobrze zinwentaryzowane);
- przestrzennego zaplanowania pozyskania danych terenowych;
- wstępnego przygotowania do pozyskania danych terenowych;
- oceny jakości, analizy i przetworzenia danych pozyskanych w terenie.

Koszty wykonania, przetworzenia i wykorzystania satelitarnych danych referencyjnych oszacowano metodą ekspercką. Szacowano liczbę roboczodni potrzebnych do zebrania, przetworzenia i analizy danych satelitarnych. W analizie nie uwzględniono kosztów prac terenowych wynikających z obecnie obowiązujących metodyk inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych. Analiza nie obejmuje optymalizacji pomiarów terenowych. Na potrzeby ekspertyzy przyjęto szacunkową liczbę roboczodni niezbędną do pozyskania i analizy danych referencyjnych. Koszt analizy danych referencyjnych obejmował będzie m.in. amortyzację sprzętu komputerowego i oprogramowania, przygotowanie danych teledetekcyjnych oraz wykonanie analizy danych, wizualizacji, oceny danych i przygotowania raportu. Kolejna grupa kosztów ujętych w analizę to koszty zarządzania. Do kosztów z tej kategorii zaliczono koszty roboczodni niezbędnych m.in. do: komunikacji z klientem, uzgodnień organizacyjnych.

W analizie przyjęto przeciętne miesięczne wynagrodzenie w sektorze przedsiębiorstw (w grudniu 2021 roku) wyniosło 6.644,39 zł brutto. Łączny koszt pracodawcy zatrudnienia pracownika na 1 miesiąc przyjęto jako 9 606,19 zł, dodatkowo koszt zwiększono o 20% ze względu na narzut pracodawcy niezbędny na pokrycie kosztów pośrednich oraz wygenerowanie zysku. Całkowity koszt roboczomiesiąca przyjęto na poziomie 9 567,92 zł. W analizie ekonomicznej wszystkie podane kwoty są kwotami netto, bez naliczonego podatku VAT w wysokości 23%.

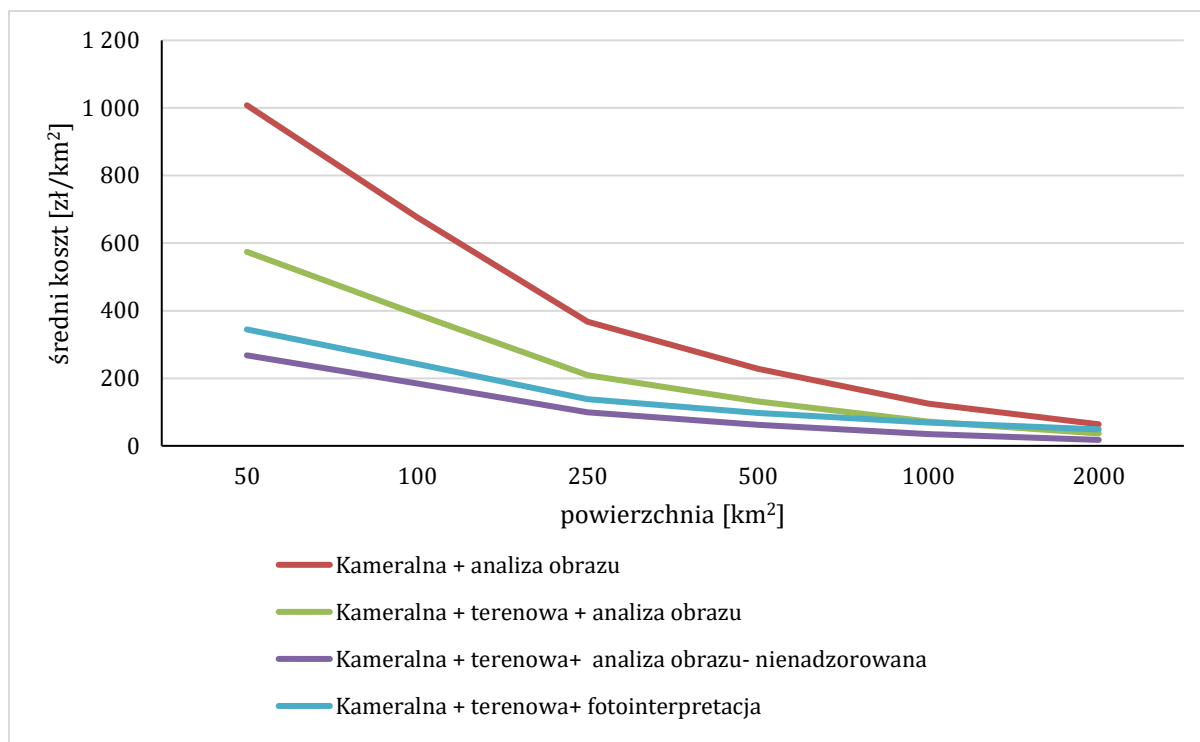
Szacowana metodą ekspercką liczba roboczodni związanych z inwentaryzacją siedlisk Natura 2000 z wsparciem metodami teledetekcyjnymi. W miesiącu przyjęto średnio 20 roboczodni z czego 15 było stricte związane z realizacją zadania a 5 było czasem pośrednim,



