

PIOTR BUDNIAK

Metoda wyróżniania kompleksów leśnych na podstawie ciągłości obszarów leśnych i zadrzewionych

Method of forest patches generalisation based on connectivity of forest and other wooded land areas

ABSTRACT

Budniak P. 2020. Metoda wyróżniania kompleksów leśnych na podstawie ciągłości obszarów leśnych i zadrzewionych. Sylwan 164 (10): 820-830. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylvan.2020073>.

The aim of this study was to present a method for assessing the connectivity of forest areas and the rules for generalisation of forest patches as the spatial planning units. The analyses were carried out for the entire area of Poland. Topographic maps (vector data) as well as software for spatial analysis (QGIS) and database analyses were used. Method of generalisation of forest patches involved two stages. The first one included separation of continuous forest areas consisting in the identification of patches located at a maximum distance of 50 m from each other. Patches generalised into continuous forest areas were distributed among eight area classes: over 50 000 ha, 25 000,1-50 000 ha, 500,1-25 000 ha, 200,1-500 ha, 25,1-200 ha, 5,1-25 ha, 0,6-5,0 ha and up to 0,5 ha. The other step included separation of isolated continuous forest patches, which means patches that were out of the range of continuous forest areas in higher area classes. Ranges of continuous forest areas were calculated using 500 m buffer. Results of this study shows that forest patches cover 33,9% of Polish land area. Methods used in this study allowed to reduce input number of patches (764,850) by over 50% up to 338,682 ones. Generalisation of data caused changes in the landscape metrics: mean patch size more than doubled, patch density decreased by more than half, and the largest patch index increased very strongly (forty five times). Based on the literature review and results obtained in this research, it was found that in Poland afforestation intended to conservation of specialized forest species should focus on creating ecological corridors between distinguished forest patches (continuous forest areas). With the current forest cover and forest spatial structure in Poland, afforestation intended to conservation of specialized forest species by reducing edge effect in existing forest patches remains also important, but rather is a secondary need.

KEY WORDS

forest patch, connectivity, fragmentation

ADDRESSES

Piotr Budniak – e-mail: P.Budniak@ibles.waw.pl

Zakład Zarządzania Zasobami Leśnymi, Instytut Badawczy Leśnictwa; Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

Wstęp

Lasy to dominująca w naszej strefie klimatycznej formacja przyrodnicza, która w przeszłości pokrywała niemal cały obszar dzisiejszej Polski [Łonkiewicz 1999]. Obecnie lasy w Polsce to rozproszone przestrzennie grunty, których sumaryczna powierzchnia stanowi 29,6% powierzchni

kraju [Leśnictwo 2018]. Badania dotyczące lesistości [Hościło i in. 2016; Jabłoński i in. 2017, 2018] koncentrują się wyłącznie na problematyce określania wielkości powierzchni leśnej, brak jest natomiast opracowań poruszających problematykę ciągłości (ang. forest connectivity) i wielkości płatów. Zarówno ciągłość [Martensen i in. 2012], jak i wielkość płatów [Ewers, Didham 2006; Martensen i in. 2012] wpływają na bioróżnorodność ekosystemów leśnych. Według Martensena i in. [2012] przy lesistości na poziomie 30% ciągłość między płatami zapewniana przez korytarze ekologiczne może być bardziej istotna niż wielkość istniejących płatów z punktu widzenia bogactwa gatunkowego, jak i zasięgu występowania gatunków. Autorzy ci stwierdzili w krajobrazach z bardzo niskim udziałem lasów (10%) relację odwrotną, tzn. najsilniej skorelowanym parametrem w kontekście bioróżnorodności awifauny okazuje się wówczas wielkość płatów. Ponadto krajobrazy, w których lasy stanowią ponad 50%, powinny podlegać szczególnej ochronie, gdyż są ostoją dla wielu gatunków ptaków, których występowanie jest silnie związane z ekosystemem leśnym [Martensen i in. 2012]. Spostrzeżenia te są ważne w kontekście realizacji strategii planowania zalesień jako działań ukierunkowanych na ochronę bioróżnorodności i przeciwdziałanie fragmentacji lasów w krajobrazach o różnej lesistości.

Ciągłość w ujęciu krajobrazowym może być oceniana w aspekcie strukturalnym i funkcjonalnym. Ciągłość w wymiarze strukturalnym oceniana jest wyłącznie w oparciu o pomiar cech krajobrazu (np. odległości między płatami), natomiast w wymiarze funkcjonalnym jej ocena jest zdecydowanie bardziej złożona, gdyż wymaga uwzględnienia cech osobniczych badanych gatunków, którymi w przypadku lasów mogą być np. ptaki [Uezu i in. 2005]. Kwestia ciągłości płatów lasu najczęściej oceniana jest subiektywnie na podstawie opinii eksperckiej lub w oparciu o wzorce występowania gatunków, natomiast niewiele prac uwzględnia faktyczną zdolność do migracji opartą na badaniach przemieszczania się konkretnych osobników [Carvalho i in. 2016]. Zasadniczy wpływ na możliwość migrowania gatunków (zwłaszcza w warunkach silnej fragmentacji) ma odległość, jaka dzieli płaty lasu [Fynn, Campbell 2018], jednak dystans ten jest bardzo zmienny. W zależności od badanego gatunku i przyjmowanych założeń badawczych może on wynosić przykładowo: do 60 m [Uezu i in. 2005], do 300 m [Vergara i in. 2010], do 400 m [Goheen i in. 2003], do 600 m [Castellón, Sieving 2007], do 1 km [Schadt i in. 2002] czy nawet do 2 km [Piquer-Rodríguez i in. 2015]. Trudno jest zatem wskazać jedno optymalne kryterium wzajemnej odległości, które decydowałoby o uznaniu, że liczba wzajemnych powiązań między dwoma płatami lasu jest na tyle wysoka, by traktować je jako obszar ciągły.

