

Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu
Polish Association for Landscape Ecology



Problemy Ekologii Krajobrazu

The Problems of Landscape Ecology

Tom XXXIX
Volume XXXIX

Rola badań terenowych w studiach krajobrazowych XXI wieku

The Role of Field Studies in Landscape Research of the XXI century

Redakcja tomu/Volume edited by: Jarosław Balon,
Paweł Krąż, Ewelina Mocior, Marcin Rechciński



Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej,
Uniwersytet Jagielloński w Krakowie
Institute of Geography and Spatial Management
Jagiellonian University in Krakow

Wydawca/Published by:

Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu
Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ

Rada Programowa Czasopisma/Programme Council of the Journal:

Przewodniczący/President: Andrzej Richling – PSW im. Papieża Jana Pawła II w Białej Podlaskiej/Pope John Paul II State School of Higher Education in Biała Podlaska, Uniwersytet Warszawski/University of Warsaw

Sekretarz/Secretary: Agata Cieszevska – SGGW, Warszawa/Warsaw University of Life Sciences,
e-mail: agata_cieszevska@sggw.pl

Członkowie/Members: Olaf Bastian – Dyrekcja Ochrony Środowiska miasta Drezna/State Capital of Dresden, Environmental Authority; Jürgen Breuste – Uniwersytet w Salzburgu/University of Salzburg; Simon Bell – Uniwersytet Przyrodniczy w Tartu/Estonian University of Life Sciences in Tartu; José Manuel Castro – Instytut Politechniczny w Bragançji/Instituto Politécnico de Bragança, Portugal; Krystyna German – Uniwersytet Jagielloński/Jagiellonian University in Kraków; Robert Kabai – Uniwersytet Istvána Szentala/Szent István University, Budapest; Aleksandr Khoroshev – Uniwersytet Moskiewski/Lomonosov Moscow State University; Leon Kozacki – Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu/Adam Mickiewicz University In Poznań; Maria Kozova – Uniwersytet Komeńskiego w Bratysławie/Comenius University in Bratislava; Zdenek Lipsky – Uniwersytet Karola w Pradze/Charles University in Prague; Maciej Pietrzak – PWSZ im. J. A. Komeńskiego w Lesznie/J. A. Komenski University of Applied Sciences in Leszno; Jerzy Solon – Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa/Institute of Geography and Spatial Organization PAS, Warsaw; Adolf Szponar – Uniwersytet Wrocławski/University of Wrocław; Krzysztof Wojciechowski – AWF w Warszawie, Wydz. Wychowania Fizycznego i Sportu w Białej Podlaskiej/Faculty of Physical Education and Sport in Biała Podlaska.

Strona internetowa PAEK/Website of PALE: www.paek.ukw.edu.pl

Redaktor naczelny/Editor-in-Chief: Andrzej Richling

Adres Redakcji Czasopisma/Editorial Office Address:

Krakowskie Przedmieście 30, 00-927 Warszawa, Polska
Tel.: 48 22 55 20 755, Fax: 48 22 55 21 521, a.richling@uw.edu.pl; jrlechni@uw.edu.pl

Redakcja tomu/Editing of Volume: Jarosław Balon, Paweł Krąż, Ewelina Mocior, Marcin Rechciński

Redaktor statystyczny/Statistical editor: Monika Wągrowa

Redaktorzy tematyczni/Theme editors:

Jerzy Solon – ekologia krajobrazu/landscape ecology

Jerzy Lechnio – ochrona środowiska/environmental protection

Tomasz Giętkowski – kartografia cyfrowa i techniki GIS/GIS and digital cartography

Agata Cieszevska – planowanie przestrzenne/spatial planning

Recenzenci naukowci tomu/Scientific reviewers of volume:

Agata Cieszevska, Bożenna Czamecka, Jarosław Czochoński, Agnieszka Flis, Krystyna German, Rafał Kot, Jacek Kozak, Renata Krukowska, Stanisław Krysiak, Wojciech Lewandowski, Stefania Loster, Małgorzata Luc, Janusz Łach, Wojciech Maciejowski, Mirosław Mika, Andrzej Misztal, Andrzej Mizgajski, Urszula Myga-Piątek, Agnieszka Ociepa-Kubicka, Robert Pawłusiński, Joanna Plit, Wojciech Przegon, Elżbieta Rojan, Piotr Sikorski, Jerzy Solon, Małgorzata Strzyż, Jerzy Szwagrzyk, Joanna Węclaw-Michniewska, Jacek Wolski, Wiesław Ziąja

Skład i łamanie/Volume prepared for printing: Małgorzata Ciemborowicz – Pracownia Wydawnicza IGiGP UJ

Grafika na okładkę/Graphics on cover: Anita Bernatek-Jakiel

Projekt logo PAEK/PALE logo Project: Andrzej Dąbrowski

© 2015 Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ, Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu

ISSN 1899-3850

Druk i oprawa: Poligrafia Salezjańska

ul. Bałuckiego 8, 30-306 Kraków, Polska

tel.: +48 12 266 40 00, faks: +48 12 269 02 84

www.sdb.krakow.pl

Kraków 2015

Spis treści

Table of contents

ATRYKUŁY – ARTICLES

Mariusz Kistowski

- Badania terenowe w geoekologii – przejściowy kryzys czy trwała zmiana metodologii? Refleksje w świetle prezentacji przedstawionych na konferencji „Rola badań terenowych w studiach krajobrazowych XXI wieku” 7
- Field studies in landscape ecology – temporary crisis or a permanent revision of methodology? Reflections against the speeches referred at “The Role of Field Studies in Landscape Research of 21th century” conference 7

Jarosław Balon

- Rola badań terenowych w tatrzańskich studiach krajobrazowych krakowskiego ośrodka uniwersyteckiego 15
- Field research in landscape studies of the Tatra Mountains published in the Krakow academic centre 15