tak więc w jednym miesiący przypadało 15 dni na realizację zadania, w analizie przyjęto koszt 1 roboczogodziny 637,87 zł.

Tabela 14. Szacowana liczba dni oraz kosztów niezbędnych do wykonania analizy danych satelitarnych w zależności od przyjętej metody oraz powierzchni obiektu

Powierzchnia obszarów (km <sup>2</sup> )	Metoda											
	Kameralna + analiza obrazu			Kameralna + terenowa + analiza obrazu			Kameralna + terenowa + analiza obrazu (nienadzorowana)			Kameralna + terenowa + fotointerpretacja		
	liczba rbd	koszt [zł]	koszt [zł/km <sup>2</sup> ]	liczba rbd	koszt	koszt [zł/km <sup>2</sup> ]	liczba rbd	koszt [zł]	koszt [zł/km <sup>2</sup> ]	liczba rbd	koszt	koszt [zł/km <sup>2</sup> ]
<b>50</b>	79	50 392	1 008	45	28 704	574	21	13 395	268	27	17 222	344
<b>100</b>	106	67 614	676	61	38 910	389	29	18 498	185	38	24 239	242
<b>250</b>	144	91 853	367	82	52 305	209	39	24 877	100	54	34 445	138
<b>500</b>	179	114 179	228	103	65 701	131	49	31 256	63	76	48 478	97
<b>1000</b>	196	125 023	125	113	72 079	72	54	34 445	34	108	68 890	69
<b>2000</b>	200	127 574	64	115	73 355	37	55	35 083	18	153	97 594	49



Rycina 69. Średni koszt wykonania z wykorzystaniem danych satelitarnych w zależności od wybranej metody analizy oraz powierzchni obiektu

Koszt zastosowania metody rośnie wraz ze wzrostem powierzchni, a intensywność wzrostu jest uzależniona od nakładów pracy ludzkiej potrzebnej na etapie pozyskania danych referencyjnych i prac kameralnych oraz kosztów lub ich braku pozyskania danych teledetekcyjnych (tab. 16; ryc. 69). Niższe nakłady osobowe wymaga zebranie danych referencyjnych metodą kameralną w stosunku do danych zebranych w terenie. Niższych nakładów osobowych wymagają analizy metodą uczenia maszynowego - nienadzorowanego w stosunku do metody nadzorowanej. Różnica w nakładach osobowych dla analizy metodą fotointerpretacji w porównaniu z metodą uczenia maszynowego jest tym wyższa, im większy jest obszar analizy. W przypadku korzystania z danych pozyskiwanych nieodpłatnie, koszt zastosowania metody rośnie wraz ze wzrostem powierzchni, jednak po osiągnięciu wartości powierzchni 500 km<sup>2</sup> trend ten ulega znacznemu wypłaszczeniu. Można to tłumaczyć istotnym wpływem kosztów osobowych związanych z uruchomieniem analizy dla obszarów poniżej 500 km<sup>2</sup>. Po przekroczeniu tego progu koszt pracy osobowej jest już nieznaczny. Na czasochłonność metody istotnie wpływa również konieczność pozyskania próby referencyjnej w terenie, powodując wzrost czasochłonności metody w stosunku do metody kameralnej o ok. 50%. Pozyskanie danych referencyjnych w terenie jest jednak dla prawie wszystkich siedlisk i gatunków konieczne.