Choć w literaturze zagranicznej najczęściej używa się w aspekcie ciągłości lasów pojęcia płata, o tyle w Polsce w leśnej literaturze naukowej często stosuje się sformułowanie „kompleks leśny”. Umowny podział kompleksów leśnych ze względu na ich powierzchnię jednostkową zaproponował m.in. Łonkiewicz [1999]. W połowie lat 80. XX wieku szacował on, że Lasy Państwowe (wówczas około 7 mln ha) obejmują około 26 tys. kompleksów leśnych [Łonkiewicz 1986], choć zdaniem Zielonego [2008] wobec braku jasnej definicji, czym jest kompleks leśny, ich liczba w Polsce pozostaje tak naprawdę nieznaną. W bardzo dużym uproszczeniu można by przyjąć, że kompleks leśny to zespół sąsiadujących ze sobą płatów lasu rozdzielonych odpowiednio wąskim pasem gruntów nieleśnych, np. infrastrukturą drogową. Tymczasem ze względu na użyty kontekst istnieje aż 7 definicji pojęcia kompleks leśny [Geomatyka... 2013]. Uwagę zwraca fakt, że żadna z tych definicji nie odnosi się do kompleksu leśnego pod kątem przyrodniczym, wobec silnego wpływu fragmentacji właśnie na bioróżnorodność [Raši, Schwarz 2019]. Jednocześnie prace naukowe odwołujące się do zjawiska fragmentacji [Sławski 2008; Maciantowicz 2018] nie definiują, co rozumieją pod pojęciem kompleksu leśnego i w jakiej sytuacji dwa osobne płaty lasu stanowią jeden kompleks, a w jakiej kompleksy osobne.

Z punktu widzenia oceny ciągłości strukturalnej cenna jest praca Zielonego i Rabendy [2008], którzy, chcąc określić liczbę kompleksów leśnych na badanym terenie, przeanalizowali 4 warianty wzajemnej odległości (10, 20, 50 i 100 m) poligonów opisujących lasy na mapach topograficznych. Na podstawie wyników dla trzech puszczy (Augustowska, Notecka i Kozińska) uznali oni, że generalizacja oparta o kryterium 50 m najlepiej oddaje rzeczywistą liczbę kompleksów leśnych.

Celem niniejszej pracy jest charakterystyka i prezentacja metody oceny ciągłości obszarów leśnych w Polsce oraz zasad wyróżniania kompleksów leśnych jako jednostek planowania przestrzennego.

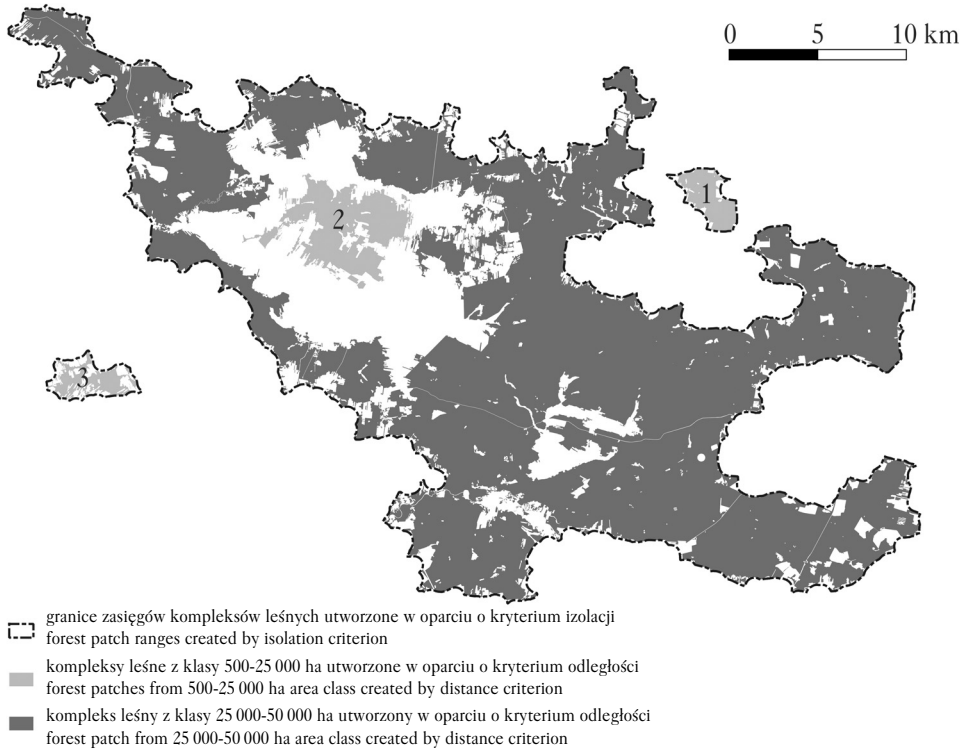
Materiał i metody

Do realizacji celów pracy wykorzystano numeryczne mapy topograficzne opisujące granice lasów (dane geodezyjne w postaci wektorowej) oraz oprogramowanie do analiz przestrzennych (QGIS) i analiz bazodanowych. Źródłem użytych danych wektorowych była Baza Danych Obiektów Topograficznych (BDOT10k). Za grunty leśne (potocznie lasy) uznano w badaniach obiekty z drugiego poziomu BDOT10k sklasyfikowane jako teren leśny i zadrzewiony. Szczegółowe wytyczne wyróżniania wspomnianych obiektów BDOT10k zawiera Rozporządzenie... [2011]. W przypadku korzystania z innych źródeł danych warunkiem stosowania opisanej w pracy metody jest operowanie danymi wektorowymi opisującymi granice obszarów uznanych za lasy pod postacią poligonów, bez względu na występujące formy własności gruntów.

