

PRACE GEOGRAFICZNE

zeszyt 169, 2022, 43–68

doi: 10.4467/20833113PG.22.015.17116

Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ

Komisja Geograficzna, Polska Akademia Umiejętności

Wydawnictwo Uniwersytetu Jagiellońskiego

WPLYW POKRYCIA TERENU ORAZ JEGO ZMIAN NA ROZMIESZCZENIE STANOWISK BOBRA EUROPEJSKIEGO W MAGURSKIM PARKU NARODOWYM

Piotr Szubert , *Patryk Wacławczyk*

The impact of land cover and its changes on European Beaver emplacement in the Magura National Park

Abstract: Reintroduction of the European beaver (*Castor fiber*) in the Beskid Niski started in the 1980s. The increase in the beaver population coincided with the systemic, social and economic changes that took place both in the Beskid Niski and in the entire Poland. In the case of the Magurski National Park, they are part of a longer series of events of the twentieth century, related to intensive warfare and population exchange in this area. As a result, the structure of land use, as an effect of human impact on the natural environment, has undergone significant changes. The article attempts to assess the impact of changes in land cover on the European beaver population in Magura National Park. Particular attention was paid to the changes that take place in the immediate vicinity of the beaver sites. The intensity of land cover transformations within its impact zone was compared with changes that occur in other areas of the park, including those made by humans. The results of field surveys carried out in 1996, 2010 and 2021 were used in the research. Until 2019, information was obtained through segmentation and classification of orthophotos. The Mask R-CNN deep learning model and machine learning algorithms were used to extract information from cartographic materials. In the Magurski National Park area, from the 1980s to the present, there has been an increase in the number of beavers; the forest area and the density of buildings also increased, with a simultaneous decrease in the field and grassland area, as well as the density of the road network. During this period, beavers living in the study area showed a tendency to abandon their positions at the bottom of large river valleys near human habitations, in favour of inhabiting higher-lying areas, more distant from human

activity zones. Currently, beavers inhabit the areas of abandoned Lemko villages and adjacent forests in the south of the national park. It is difficult to determine and requires further research whether the described change in the location of the beaver habitat results from the beaver's desire to avoid humans or from other environmental conditions.

Keywords: Carpathians, colonization, European Beaver, land abandonment, lodges, Magura National Park, reintroduction, secondary succession

Zarys treści: Działania zmierzające do reintrodukcji bobra europejskiego (*Castor fiber*) w Beskidzie Niskim zaczęto podejmować w latach 80. XX w. Zwiększanie się populacji bobra zbiegło się w czasie ze zmianami ustrojowymi, społecznymi oraz ekonomicznymi, które miały miejsce zarówno na obszarze Beskidu Niskiego, jak i całej Polski. W przypadku Magurskiego Parku Narodowego wpisują się one w dłuższy ciąg wydarzeń XX w., związanych z intensywnymi działaniami wojennymi oraz wymianą ludności na tym obszarze. W ich wyniku struktura użytkowania ziemi, będąca wynikiem oddziaływania człowieka na środowisko naturalne, poddana została znaczącym zmianom. W pracy podjęto próbę oceny wpływu zmian pokrycia terenu na populację bobra europejskiego w Magurskim Parku Narodowym. Szczególną uwagę zwrócono na przemiany zachodzące w bezpośrednim sąsiedztwie stanowisk bobra. Intensywność przekształceń pokrycia terenu w obrębie strefy jego oddziaływania została porównana ze zmianami zachodzącymi w innych obszarach Parku, w tym tych użytkowanych przez człowieka. W badaniach wykorzystano wyniki inwentaryzacji przeprowadzanych w latach 1996, 2010 oraz 2021. Strukturę pokrycia terenu pod koniec lat 80. XX w. pozyskano z archiwalnych map topograficznych w skalach 1: 10 000 i 1: 25 000. Dla okresu od lat 90. ubiegłego wieku do 2019 r. informacje zostały pozyskane poprzez segmentację i klasyfikację ortofotomap. W pozyskiwaniu informacji z materiałów kartograficznych wykorzystano model głębokiego uczenia Mask R-CNN oraz algorytmy uczenia maszynowego. W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że na obszarze Magurskiego Parku Narodowego od lat 80. XX w. do dziś doszło do wzrostu liczebności bobra; zwiększyła się także powierzchnia lasów oraz gęstość zabudowy, przy jednoczesnym spadku powierzchni pól i użytków zielonych, a także gęstości sieci drogowej. Bobry żyjące na badanym obszarze, wykazywały w tym okresie tendencję do porzucania stanowisk w dnach dużych dolin rzecznych w pobliżu siedlisk ludzkich, na rzecz zasiedlania obszarów wyżej położonych, bardziej oddalonych od stref aktywności człowieka. Obecnie zamieszkałe przez bobra są głównie tereny opuszczonych wsi łemkowskich oraz przyległych lasów na południu Parku Narodowego. Trudne do określenia i wymagające dalszych badań jest stwierdzenie, czy opisywana zmiana lokalizacji obszarów bytowania bobra wynika z chęci uniknięcia przez niego człowieka czy z innych uwarunkowań środowiskowych.

Słowa kluczowe: bóbr europejski, Karpaty, kolonizacja, Magurski Park Narodowy, porzucanie gruntów, reintrodukcja, sukcesja wtórna, żeremie

Wstęp

Wydarzenia historyczne minionego stulecia odcisnęły silne piętno na środowisku przyrodniczym w obrębie Beskidu Niskiego, w tym także na obszarze znajdującym się w jego centralnej części, w Magurskim Parku Narodowym (MPN). W tych warun-

kach funkcjonuje od lat 80. XX w. reintrodukowana populacja bobra europejskiego. Została ona osiedlona na obszarze MPN jako element działań, które prowadzono w celu utrzymania, wówczas niewielkiej, krajowej populacji (Czech 1996).

Zamieszkałe głównie przez Łemków tereny Magurskiego Parku Narodowego i szerzej Beskidu Niskiego były miejscem intensywnych działań wojennych w czasie I i II wojny światowej. Przełożyło się to na liczne zniszczenia związane z przechodzeniem frontu przez zamieszkiwane i intensywnie użytkowane rolniczo obszary; przykładowo, w czasie walk w Beskidzie Niskim spalonych zostało wiele wsi, w tym te znajdujące się na obszarze MPN (Krukar, Luboński 2007). Po zakończeniu II wojny światowej, w latach 1947–1950 przeprowadzona została Akcja Wisła, która doprowadziła do masowych wysiedleń rodzimej ludności. Skutkowało to opuszczeniem wielu miejscowości i przekształceniem licznych gospodarstw indywidualnych w wielkoobszarowe Państwowe Gospodarstwa Rolne (PGR), funkcjonujące do czasów przemiany ustrojowej w Polsce (Krukar, Luboński 2007). Kolejnym czynnikiem istotnie zmieniającym warunki środowiskowe badanego obszaru było utworzenie w 1995 r. Magurskiego Parku Narodowego. W jego obrębie w znaczący sposób ograniczona została działalność człowieka, w tym zmniejszone zostało gospodarze wykorzystanie lasów, zarówno tych, które zostały nasadzone po wojnie, jak i starszych. Powyższe wydarzenia doprowadziły do zmniejszenia udziału użytków rolnych, głównie na rzecz lasów i nieużytków (Kardaś 2000; Michalik 2009).

Do podobnych w skutkach procesów (mimo pewnych różnic w ich przebiegu) dochodziło w tym czasie także na pozostałym obszarze polskich Karpat. Temat zmian pokrycia terenu w polskich Karpatach był wielokrotnie podejmowany w literaturze. Z opracowań odtwarzających historyczne pokrycie terenu na podstawie archiwalnych materiałów kartograficznych obszaru historycznej Galicji (Troll, Ostafin 2016) oraz opisujących procesy porzucania ziemi i sukcesji lasów (Kolecka i in. 2015, 2017; Dorocki i in. 2019; Kolecka, Kozak 2019), wynika, że w okresie od II wojny światowej w przeważającej części obszaru polskich Karpat, w tym w obrębie MPN, dochodziło do wzrostu udziału powierzchni lasów, przy spadku powierzchni gruntów użytkowanych rolniczo.

Schyłkowy okres istnienia PGR-ów na obrębie obecnego MPN zbiegł się z reintrodukcją bobra europejskiego na obszarze Beskidu Niskiego (Czech 1996). Od tego czasu obserwowany jest intensywny wzrost populacji bobra, opisywany w literaturze przez Czecha (1996), Wichra (2012) oraz Zbyryta i Zbyryt (2013). Zwiększanie populacji odbywało się w warunkach zachodzących zmian pokrycia terenu, sukcesji lasów i zaniku rolnictwa na znacznych obszarach MPN, natomiast powyższe opracowania nie próbowały udzielić odpowiedzi na temat związków, jakie mogły występować między zmianami udziału poszczególnych form użytkowania gruntu a kierunkami i charakterem ekspansji bobra na tym terenie. Także w pozostałych rejonach polskich Karpat doszło w minionych latach do wzrostu liczebności bobra europejskiego, przy jednoczesnym wzroście zalesienia i spadku powierzchni gruntów

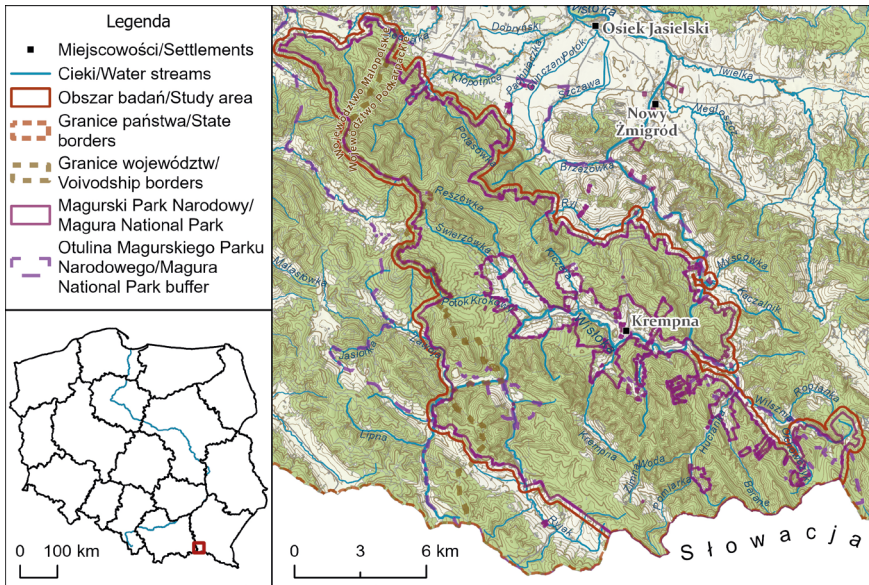
użytkowanych rolniczo. Również w tym przypadku brak jest literatury określającej związki między przebiegiem procesu kolonizowania przez bobra nowych obszarów a zmianami pokrycia terenu.