Jeśli przyjąlibyśmy, że jedynym kryterium uzasadnienia ekonomicznego stosowania teledetekcji jest czynnik finansowy to należałoby stwierdzić, że zastosowanie teledetekcji jest dzisiaj metodą droższą względem metod tradycyjnych. Zastosowanie teledetekcji ma jednak wiele innych przewag nad metodą tradycyjną dlatego przyjęto, że czynnik finansowy nie jest jedynym,

który należy rozważać w trakcie podejmowanie decyzji o zastosowaniu teledetekcji. Przyjęto, że zasadność ekonomiczna stosowania teledetekcji do kartowania siedlisk Natura 2000 i chronionych gatunków uwzględnia również następujące czynniki: a) dostępność terenu, który ma zostać objęty analizą, b) wielkość obszaru, c) oczekiwana skala wyniku kartowania, d) termin wykonania mapy, e) kompletność przestrzenna wyniku inwentaryzacji, f) weryfikowalność wyniku inwentaryzacji. Czynniki te mogą się nawzajem znosić lub wspierać potęgując zasadność stosowania teledetekcji. Ponieważ nie są to zmienne na stałe przypisane do poszczególnych siedlisk i gatunków zakładamy, że opłacalność ekonomiczna zastosowania teledetekcji jest zależna od specyfiki obszaru i potrzeb zamawiającego co do skali mapy wynikowej. Metody te nie dają bezpośredniego wyniku, który wskazuje na miejsca występowania siedlisk, jednak są one możliwe do zastosowania

w kontekście wskazywania miejsca potencjalnego występowania siedlisk lub miejsc odpowiednich do realizacji projektów, które mają za cel odtworzenie siedlisk w miejscach ich dawnego występowania. Wykorzystanie danych satelitarnych może stanowić ogromne wsparcie podczas inwentaryzacji siedlisk s1 zinwentaryzowanych zlokalizowanych głównie na gruntach prywatnych, np. siedliska łąkowe i torfowiska. Na dzień dzisiejszy jest za mały stan wiedzy aby rekomendować identyfikację stanu zachowania metodami teledetekcyjnymi.

Szacunek kosztów opracowania metodyki wykonano w oparciu o średni koszt 1 rbd na stanowisku adiunkta w Instytucie Badawczym Leśnictwa. Stawka 1 rbd wynagrodzeń wraz z pochodnymi (bez innych kosztów, np. kosztów pośrednich) przyjęto na poziomie: 458,80 zł. Szacunek kosztów opracowania metodyki:

- etap pilotażowy - dotyczący testowania różnych metodyk i zakładający opracowanie metodyki dla wybranych siedlisk - 3 etaty, okres realizacji 2, szacowana liczba roboczodni 1500 – około 688 205 zł.
- etap wdrożeniowy - zakładający rozszerzenie opracowanej w etapie pilotażowym metodyki na wszystkie siedliska objęte monitoringiem - 3 etaty, okres realizacji 2, szacowana liczba roboczodni 1500 – około 688 205 zł.
- oddzielnym zagadnieniem, a zatem kosztem byłaby budowa systemu informatycznego. Ze względu na zbyt małą liczbę informacji na tym etapie nie oszacowano kosztów przygotowania oprogramowania. Koszty zależały będą m. in. od wybranej metody/metod analizy dostępnych satelitarnych, źródeł danych satelitarnych, liczby siedlisk oraz przyjętego poziomu automatyzacji analiz.

***Bibliografia dotycząca części na temat bezpłatnych danych satelitarnych w identyfikacji i monitorowaniu siedlisk Natura 2000***

Acharya D., Yang I. (2015) Exploring Landsat 8. *International Journal of IT, Engineering and Applied Sciences Research*, 4: 4-10.

Adamczyk J., Będkowski K. (2007) *Metody cyfrowe w teledetekcji*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

Alexandridis T., Lazaridou E., Tsirika A., Zalidis G. (2009) Using Earth Observation to update a Natura 2000 habitat map for a wetland in Greece. *Journal of Environmental Management*, 90 (7): 2243-2251.

Alganci U., Sertel E., Sinasi K., Üstündağ B. (2013). A research on agricultural mapping capabilities of the SPOT 6 satellite images. 10.1109/Argo-Geoinformatics.2013.6621886.

Álvarez-Martínez J., Jiménez-Alfaro B., Barquín J., Ondiviela B., Recio M., Silió-Calzada A., Juanes J. (2018) Modelling the area of occupancy of habitat types with remote sensing. *Methods in Ecology and Evolution*, 9 (3): 580-593.

Balcik F., Kuzucu A. (2016). Determination of Land Cover/Land Use Using SPOT 7 Data with Supervised Classification Methods. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. XLII-2/W1. 10.5194/isprs-archives-XLII-2-W1-143-2016.

Bhatnagar S., Ghosh B., Regan S., Naughton O., Johnston P., Gill L. (2018) Monitoring environmental supporting conditions of a raised bog using remote sensing techniques. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 380: 9-15.

Boiarskii B., Hasegawa H. (2019). Comparison of NDVI and NDRE Indices to Detect Differences in Vegetation and Chlorophyll Content. *Journal of Mechanics of Continua and Mathematical Sciences*. 10.26782/jmcms.spl.4/2019.11.00003.