W pierwszym etapie badań na całym zbiorze danych BDOT10k przeprowadzono wstępne analizy przestrzenne. W celu połączenia badanych obiektów BDOT10k, których granice stykały się ze sobą, dokonano agregacji danych. W efekcie uzyskano pojedyncze płyty lasu (poligony jednoczęściowe).

W drugim etapie oceniono ciągłość strukturalną obszarów leśnych. Dokonano w tym celu generalizacji płatów w oparciu o kryterium odległości. Za kompleks leśny uznawano pojedynczy obiekt topograficzny (poligon) lub ich grupę (z uwzględnieniem kryterium wzajemnej odległości), sklasyfikowany w BDOT10k jako teren leśny i zadrzewiony. Przyjęto, że szerokość obiektów dzielących kompleksy leśne (np. drogi publiczne, linie energetyczne itp.) może wynosić do 50 m, by uznać dwa sąsiadujące płyty lasu za współtworzące kompleks leśny. Minimalną powierzchnię kompleksu leśnego ustalono na 10 arów. Generalizację sąsiadujących obiektów topograficznych sklasyfikowanych jako lasy przeprowadzono przy użyciu oprogramowania GIS, poprzez pomiar najmniejszej odległości euklidesowej granic płatów. Wyniki zostały zestawione w oparciu o klasyfikację powierzchniową kompleksów leśnych zaproponowaną przez Łonkiewicz [1999], tj. w podziale na klasy wielkości: ponad 50 000 ha (klasa 1), 25 000,1-50 000 ha (klasa 2), 500,1-25 000 ha (klasa 3), 200,1-500 ha (klasa 4), 25,1-200 ha (klasa 5), 5,1-25 ha (klasa 6), 0,6-5,0 ha (klasa 7) oraz do 0,5 ha (klasa 8).

W kolejnym etapie badań dokonano oceny ciągłości funkcjonalnej obszarów leśnych poprzez dalszą generalizację płatów w oparciu o kryterium izolacji. Przyjęto, że kompleks leśny tworzyć będą nie tylko grunty leśne znajdujące się dostatecznie blisko względem siebie (w tym wypadku do 50 m), ale wszystkie płyty leśne w „obrysie” kompleksu leśnego utworzonego w oparciu o kryterium odległości, przy zastosowaniu reguły, że w pierwszej kolejności klasyfikacja prowadzona jest dla kompleksów z klasy 1, potem kolejno aż do najmniejszej powierzchniowo klasy 8. Położenie poza zasięgiem kompleksu zaklasyfikowanego do klasy wielkościowej o powierzchni większej decyduje zatem o wyróżnieniu kompleksów w klasach o powierzchniach mniejszych (ryc. 1).



Ryc. 1.

Przykład generowania kompleksów leśnych w oparciu o kryterium izolacji
 Example of generalization of forest patches based on the isolation criterion

Wyznaczenie granic zasięgów (obrysów) w obrębie danej klasy wielkościowej obejmowało kolejno analizy przestrzenne:

- wykonanie funkcji bufor o wartości 500 m (zewnątrzny),
- wykonanie funkcji bufor o wartości -500 m (wewnętrzny),
- wykonanie funkcji usuwającej pierścienie wewnętrzne niezależnie od ich powierzchni,
- wykonanie funkcji agregującej nakładające się zasięgi,
- wykonanie funkcji różnicy z zasięgami kompleksów leśnych należącymi do wyższych klas powierzchniowych.

W wyniku opisanej ścieżki uzyskiwano zasięgi kompleksów leśnych w danej klasie wielkościowej. W oparciu o utworzone zasięgi poprzez funkcję iloczynu z centroidami wygenerowanymi dla jednoczęściowych poligonów (obiektów utworzonych w pierwszym etapie badań) wyróżnione zostały kompleksy leśne. Przyjęto dla funkcji tworzącej bufor dystans 500 m, który warunkach europejskich stanowi przeciętną skalę dla reagowania gatunków (np. ptaków) na zmiany w składzie krajobrazu [Bailey i in. 2010; Mühlner i in. 2010].

W ostatnim, czwartym, etapie analiz, w celu porównania wyników uzyskanych na poszczególnych etapach pracy, wyliczono i zestawiono wskaźniki wielkości i zagęszczenia płatów [McGarigal i in. 1994; Nichol i in. 2017]:

$$MPS = \frac{\sum pi}{N}$$

gdzie:

MPS – średnia powierzchnia płata [ha],

pi – powierzchnia płata [ha],

N – liczba płatów.

$$PD = \frac{ni}{A} \cdot 100$$

gdzie:

PD – zagęszczenie płatów [$n/100$ ha],

ni – liczba wszystkich płatów,

A – powierzchnia badanego obszaru [ha].

$$LPI = \frac{pm}{A} \cdot 100\%$$

gdzie:

LPI – udział powierzchni największego płata [%],

pm – powierzchnia największego płata [ha],

A – powierzchnia badanego obszaru [ha].