Andrzej Richling

- Rola badań terenowych we wczesnym okresie rozwoju nauki o krajobrazie w Polsce 25
- The role of field research in the early period of the landscape science development in Poland 25

Paweł Franczak, Karolina Listwan

- Zmiany geomorfologiczne i krajobrazowe zachodzące w małych zlewniach górskich pod wpływem katastrofalnych wezbrań i ich trwałość w krajobrazie 33
- Geomorphological and landscape changes in the small mountain catchments caused by catastrophic floods and their permanence in the landscape 33

Grażyna Łaska

- Badania terenowe w ocenie walorów przyrodniczych szaty roślinnej wybranych dolin rzecznych na Wysoczyźnie Białostockiej 45
- Field studies in the evaluation of natural values of vegetation of selected river valleys in the Białystok Upland 45

Anna Orczewska

- Czynniki i procesy determinujące długoterminowe zmiany rozmieszczenia gatunków leśnych w krajobrazie 59
- Factors and processes determining the long-term changes in distribution patterns of woodland species in landscape 59

Nowak Maciej, Kijowski Andrzej, Stachura-Skierczyńska Krystyna, Antkowiak Michał	
Inwentaryzacja zadrzewień – klasyczne metody terenowe a nowoczesne technologie teledetekcyjne	71
Inventory of shelterbelts – classic field methods and modern remote sensing technologies	71
Monika Kordowska	
Etapy prac z zakresu ochrony cennej roślinności na przykładzie muraw kserotermicznych	79
Stages of works on protection of valuable vegetation on the example of xerothermic grasslands in Poland	79
Macias Andrzej, Kubacka Marta	
Rola kartowania sozologicznego i bazy danych SOZO w badaniach krajobrazowych na poziomie lokalnym	87
The role of sozological field mapping and SOZO database in the landscape research at a local scale	87
Michał Jakiel	
Rola i jakość opracowań przyrodniczych w procedurze planistycznej na wybranym przykładzie z otuliny Słowińskiego Parku Narodowego	95
The role and the quality of environmental analyses in the spatial planning process – an example from the buffer zone of Słowiński National Park (Poland)	95
Barbara Korwel-Lejkowska, Alicja K. Zawadzka	
Szklane domy. Identyfikacja i charakterystyka obiektów budowlanych mogących być przyczyną kolizji ptaków z elementami szklanymi tych obiektów, położonych w centrum aglomeracji Trójmiasta	103
Glass buildings. Identification and specification of construction works that may be the cause of bird collisions with glass elements of these buildings, located in the center of the Tri-City agglomeration.	103
Sylwia Kulczyk, Edyta Woźniak, Marta Derek, Małgorzata Kowalczyk	
Pomiar marszrutowy jako narzędzie monitoringu aktywności turystycznej. Przykład Wielkich Jezior Mazurskich	111
On route observations as a monitoring tool of tourists activities. The case of Great Masurian Lakes (Poland)	111
Sylwia Bródka, Iwona Miedzińska	
Rola badań terenowych w diagnozowaniu potencjału turystycznego doliny Warty na terenie metropolii Poznań	121
The role of field studies in diagnosing touristic potential in the Warta Valley in Poznan Metropolis	121

Joanna Hibner

Rola prac terenowych w badaniach natężenia ruchu turystycznego na górskich obszarach chronionych na przykładzie Łomnickiego Stawu	129
The role of field works in the visitor monitoring studies in mountain protected areas (a case study of Skalnaté pleso)	129

NOTATKI NAUKOWE – SHORT COMMUNICATIONS

Maciej Pietrzak

Wybrane aspekty „terenowych” i „zdalnych” sposobów badania krajobrazu	139
Selected aspects of the “field” and “remote” methods of landscape research	139

Kistowski M., 2015, *Badania terenowe w geoeologii – przejściowy kryzys czy trwała zmiana metodologii? Refleksje w świetle prezentacji przedstawionych na konferencji „Rola badań terenowych w studiach krajobrazowych XXI wieku. Problemy Ekologii Krajobrazu, T. XXXIX, 7–13.*

Badania terenowe w geoeologii – przejściowy kryzys czy trwała zmiana metodologii? Refleksje w świetle prezentacji przedstawionych na konferencji „Rola badań terenowych w studiach krajobrazowych XXI wieku”

Field studies in landscape ecology – temporary crisis or a permanent revision of methodology? Reflections against the speeches referred at “The Role of Field Studies in Landscape Research of 21th century” conference

Mariusz Kistowski

Katedra Geografii Fizycznej i Kształtowania Środowiska,
Instytut Geografii, Uniwersytet Gdański
ul. Bażyńskiego 4, 80-952 Gdańsk
e-mail: geomk@univ.gda.pl

Abstract. The paper presents – on the background of the landscape ecology evolution – the author’s opinion on current situation of field studies in the research process of Polish landscape ecology studies. This opinion is that landscape ecological knowledge is a too unique intellectual resource to be wasted for carrying out field studies concerning particular environmental components. Landscape ecologists should be mainly engaged in performing landscape synthesis for applications and scientific purposes. Uniqueness of landscape ecology should base on capability of the discipline to interdisciplinary synthesize specific knowledge in cooperation with other sciences, but without prevalence of one’s methodology and methods. There are three main causes of desktop studies development in two last decades: (1) the growth in use of computer and telecommunication technologies, (2) social factors, as life quality improvement, increase in consumption and influences of globalization, together with a process of Polish scientists ageing and their poor salaries which provoke for engaging for extra job search, (3) popularity of regional, continental and global landscape-ecology studies which would be impossible to be realized in a form of field studies, together with studies on historical landscape changes which require use of archive data. The majority of landscape research is realized without carrying out field studies. The latter remain primarily in large-scale studies, with their results presented on maps on scales of 1:2.000–1:25.000. The interdisciplinary character of landscape ecology creates their own field study methods which are built on achievements of three main groups of science: natural sciences (geography, geology, biology, chemistry, physics), social sciences (sociology, history, ethnography, archeology) and technical sciences (i.e. landscape architecture). They all can represent different spatial (points, linear – transect, areal) and temporal aspects (one-time, periodical, continual). As a result of the discipline evolution, contemporary landscape-ecology field studies will involve: (1) junior researchers (students and early-stage scientists) – aiming to empirically recognize landscape relationships and gain future competences of their interpretation