Breiman L. (2001) Random Forests. *Machine Learning*, 45: 5–32.

Carrasco L., Vera P., Belda E., Monrós J. (2018) Combining remote sensing and field mapping methods to study the vegetation dynamics within a coastal wetland and determine the habitat effects of a threatened bird species (*emberiza schoeniclus witherbyi*). *Journal of Coastal Research*, 34 (1): 42-49.

Chan J., Spanhove T., Ma J., Vanden Borre J., Paelinckx D., Canters F. (2010) Natura 2000 habitat identification and conservation status Assessment with superresolution enhanced hyperspectral (CHRIS/PROBA) imagery. Ghent, Belgium, 29.06-02.07.2010r. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*.

Ciesielski M., Bałazy R., Hycza T., Bruchwald A., Dmyterko E. (2016) Szacowanie szkód spowodowanych przez wiatr w drzewostanach przy wykorzystaniu obrazowań satelitarnych i danych Systemu Informatycznego Lasów Państwowych. *Sylwan*, 160 (5): 371-377.

Ciołkosz A. (2006) Od TIROS-a do QuickBirda - pół wieku rozwoju satelitarnych technologii pozyskiwania danych o globie ziemskim. *Geodezja/Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie*, 12 (2/1): 147-156.

Cohen J. (1960) A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20: 37–46.

Congalton R., Green K. (2009) *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*. 2nd Edition. Lewis Publishers, Boca Raton.

Courtois M., Traizet M. (1986) The SPOT satellites: From SPOT 1 to SPOT 4. *Geocarto International*, 1 (3): 4-14.

De Simone W., Allegranza M., Frattaroli A., Montecchiari S., Tesei G., Zuccarello V., Di Musciano M. (2021) Integrating remote sensing and ecological modelling to assess the potential impact of *Brachypodium genuense* on grasslands habitat conservation. *Remote sensing*, 13 (10): 1904.

De Simone W., Di Musciano M., Di Cecco V., Ferella G., Frattaroli A. (2020) The potentiality of Sentinel-2 to assess the effect of fire events on Mediterranean mountain vegetation. *Plant Sociology* 57 (1): 11-22.

Dierckx W., Benhadj I. (2013) Proba-V Belgian Mission Satellite Global Products for Vegetation Monitoring. *Geoinformatics & Geostatistics: An Overview*: S1.

Drzewiecki W. (2018) Teledetekcja. Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie. Dostęp on-line 10.03.2022:  
[https://home.agh.edu.pl/~galia/students/NS/teledetekcja\\_w\\_skrocie.pdf](https://home.agh.edu.pl/~galia/students/NS/teledetekcja_w_skrocie.pdf)

Dubock P., Spoto F., Simpson J., Spencer D., Schutte E., Sontag H. (2001) The ENVISAT satellite and its integration. *ESA Bulletin*, 106: 26-45.

Fassnacht F.E., Latifi H., Stereńczak K., Modzelewska A., Lefsky M., Waser L.T., Straub Ch., Ghosh A. (2016) Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 186: 64–87.

Feilhauer H., Dahlke C., Doktor D., Lausch A., Schmidtlein S., Schulz G., Stenzel S. (2014) Mapping the local variability of Natura 2000 habitats with remote sensing. *Applied Vegetation Science*, 17 (4): 765-779.

Feranec J., Soukup T., Hazeu G., Jaffrain, G. (2016). *European Landscape Dynamics: CORINE Land Cover Data*. CRC Press, Boca Raton, 337. ISBN 9781482244663.