Zdefiniowano również pojęcie spójności płatów tworzących kompleks leśny, odnoszące się do udziału powierzchni gruntów leśnych w wyznaczonych zasięgach kompleksów leśnych:

$$S = \frac{\sum pi}{Z} \cdot 100\%$$

gdzie:

S – spójność płatów tworzących kompleks leśny [%],

pi – powierzchnia płata współtworzącego kompleks leśny [ha],

Z – powierzchnia ograniczona zasięgiem kompleksu leśnego [ha].

Wskaźnik S posłużył do scharakteryzowania nasilenia fragmentacji w poszczególnych kompleksach leśnych w założeniach stanowi nawiązanie do wskaźnika proponowanego przez Komisję Europejską [Vogt i in. 2019]. Przyjęto, że spójność poniżej 40% będzie stanowiła o pofragmentowanych kompleksach leśnych, natomiast równa lub wyższa tej wartości – o kompleksach zwartych [Raśi, Schwarz 2019].

Wyniki

Analizowane płaty zajmowały łącznie 10 580,9 tys. ha, tj. 33,9% powierzchni kraju (wartość liczona względem powierzchni lądowej Polski według GUS). Całkowita początkowa liczba płatów (764 850) w wyniku generalizacji zmalała kolejno o 47 i 56% (tab. 1).

Generalizacja przeprowadzona w oparciu o kryterium odległości (ryc. 2) skutkowałą przede wszystkim wzrostem liczby płatów w klasach >25 tys. ha oraz spadkami (w większości oscylującymi w okolicach 50%) w klasach <25 tys. ha (tab. 1). Natomiast dla powierzchni największy wzrost odnotowano w klasie >50 tys. ha, a największy spadek w klasie 500,1-25 tys. ha. W przypadku wyliczonych wskaźników (tab. 2) dwukrotnie wzrosła względem wyników sprzed generalizacji średnia powierzchnia płata, o blisko połowę spadło ich zagęszczenie oraz znacząco wzrósł udział powierzchni największego płata w powierzchni kraju.

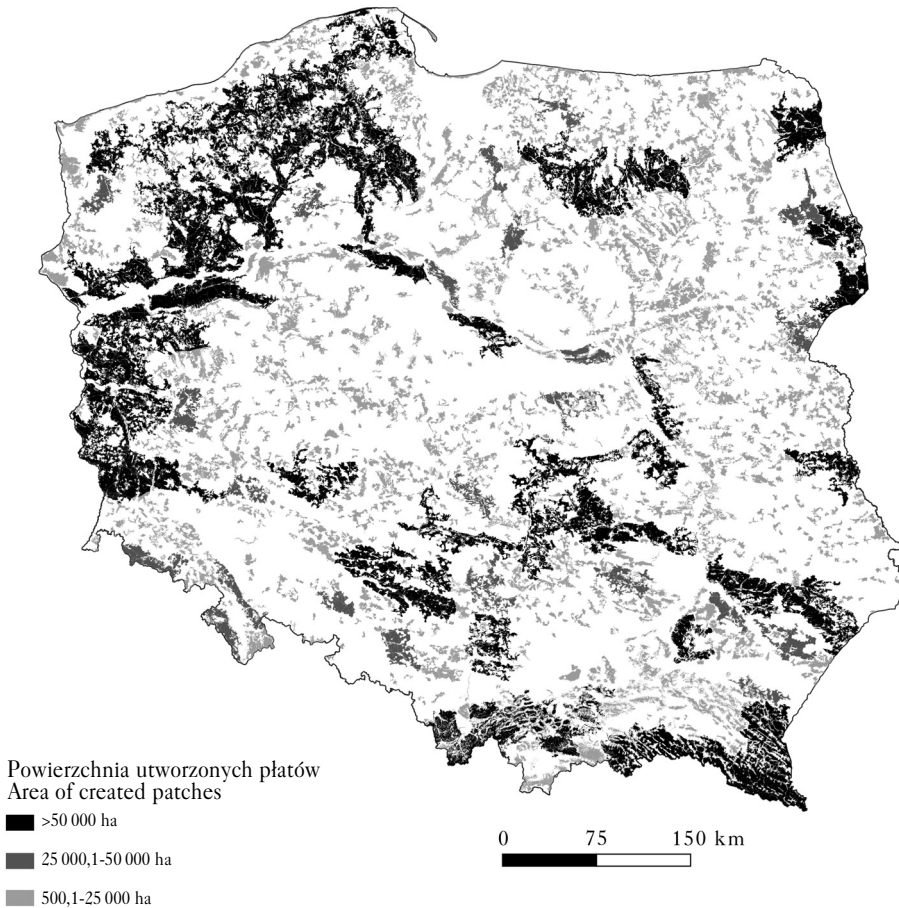
Zmiany (względem wyników generalizacji opartej o kryterium odległości) w wyniku generalizacji opartej o kryterium izolacji (ryc. 3) dotyczyły przede wszystkim niewielkiego wzrostu liczby płatów w klasie >50 tys. ha oraz generalnie niewielkich spadków we wszystkich klasach poniżej <25 tys. ha, z wyłączeniem klasy <0,5 ha, dla której odnotowany spadek liczby płatów

Tabela 1.