Celem niniejszego opracowania jest podjęcie próby poznania wpływu uwarunkowań środowiskowych związanych z pokryciem terenu na przebieg procesu kolonizacji nowych obszarów przez bobra europejskiego oraz na trwałość zamieszkiwania przez niego wcześniej zasiedlonych stanowisk na obszarze gór niskich i średnich, w tym wypadku w obrębie Magurskiego Parku Narodowego. Hipotezą weryfikowaną w tym artykule jest twierdzenie, że występują możliwe do obserwowania wzorce przemieszczania się populacji bobra na nowo kolonizowanym obszarze, w tym także takie, które związane są z rozmieszczeniem w przestrzeni obszarów podwyższonej aktywności człowieka. Jest to istotne w kontekście obserwowanych w skali Polski i Karpat wzrostu populacji bobra i zmian pokrycia terenu.

Obszar badań

Przedstawione w artykule analizy dotyczą gruntów znajdujących się w obrębie MPN wraz z jego otuliną wewnętrzną (ryc. 1). Otulina wewnętrzna MPN to grunty w całości otoczone Parkiem, jednak niewchodzące w jego skład – zostały one uwzględnione w analizach w celu zachowania ciągłości przestrzennej badanego obszaru. Ten położony na pograniczu polsko-słowackim obszar ochrony przyrody znajduje się w Beskidzie Niskim, który wchodzi w skład Beskidów Środkowych (Solon i in., 2018).

Powodowane przez człowieka zmiany pokrycia terenu na obszarze MPN (i szerzej – Beskidu Niskiego) miały swój początek w XV w., kiedy to w wyniku migracji ludów wołoskich lokowane były osady, które znajdowały się w miejscu wsi istniejących do dziś (Lach 1975). Rozpoczęło się wtedy intensywne przekształcanie środowiska na tym obszarze, obejmujące wylesienie całych den dolin w celu ich rolniczego użytkowania (Koczur 2012). W wyniku stuleci takich działań, w roku 1935 lesistość na obszarze MPN wynosiła 58% (Kardaś 2000). Zmianę przyniosły lata 40. XX w., kiedy to ludność zamieszkująca obszar Beskidu Niskiego została w większości wysiedlona w wyniku Akcji Wisła. Po tym okresie nastąpiła częściowa wtórna sukcesja roślinności drzewiastej, zarówno w wyniku działalności czynników naturalnych, jak i prowadzenia akcji sztucznych nasadzeń (Koczur 2010). Wtedy też doszło do połączenia części istniejących do lat 40. drobnych gospodarstw indywidualnych w większe obszary Państwowych Gospodarstw Rolnych, których działalność została zakończona w okresie transformacji ustrojowej. Także w latach 90. ubiegłego wieku doszło do ograniczenia gospodarki leśnej na badanym obszarze, w wyniku utworzenia parku narodowego. Poskutkowało to dalszym wzrostem udziału obszarów leśnych w obrębie MPN (Michalik 2009).



Ryc. 1. Obszar badań

Fig. 1. Study Area

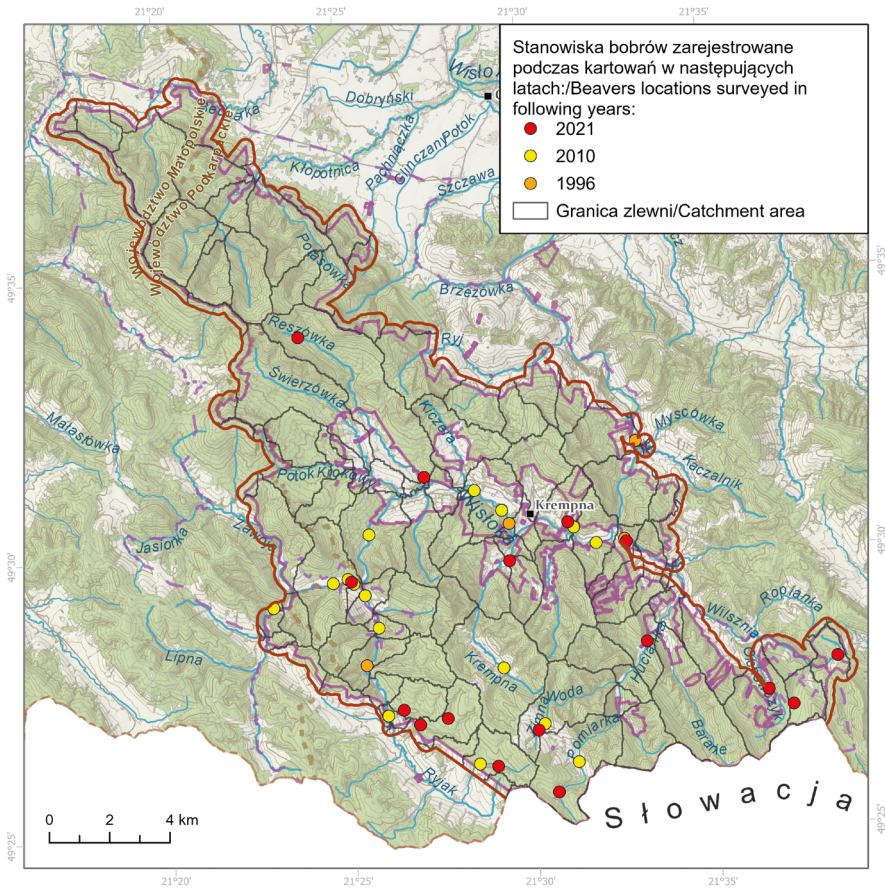
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUGiK.

Source: own work based on dataset from GUGiK.

Na ponownie zalesionym terenie bytują obecnie liczne gatunki chronione zwierząt, wśród których jest też bóbr europejski (Jamrozy, Górecki 2009). Został on wtórnie osiedlony na tym terenie w latach 80. XX w. (Czech 1996). Przywiezione osobniki wypuszczono do Wisłoki. Poskutkowało to skolonizowaniem rozległych obszarów w dnach dolin okolicznych potoków. Inne duże ssaki na tym obszarze to wilk szary, ryś euroazjatycki oraz żbik europejski.

Dane

Informacje na temat lokalizacji oraz liczby stanowisk bobra europejskiego w MPN pozyskano dla roku 1996 z prac Czecha (1996), dla roku 2010 z opracowania Wichra (2012) oraz z kartowania terenowego przeprowadzonego wiosną 2021 r. (Wacławczyk i in. 2022) (ryc. 2). Informacje odnośnie do pokrycia terenu pozyskano na podstawie materiałów kartograficznych z Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii. Wybrano materiały, których aktualność była zbliżona możliwie najbardziej do aktualności



Ryc. 2. Podział obszaru badań na pola podstawowe za pomocą granic zlewni oraz wyniki kartowań stanowisk bobrów

Fig. 2. Split/Fragmentation/Partition of study area into primary fields based on watershed and results of beavers activity mappings

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUGiK.

Source: own work based on dataset from GUGiK.

poszczególnych kartowań. Dla lat 80. XX w. były to mapy topograficzne w skali 1: 10 000 oraz 1: 25 000. Dla lat 2003–2004 wykorzystano kolorowe oraz czarno-białe arkusze ortofotomapy o rozdzielczości 1 m i 0,25 m. Dla lat 2009 i 2019 wykorzystano kolorową ortofotomapę o rozdzielczości 0,25 m. Mapy topograficzne oryginalnie udostępniane były w układzie 1965; wykonana została ich transformacja do układu 1992, w którym udostępnione zostały ortofotomapy. Aktualne dane wysokościowe

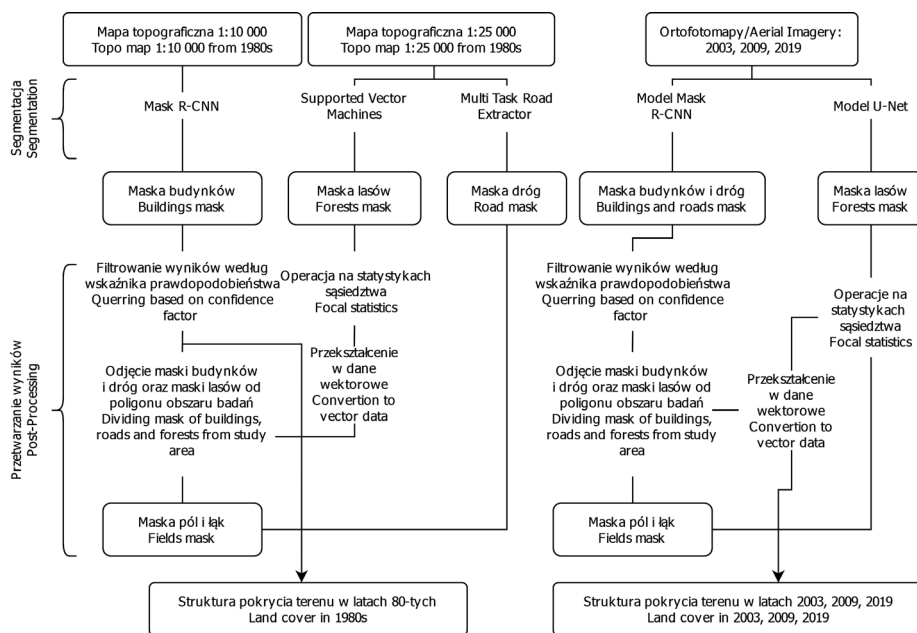
w postaci numerycznego modelu terenu (NMT) o rozdzielczości 1 m oraz dane topograficzne również zostały pozyskane z Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii.