- Francois M., Santandrea S., Mellab K., Vrancken D., Versluys J. (2014) The PROBA-V mission: the space segment. *International Journal of Remote Sensing*, 35 (7): 2548–2564.
- Gamon J.A., Peñuelas J., Field C.B. (1992) A Narrow-Waveband Spectral Index That Tracks 131 Diurnal Changes in Photosynthetic Efficiency. *Remote Sensing of Environment*, 41: 35- 44.
- Gerard F., Petit S., Smith G., Thomson A., Brown N., Manchester S., Wadsworth R., Bugar G., Halada L., Bezák P., Boltiziar M., Badts E., Gregor M., Hazeu G., Múcher C.A., Wachowicz M., Huitu Tuominen, S., Köhler R., Olschofsky K., Ziese H., Kolar J., Sustera J., Luque S., Pino J., Pons X., Roda F., Roscher M., Feranec J. (2010). Land cover change in Europe between 1950 to 2000 determined employing aerial photography. *Progress in Physical Geography*, 34 (2):183–205.
- Gitelson A.A., Zur Y., Chivkunova O.B., Merzlyak M.N. (2002) Assessing carotenoid content in plant leaves with reflectance spectroscopy. *Photochemistry and Photobiology*, 75: 272- 281
- Goutte C., Gaussier E. (2005) A Probabilistic Interpretation of Precision, Recall and F-Score, with Implication for Evaluation. *Lecture Notes in Computer Science*, 3408: 345-359
- Haest B., Vanden Borre J., Spanhove T., Thoonen G., Delalieux S., Kooistra L., Múcher C., Paelinckx D., Scheunders P., Kempeneers P. (2017) Habitat mapping and quality assessment of NATURA 2000 heathland using airborne imaging spectroscopy. *Remote Sensing*, 9 (3): 266.
- Hausdorff F. (1914) *Grundzüge der Mengenlehre*. Leipzig, Von Veit.
- Hejmanowska B., Wężyk P. (red.) (2020). *Dane satelitarne dla administracji publicznej*. Polska Agencja Kosmiczna.
- Huang S., Tang L., Hupy J., Wang Y., Shao G. (2020) A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research*, 32: 1–6.
- Hubert-Moy L., Fabre E., Rapinel S. (2020) Contribution of SPOT-7 multi-temporal imagery for mapping wetland vegetation. *European Journal of Remote Sensing*, 53 (1): 201-210.
- Jarocińska A., Kopeć D., Kycko M., Piórkowski H., Błońska A. (2022) Hyperspectral vs. Multispectral data: Comparison of the spectra differentiation capabilities of Natura 2000 non-forest habitats. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 184: 148-164.
- Jia J., Sun H., Jiang C., Karila K., Karjalainen M., Ahokas E., Khoramshahi E., Hu P., Chen C., Xue T., Wang T., Chen Y., Hyyppä J. (2021) Review on Active and Passive Remote Sensing Techniques for Road Extraction. *Remote Sensing*, 13 (21): 4235.
- Jutz S., Milagro-Pérez M. (2020) Copernicus: the European Earth Observation programme. *Revista de Teledetección*, 56: 5-11.

- Królewicz S. (2009) Charakterystyka i dostępność wybranych średnio- i wysokorozdzielczych satelitarnych danych teledetekcyjnych. in: Zwoliński Z. (red.) GIS - platforma integracyjna geografii. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań: 33-46.
- Lang S., Mairota P., Pernkopf L., Schioppa E. (2015) Earth observation for habitat mapping and biodiversity monitoring. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 37: 1-6.
- Le Dez M., Robin M., Launeau P. (2021) Contribution of Sentinel-2 satellite images for habitat mapping of the Natura 2000 site 'Estuaire de la Loire' (France). *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 14: 100637.
- Lillesand T., Kiefer R., Chipman J. (2015) *Remote sensing and image interpretation*, 7th Edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken.
- Louet J., Bruzzi S. (1999) ENVISAT mission and system. *IEEE International Symposium on Geoscience and Remote Sensing (IGARSS)*, 3: 1680-1682.
- Lucas R., Mitchell A., Armston J. (2015) Measurement of Forest Above-Ground Biomass Using Active and Passive Remote Sensing at Large (Subnational to Global) Scales. *Current Forestry Reports*, 1: 162–177.
- Markham B., Jenstrom D., Sauer B., Pszcolka S., Dulski V., Hair J., McCorkel J., Kvaran G., Thome K., Montanaro M., Pedelty J., Anderson C., Choate M., Barsi J., Kaita E., Miller J. (2020) Landsat 9 mission update and status. In: Butler J., Xiong X., Gu X. (red.) *Earth Observing Systems XXV*, 11501. SPIE, Bellingham: 96-102.
- Markham B., Storey J., Williams D., Irons J. (2004) Landsat sensor performance: history and current status. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 42 (12): 2691-2694.
- Marzialetti F., Giulio S., Malavasi M., Sperandii M., Acosta A., Carranza M. (2019) Capturing Coastal Dune Natural Vegetation Types Using a Phenology-Based Mapping Approach: The Potential of Sentinel-2. *Remote sensing*, 11 (12): 1506.
- Mathew A., Amudha P., Sivakumari S. (2021) Deep Learning Techniques: An Overview. in: Hassanien A., Bhatnagar R., Darwish A. (red.) *Advanced Machine Learning Technologies and Applications. Communications in Computer and Information Science*, Berlin/Heidelberg: 599-608.
- Matuszkiewicz J., Paluch R., Szulc A., Mielcarek M., Lisiewicz M., Kuberski Ł., Stereńczak K. (2022) Identyfikacja i kartowanie zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych, in: Stereńczak K. (red.) *Kompleksowy Monitoring Dynamiki Drzewostanów Puszczy Białowieskiej z Wykorzystaniem Danych Teledetekcyjnych*. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.