Liczba (N) i udział powierzchniowy (UP [%]) płatów przed generalizacją (przed) oraz po generalizacji w oparciu o kryterium odległości (po-o) i izolacji (po-i) w klasach wielkości [ha]

Number (N) and areal share (UP [%]) of patches before generalisation (przed) and after generalisation based on distance (po-p) and isolation (po-i) criterion in area classes [ha]

	Nprzed	UPprzed	Npo-o	UPpo-o	Npo-i	UPpo-i
>50 000	0	0,0	25	45,9	26	47,6
25 000,1-50 000	14	3,9	23	7,6	23	7,6
500,1-25 000	3 155	66,7	1 358	30,4	1 304	29,7
200,1-500	3 006	8,9	1 457	4,3	1 419	4,3
25,1-200	16 490	10,8	9 477	5,9	8 856	5,6
5,1-25	44 720	4,4	28 509	2,8	25 815	2,6
0,6-5,0	290 853	4,2	155 963	2,5	141 276	2,2
<0,5	406 612	1,1	204 233	0,6	159 963	0,4
Razem In total	764 850	100,0	401 045	100,0	338 682	100,0



Ryc. 2.

Generalizacja płatów w kompleksy leśne w oparciu o kryterium odległości

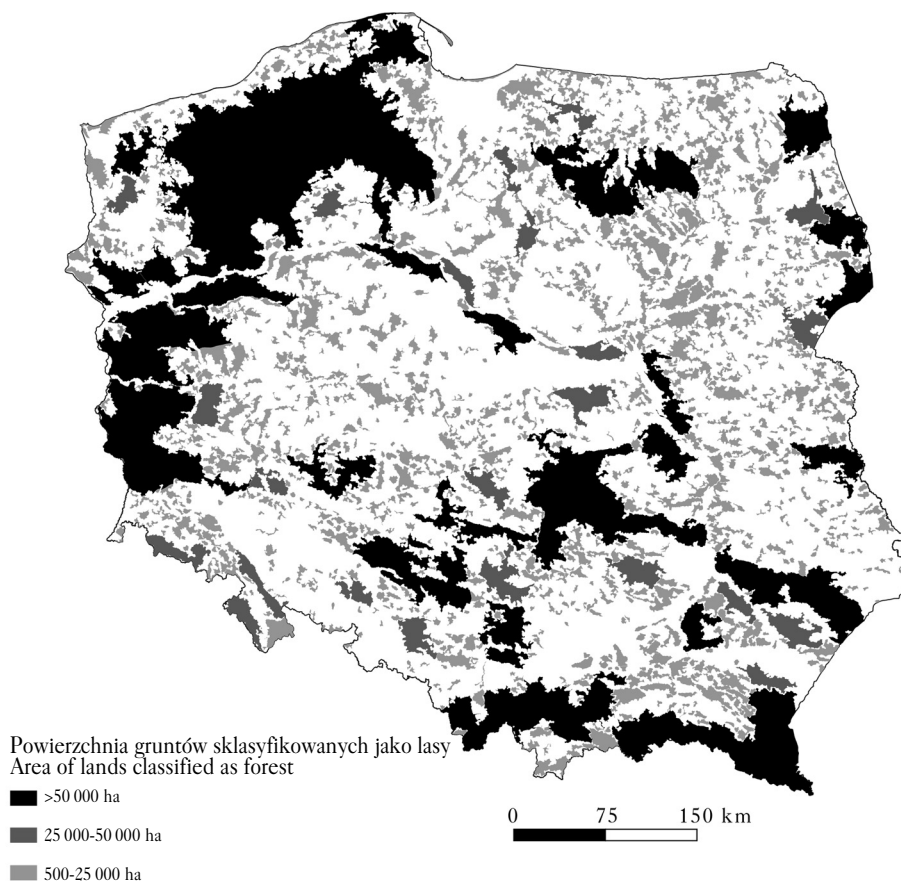
Patches generalization based on the distance criterion

Tabela 2.

Wskaźniki charakteryzujące wielkość płatów i ich zagęszczenie

Patch size and density metrics

	MPS [ha]	PD [N/100 ha]	LPI [%]
Przed generalizacją Before generalisation	13,8	2,45	0,3
Po generalizacji w oparciu o kryterium odległości After generalization based on distance criterion	26,4	1,29	13,0
Po generalizacji w oparciu o kryterium izolacji After generalization based on isolation criterion	31,0	1,09	13,6



Ryc. 3.