based on maps, aerial images and other sources, (2) experienced scientists – aiming to fill in data gaps in large-scale studies. The situation of desktop landscape ecologists is better than it was few decades ago since field studies are not the main landmark of landscape ecology anymore. The perspectives for establishing closer relations between field and desktop studies in landscape-ecology research processes depend on application potential of this discipline for landscape or environmental planning & for other social requirements, for example the implementation of European Landscape Convention and other Polish regulations related.

Słowa kluczowe: geoeologia, metodologia, metody badawcze, badania terenowe

Keywords: landscape ecology, methodology, study methods, field studies

Wprowadzenie

Niniejszy artykuł zawiera wybrane refleksje autora dotyczące aktualnych relacji pomiędzy badaniami terenowymi i kameralnymi prowadzonymi na gruncie geoeologii. Impulsem do ich przedstawienia – poza prośbą redaktorów niniejszego tomu – był referaty i dyskusja zaprezentowane w trakcie konferencji „Rola badań terenowych w studiach krajobrazowych XXI wieku” zorganizowanej przez PAEK i Uniwersytet Jagielloński. Autor starał się osadzić je w tradycji tej dyscypliny i, pomimo iż sam głównie zajmuje się kameralnymi syntezami wiedzy ekologiczno-krajobrazowej, starał się obiektywnie podejść do konieczności zachowania właściwych proporcji między badaniami w terenie i kameralnymi.

Ewolucja geoeologii a badania terenowe

Geoeologia – ewoluująca od 75 lat w Europie subdyscyplina geografii fizycznej, która w trakcie swojego rozwoju określana była m.in. jako kompleksowa geografia fizyczna lub geografia krajobrazu, zaś w Ameryce Północnej, w kontakcie z naukami biologicznymi i leśnymi, rozwinęła się w ekologię krajobrazu – posiada potencjał najbardziej interesującej spośród nauk o Ziemi. Wynika on z jej podstawowych założeń, ujawnionych już w prekursorskich pracach C. Trolla (1939, 1950), które wskazują na uznanie funkcjonowania krajobrazu i zachodzących w nim zależności – obok badań struktury i fizjonomii krajobrazu – za przedmiot badań geoeologii. Wynika z tego wybitnie syntetyzujący charakter tej nauki, co ma istotny wpływ na jej metodologię i metodykę. Można zaryzykować tezę, że bodźcem dla powstania geoeologii był intensywny rozwój metodyki badań szczegółowych subdyscyplin fizycznogeograficznych oraz powiązanych z nią dyscyplin biologicznych (geobotaniki, fitosocjologii), jak również pojawienie się nowych źródeł informacji (zdjęcia lotnicze) oraz zwiększenie różnorodności szczegółowych map tematycznych w latach 30. XX w. (Przewoźniak 1987). Równocześnie był to okres, w którym niewielkie zespoły naukowe, a nawet pojedyncze osoby, przy sprawnie działającym systemie badawczym (jak było na przykład w nauce niemieckiej), stymulowane dodatkowo formułowanymi przez administrację praktycznymi potrzebami państwa, były w stanie dokonać syntezy ówczesnej wiedzy.

Badanie zależności między geokomponentami stanowi przedmiot studiów wszystkich subdyscyplin fizycznogeograficznych. Każda z nich stawia jednak w centrum podstawowy przedmiot swoich badań, badając jego interakcje z pozostałymi geokomponentami. Natomiast cechą wyróżniającą geoeologię jest równorzędne traktowanie wszystkich komponentów środowiska, którego konsekwencją jest najpełniejsze w danych warunkach badanie zależności pomiędzy nimi wszystkimi, ze szczególnym uwzględnieniem wpływu ludzi na strukturę i funkcjonowanie komponentów przyrodniczych budujących krajobraz. Mimo znacznie mniejszego zakresu dostępnych danych o krajobrazie oraz węższego niż współcześnie zakresu dostępnych metod, ich pozyskiwania i analizowania, od początku swojego rozwoju geoeologia charakteryzowała się zastosowaniem danych i metod wytworzonych na gruncie szczegółowych subdyscyplin fizycznogeograficznych i botanicznych oraz współpracą z reprezentantami tych nauk. Równocześnie, stopniowo powstawała i kształtowała się oryginalna metodologia i metodyka geoeologii (Naveh, Lieberman 1984).