Metody

W procesie przetwarzania danych wykorzystano bibliotekę ArcPy i oprogramowanie ArcGIS Pro firmy ESRI oraz otwarte biblioteki *pandas*, *matplotlib*, *seaborn* i *tensorflow*.

Klasyfikacja pokrycia terenu

Z map topograficznych w skali 1: 10 000 pozyskano strukturę zabudowy (ryc. 3). Wykorzystano w tym celu model uczenia głębokiego Mask R-CNN, który umożliwia detekcję obiektów, ich segmentację oraz klasyfikację (He i in. 2018). Dla każdego wykrytego obiektu dostarcza informacji o stopniu prawdopodobieństwa prawidłowej



Ryc. 3. Schemat przetwarzania danych

Fig. 3. Data processing workflow

Źródło: opracowanie własne.

Source: own work.

klasyfikacji. Sieć drogową pozyskano z map topograficznych w skali 1: 25 000 za pomocą modelu Multi Task Road Extractor dostępnego w oprogramowaniu ArcGIS Pro, opartego na architekturze U-Net (Ivanovsky i in. 2019; Zhao i in. 2019; Erdem i Avdan 2020; Knopp i in. 2020). Powierzchnię lasów pozyskano poprzez segmentację map topograficznych 1: 25 000 za pomocą modelu maszyn wektorów nośnych. Za powierzchnię łąk i pól uznano tę niezaklasyfikowaną do żadnej z powyższych kategorii.

W przypadku ortofotomap do pozyskania obrysu dróg i budynków zastosowano model uczenia głębokiego Mask R-CNN. Do delimitacji lasu użyto modelu uczenia głębokiego o architekturze U-Net, szeroko wykorzystywany w przypadku klasyfikacji zdjęć satelitarnych i map lotniczych. Tak samo jak w przypadku map topograficznych, za łąki i pola uznane zostały obszary, którym nie przypisano żadnej z powyższych kategorii.

Dane pochodzące ze wszystkich momentów czasowych poddane zostały jednakowej obróbce końcowej. Maski budynków zostały przefiltrowane pod względem wskaźnika prawdopodobieństwa prawidłowej klasyfikacji. Na podstawie kilkukrotnej weryfikacji wizualnej, za zadowalające uznano rezultaty uzyskane po wyznaczeniu progu 90% dla ortofotomapy z 2019 r. i 75% dla ortofotomapy z 2009 r. Uzyskane maski lasów dla wszystkich momentów czasowych miały rozdzielczość 25 cm. W celu oczyszczenia ich z niewielkich grup niepoprawnie sklasyfikowanych pikseli wykonano operacji oparte na statystykach sąsiedztwa. W celu oczyszczenia ich z niewielkich grup niepoprawnie sklasyfikowanych pikseli wykonano przetworzenie oparte na statystykach sąsiedztwa. By pozbyć się niewielkich grup fałszywie pozytywnie określonych pikseli, maska lasów została najpierw pomniejszona o wartość 15 pikseli (375 cm w terenie), przez co skupiska o średnicy mniejszej niż 30 pikseli (700 cm w terenie) zostały usunięte, a następnie powiększona o taką samą wartość, dzięki czemu powróciła do pierwotnej powierzchni. W celu pozbycia się fałszywie negatywnie sklasyfikowanych grup pikseli w obrębie lasów, powiększono maskę lasów o 55 pikseli (1375 cm w terenie), przez co ich obszary zostały włączone do lasów, a następnie zmniejszono maskę lasów do pierwotnej wielkości. Rastrowe maski lasów zostały przekształcone w wektorowe poligony. Poligony budynków zostały przekształcone w punkty centralne, znajdujące się w geometrycznym centrum poligonów. Maska dróg została przekształcona w linie.

Dla wyników klasyfikacji wykonanej dla każdego z momentów czasowych wylosowano 500 punktów testowych, na podstawie których oceniono poprawność przypisania poszczególnych klas pokrycia terenu.

Wyznaczanie zlewni

Jako pola podstawowe analizy wybrane zostały zlewnie potoków 3. rzędu według klasyfikacji Strahlera (1957). W przypadku wybranego obszaru badań zlewnie te odznaczają się powierzchnią od 1,8 do około 8–9 km² (ryc. 2). Zostały one wyzna-

czony na podstawie NMT o rozdzielczości 1 m. W warunkach Magurskiego Parku Narodowego przekłada się to na określenie zlewni potoków, będących bezpośrednimi dopływami największych rzek w Parku, to jest Wiśłoki, Ryjaka i Wilszni, oraz przyrzeczy wspomnianych cieków głównych. Zlewnie większe niż 9 km² zostały w tym celu rozbite na cząstkowe.

Analiza wyników klasyfikacji pokrycia terenu i kartowań

W obrębie pól podstawowych obliczone zostały udziały poszczególnych klas pokrycia terenu (las, pole/łąka) oraz określono gęstość zabudowy i sieci drogowej w trzech momentach czasowych – dla mapy topograficznej, roku 2009 i 2019. Następnie wydzielone zostały następujące dwie grupy zlewni: niezamieszkane przez bobry w danym momencie czasowym oraz zamieszkane przez bobry. Zostały dla nich obliczone wartości udziału pokrycia terenu poszczególną formą użytkowania gruntów. Przy analizie zmienności, która może być wykonana jedynie z perspektywy najbardziej aktualnego momentu czasowego, skorzystano z podziału zlewni na nigdy niezasiedlone, zasiedlone w przeszłości oraz zasiedlone współcześnie.

Wyniki

Ocena wyników klasyfikacji pokrycia terenu

Dla wyników klasyfikacji wykonanej dla każdego z momentów czasowych wylosowano 500 punktów testowych, na podstawie których oceniono poprawność przypisania poszczególnych klas pokrycia terenu. Dokładność klasyfikacji dla map topograficznych z lat 80. XX w. wyniosła 98%, przy współczynniku Kappa 0,93. Dokładność klasyfikacji dla roku 2009 wyniosła 97% przy współczynniku Kappa równym 0,93. Dokładność klasyfikacji dla roku 2019 wyniosła 97% przy współczynniku Kappa równym 0,91. Klasyfikacja dla map lotniczych z lat 2003–2004 okazała się zbyt niskiej jakości w stosunku do pozostałych momentów czasowych, by nadawać się do dalszych porównań, jej wyniki nie były więc analizowane.

Pokrycie terenu w Magurskim Parku Narodowym w badanym okresie

W okresie objętym niniejszym opracowaniem udział lasów w pokryciu terenu w obrębie Magurskiego Parku Narodowego wzrastał, natomiast zmniejszała się powierzchnia użytkowana jako pola i łąki. Wzrosła także gęstość zabudowy przy jednoczesnym zmniejszeniu gęstości sieci drogowej.

Tab. 1. Pokrycie terenu w Magurskim Parku Narodowym w badanym okresie
 Table 1. Land cover in Magurski National Park in the studied period

Rok Year	Pola i łąki [%] Fields and meadows [%]	Lasy [%] Forests [%]	Gęstość zabudowy [bud/km ²] Buildings density [bud/km ²]	Gęstość sieci drogowej [km/km ²] Roads density [km/km ²]
Lata 80./1980s	16,6	80,7	3,6	2,9
2009	13,6	85,9	4,6	1,0
2019	11,3	88,2	5,7	0,9

Źródło: opracowanie własne.

Source: own work.

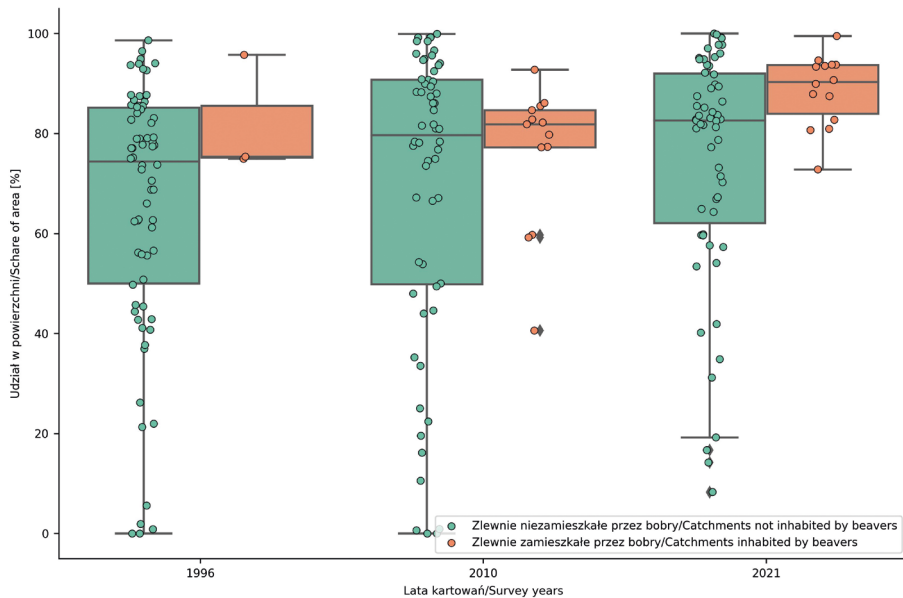
Udział lasów w pokryciu terenu

Do wzrostu udziału lasów w ogóle pokrycia terenu dochodziło zarówno w zlewniach objętych aktywnością bobra, jak i takich, gdzie nie znajdowano jego stanowisk. Początkowo, to jest w latach 80. i w roku 2009, zlewnie, w których nie stwierdzano obecności bobra, cechowały się nieznacznie niższym udziałem lasów, niż obszary, na których on bytował (odpowiednio 1 i 2,2 pkt procentowego). W roku 2019 tereny występowania bobra odznaczały się znacząco wyższym odsetkiem lasów w ogóle powierzchni (o 7,7 pkt procentowego) (ryc. 4).