Zasięgi kompleksów leśnych utworzone w oparciu o kryterium izolacji

Patches created based on the isolation criterion

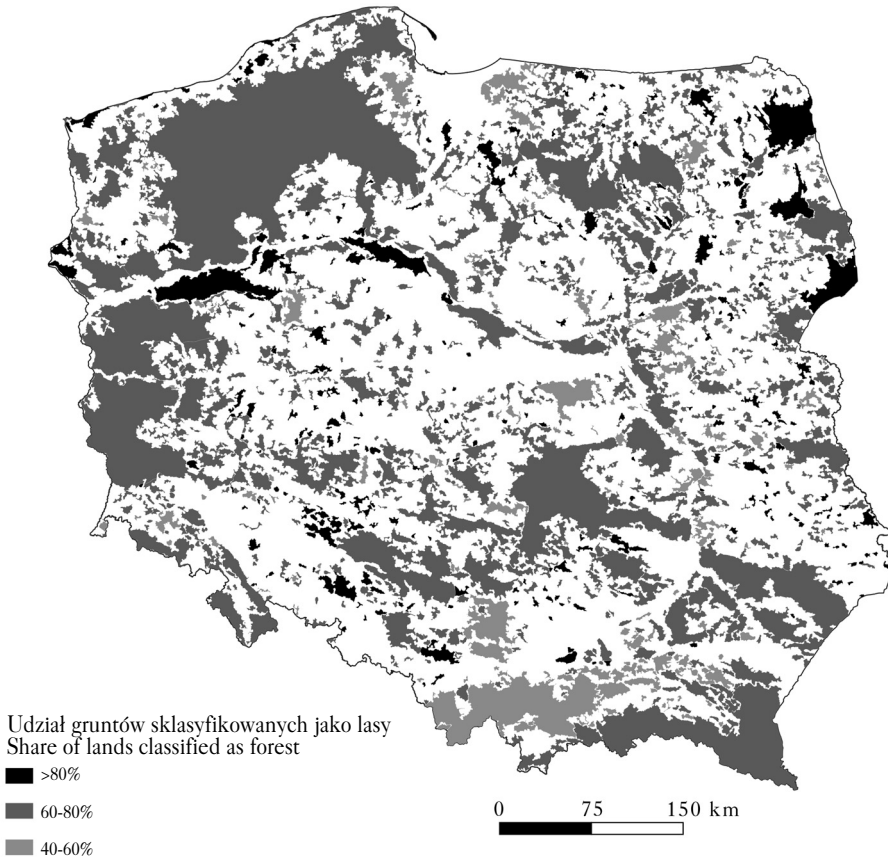
był stosunkowo wysoki – 22% (tab. 1). Az 89% liczby wyróżnionych kompleksów leśnych w niniejszym etapie badań stanowiły płatki o powierzchni do 5 ha, podczas gdy ich udział powierzchniowy wynosił jedynie 2,6%. W przypadku wyliczonych wskaźników (tab. 2), względem generalizacji opartej o kryterium odległości, średnia powierzchnia płatki wzrosła o 17,4%, zagęszczenie zmalało o 15,5%, natomiast udział powierzchni największego płatki pozostał praktycznie bez zmian.

Najniższą średnią spójność uzyskano dla kompleksów leśnych w klasach 5,1-25 ha i 25,1-200 ha (tab. 3). Dla tych samych klas udział liczby pofragmentowanych kompleksów leśnych, tj. o spójności płatów mieszczącej się poniżej 40%, okazał się być najwyższy (ryc. 4).

Tabela 3.

Średnia spójność płatów w kompleksie leśnym (S [%]) i udział kompleksów o spójności <40% (U<40% [%]) w klasach wielkości [ha]
Medium level of forest continuity (S [%]) and fraction of patches with S<40% (U<40% [%]) by area classes [ha]

	S	U<40%
>50 000	72	0,0
25 000,1-50 000	73	0,0
500,1-25 000	81	0,9
200,1-500	83	1,7
25,1-200	65	5,8
5,1-25	65	7,9
0,6-5,0	84	2,5
<0,5	139	0,2



Ryc. 4.

Spójność płatów w utworzonych zasięgach kompleksów leśnych
Continuity within created patches

Dyskusja

Świadomość znaczenia lasów w planowaniu przestrzennym znalazła odbicie w opracowaniach dotyczących leśnych obszarów problemowych i leśnych obszarów funkcjonalnych [Łonkiewicz 1986] oraz zasad ich delimitacji [Łonkiewicz 1993]. Niniejsza praca ma stanowić wsparcie dla ośrodków decyzyjnych w zakresie definiowania kompleksów leśnych i ujmowania ich na różnych poziomach planowania przestrzennego (krajowym, regionalnym lub lokalnym).

Powierzchnia leśna uwzględniona w niniejszych badaniach wyniosła 10 580,9 tys. ha. Jest to wartość zdecydowanie wyższa niż podawana przez Główny Urząd Statystyczny [Leśnictwo 2018]. Przyczyną tych rozbieżności są m.in. odmienne definicje lasu stosowane przez poszczególne podmioty [Jabłoński 2015]. Ponadto w niniejszej pracy jako lasy zakwalifikowano również obszary opisane w bazie BDOT10k jako zadrzewienia.

W zastosowanej metodzie badawczej przyjęto, że odległość płatów leśnych może wynosić do 50 m, by uznać je za współtworzące jeden kompleks leśny. Uzasadniając przyjęcie takiego kryterium, warto zauważyć, że inne badania, ale dotyczące utrzymania stabilności lasów, stwierdzają, że wycięcie pod inwestycję drogową pasa o szerokości już około 70 m niszczy łąd przestrzenny w drzewostanie [Borecki i in. 1997]. Ponadto zgodnie z Rozporządzeniem... [1999] najmniejsza szerokość w liniach rozgraniczających drogi o przekroju dwujezdniowym (2×3 m) dla dróg ekspresowych wynosi 50 m, zaś dla autostrad 70 m. Obie klasy wymienionych dróg projektowane są pod bardzo duże natężenie ruchu i prędkość powodującą znaczne natężenie hałasu oddziałującego na środowisko leśne [Reijnen i in. 1995]. Ponadto podlegają gradzeniom ochronnym przed zwierzyną, co stanowi istotne ograniczenie w przemieszczaniu się wybranych gatunków i przepływie genów [Riley i in. 2006; Hartmann i in. 2013].