Konsekwencją takiej historii rozwoju tej subdyscypliny jest sytuacja, w której większość metod badań terenowych stosowanych w geologii ma swoje źródło lub wręcz została zaczerpnięta z innych dyscyplin, natomiast większość metod badań kameralnych, stosowanych w analizie i syntezie danych pozyskanych w terenie, stanowi oryginalny dorobek geologii. W związku z tym uzasadnione wydaje się stwierdzenie, że większą część szczegółowych badań terenowych, polegających na identyfikacji wielu cech strukturalnych i funkcjonalnych poszczególnych komponentów krajobrazu, powinni prowadzić reprezentanci subdyscyplin szczegółowych – ponieważ ich wiedza dotycząca tych komponentów jest zwykle szersza niż wiedza geologów o każdym komponentcie z osobna. Natomiast praca geologów powinna się koncentrować na syntezie wiedzy dotyczącej tych komponentów, polegającej na badaniu współzależności strukturalnych i funkcjonalnych zachodzących między nimi. Prace takie w przewadze mają charakter kameralny. Nie oznacza to braku potrzeby prowadzenia przez geologów badań terenowych, w trakcie których w szczególności można uzyskać empiryczne doświadczenie i nabyć umiejętności w zakresie interpretacji współzależności zachodzących pomiędzy cechami geokomponentów, które są nieodzowne dla ich późniejszej kameralnej interpretacji. Jednak w przypadku gromadzenia w terenie danych dotyczących cech poszczególnych komponentów środowiska, geolog powinien być raczej współpracownikiem „branżowego” specjalisty, niż osobą wiodącą w zakresie takich działań. **Rzetelna wiedza geologiczna jest dobrem zbyt unikatowym, żeby ją marnować w celu gromadzenia w terenie szczegółowej informacji komponentowej, podczas gdy istnieje ogromna potrzeba realizacji syntez krajobrazowych, które mogą być zastosowane w celach badawczych i praktycznych, np. do planowania ekologiczno-krajobrazowego.** Na marginesie, wydaje się, że niewielu współczesnych geologów byłoby np. w stanie scharakteryzować w terenie uroczysko w tak szerokim zakresie, jak proponują Z. Czepe i K. German (1978). Dużo bardziej prawdopodobne jest, że większość z nich jest w stanie wskazać i zastosować materiały źródłowe, które dostarczą danych potrzebnych do tej charakterystyki lub uzyskać dane od „branżowych” specjalistów.

Czemu geolog jest coraz rzadziej w terenie?

Uzasadnieniem powyżej przedstawionych opinii wydaje się rozwój sytuacji geografii w ostatnich kilkudziesięciu latach, a szczególnie w ostatnich dwóch dekadach, w których – zamiast lansowanych od lat 60. XX w. ujęć holistycznych (Capra 1987) – zaznacza się coraz większa atomizacja subdyscyplin geograficznych (zarówno w ramach geografii fizycznej, jak i społeczno-ekonomicznej) oraz coraz ściślejsza kolaboracja z naukami niegeograficznymi. Procesy te wydają się rozwijać pod prąd kompleksowym badaniom krajobrazu, które stanowią główny paradygmat geologii. **Oryginalność geologii powinna się opierać na zdolności syntetyzowania wiedzy „branżowej”, przy współpracy z innymi dyscyplinami i korzystaniu z ich wiedzy, ale unikając zdominowania przez ich metodologię i metodykę.**

Kolejnym czynnikiem, który powoduje przesuwanie się punktu ciężkości zaangażowania geologów z badań terenowych na prace kameralne jest trzecia rewolucja informacyjna i informatyczna. W zakresie dostępu do danych (informacji), pierwsza z nich, z lat 20. i 30. XX w., stanowiła bodziec dla powstania geologii, druga (lata 60.-80. XX w. w zależności od poziomu rozwoju cywilizacyjnego i sytuacji politycznej państw) – umożliwiła powszechny dostęp do obrazów lotniczych, a następnie satelitarnych, a trzecia – trwająca od lat 90. XX w. – umożliwiła powszechny dostęp do numerycznej informacji przestrzennej (w tym np. tak wyrafinowanych źródeł danych jak np. obrazy lidarowe). Trzy rewolucje informatyczne – związane z rozwojem technik komputerowych w gospodarce i nauce (lata 60.-80. XX w.), rozwojem komputerów osobistych i Internetu (głównie lata 80–90. XX w.) i, w końcu, z masową informatyzacją większości relacji społecznych i gospodarczych (XXI w.), doprowadziły do sytuacji, w której **zastosowanie technologii informatycznych w powiązaniu z telekomunikacyjnymi, stanowi jeden z koniecznych warunków uznania badań za prowadzone zgodnie ze współczesnymi kryteriami naukowości.** Powszechny jeszcze trzy dekady temu, a w niektórych dziedzinach nawet kilka lat temu, niedobór danych, został zastąpiony przez ich nadmiar. Zjawisko to posiada oczywiście wiele cech pozytywnych, wpływających szczególnie na przyśpieszenie procesu badawczego – tym większe, im rozleglejszy jest obszar badań. Jednak z drugiej strony, dawne procesy poszukiwania danych i żmudnego

ich gromadzenia w terenie, zastąpiły obecnie często nie mniej pracochłonne czynności dotyczące selekcji nadmiarowych zasobów informacji, ich analizy, korekcji, oceny wiarygodności, a także interpretacji rezultatów badań przeprowadzonych z ich zastosowaniem. Co więcej, często to nie badacz w pełni decyduje o charakterze danych, które wykorzystuje, ale zależy on od instytucji, które pozyskują i przetwarzają dane (np. teledetekcyjne lub dotyczące jakości środowiska – jak Inspekcja Ochrony Środowiska). W niektórych przypadkach instytucje te mają charakter komercyjny, a głównym celem ich działalności nie jest dostarczenie jak najlepszych dla nauki danych, ale maksymalizacja zysku. To jeden z negatywnych aspektów „komercjalizacji” badań.