W obu grupach zlewni, to jest tych ze stanowiskami bobra oraz tych, które są ich pozbawione, w badanym okresie znacząco wzrósł udział lasów w zlewniach o zalesieniu poniżej mediany. Wartość dolnej granicy rozstępu ćwiartkowego różni się przy tym między grupami zlewni, osiągając od 75,2 do 83,9% w przypadku zlewni z bobrami, przy wzroście z 50,0 do 62,1% w zlewniach bez bobrów. Najmniej zalesione zlewnie z bobrami były tym samym zalesione bardziej niż połowa zlewni bez bobrów.

Tendencję wzrostową zauważono również dla trzeciego kwartyła, a zatem zlewni o zalesieniu powyżej mediany, jednak w tym przypadku wartości ćwiartkowe były podobne między grupami zlewni, nie różniąc się o więcej niż 6,1 pkt procentowego, osiągając od 85,1 do 92,0%.

Zróżnicowanie w lesistości wyrażone poprzez rozstępy międzykwartyłowe było znacząco niższe w przypadku zlewni zamieszkałych przez bobry. Wynosiło tam od 7,5 do 10,2 pkt procentowego, przy odpowiednio od 25,2 do 30,9 pkt procentowego dla zlewni bez bobrów.



Ryc. 4. Udział lasu w pokryciu terenu w poszczególnych typach zlewni

Fig. 4. Share of forest in land cover in specific types of catchments

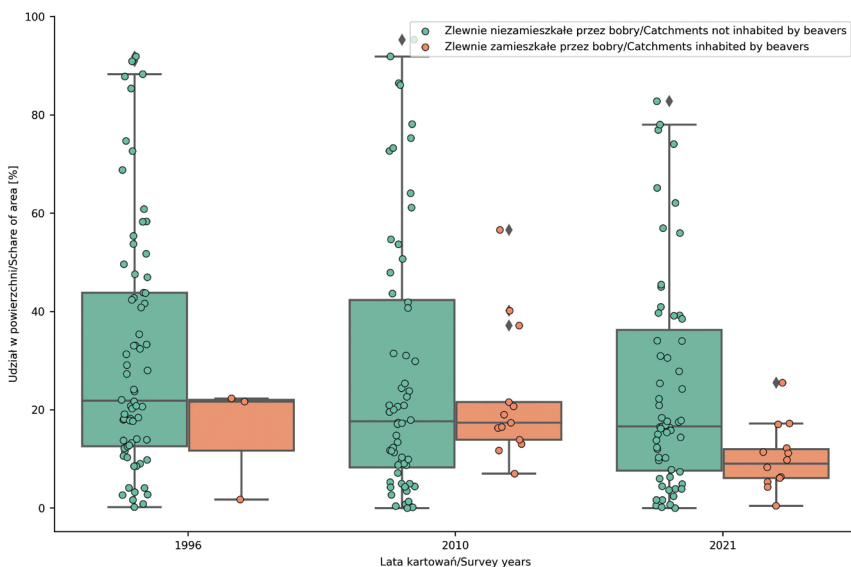
Źródło: opracowanie własne.

Source: own work.

Udział pól i łąk w pokryciu terenu

W badanym okresie we wszystkich zlewniach dochodziło do spadku udziału pól i łąk w ogóle pokrycia terenu. Początkowo, to jest w latach 80. ubiegłego wieku i w roku 2009, mediana udziału łąk i pól w zlewniach, w których nie stwierdzono obecności bobra, była nieznacznie wyższa (odpowiednio 0,2 i 0,3 pkt procentowego), natomiast w roku 2019 tereny występowania bobra odznaczały się już znacząco niższym odsetkiem pól i łąk w ogóle powierzchni (o 7,6 pkt procentowego) (ryc. 5).

W obu grupach zlewni w badanym okresie obniżyła się wartość górnej granicy rozstępu ćwiartkowego udziału pól i łąk w ogólnej powierzchni zlewni. Różniła się ona przy tym wysokością między grupami zlewni, spadając z 11,7 do 6,1% w przypadku zlewni z bobrami, przy spadku z 12,6 do 7,6% w zlewniach bez bobrów. Trzeba zauważyć przy tym, że w grupie zlewni zamieszkałych przez bobra zauważono wzrost udziału pól i łąk w okresie od lat 80. do roku 2009.



Ryc. 5. Udział pól i łąk w pokryciu terenu w poszczególnych typach zlewni

Fig. 5. Share of fields and meadows in land cover in specific types of catchments

Źródło: opracowanie własne.

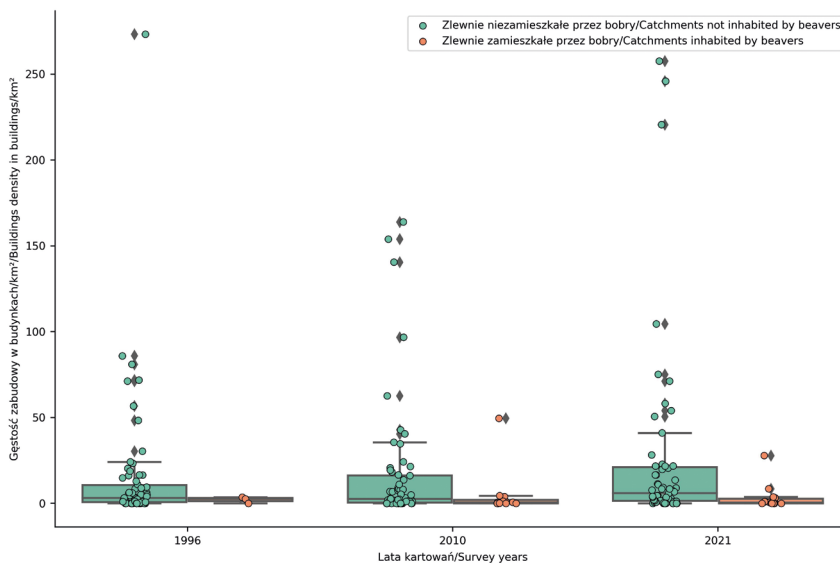
Source: own work.

Tendencję spadkową zauważono również dla – znacznie różniących się pomiędzy grupami zlewni – wartości trzeciego kwartyła udziału pól i łąk. Udział pól i łąk w zlewniach, w których był on powyżej mediany, stał się zatem niższy. W tym przypadku wartości ćwiartkowe obniżyły się z 22,0 do 12,0% dla zlewni z bobrami i z 43,8 do 36,3% dla zlewni bez bobrów.

Zróżnicowanie zlewni zamieszkałych przez bobry pod względem udziału pól i łąk było mniejsze niż zlewni niezamieszkałych przez bobry. Rozstępy międzykwartylowe w przypadku zlewni zamieszkałych przez bobry wynosiły od 5,9 do 10,3 pkt procentowego, a dla zlewni bez bobrów od 28,7 do 36,0 pkt.

Gęstość zabudowy

W przypadku gęstości zabudowy zaobserwowano jej znaczący spadek w grupie zlewni zamieszkiwanych w danym momencie przez bobry (z 2,6 budynków na km² do 0,5 budynku na km²), przy odwrotnej tendencji dla zlewni bez bobrów (wzrost z 3,1 do 5,9 budynku na km²) (ryc. 6).



Ryc. 6. Gęstość zabudowy w poszczególnych typach zlewni

Fig. 6. Density of buildings in specific types of catchments

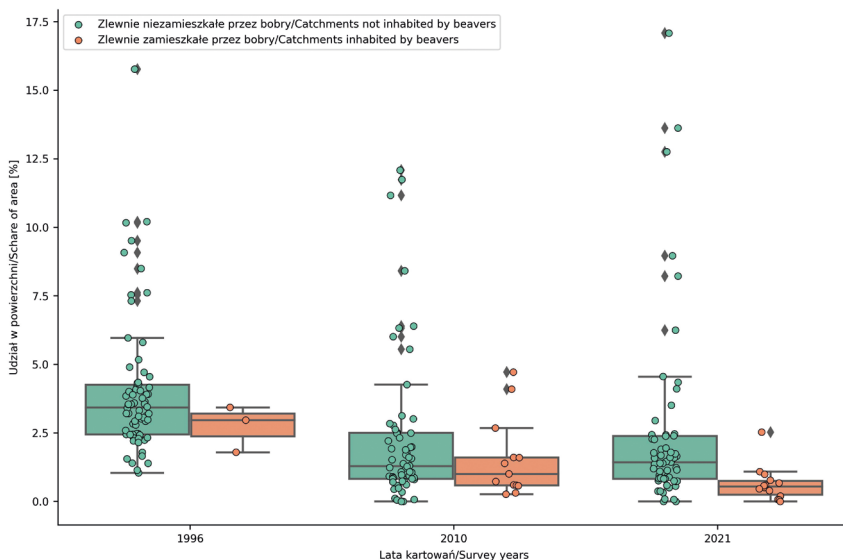
Źródło: opracowanie własne.

Source: own work.

Zauważalna jest duża różnica między wartością trzeciego kwartyła, a zatem gęstości zabudowy o wartościach powyżej mediany tego wskaźnika, w zlewniach z aktywnością bobra i tych jej pozbawionej. W zlewniach bez bobrów o największej gęstości zabudowy wartość ta wzrasta (z 10,7 do 21,1 budynku na km^2), podczas gdy dla zlewni zamieszkałych przez bobry spada (z 3,1 do 2,7 budynku na km^2). Jednocześnie wartości odstające, czyli zlewnie o znacznie wyższym wskaźniku gęstości zabudowy, dla zlewni bez stanowisk bobrowych notują bardzo wysokie wartości dla wszystkich trzech momentów czasowych, a wartości maksymalne są kilkudziesięciokrotnie wyższe od median.

Gęstość sieci drogowej

Gęstość sieci drogowej była w każdym z analizowanych momentów czasowych niższa w zlewniach zamieszkałych przez bobry niż w tych pozbawionych ich aktywności. I tak, w przypadku tych pierwszych w badanym okresie spadła ona z 3,0 do 0,5 km/km^2 , a w drugim obniżyła się z 3,4 do 1,4 km/km^2 (ryc. 7).