Opisana metoda badawcza pozwoliła zmniejszyć wejściową liczbę płatów aż o 57%, przy końcowym wyniku wynoszącym 338 682 kompleksy leśne. Przy pominięciu dwóch najmniejszych powierzchniowo, ale najliczniejszych w płaty grup poniżej 5 ha (tab. 1), liczba wyróżnionych kompleksów leśnych wyniosłaby 37 443. W połowie lat 80. XX wieku Łonkiewicz [1986] szacował, że same Lasy Państwowe (wówczas około 7 mln ha) obejmują około 26 tys. kompleksów leśnych. Wobec silnego rozdrobnienia kompleksów leśnych w grupach <0,5 ha i 0,6-5,0 ha, ich niskiego udziału w powierzchni lasów w Polsce oraz braku roli środowiskotwórczej, zwłaszcza dla gatunków związanych z tzw. wnętrzem lasu [Łonkiewicz 1999], wyróżnianie tego typu obiektów powinno ograniczyć się ewentualnie tylko do skali lokalnych, a nie krajowych. Dlatego też za minimalną powierzchnię kompleksu leśnego, jako obiektu przyrodniczego analizowanego w skali kraju, należałoby przyjąć co najmniej 5 ha.

Zdecydowana większość powierzchni leśnej w Polsce należy do zwartych kompleksów leśnych (ryc. 4). Udział kompleksów pofragmentowanych (o spójności poniżej 40%) jest marginalny i dotyczy klas wielkości o stosunkowo niskich powierzchniach. Wobec uzyskanych wyników oraz badań innych autorów [Martensen i in. 2012] zalesienia, ukierunkowane na ochronę gatunków związanych z ekosystemami leśnymi, powinny koncentrować się w pierwszej kolejności na łączeniu kompleksów leśnych, natomiast dopiero w drugiej kolejności na zwiększaniu ich spójności.

Zdaniem części badaczy proces fragmentacji kompleksów leśnych w Polsce został zahamowany [Sławski 2008]. Według danych GUS powierzchnia lasów w Polsce rośnie systematycznie od przeszło kilkudziesięciu lat, a krajowy program zwiększania lesistości zakłada dalszy jej wzrost, zatem można oczekiwać, że i nasilenie fragmentacji kompleksów leśnych będzie z czasem malało. Nie jest to jednak oczywiste, bowiem należy zauważyć, że choć zarówno zalesienia, jak

i wylesienia wpływają na fragmentację lasów, to ich bilans nie zawsze musi być tożsamy z kierunkiem zmian w aspekcie fragmentacji [Fynn, Campbell 2018]. Choć grunty leśne w Polsce podlegają szczególnej ochronie prawnej, to wyłączenie ich z produkcji jest możliwe, np. w związku z realizacją inwestycji w zakresie dróg krajowych w trybie tzw. specustaw [Ustawa... 2003]. Wobec tego, że fragmentacja lasów stanowi jeden z zasadniczych problemów dzisiejszego leśnictwa [Messier i in. 2019], wskaźniki charakteryzujące jej zmiany, obok powierzchni leśnej i lesistości, powinny podlegać systematycznej ocenie.

Wnioski

- ✦ Przyjęte kryteria oceny spójności kompleksów leśnych nie sprawdziły się w przypadku klasy <0,5 ha (średnia spójność przekroczyła 100%). Jednak wobec faktu, że zdecydowaną większość tych kompleksów tworzą drobne poligony o prostym kształcie, poddawanie ocenie ich spójności wydaje się bezcelowe.
- ✦ W celu ochrony różnorodności i warunków rozwoju gatunków związanych z ekosystemami leśnymi prowadzenie zalesień w Polsce powinno koncentrować się przede wszystkim na kształtowaniu korytarzy ekologicznych, tak by zapewniły one ciągłość między możliwie dużą liczbą wyróżnionych w pracy kompleksów leśnych.
- ✦ Równie istotne jest zwiększanie spójności kompleksów leśnych poprzez zalesianie w ich zasięgu gruntów nieleśnych. Realizacja tego zadania ma na celu zmniejszenie nasilenia tzw. efektu brzegowego oraz polepszenie łączności płatów współtworzących kompleksy leśne.

Literatura

- Bailey D., Schmidt-Entling M. H., Eberhart P., Herrmann J. D., Hofer G., Kormann U., Herzog F. 2010. Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of Applied Ecology* 47 (5): 1003-1013. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01858.x>.
- Borecki T., Stępień E., Miściaki S., Nowakowska J., Wójcik R., Zielony R., Dudek A., Płotkowski L., Czepińska-Kamińska D. 1997. Ocena wpływu ciągów komunikacyjnych szybkiego ruchu na drzewostany leśne położone w bezpośrednim ich sąsiedztwie. Maszynopis. Katedra Urządzania Lasu i Ekonomiki Leśnictwa SGGW w Warszawie.
- Carvalho F., Carvalho R., Mira A., Beja P. 2016. Assessing landscape functional connectivity in a forest carnivore using path selection functions. *Landscape Ecology* 31: 1021-1036. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0326-x>.
- Castellón T. D., Sieving K. E. 2007. Patch network criteria for dispersal-limited endemic birds of South American temperate rain forest. *Ecological Applications* 17 (8): 2152-2163.
- Ewers R. M., Didham R. K. 2006. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology* 43 (3): 527-536. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01151.x>.
- Fynn I. E. M., Campbell J. 2018. Forest fragmentation and connectivity in Virginia between 2001 and 2011. *Journal of Landscape Ecology* 11 (3): 98-119. DOI: <https://doi.org/10.2478/jlecol-2018-0014>.
- Geomatyka w Lasach Państwowych. 2013. Część II. Poradnik praktyczny. CILP, Warszawa.
- Goheen J. R., Swihart R. K., Gehring T. M., Miller M. S. 2003. Forces structuring tree squirrel communities in landscapes fragmented by agriculture: species differences in perceptions of forest connectivity and carrying capacity. *OIKOS* 102: 95-103. DOI: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12336.x>.
- Hartmann S. A., Steyer K., Kraus R. H. S., Segelbacher G., Nowak C. 2013. Potential barriers to gene flow in the endangered European wildcat (*Felis silvestris*). *Conservation Genetics* 14: 413-426. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10592-013-0468-9>.
- Hościło A., Mironczuk A., Lewandowska A. 2016. Określenie rzeczywistej powierzchni lasów w Polsce na podstawie dostępnych danych przestrzennych. *Sylwan* 160 (8): 627-634. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2016067>.
- Jabłoński M. 2015. Definicja lasu w ujęciu krajowym i międzynarodowym oraz jej znaczenie dla wielkości i zmian powierzchni lasów w Polsce. *Sylwan* 159 (6): 469-482. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2014264>.
- Jabłoński M., Korhonen K. T., Budniak P., Mionskowski M., Zajączkowski G., Sućko K. 2017. Comparing land use registry and sample based inventory to estimate forest area in Podlaskie, Poland. *Iforest* 10: 315-321. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor2078-009>.
- Jabłoński M., Mionskowski M., Budniak P. 2018. Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasu źródłem informacji o powierzchni lasów w Polsce. *Sylwan* 162 (5): 365-372. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2018024>.
- Leśnictwo. 2018. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.