Nie bez znaczenia dla zwiększenia udziału prac kameralnych w badaniach geoekologicznych są również zmiany zachodzące w polskim społeczeństwie, w tym również w populacji naukowców. **Wskutek ogólnego wzrostu poziomu życia, konsumpcji, oddziaływań globalizacji, staliśmy się wygodniejsi** (u niektórych wygodnictwo przekracza nawet granicę lenistwa). Ponadto, **populacja geoekologów starzeje się oraz zwykle nie jest w stanie utrzymać się wyłącznie z pracy naukowo-dydaktycznej, jak prawie całe polskie środowisko naukowe, co również nie sprzyja poświęceniu znacznego czasu i środków na badania terenowe**. Z drugiej strony **geoekologia wydaje się być jedną z ostatnich nauk przyrodniczych, w której wypada przyznawać się do szerokiego prowadzenia badań terenowych**. Większości z nas imponują osoby, które przeważającą część procesu badawczego realizują w terenie, szczególnie gdy odbywa się to w bardziej egzotycznych lub niedostępnych (np. górskich lub bagiennych) obszarach. Być może działa tu mechanizm fascynacji tym, co jest dla części z nas dostępne w bardzo ograniczonym zakresie, co oczywiście nie zaprzecza wartości wielu z tych prac. Jednak nierzadko zdarza się, że w trakcie takich badań zaciera się granica między nauką, turystyką i survivaliem, a zgromadzony materiał ma charakter bardziej reportażowo-popularyzatorski niż naukowy. Również stosowane w takich sytuacjach metody i instrumenty badawcze często ocierają się o peryferia ścisłości naukowej.

W końcu, nie bez znaczenia jest również coraz powszechniejsze podejmowanie badań geoekologicznych w skali regionalnej, kontynentalnej i globalnej, w przypadku których samodzielne gromadzenie danych w terenie nie jest uzasadnione lub możliwe. Również coraz popularniejsze badania dotyczące historycznych zmian krajobrazu, zachodzących w długich okresach (często kilkusetletnich), zmuszają do wykorzystania archiwalnych materiałów źródłowych, redukując udział bezpośrednich badań terenowych.

Jaki charakter posiadają współczesne geoekologiczne badania terenowe?

Odpowiedź na tytułowe pytanie tego podrozdziału, w kontekście rozległości problematyki podejmowanej przez geoekologów, nie należy do oczywistych. Geoekologia, oprócz oryginalnych metod badawczych ukształtowanych na jej gruncie, korzysta z szeregu metod opracowanych dla potrzeb wielu dyscyplin, które również zajmują się szeroko rozumianym krajobrazem, a w szczególnością relacjami ludzi z krajobrazem. Znajdują się wśród nich nauki społeczne (m.in. kulturoznawstwo, etnografia, socjologia, historia), nauki biologiczne (m.in. ekologia, fitosocjologia, geobotanika), czy techniczne (architektura krajobrazu). Wszystkie one posiadają właściwy sobie zestaw metod badań terenowych.

Jak podkreśla wielu autorów (m.in. Bartkowski 1977, Richling 1982, Richling, Solon 2011), charakterystyczny dla geoekologii cykl badawczy składa się z trzech podstawowych etapów:

- I. Prac przygotowawczych (sformułowania celu, metod, zgromadzenie istniejących danych i określenia zakresu danych niezbędnych do uzupełnienia w trakcie prac terenowych).
- II. Właściwych prac terenowych (w trakcie których gromadzone są wszystkie pozostałe dane, niezbędne w świetle celu i metod badawczych).
- III. Prac kameralnych (polegających na analizie uzyskanych danych w celu rozwiązania problemu badawczego).

Etap I i III posiada najczęściej charakter kameralny (z użyciem lub bez aparatury laboratoryjnej/komputerowej), a etap II przeprowadzany jest w terenie. Łatwo z tego schematu wywnioskować, iż mogą wystąpić sytuacje, w których przeprowadzenie etapu II będzie zbędne (w przypadku gdy wszystkie niezbędne dane zostały zebrane w terenie wcześniej, przed rozpoczęciem badań) lub niemożliwe (gdy obszar badań jest na tyle rozległy, że racjonalne przesłanki wskazują na brak szans zgromadzenia danych w terenie). W takich sytuacjach, pomimo

braku badań terenowych, możliwe będzie zrealizowane celu badań (np. gdy zastosujemy wcześniej zgromadzone dane o mniejszej dokładności). W trakcie badań geoekologicznych coraz częściej mamy do czynienia z pierwszym z wymienionych przypadków, czyli pełną dostępnością wcześniej zgromadzonych danych.

Nadal jednak często, szczególnie w przypadku badań prowadzonych na niewielkich obszarach, których rezultaty mają być prezentowane w skalach rzędu 1:2000–1:25 000, istnieje konieczność przeprowadzenia badań terenowych – w celu uzupełnienie brakujących informacji. Ze względu na dominujące podejście metodyczne, związane z właściwościami poszczególnych dyscyplin zajmujących się badaniami krajobrazu, metody te można podzielić na:

- Przyrodnicze – badanie cech i funkcjonowania poszczególnych komponentów środowiska przy zastosowaniu metod subdyscyplin geograficznych, biologicznych, chemii i fizyki.
- Społeczne – badanie cech i opinii społeczeństwa przy zastosowaniu metod socjologicznych (wywiady, kwestionariusze), a także historii rozwoju społeczeństwa i jego śladów w krajobrazie – metodami nauk historycznych i pokrewnych (archeologia, etnografia).
- Architektoniczno-krajobrazowe – badanie cech wizualno-estetycznych krajobrazu, z uwzględnieniem wpływu krajobrazu na pozostałe receptory ludzkie (postrzeganie multisensoryczne) – m.in. metodami stosowanymi w architekturze krajobrazu.¹

W ujęciu przestrzennym, badania prowadzone w każdej z tych trzech grup mogą mieć charakter punktowy, liniowy (transektowy) lub obszarowy (w większości przypadków z uwzględnieniem wymiaru wertykalnego), a w ujęciu czasowym – mogą być jednorazowe, powtarzane w mniej lub bardziej regularnych odstępach czasu (cykliczne) oraz prowadzone w sposób ciągły w określonym przedziale czasu (dwie ostatnie grupy można określić jako badania monitoringowe, tab. 1). Natomiast analiza związków i zależności pomiędzy danymi zgromadzonymi w terenie, jak również ekstrapolacja uzyskanych informacji w aspekcie przestrzennym i czasowym, odbywa się w III etapie procesu badawczego z udziałem geoekologów i zazwyczaj z zastosowaniem metod stanowiących oryginalny dorobek geoekologii.