Ryc. 7. Gęstość sieci drogowej w poszczególnych typach zlewni

Fig. 7. Density of road network in specific types of catchments

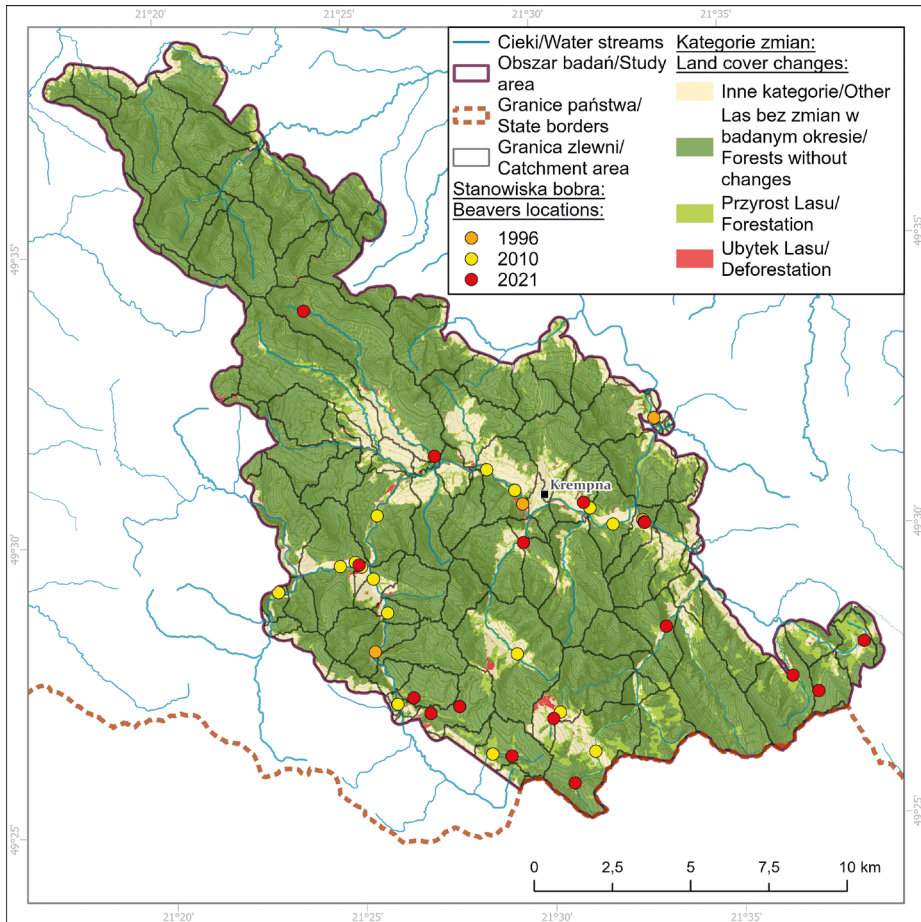
Źródło: opracowanie własne.

Source: own work.

Zróźnicowanie zlewni zamieszkałych przez bobry pod względem gęstości sieci drogowej jest mniejsze. W roku 2021 zlewnie z bobrami o najwyższej gęstości sieci drogowej (wartość trzeciego kwartyła $0,8 \text{ km/km}^2$) miały taką samą wartość tego wskaźnika co dolna granica rozstępu ćwiartkowego dla zlewni bez bobrów (wartość pierwszego kwartyła $0,8 \text{ km/km}^2$). Zauważalnie wyższe są odnotowane wartości maksymalne gęstości sieci drogowej w zlewniach niezamieszkałych przez bobry.

Kierunki zmian pokrycia terenu

Najwyższe wartości przyrostu powierzchni lasów odnotowano w pasie przygranicznym (ryc. 8). Jest to obszar, który przynależał do opuszczonych obecnie wsi Żydowskie, Ciechania, Huta Polańska i Wilsznia, w których po wojnie działalność prowadziły PGR-y. Ponadto, wzrost zalesienia był także obserwowany w górnych częściach obszarów użytkowanych uprzednio rolniczo, w pobliżu Świątkowej Wielkiej, Krepnej, Polan, Olchowca i Ożennej. W tych obszarach udział zmian pokrycia terenu w zlewniach był największy (ryc. 9).



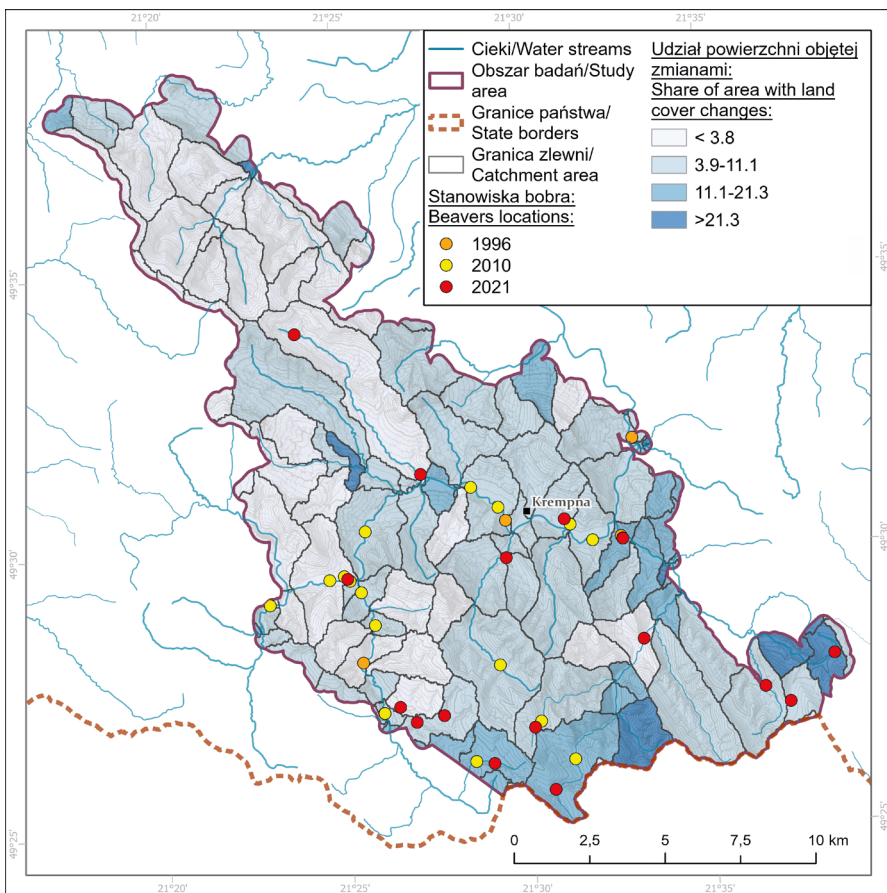
Ryc. 8. Kierunki zmian pokrycia lasem obszaru Magurskiego Parku Narodowego w latach 1980–2019

Fig. 8. Forest cover changes in Magurski National Park between 1980s and 2019

Źródło: opracowanie własne.

Source: own work.

Zlewnie zajęte przez bobry w roku 2021 koncentrowały się na terenie opuszczonych wsi łemkowskich oraz na innych zarastających lasem terenach. Stanowiska opuszczone w okresie wcześniejszym przez bobry zlokalizowane były natomiast w dnach dolin Wisłoki i Ryjaka.



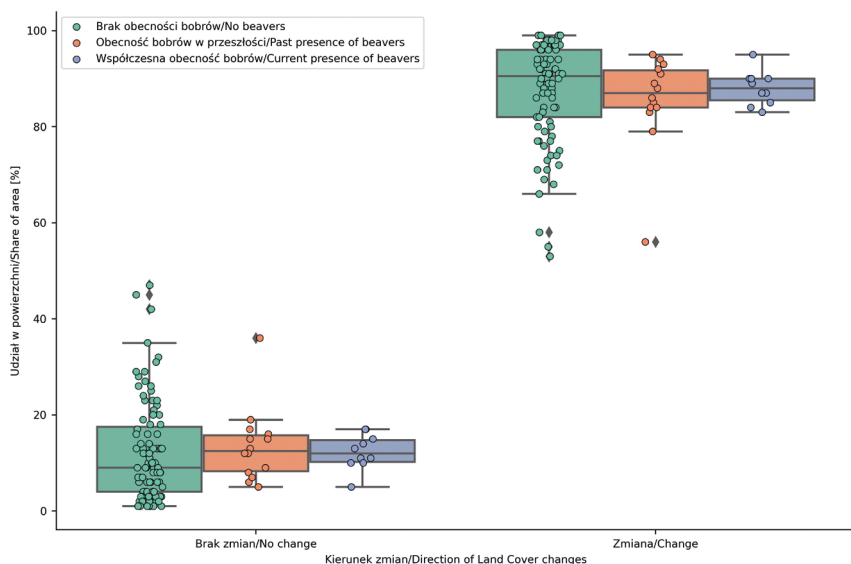
Ryc. 9. Udział powierzchni zmienionej pod kątem pokrycia terenu w latach 1980–2019 w zlewniach Magurskiego Parku Narodowego

Fig. 9. Share of area with land cover changes between 1980 and 2019 in catchments of Magurski National Park

Źródło: opracowanie własne.

Source: own work.

W zlewniach nigdy niezasiedlanych przez bobry obserwowany był niższy udział powierzchni objętych zmianami pokrycia terenu, niż w przypadku zlewni zamieszkałych współcześnie bądź w przeszłości przez bobry. Najwyższym udziałem zmienionych powierzchni odznaczały się zlewnie zamieszkiwane przez bobry w czasie ostatnich kartowań (ryc. 10).



Ryc. 10. Udział powierzchni ze zmianami i bez zmian w powierzchni zlewni

Fig. 10. Share of area with land cover changes and without any changes in land cover in catchment area

Źródło: opracowanie własne.