- Łonkiewicz B. 1986. Rola i węzłowe problemy planowania przestrzennego w leśnictwie. *Prace IBL* B 5: 46-50.
- Łonkiewicz B. 1993. Założenia delimitacji obszarów leśnych w gospodarce przestrzennej kraju. *Prace IBL* 748: 33-62.
- Łonkiewicz B. 1999. Modelowanie leśistości i struktury przestrzennej lasów w Polsce z zastosowaniem systemów informacji przestrzennej. *Maszynopis*. IBL.
- Maciantowicz M. 2018. Fragmentacja kompleksów leśnych jako istotne zagrożenie cywilizacyjne. *Studia i Materiały CEPL* 54: 40-49.
- Martensen A. C., Ribeiro M. C., Banks-Leite C., Prado P. I., Metzger J. P. 2012. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* 26 (6): 1100-1111. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x>.
- McGarigal K., Marks B. 1994. FRAGSTATS – spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis. OR 97331.
- Messier C., Bauhus J., Doyon F., Maure F., Sousa-Silva R., Nolet P., Mina M., Aquilué N., Fortin M. J., Puettmann K. 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems* 6, Article number 21. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0166-2>.
- Mühlner S., Kormann U., Schmidt-Entling M. H., Herzog F., Bailey D. 2010. Structural versus functional habitat connectivity measures to explain bird diversity in fragmented orchards. *Journal of Landscape Ecology* 3 (1): 52-63. DOI: <https://doi.org/10.2478/v10285-012-0023-2>.
- Nichol J. E., Abbas S., Fischer G., A. 2017. Spatial patterns of degraded tropical forest and biodiversity restoration over 70-years of succession. *Global Ecology and Conservation* 11: 134-145. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2017.05.005>.
- Piquer-Rodríguez M., Torella S., Gavier-Pizarro G., Volante J., Somma D., Ginzburg R., Kuemmerle T. 2015. Effect of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology* 30: 817-833. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0147-3>.
- Raši R., Schwarz M. 2019. Pilot study: Forest Fragmentation Indicator. Liaison Unit Bratislava, Zvolen.
- Reijnen R., Foppen R., Braak C. T., Thissen J. 1995. The Effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.
- Riley S. P. D., Pollinger J. P., Sauvajot R. M., York E. C., Bromley C., Fuller T. K., Wayne R. K. 2006. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15 (7): 1733-1741. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02907.x>.
- Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 17 listopada 2011 r. w sprawie bazy danych obiektów topograficznych oraz bazy danych obiektów ogólnogeograficznych, a także standardowych opracowań kartograficznych. 2011. Dz. U. Nr 279, poz. 1642.
- Rozporządzenie Ministra Transportu i Gospodarki Morskiej z dnia 2 marca 1999 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać drogi publiczne i ich usytuowanie. 1999. Dz. U. Nr 43, poz. 430.
- Schadt S., Knauer F., Kaczensky P., Revilla E., Wiegand T., Trepl L. 2002. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx. *Ecological Applications* 12 (5): 1469-1483. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[1469:RBAOSH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[1469:RBAOSH]2.0.CO;2).
- Sławski M. 2008. Wewnętrzna fragmentacja lasu i jej skutki przyrodnicze. *Studia i Materiały CEPL* 19: 55-60.
- Uezu A., Metzger J. P., Viellard J. M. E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507-519. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001>.
- Ustawa z dnia 10 kwietnia 2003 r. o szczególnych zasadach przygotowania i realizacji inwestycji w zakresie dróg krajowych. 2003. Dz. U. Nr 80, poz. 721 z późn. zm.
- Vergara P. M., Hahn I. J., Zeballos H., Armesto J. J. 2010. The importance of forest patch networks for the conservation of the Thorn-tailed Rayaditos in central Chile. *Ecological Research* 25: 683-690. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11284-010-0704-4>.
- Vogt P., Ritters K. H., Caudullo G., Eckhardt B., Raši R. 2019. An approach for pan-European monitoring of forest fragmentation. EUR 29944 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg. DOI: <http://doi.org/10.2760/991401>.
- Zielony R. 2008. Leśny obszar funkcjonalny – pojęcie, zasady delimitacji. *Studia i Materiały CEPL* 19: 21-33.
- Zielony R., Rabenda M. 2008. Leśny obszar funkcjonalny Puszcza Kozienicka. *Studia i Materiały CEPL* 19: 119-129.