Problem w tym, że coraz większą część badań terenowych można realizować przy zastosowaniu urządzeń zdalnie rejestrujących różne cechy przyrodnicze, społeczne i wizualne krajobrazu. Klasyczne kartowanie lub pomiar w terenie zastępowane są rejestracją statycznego lub dynamicznego obrazu, który następnie podlega analizie w warunkach kameralnych. Czy zatem samo zainstalowanie urządzenia lub pilotowanie drona, a potem ewentualny demontaż urządzeń wraz z zarejestrowanymi wynikami (zresztą, coraz rzadszy, ponieważ dane coraz częściej przekazywane są zdalnie *online* przy pomocy technik telekomunikacyjnych) można nazwać badaniami terenowymi? Trudno się podjąć jednoznacznej odpowiedzi na to pytanie, bez szerszej dyskusji w gronie geoekologów.

Tabela 1. Podstawowe grupy metod badań terenowych stosowane w geoekologii

Table 1. The general groups of landscape-ecology field studies

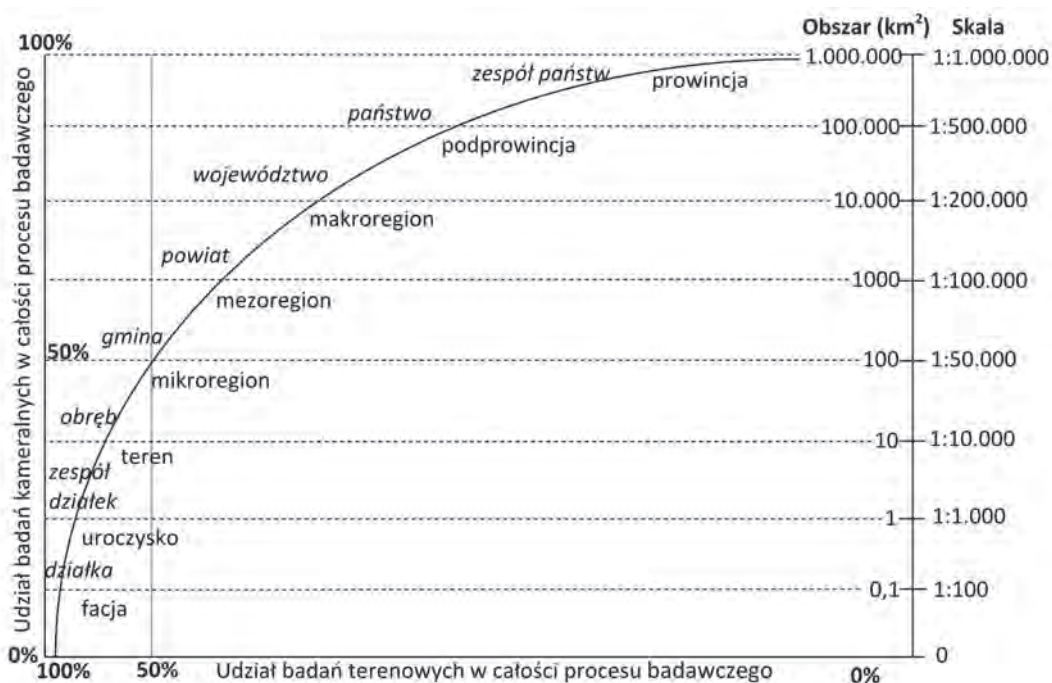
Metody ukształtowane na gruncie dyscyplin	Aspekt przestrzenny badań								
	punktowe			liniowe (transekt)			obszarowe		
	aspekt czasowy badań								
	jednorazowe	cykliczne	ciągłe	jednorazowe	cykliczne	ciągłe	jednorazowe	cykliczne	ciągłe
Przyrodniczych	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Społecznych	x	x	x				x	x	x
Architektoniczno-krajobrazowych				x	x	x	x	x	x

¹ Stopień rozwoju konceptualizacji, utrwalenia i standaryzacji tych metod wśród trzech wymienionych grup wydaje się najniższy.

Kiedy powinno się prowadzić badania terenowe?

Pomimo stałego spadku udziału czasu przeznaczanego na badania terenowe w całości procesu badawczego, należy założyć, że w niektórych przypadkach badania terenowe jeszcze przez wiele dziesięcioleci będą konieczne. Wydaje się, że – w zależności od doświadczenia osób prowadzących badania terenowe – będą one realizowane:

- przez adeptów geoekologii (studentów i początkujących badaczy) w celu empirycznego poznania związków i zależności występujących w krajobrazie, aby uzyskać umiejętność właściwego ich interpretowania w przyszłości na podstawie map, materiałów teledetekcyjnych i innych źródeł;
- przez doświadczonych badaczy – w celu uzupełnienia luk w materiałach źródłowych lub uzyskania podstawowych danych, szczególnie w przypadku prowadzenia badań wielkoskalowych na małych obszarach (ryc. 1).