- Medcalf K., Cameron I., Turton N. (2012) Remote sensing methodology: Fieldwork and additional rule base development for Scottish upland habitats. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 514.
- Meneghini A. (2019) An Evaluation of Sentinel-1 and Sentinel-2 for Land Cover Classification. Clark University, Department of International Development, Community, and Environment. [https://commons.clarku.edu/idce\\_masters\\_papers/235](https://commons.clarku.edu/idce_masters_papers/235) .
- Merzlyak J.R., Gitelson A.A., Chivkunova O.B., Rakitin V.Y. (1999) Non-destructive optical detection of pigment changes during leaf senescence and fruit ripening. *Physiologia Plantarum*, 106: 135-141.
- Middleton E., Ungar S., Mandl D. Ong L., Frye S., Campbell P., Landis D., Young J., Pollack N. (2013) The Earth Observing One (EO-1) Satellite Mission: Over a Decade in Space. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 6 (2): 243-256.
- Mikula K., Kollar M., Ožvat A., Ambroz M., Cahojová L., Jarolímek I., Šibík J., Šibíková M. (2021c) Natural Numerical Networks for Natura 2000 habitats classification by satellite images. [praca nieopublikowana].
- Mikula K., Šibíková M. , Ambroz M., Kollár M. , Ožvat A., Urbán J., Jarolímek I., Šibík J. (2021d) NaturaSat—A Software Tool for Identification, Monitoring and Evaluation of Habitats by Remote Sensing Techniques. *Remote sensing*, 13 (17): 3381.
- Mikula K., Urbán J., Kollár M., Ambroz M., Jarolímek I., Šibík J., Šibíková M. (2021a) An automated segmentation of natura 2000 habitats from sentinel-2 optical data. *Discrete & Continuous Dynamical Systems – S*, 14 (3): 1017-1032.
- Mikula K., Urbán J., Kollár M., Ambroz M., Jarolímek I., Šibík J., Šibíková M. (2021b) Semi-automatic segmentation of natura 2000 habitats in sentinel-2 satellite images by evolving open curves. *Discrete & Continuous Dynamical Systems – S*, 14 (3): 1033-1046.
- Miura K. (2011) An Introduction to Maximum Likelihood Estimation and Information Geometry. *Interdisciplinary Information Sciences*, 17 (3): 155-174.
- Mróz W. (red.) 2010. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz I. GIOŚ, Warszawa.
- Mücher C., Hazeu G. (2021) Contribution of remote sensing techniques for monitoring Natura 2000 sites. in: Schmidt A., Van der Sluis T. (red.) E-BIND Handbook (Part A): Improving the availability of data and information on species, habitats and sites. Wageningen Environmental Research/ Ecologic Institute /Milieu Ltd, Wageningen, The Netherlands.
- NASA (2016) The Television Infrared Observation Satellite Program (TIROS). Dostęp on-line 23.02.2022: <https://science.nasa.gov/missions/tiros>

- Neumann C. (2020) Habitat sampler - A sampling algorithm for habitat type delineation in remote sensing imagery. *Diversity and Distributions* 26: 1752-1766.
- North P.R.J. (2002) Estimation of fAPAR, LAI and vegetation fractional cover from ATSR-2 imagery. *Remote Sensing of Environment*, 80: 114-121
- Pena-Regueiro J., Sebastiá-Frasquet M., Estornell J., Aguilar-Maldonado J. (2020) Sentinel-2 Application to the Surface Characterization of Small Water Bodies in Wetlands. *Water* 2020, 12 (5): 1487.
- Peñuelas J., Pinol J., Ogaya R., Filella I. (1997) Estimation of plant water concentration by the reflectance Water Index WI (r900/r970). *International Journal of Remote Sensing*, 8 (13): 2869-2875
- Praticò S., Solano F., Di Fazio S., Modica G. (2021) Machine learning classification of mediterranean forest habitats in google earth engine based on seasonal sentinel-2 time-series and input image composition optimisation. *Remote Sensing*, 13 (4): 586.
- Pullin A., Stewart G. (2006) Guidelines for systematic review in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 20 (6): 1647-56.
- Rapinel S., Rozo C., Delbosc P., Bioret F., Bouzillé J., Hubert-Moy L. (2020) Contribution of free satellite time-series images to mapping plant communities in the Mediterranean Natura 2000 site: The example of Biguglia Pond in Corse (France). *Mediterranean Botany*, 41 (2): 181-191.
- Regos A., Domínguez J. (2018) The contribution of Earth observation technologies to the reporting obligations of the Habitats Directive and Natura 2000 network in a protected wetland. *PeerJ*, 6 (1): e4540.
- Ren H., Zhou G., Zhang F., Zhang, X. (2012). Evaluating cellulose absorption index (CAI) for non-photosynthetic biomass estimation in the desert steppe of Inner Mongolia. *Chinese Science Bulletin*, 57.
- Richter R. (1998) Correction of satellite imagery over mountainous terrain. *Applied Optics*, 37, (18): 4004-4015.
- Rouse J., Haas R., Schell J., Deering D. (1974) Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. in: Freden S., Mercanti E., M. Becker M. (red.) *Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium. Volume I: Technical Presentations*. NASA, Washington: 309-317.
- Schmidt J., Fassnacht F., Forster M., Schmidlein S. (2018) Synergetic use of Sentinel-1 and Sentinel-2 for assessments of heathland conservation status. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4 (3): 225-239.
- Schowengerdt R. (1997) *Remote Sensing, Models and Methods for image processing*. Academic Press, Toronto.