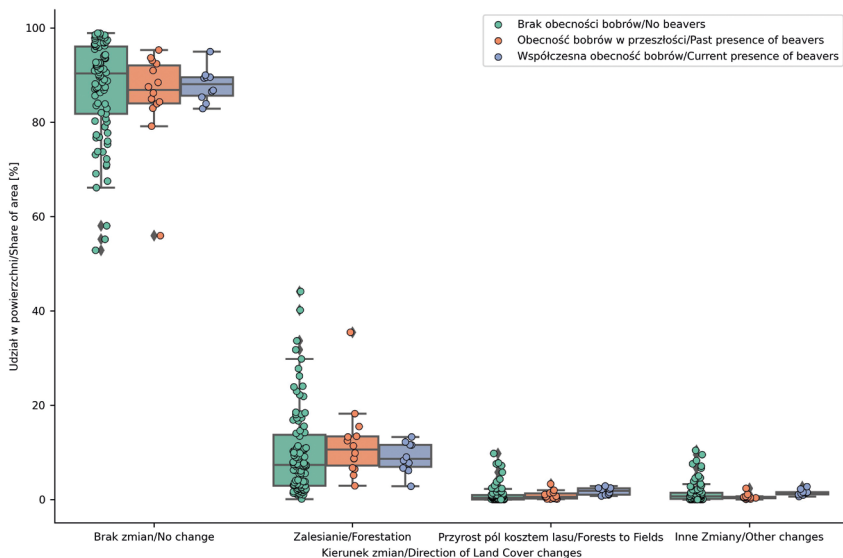
Source: own work.

Także w przypadku kierunków obserwowanych zmian zauważalne są różnice między grupami zlewni. Najsilniejszemu zalesianiu podlegały zlewnie, w których obecnie bytuje bóbr, natomiast proces ten wolniej zachodzi w zlewniach nigdy niezamieszkiwanych przez niego lub zamieszkiwanych w przeszłości (ryc. 11).

Zauważyć można także, że najniższą zmiennością badanych parametrów cechują się zlewnie zamieszkiwane przez bobra w przeszłości, a najwyższą – zlewnie nigdy niezamieszkiwane przez niego.

Dyskusja

Bobry, reintrodukowane na obszar MPN w latach 80. XX w. funkcjonowały w warunkach zmieniającego się środowiska, które zamieszkiwały. Owa zmienność dotyczyła jednak nie tylko przekształceń pokrycia terenu wokół istniejących stanowisk, ale także migracji tych zwierząt wewnątrz obszaru MPN oraz w obrębie terenów przyległych, które miały miejsce w tym samym czasie.



Ryc. 11. Kierunki zmian pokrycia terenu w zlewniach

Fig. 11. Directions of land cover change in specific types of catchments

Źródło: opracowanie własne.

Source: own work.

Obserwowany od lat 80. XX w. do roku 2019 wzrost powierzchni lasów oraz spadek udziału pól i lasów na obszarze Magurskiego Parku Narodowego, jest zgodny ze zmianami, jakie są opisywane w tym zakresie w innych rejonach polskich Karpat (Kolecka i in. 2015, 2017; Kolecka, Kozak 2021). Sukcesja leśna na obszary dawnych pól i łąk na terenie MPN w latach 2009–2019 stanowiła także kontynuację wcześniej obserwowanych procesów (Michalik 2009; Kardaś 2000). Ciągłość tych zjawisk wynikała prawdopodobnie z dalszego zarastania lasem niewielkich, porzucanych pól prywatnych oraz części dawnych PGR-ów. Z tych samych przyczyn wynika też przypuszczalnie odnotowany spadek gęstości sieci drogowej na obszarze badań, która traci przyczynę utrzymywania w nieużytkowanych już przez człowieka miejscach. Odwrotny kierunek zmian, dotyczący wzrostu gęstości zabudowy, związany jest natomiast przynajmniej częściowo z rozwojem gminy Krempna jako obszaru, gdzie powstają tzw. drugie domy, oraz z rozbudową istniejącej infrastruktury mieszkaniowej. Brak natomiast przesłanek, które sugerowałyby powstanie licznych nowych obiektów noclegowych związanych z turystyką na tym obszarze.

W roku 1996 wykonano pierwsze kartowania aktywności bobra na obszarze MPN (Czech 1996). Stanowiska znajdowały się wtedy na obszarach o przeciętnym podobnym udziale lasów, co zlewnie niezamieszkane przez bobra. W roku 2009 sytuacja była podobna, natomiast w roku 2019 zlewnie zamieszkane przez bobra odznaczały się już dużo wyższym zalesieniem, bo o 7,7 punktu procentowego. Warto w tym miejscu zauważyć, że w zlewniach zamieszkiwanych przez bobry już od początku okresu badawczego obserwowano, że najmniej zalesione z nich są i tak bardziej zalesione, niż najmniej zalesione zlewnie pozbawione aktywności bobra.

Podobnie sytuacja przedstawiała się dla pól i łąk. W początkowym okresie, do roku 2009, populacja bobra rozmieszczona była na obszarach o zbliżonym przeciętnym obszarze pól i łąk względem zlewni niezamieszkałych przez bobra (zmieniło się to dopiero w 2019 r., gdy zlewnie z bobrami zaczęły cechować się wyraźnie niższym udziałem pól i łąk), natomiast już na początku badanego okresu zlewnie zamieszkane przez bobry i odznaczające się najwyższym udziałem pól cechowały się niższym udziałem pól, niż najintensywniej użytkowane w ten sposób zlewnie pozbawione bobrów. Warto przy tym zauważyć, że różnica pomiędzy wartością trzeciego kwartyla udziału pól w grupie zlewni niezamieszkałych przez bobra a tymi zasiedlonymi przez bobry była dużo wyższa pod koniec badanego okresu (od dwukrotnej różnicy w latach 80. XX w. do trzykrotnej w roku 2019).

Także w przypadku sieci drogowej obserwowano podobne zależności. Okres do 2009 r. cechował się podobnymi wartościami gęstości sieci drogowej dla grup zlewni zasiedlonych przez bobry i pozbawionych tego zwierzęcia, by w roku 2019 osiągać już wartości znacząco różne – gęstość dróg na obszarach pozbawionych bobrów była wtedy trzykrotnie wyższa niż na terenach przez nie zasiedlonych.

Inaczej sytuacja przedstawiała się dla budynków. W tym przypadku podobne wartości zagęszczenia budowy odnotowywano jedynie w początku okresu badawczego; w roku 2009 wskaźniki te różniły się już znacząco pomiędzy grupami zlewni. Różnica ta zwiększyła się też znacząco do roku 2019, gdy gęstość zabudowy w obszarach niezamieszkałych przez bobra była 12 razy większa niż na terenach przez niego zamieszkałych.

W przypadku wszystkich parametrów (lasy, pola i łąki, drogi, budynki) zróżnicowanie wewnątrz grupy zlewni niezamieszkałych przez bobra było wyższe niż w grupie zlewni zasiedlonych przez bobra. Stosunek rozstępu międzykwartkowego do mediany był zawsze co najmniej dwa razy wyższy w zlewniach pozbawionych aktywności bobra, niż w zlewniach z bobrem.

Biorąc pod uwagę, że strefa żerowania bobra sięga około 20 metrów od brzegów cieku (Czech 2010) i znaczącą skalę różnic w pokryciu terenu lasem oraz polami i łąkami w badanych zlewniach w różnych momentach czasowych, należy przyjąć, że działalność bobra ma znikomy wpływ na pokrycie terenu w skali zlewni o powierzchni kilku kilometrów kwadratowych. W związku z tym powyższe, różne od średniej dla

całego Parku, wartości udziału poszczególnych form pokrycia terenu w zlewniach zamieszkałych przez bobry, stanowią raczej dokumentację tego, w jaki sposób dobiera on swoje miejsce bytowania niż jego wpływ na środowisko.

Obserwowane zależności są prawdopodobnie zapisem zwyczajów migracyjnych bobra na nowo kolonizowanych obszarach w warunkach gór niskich i średnich. Początkowa introdukcja bobra w dużych ciekach, jak Wisłoka, przełożyła się na lokalizację jego stanowisk w obrębie den dużych dolin rzecznych, w których na obszarze MPN i jego otuliny wewnętrznej znajdują się również główne części wsi oraz obszary rolnicze. Taki stan rzeczy nie utrzymywał się jednak długo, gdyż dość szybko bobry zaczęły poszukiwać lepszych siedlisk do budowy swoich obiektów mieszkalnych. Świadczy o tym duży spadek gęstości zabudowy i sieci drogowej w zlewniach zamieszkałych przez bobry do roku 2009. Dalej miało to miejsce w obrębie dnach dolin odwadnianych przez główne rzeki MPN, co oprócz analizy mapy potwierdza także niezbyt wysoka różnica udziałów lasów oraz pól i łąk w zlewniach zamieszkałych przez bobry względem reszty badanego obszaru. Sytuacja zmieniła się natomiast dynamicznie w okresie od 2009 do 2019 r., kiedy to zlewnie skolonizowane przez bobry zaczęły się odznaczać dużo wyższym udziałem lasów i niższym udziałem obszarów rolniczych niż pozostałe zlewnie, a także dużo niższą gęstością sieci drogowej i zabudowy. Stanowiska bobra zaczęły być wtedy obecne w wyżej położonych, mniejszych zlewniach MPN. Według Gurnella (1998) bobry preferują zlewnie cieków od 1. do 4. rzędu, o szerokościach cieków do 10–15 m. Cały proces przemieszczenia się populacji bobra z den dolin rzecznych do wyżej położonych stanowisk zajął około 30 lat. Jest to zgodne z prawidłowościami obserwowanymi w Maine (USA), gdzie cykl kolonizacji danego obszaru przez bobra wynosił od 10 do 30 lat (Cunningham i in. 2006). Miał on miejsce zapewne w warunkach wymiany części populacji z obszarami przyległymi na zasadzie migracji do i z obszaru Magurskiego Parku Narodowego. Na tych sąsiednich terenach prawdopodobnie także dochodziło do przemieszczania się stanowisk bobra ku wyżej położonym terenom, a zachodzące procesy migracyjne miały podobny charakter, w związku z czym można uznać opis zjawisk w danym miejscu za oddający warunki w szerszym obrębie. Jest to zgodne z zależnościami opisywanymi w innych opracowaniach. Początkowa łatwość zakładania nowych stanowisk w obrębie bezpiecznych, dużych cieków z bogatą bazą żerową w dnach dużych dolin rzecznych ustępuje preferencji wyborów obszarów o niższym ryzyku zniszczenia konstrukcji przez wezbrania oraz o nowej, niewyekspluowanej bazie żerowej. Świadczą o tym badania w zlewni rzeki Morawy w Republice Czeskiej, gdzie bobry były w stanie zaakceptować pewne negatywne czynniki środowiskowe, jeżeli dostępne były zasoby żerowe (tj. duża ilość wierzby). Tam jednak początkowe lokalizacje stanowisk bobra nie zostały opuszczone; znajdowały się one natomiast dalej od siedlisk ludzkich niż nowe, potencjalnie możliwe do skolonizowania obszary (John i in. 2010). Podobne wyniki uzyskiwano także w Maine (USA), gdzie również

obserwowano preferencje we wczesnej fazie kolonizacji den dużych dolin, gdzie niewielka tama zatrzymuje wiele wody, ze zmianą obszarów wybieranych na wyżej położone w okresie późniejszym (Howard, Larson 1985). Obszary cechujące się niskimi nachyleniami terenu i niższym od sąsiednich terenów ryzykiem zniszczenia konstrukcji przez wezbranie były natomiast wybierane przez bobry w Górach Skalistych w USA. W tym przypadku ważne było także występowanie przewężeń w dnie doliny, ułatwiające budowanie tam oraz występowanie w sąsiedztwie obszarów, do których można przekierować wodę podczas powodzi kanałem o dużej przepustowości (Ritter i in. 2019).