Ryc. 1. Zależność udziału badań terenowych w całym procesie badań geoekologicznych od wielkości obszaru badań, skali prezentacji ich wyników oraz stosowanych fizycznogeograficznych lub administracyjnych jednostek przestrzennych

Fig. 1. Dependence of share of field study stage in a complete landscape-ecology research process on a size of study area, on the scale of the results presentation and on the use of physiographic or administrative spatial units

W pierwszym przypadku, konieczność przejścia „szkoły terenowej” wynika z braku możliwości nabycia pełnego doświadczenia w zakresie kompleksowych badań krajobrazu na podstawie wiedzy zawartej w literaturze oraz w materiałach źródłowych pozyskanych przez inne osoby. Ważne jest, aby zdobywanie doświadczenia w terenie odbywało się pod kierunkiem doświadczonych geoekologów.

Przedstawione w artykule procesy, polegające na ograniczeniu znaczenia badań terenowych na rzecz kameralnego zastosowania danych zgromadzonych przez inne niż badacz – często nienaukowe – podmioty, stanowią z pewnością cechą charakterystyczną większości subdyscyplin geograficznych, a także niektórych innych nauk przyrodniczych, które „wyrosły” z doświadczeń uzyskanych w trakcie badań terenowych. Sytuacja ta sprzyja geografom „gabinetowym”, kiedyś mniej poważanej od „terenowców” grupie badaczy, przede

wszystkim wśród przyrodników. Współcześnie ich znaczenie rośnie, szczególnie w sytuacji, gdy przedstawiciele niektórych subdyscyplin geograficznych, pomimo dysponowania ogromnymi, wieloletnimi seriami pomiarów i badań prowadzonych w terenie, nie są w stanie dokonać ich syntezy, która ożywiłaby wiedzącą w niektórych zakresach badawczych geografę. W kontekście kryteriów oceny wartości badań naukowych, należy również mieć nadzieję, że proporcja między badaniami kameralnymi i terenowymi będzie stanowić kryterium oceny ich jakości tylko w uzasadnionych przypadkach, gdy badania terenowe są rzeczywiście niezbędne.

Przyszłe wyzwania stojące przed geoekologią jako nauką stosowaną, związane m.in. z przeprowadzaniem audytu krajobrazowego przewidzianego w ustawie z dnia 20 marca 2015 r. o zmianie niektórych ustaw w związku ze wzmocnieniem narzędzi ochrony krajobrazu, służącej realizacji niektórych zapisów Europejskiej Konwencji Krajobrazowej oraz z nadziejami na zwiększenie znaczenia w Polsce planowania ekologiczno-krajobrazowego, opartego na wzorcach zachodnioeuropejskich, pozwolą w nadchodzących latach na weryfikację opinii dotyczących znaczenia badań terenowych w geoekologii, szczególnie w kontekście praktycznych zastosowań. Najbliższa dekada powinna wskazać kierunki jej dalszego rozwoju i dać odpowiedź na pytanie, czy aktualne znaczenie badań terenowych zostanie utrzymane – przynajmniej w odniesieniu do studiów wielkoskalowych.

Literatura

- Bartkowski T. 1977. *Metody badań geografii fizycznej*. PWN, Warszawa–Poznań.
- Capra F. 1987. *Punkt zwrotny*. Nauka, społeczeństwo, nowa kultura, PIW, Warszawa.
- Czeppe Z., German K. 1978. *Metoda kartowania fizycznogeograficznego*. Zesz. Nauk. UJ, Prace Geograficzne 45, s. 123–140.
- Naveh Z., Lieberman A. 1984. *Landscape Ecology – Theory and Application*. Springer, Verlag, New York.
- Przewoźniak M. 1987. *Podstawy geografii fizycznej kompleksowej*. Wyd. Uniw. Gdańskiego, Gdańsk.
- Richling A. 1982. *Metody badań kompleksowej geografii fizycznej*. PWN, Warszawa.
- Richling A., Solon J.. 2011. *Ekologia krajobrazu*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Troll C. 1939. *Luftbildplan und ökologische Bodenforchung*. Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde Zu Berlin, s. 241–298.
- Troll C. 1950. *Die geographische Landschaft und ihre Erforschung – Studium Generale 3. Arbeiten aus dem Geogr. Inst. Der Universität Bonn 4/5*, s. 163–181.

Rola badań terenowych w tatrzańskich studiach krajobrazowych krakowskiego ośrodka uniwersyteckiego

Field research in landscape studies of the Tatra Mountains
published in the Krakow academic centre

Jarosław Balon

Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński
ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków
e-mail: jaroslaw.balon@uj.edu.pl

Abstract: The paper presents methodological summary of research conducted by the Author and his research group in the Tatra Mts. since the 1980s. In the course of those research, structure studies were conducted, concept of 'spatial orders' was developed, physical geographical belts and vertical zones were recognized as well as detailed boundaries of the Tatra Mts. were delimited, along with detailed regionalization of the range, which resulted in delineation of basic units. Those units were used to research human impact, as well as transformation and stability of the natural environment. Decreasing importance of field research, and, at the same time, growing role of the office work connected with the popularity of GIS tools can be noticed. However, that modern tools are not able to fully replace field research, especially in the high mountains areas, with very complicated landscape structure.

Słowa kluczowe: badania terenowe, typy krajobrazu, granice fizycznogeograficzne, regionalizacja, Tatry
Keywords: field research, types of landscape, physio-geographical boundaries, regionalization, Tatra Mts.

Wprowadzenie

Artykuł stanowi rodzaj metodycznego podsumowania prowadzonych przez Autora i współpracowników prac badawczych, dotyczących organizacji krajobrazu Tatr, a zatem ich struktury, funkcjonowania i przemian. Studia prowadzone są od lat osiemdziesiątych XX wieku, przy czym zaczynano od prac w skali szczegółowej (1:10 000), stopniowo rozszerzając zakres i pomniejszając skalę opracowań. Wraz z zakresem i skalą badań ewoluowały metody i techniki badawcze.