- Serrano L., Penuelas J., Ustin S.L. (2002) Remote Sensing of Nitrogen and Lignin in Mediterranean Vegetation from AVIRIS Data: Decomposing Biochemical from Structural Signals. *Remote Sensing of Environment*, 81: 355-364.
- Sriwongsitanon N., Gao H., Savenije H., Maekan E., Saengsawang S., Thianpopirug S. (2015). The Normalized Difference Infrared Index (NDII) as a proxy for soil moisture storage in hydrological modelling. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 12: 8419-8457.
- Snyder A., Fulé P., Crouse J. (2005). Comparison of burn severity assessment using Differenced Normalized Burn Ratio and ground data. *International Journal of Wildland Fire*, 14.
- Stenzel S., Feilhauer H., Mack B., Metz A., Schmidtlein S. (2014) Remote sensing of scattered natura 2000 habitats using a one-class classifier. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33 (1): 211-217.
- Tarantino C., Forte L., Blonda P., Vicario S., Tomaselli V., Beierkuhnlein C., Adamo M. (2021) Intra-annual sentinel-2 time-series supporting grassland habitat discrimination. *Remote Sensing*, 13 (2): 277.
- Vapnik V. (1999) An overview of statistical learning theory. *IEEE Transactions on Neural Networks*, 10 (5): 988-999.
- Wakulińska M., Marcinkowska-Ochtyra A. (2020) Multi-temporal sentinel-2 data in classification of mountain vegetation. *Remote Sensing*, 12 (17): 2696.
- Yin G., Mariethoz G., Sun Y., McCabe M. (2017) A comparison of gap-filling approaches for Landsat-7 satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 38 (23): 6653–6679.

### ***Bibliografia dotycząca monitoringu wysp rzecznych***

Anwar M., Rahman K. (2021) The spatiotemporal shore morphological changes at east Bhola Island in Meghna Estuary of Bangladesh's central coast. *Regional Studies in Marine Science*, 47 (06): 101937.

Billah M. (2018) Mapping and monitoring erosion-accretion in an alluvial river using satellite imagery - the review bank changes of the Padma river in Bangladesh. *Quaestiones Geographicae*, 37 (3): 87-95.

Booth A., Sutton A., Papaioannou D. (2012) *Systematic approaches to a successful literature review*. SAGE Publications, London.

Dewi R., Bijker W. (2020) Dynamics of shoreline changes in the coastal region of Sayung, Indonesia. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 23 (2): 181-193.

Dixon S., Sambrook S., Best J., Nicholas A., Bull J., Vardy M., Sarker M., Goodbred S. (2018) The planform mobility of river channel confluences: Insights from analysis of remotely sensed imagery. *Earth-Science Reviews* 176: 1-18.

Ekong. F. (2017) GIS Based Analysis of Shoreline Change in Ibeno, Akwa Ibom State, Nigeria. *Journal of Environmental Protection*, 8 (5): 637-649.

Fu T., Zhang L., Yuan X., Chen B., Yan M. (2021) Spatio-temporal patterns and sustainable development of coastal aquaculture in Hainan Island, China: 30 Years of evidence from remote sensing. *Ocean & Coastal Management* 214 (4): 105897.

Gao C., Chen S., Yu J. (2013) River island's change and impacting factors in the lower reaches of the Yangtze River based on remote sensing. *Quaternary International*, 304: 12-21.

Gao S., Li Z., Chen M., Lin P., Hong Z., Allen D., Neeson T., Hong Y. (2021) Spatiotemporal variability of global river extent and the natural driving factors revealed by decades of Landsat observations, GRACE gravimetry observations, and land surface model simulations. *Remote Sensing of Environment* 267.