W karpackich zlewniach w Polsce również obserwowano preferencję miejsc, w których występowała wierzba (Żurowski, Kasperczyk 1990). Także w obszarze delty Wisły najczęściej wybierane przez bobry były miejsca, gdzie w strefie przybrzeżnej zapewniona przez roślinność była bogata baza żerowa (Zwolicki i in. 2018). Na Niżu Polskim, w dolinach Małej Panwi i Liswarty odnotowano natomiast także skłonność bobrów do zasiedlania obszarów, w których aktywność człowieka zanikła (Fajer i in. 2017).

Bobry na obszarze MPN zasiedlały zlewnie stopniowo, od ich końca, ku obszarom źródłowym. Na terenach nizinnych jest inaczej – bobry wybierają jako potencjalne miejsca zakładania nowych stanowisk obszary bardziej oddalone od dotychczasowych siedlisk, by dopiero później wypełnić luki między istniejącymi obiektami mieszkalnymi. Nowe tereny na obszarach nizinnych (na przykładzie Szwecji, zlewni Loary oraz Moraw) potrafią być zasiedlane w tempie od 8 do 19,7 km na rok (Hartman 1995; Fustec i in. 2001; John i in. 2010), podczas gdy w MPN nastąpiło przemieszczenie położenia stanowisk o około 10 km w ciągu 10 lat. Prawdopodobne zasilanie populacji bobra na obszarze badań przez osobniki spoza tego terenu nie neguje zaobserwowanych zależności migracyjnych. Wynika to z tego, że dana populacja tego zwierzęcia funkcjonuje w pewnym kontekście, jednak ogólne zachowania są przynależne ogółowi gatunku.

O tym, że pewne minimalne wymagania środowiskowe musiały być spełniane przez zlewnie wybierane przez bobry już na początku badanego okresu, świadczą na badanym obszarze różnice w udziale lasu w najmniej zalesionych zlewniach zamieszkałych przez bobry ich pozbawionych, a także różnice w udziale pól i łąk w zlewniach z ich największą powierzchnią. Już pierwsze stanowiska bobra na badanym obszarze znajdowały się na terenach o pewnym minimalnym zalesieniu i maksymalnym udziale pól i łąk. Dopiero później (w okresie od 2009 do 2019 r.) bóbr skolonizował wyżej położone obszary, o bardziej docelowych dla niego warunkach (John i in. 2010).

Warto w tym miejscu jednak zauważyć, że wartości zalesienia oraz pokrycia zlewni polami i łąkami utrzymywały się na podobnym poziomie w zlewniach zamieszkałych i niezamieszkałych przez bobry do roku 2009, natomiast już przed tym okresem

nastąpiło odsunięcie się populacji bobra od człowieka, dalej w obrębie den dużych dolin. Świadczy o tym znacząco niższe zagęszczenie dróg i budynków oraz sieci drogowej w zlewniach zamieszkałych przez bobry względem tych przez niego nieskolonizowanych, obserwowane już w roku 2009. Może to stanowić podstawę przypuszczenia, że oddalenie swoich stanowisk od obszarów aktywności człowieka było w tym czasie istotne dla bobra, na badanym obszarze i tylko w bardzo początkowym okresie mogła być ona zignorowana. Jest to tendencja prawdopodobnie utrzymująca się do dziś.

Potwierdzają to przedstawione na rycinach 8–11 zależności – obszary, na których obecnie bytuje bóbr, należą do tych najintensywniej poddających się procesom zmian pokrycia terenu, a szczególnie zarastania pól i łąk lasem. Aktywne w 2019 r. stanowiska bobra znajdowały się w najbardziej oddalonych od ludzkich siedzib częściach MPN, tj. w przygranicznym pasie lasów i opuszczonych wsi, jakimi są Cieciania, Huta Polańska, Wilsznia czy Żydowskie, będące w części byłymi PGR-ami. Są to obszary stosunkowo wysoko położone, w których znajdują się źródłowe odcinki potoków odwadniających MPN i w których działalność człowieka została zredukowana w stopniu najpełniejszym, zarówno po II wojnie światowej, jak i po okresie transformacji ustrojowej. Także w dnach dolin, gdzie bobry miały większość swoich stanowisk w czasach początkowej swojej obecności w MPN, obserwowano szybszy przyrost powierzchni leśnych niż na terenach pozbawionych aktywności bobra.

Choć powyżej opisane tereny podlegają obecnie dynamicznym przemianom pokrycia terenu (głównie zarastanie pól i łąk lasami), trudno przypisać ten fakt aktywności bobra, który powinien raczej redukować przyrost nowych lasów. Wynika to z tego, że takie oddziaływanie zachodzi zazwyczaj w niewielkiej skali; przykładowo, jak wynika z badań Henna i in. (2016) prowadzonych w Argentynie, bobry na zasiedlonym obszarze oddziałują bezpośrednio na około 1,5% danej zasiedlonej powierzchni (regionu). Może to być natomiast kolejne potwierdzenie przypuszczenia preferowania przez bobry obszarów raz, że opuszczonych przez człowieka, a dwa bezpiecznych pod kątem hydrologicznym i zapewniających bogatą bazę żerową. Trudno jest natomiast stwierdzić, który z tych czynników może mieć decydujące znaczenie w podejmowaniu przez bobra decyzji o wyborze miejsca, które zostanie przez niego skolonizowane.

W przypadku pozyskiwania informacji z materiałów kartograficznych oraz wysoko-rodzielczych map lotniczych zaproponowana metoda przyniosła rezultaty, których jakość została uznana za wystarczająco dobrą na potrzeby tego badania. Kwestią, która nie została zbadana, było wstępne przetworzenie danych, które mogłoby doprowadzić do dalszej poprawy dokładności metody. Tym samym potwierdzono pojawiające się w literaturze (Ignjatić i in. 2018; Garcia-Molsosa i in. 2021) doniesienia o dobrych rezultatach uzyskiwanych podczas segmentacji archiwalnych materiałów kartograficznych za pomocą głębokich sieci neuronowych.

Zakończona niepowodzeniem próba pozyskania informacji z niskorozdzielczej ortofotomapy oraz ortofotomapy panchromatycznej jest wyraźną słabością zastosowanej metody. Poprawy rezultatów w tym przypadku należałoby szukać we wstępnym przetwarzaniu danych. Metodę koloryzacji czarno-białych ortofotomap opartą na sieciach neuronowych zaproponowali w swoich badaniach Poterek i in. (2020). Innym sposobem poprawy wyników mogłoby być przetwarzanie obrazów za pomocą operacji morfologicznych, takich jak wypuklanie krawędzi lub szorstkości obiektów. Ponieważ dostępne wstępnie wytrenowane modele Mask R-CNN oraz U-Net przyjmują obrazy trzykanałowe, a czarno-biała ortofotomapa ma jeden kanał, otwartą kwestią badawczą pozostaje tworzenie trójkanałowych obrazów rastrowych, składających się z kanału oryginalnego oraz jego przetworzeń.

Wnioski

W okresie objętym badaniami nastąpiła zmiana lokalizacji stanowisk bobra na obszarze badań. Mimo pierwotnego rozmieszczenia w dnach dużych dolin, obecnie stanowiska znajdują się głównie na obszarach położonych na południu Magurskiego Parku Narodowego, w obrębie opuszczonych wsi łemkowskich oraz lasów je otaczających. Bobry przemieściły się zatem z obszarów o wyższej antropopresji, w kierunku terenów mniej intensywnie użytkowanych przez człowieka. Zamieszkiwane przez nie zlewnie cechują się wyższym zalesieniem oraz niższym udziałem pól i niższą gęstością zabudowy oraz sieci drogowej. Jednocześnie są to źródłowe obszary cieków, cechujące się niższym zagrożeniem związanym z wezbrzeniami przy zachowaniu warunków umożliwiających tworzenie stawów.

Trudne do jednoznacznego określenia i wymagające dalszych badań jest natomiast stwierdzenie, czy opisywana zmiana lokalizacji obszarów bytowania bobra bardziej wynika z chęci uniknięcia przez niego obszarów poddanych antropopresji, czy z preferowania obszarów obecnego zamieszkania z innych względów, np. dostępności bazy pokarmowej lub występowania korzystniejszych parametrów hydrogeomorfologicznych koryta.

Badania zostały wykonane w ramach projektu U1U/P07/NO/14.30 „Wpływ tam bobrowych na obieg wody w niewielkich zlewniach górskich” finansowanego przez Priorytetowy Obszar Badawczy Anthropocene w ramach programu „Inicjatywa Doskonałości – Uczelnia Badawcza” realizowanego na Uniwersytecie Jagiellońskim w Krakowie.