Gautier E., Dépret T., Cavero J., Costard F., Virmoux C., Fedorov A., Konstantinov P., Jammet M., Brunstein D. (2021) Fifty-year dynamics of the Lena River islands (Russia): Spatio-temporal pattern of large periglacial anabranching river and influence of climate change. *Science of The Total Environment*, 783: 147020.

Klimaszewski M. 1978. *Geomorfologia*. Wydawnictwo PWN, Warszawa.

Leli I., Stevaux J. (2021) Lake-islands: A distinct morphology of river systems. *Journal of South American Earth Sciences*, 111 (4): 103424.

- Leli I., Stevaux, J., Assine M. (2020) Origin, evolution, and sedimentary records of islands in large anabranching tropical rivers: The case of the Upper Paraná River, Brazil. *Geomorphology*, 358: 107118
- Lei I., Stevaux, J., Assine M. (2021) Architecture, sedimentary facies and chronology of a composite island: A model from the Upper Paraná River, Brazil. *Geomorphology*, 372: 107457
- Ling F., Cai X., Li W., Xiao F., Li X., Du Y. (2012) Monitoring river discharge with remotely sensed imagery using river island area as an indicator. *Journal of Applied Remote Sensing*, 6 (1): 063564.
- Mahmoodzada A., Shimada S., Azizi M., Hqbin M., Mahmoodzada A. (2019) Monitoring of Riverbank Erosion and Shoreline Movement at Amu River Using Remote Sensing and GIS: A Case Study in Jowzjan, Afghanistan. *International Journal of Environmental and Rural Development*, 10 (1): 140-145.
- Makota V., Sallema R., Mahika C. (2004) Monitoring Shoreline Change using Remote Sensing and GIS: A Case Study of Kunduchi Area, Tanzania. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 3 (1): 1-10.
- Matera J., Czapska J. (2014) *Zarys metody przeglądu systematycznego w naukach społecznych*. Instytut Badań Edukacyjnych, Warszawa.
- Mikuś P., Wyżga B., Walasiuk E., Radecki-Pawlik A., Liro M., Hajdukiewicz H., Zawiejska J. (2019) Island development in a mountain river subjected to passive restoration: The Raba River, Polish Carpathians. *Science of the Total Environment*, 660 (1): 406-420.
- Naim M., Hredoy M. (2021) Simulation of channel dynamics of the Padma river considering seasonal variations: A GIS and statistical approach. *Environmental Challenges* 4.
- Shi H., Cao Y., Dong C., Xia C., Li C. (2018) The Spatio-Temporal Evolution of River Island Based on Landsat Satellite Imagery, Hydrodynamic Numerical Simulation and Observed Data. *Remote Sensing*, 10 (12): 2046.
- Shi H., Gao C., Dong C., Xia C. , Xu G. (2017) Variation of River Islands around a Large City along the Yangtze River from Satellite Remote Sensing Images. *Sensors*, 17 (10): 2213.
- Smith K., Terrano J, Pitchford J, Archer M. (2021) Coastal wetland shoreline change monitoring: A comparison of shorelines from high-resolution WorldView satellite imagery, aerial imagery, and field surveys. *Remote Sensing*, 13 (15): 3030.
- Song Y., Shen Y., Xie R., Li J. (2021) A DSAS-based study of central shoreline change in Jianguo over 45 years. *Anthropocene Coasts*, 4: 115–128.
- Sun J., Xu N., Ding L., Ma Y., Liu Z., Huang Z. (2020) Continuous Expansions of Yangtze River Islands After the Three Gorges Dam Tracked by Landsat Data Based on Google Earth Engine. *Institute of Electrical and Electronics Engineers*, 8: 92731-92742.

Sun J., Ding L., Li J., Qian H., Huang M., Xu N. (2018) Monitoring Temporal Change of River Islands in the Yangtze River by Remotely Sensed Data. *Water*, 10 (10): 1484.

Wang Z., Müller J. (1998) Line generalization based on analysis of shape characteristics. *Cartography and Geographic Information Systems*, 25 (1): 3-15.

Woźnicka M. (red.) (2022) *Rocznik hydrogeologiczny Państwowej Służby Hydrogeologicznej 2021*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.

Yang J., Huang X., Tang Q. (2020) Satellite-derived river width and its spatiotemporal patterns in China during 1990-2015. *Remote Sensing of Environment* 247 (8): 111918.

Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 23 grudnia 1998 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (Dz.U. z 1998 r. nr 166, poz. 1224).