Literatura

- Cunningham J., Calhoun A., Glanz W.E., 2006, *Patterns of Beaver Colonization and Wetland Change in Acadia National Park*, *Northeastern Naturalist*, 13(4), 583–596. DOI: 10.1656/1092-6194.
- Czech A., 1996, *Ocena terenu MPN pod kątem możliwości wykorzystania przez bobra europejskiego*, Uniwersytet Jagielloński, Kraków.
- Czech A., 2010, *Bóbr – budowniczy i inżynier*, Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych, Kraków.
- Dorocki S., Krocak R., Bryndal T., 2019, *Zmiany pokrycia terenu w polskich Karpatach na przełomie XX i XXI w. a poziom rozwoju lokalnego*, *Przedsiębiorczość – Edukacja*, 15(1), 214–229. DOI: 10.24917/20833296.151.16.
- Erdem F., Avdan U., 2020, *Comparison of Different U-Net Models for Building Extraction from High-Resolution Aerial Imager*, *International Journal of Environment and Geoinformatics*, 7(3), 221–227. DOI: 10.30897/ijgeo.684951
- Fajer M., Malik I., Waga J.M., Wistuba M., Woskowicz-Ślęzak B., 2017, *Współczesne wykorzystanie przez bobra europejskiego *Castor fiber* antropogenicznie przekształconych dolin rzecznych (przykłady z Równiny Opolskiej i Wyżyny Woźnicko-Wieluńskiej)*, *Przegląd Geograficzny*, 89(3), 467–489. DOI: 10.7163/PrzG.2017.3.7
- Fustec J., Lode T., Le Jacques D., Cormier J.P., 2001, *Colonization, riparian habitat selection and home range size in a reintroduced population of European beavers in the Loire*, *Freshwater Biology*, 46(10), 1361–1371. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2001.00756.x.
- Garcia-Molsosa A., Orengo H. A., Lawrence D., Philip G., Hopper K., Petrie C. A., 2021, *Potential of deep learning segmentation for the extraction of archaeological features from historical map series*, *Archaeological Prospection*, 187–199. DOI: 10.1002/arp.1807.
- Gurnell A.M., 1998, *The hydrogeomorphological effects of beaver dam-building activity*, *Progress in Physical Geography*, 22(2), 167–189. DOI:10.1177/030913339802200202.
- Hartman G., 1995, *Patterns of spread of a reintroduced beaver *Castor fiber* population in Sweden*, *Wildlife Biology*, 1(2), 97–103. DOI: 10.2981/wlb.1995.0015.
- He K., Gkioxari G., Dollár P., Girshick R., 2020, *Mask R-CNN*, *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 42(2), 386–397. DOI: 10.1109/TPAMI.2018.2844175.
- Henn J.J., Anderson C.B., Martínez Pastur G., 2016, *Landscape-level impact and habitat factors associated with invasive beaver distribution in Tierra del Fuego*, *Biological Invasions*, 18(6), 1679–1688. DOI: 10.1007/s10530-016-1110-9.
- Howard R.J., Larson J.S., 1985, *A Stream Habitat Classification System for Beaver*, *The Journal of Wildlife Management*, 49(1), 19–25. DOI:10.2307/3801833.
- Ignjatić J., Nikolić B., Rikalović A., Čulibrk D., 2018, *Deep learning for historical cadastral maps digitization: Overview, challenges and potential*, *Computer Science Research Notes*, 2803, 42–47. DOI: 10.24132/CSRN.2018.2803.6.
- Ivanovsky L., Khryashchev V., Pavlov V., Ostrovskaya A., 2019, *Building detection on aerial images using U-NET neural networks*, *Conference of Open Innovation Association, FRUCT*, 2019-April, 116–122. DOI: 10.23919/FRUCT.2019.8711930.

- Jamrozy G., Górecki A., 2009, *Ssaki*, [w:] A. Górecki, B. Zemanek (red), *Magurski Park Narodowy – Monografia Przyrodnicza*, Oficyna Wydawnicza TEXT, Kraków, 213–230.
- John F., Baker S., Kostkan V., 2010, *Habitat selection of an expanding beaver (Castor fiber) population in central and upper Morava River basin*, *European Journal of Wildlife Research*, 56(4), 663–671. DOI:10.1007/s10344-009-0361-5.
- Kardaś P., 2000, *Zastosowanie telegeoinformacji w badaniach zmian pokrycia terenu Magurskiego Parku Narodowego w latach 1935–1999*, *Fotointerpretacja w Geografii. Problemy Telegeoinformacji*, 31, 82–90.
- Koczur A., 2010, *Szata roślinna doliny Dziełca*, [w:] W. Sroczyński (red.), *Ochrona georóżnorodności reliktoowego krajobrazu polskich Karpat fliszowych na przykładzie źródlisk Sidła w Beskidzie Niskim*, Wydawnictwo IGSMiE PAN, Kraków, 180–194.
- Koczur A., 2012, *Wtórna sukcesja roślinności w kierunku bagiennej olszyny górskiej *Caltha laeta*-*Alnetum* (Zarz. 1963) Stuchlik na dawnych łąkach Beskidu Niskiego*, *Sylwan*, 156(10): 784–791. DOI: 10.26202/sylwan.2012022.
- Kolecka N., Kozak J., Kaim D., Dobosz M., Ginzler C., Psomas A., 2015, *Mapping secondary forest succession on abandoned agricultural land with LiDAR point clouds and terrestrial photography*, *Remote Sensing*, 7(7), 8300–8322. DOI:10.3390/rs70708300.
- Kolecka N., Kozak J., Kaim D., Dobosz M., Ostafin K., Ostapowicz K., Wężyk P., Price B., 2017, *Understanding farmland abandonment in the Polish Carpathians*, *Applied Geography*, 88, 62–72. DOI: 10.1016/j.apgeog.2017.09.002.
- Kolecka N., Kozak J., 2019, *Wall-to-Wall parcel-level mapping of agricultural land abandonment in the Polish Carpathians*, *Land*, 8(9). DOI: 10.3390/land8090129.
- Knopp L., Wieland M., Rättich M., Martinis S., 2020, *A Deep Learning Approach for Burned Area Segmentation with Sentinel-2 Data*, *Remote Sensing*, 12, 2422. DOI: 10.3390/rs12152422.
- Krukar W., Luboński P., 2007, *Beskid Niski : przewodnik*, Oficyna Wydawnicza „Rewasz”, Pruszków.
- Michalik S., 2009, *Zbiorowiska roślinne*, [w:] A. Górecki, B. Zemanek (red), *Magurski Park Narodowy – Monografia Przyrodnicza*, Oficyna Wydawnicza TEXT, Kraków, 96–120.
- Lach J., 1975, *Ewolucja i typologia krajobrazu Beskidu Niskiego z uwzględnieniem gospodarczej działalności człowieka*, *Prace Monograficzne WSP*, Kraków.
- Poterek Q., Herrault P.A., Skupinski G., Sheeren D., 2020, *Deep learning for automatic colorization of legacy grayscale aerial photographs*, *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 13, 2899–2915. DOI: 10.1109/JSTARS.2020.2992082.
- Ritter T.D., Gower C.N., McNew L.B., 2019, *Habitat Conditions at Beaver Settlement Sites: Implications for Beaver Restoration Projects*, *Restoration Ecology*, 28(1), 196–205. DOI: 10.1111/rec.13032.
- Strahler A., 1957, *Transactions of the American Geophysical Union*, *Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology*, 38(6), 913–920.
- Solon J., Borzyszkowski J., Bidłasik M., Richling A., Badora K., Balon J., Brzezińska-Wójcik T., Chabudziński Ł., Dobrowolski R., Grzegorzczak I., Jodłowski M., Kistowski M., Kot R.,

- Kraż P., Lechnio J., Macias A., Majchrowska A., Malinowska E., Migoń P., Myga-Piątek, U., Nita J., Papińska E., Rodzik J., Strzyż M., Terpiłowski S., Ziaja W., 2018, *Physico-geographical mesoregions of Poland: verifications and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data*, *Geographia Polonica*, 91(2), 143–170. DOI: 10.7163/GPol.0115.
- Troll M., Ostafin K., 2016, *Use of late 18th and early 19th century cadastral data to estimate past forest cover change – a case study of Zawoja village*, *Prace Geograficzne*, 146, 31–49. DOI: 10.4467/20833113PG.16.016.5546.
- Wacławczyk P., Szubert P., Siwka M., Gołąb A., Piątek D., 2021, *Liczebność i stanowiska bobra europejskiego w Magurskim Parku Narodowym w latach 1996–2021*, *Leśne Prace Badawcze*, 82(4), 143–152. DOI: 10.48538/lpb-2021-0016.
- Wicher J., 2012, *Występowanie bobra europejskiego (Castor fiber L.) na obszarze Magurskiego Parku Narodowego*, Uniwersytet Rolniczy, Kraków.
- Zhao X., Yuan Y., Song M., Ding Y., Lin F., Liang D., Zhang D., 2019, *Use of unmanned aerial vehicle imagery and deep learning unet to extract rice lodging*, *Sensors (Switzerland)*, 19(18), 1–13. DOI: 10.3390/s19183859.
- Zbyryt M., Zbyryt A., 2013, *Rekolonizacja Magurskiego Parku Narodowego przez bobra europejskiego Castor fiber – 27 lat po reintrodukcji*, *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody. Białowieża*, 32(1), 79–88.
- Zwolicki A., Pudełko R., Moskal K., Świdarska J., Saath S., Weydmann A., 2018, *The importance of spatial scale in habitat selection by European beaver*, *Ecography*, 42(1), 187–200. DOI: 10.1111/ecog.03621.
- Żurowski W., Kasperczyk B., 1990, *Results of beaver reintroduction in some Carpathian mountain streams*, *Ochona Przyrody*, 47, 201–213.

Piotr Szubert (ORCID 0000-0001-5195-3678)
Patryk Wacławczyk (ORCID 0000-0003-3142-9400)
Uniwersytet Jagielloński
Szkoła Doktorska Nauk Ścisłych i Przyrodniczych
Wydział Geografii i Geologii
Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej
ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków
piotr.szubert@doctoral.uj.edu.pl
patryk.waclawczyk@doctoral.uj.edu.pl