Badania prowadzono w trzech podstawowych kierunkach. Pierwszy był związany z pracami nad typologią środowiska przyrodniczego (krajobrazu). Drugi dotyczył wyznaczenia fizycznogeograficznych granic Tatr. Trzeci zmierzał do dokonania ich szczegółowej regionalizacji. Prowadzone studia były też podstawą do dalszych, szczegółowych dociekań dotyczących przemian środowiska przyrodniczego Tatr, antropopresji, konfliktów człowiek-środowisko, a także uwarunkowań i dynamiki granic w górach, szczególnie górnej granicy lasu i górnej

granicy kosodrzewiny. Badania stabilności granic wykorzystano też w szerszych studiach nad stabilnością środowiska przyrodniczego wyższych części Karpat. Z kolei prace nad regionalizacją Łańcucha Tatrzańskiego zostały z czasem rozszerzone na większe obszary – najpierw na pogranicze polsko-słowackie, a następnie na całe Karpaty Zachodnie.

Celem niniejszego artykułu jest pokazanie, jako studium przypadku, rozwoju myśli badawczej Autora i jego uczniów w poznawaniu Tatr jako holistycznej jednostki krajobrazowej. Analiza ta pozwala na rejestrację, w jaki sposób ewoluowały w tym okresie metody badawcze, od elementarnych studiów terenowych po techniki związane z wykorzystaniem Geograficznych Systemów Informacyjnych.

Ryciny w niniejszym artykule celowo zostały pokazane w wersji oryginalnej; stanowią przykłady roboczych, nie publikowanych map, bądź pokazują oryginalną szatę graficzną, wykonywaną ręcznie, z wykorzystaniem prostych przyborów kreślarskich, pochodzącą z różnych opracowań. W intencji mają one pokazać rozwój szaty graficznej, stanowiącej bądź ilustrację, bądź też materiał badawczy, z którego korzystano przy dociekaniach na temat krajobrazu Tatr. Dlatego ryciny nie zostały „poprawione” i dopasowane do obecnego poziomu szaty ilustracyjnej artykułów, a w szeregu miejsc pominięto złożone, występujące w oryginalnych pracach szczegółowe objaśnienia.

Typologia krajobrazu

W latach 1985–1991 przeprowadzono szczegółowe kartowanie fizycznogeograficzne geokompleksów rangi uroczyska polskiej części zlewni Białki w Tatrach. Był to obszar o powierzchni rzeczywistej (powierzchnia topograficzna, przemnożona przez kąt nachylenia) 47,6 km². Pracowano z wykorzystaniem map topograficznych w skali 1:10 000, co pozwoliło na rejestrację nawet bardzo małych, typowych dla obszaru wysokogórskiego jednostek. Łącznie wyróżniono 4355 uroczysk (ryc. 1). Pomijając badania prowadzone na potrzeby kilku prac magisterskich, opublikowanych w ośrodku warszawskim (Richling 1984) i krakowskim (Kalicki 1986), obejmujących raczej niewielkie obszary, były to pierwsze kompleksowe badania krajobrazowe w Tatrach, oparte na kartowaniu fizycznogeograficznym. Dla jego potrzeb zmodyfikowano metodę kartowania, stosowaną do tej pory w obszarach niższych gór (Czeppe, German 1978). Stosowany poprzednio formularz kartowania zastąpiono, przygotowanym na podstawie badań pilotażowych, kodem cyfrowym, zawierającym charakterystykę 23 cech środowiska (łącznie blisko tysiąc rodzajów wyróżnień), a także dane określające lokalizację i cechy metryczne kartowanych jednostek. Kartowanie wykonywano w terenie, choć dalsze etapy pracy zostały wykonane metodą kameralną. Utworzono bazę danych w programie dBase, wpisując tam dane ze wszystkich jednostek. Zawierała ona łącznie blisko 260 000 cyfr. Następnie komputerowo dokonano, korzystając z ograniczonych możliwości programu, typologii uroczysk. Ich naniesienia na mapę, jako że nie były wtedy jeszcze dostępne programy identyfikujące rekordy bazy z konkretnym miejscem na mapie, dokonano w formie tradycyjnej, podobnie jak wyróżnienia terenów indywidualnych i typologii terenów. Wyróżnione typy terenów (łącznie 41) zostały uznane za typy środowiska przyrodniczego (Balon 1991a, 1992).

Wykonane na podstawie długotrwałych studiów terenowych opracowanie struktury środowiska przyrodniczego zlewni Białki było podstawą dalszych studiów, rozwijanych w trzech kierunkach.

Pierwszy z nich zmierzał do dokonania typologii środowiska innych obszarów Tatr. Pomocna w tym była wypracowana na podstawie wspomnianych wyżej studiów, holistyczna koncepcja porządków przestrzennych, czyli rodzajów uporządkowania środowiska przyrodniczego (krajobrazu) w nawiązaniu do cechy przewodniej (Balon 2009). W zlewni Białki wyróżniono trzy porządki przestrzenne: pasowy, piętrowy i morfologiczny. Koncepcję tę rozwinięto, wpierw na obszar polskich Tatr, wykonując opracowanie piętrowości (Balon 1991b, 2000a), a następnie pasowości (Balon 2002a). Prace te, wykonywane w bardziej przeglądowej skali, w większym stopniu bazowały już na pracach gabinetowych (choć jeszcze nie GIS-owych), jednak w szeregu przypadkach weryfikowanych w czasie studiów terenowych. Zmierzając do wyróżnienia typów środowiska dla całych polskich Tatr przeprowadzono studia terenowe (ale już bez szczegółowego kartowania) zachodniej ich części. Stało się to podstawą opracowania porządków przestrzennych i równocześnie typów krajobrazu Tatr Polskich (Balon 2005). Kontynuacją tego typu badań była ekstrapolacja wypracowanej dla polskich Tatr

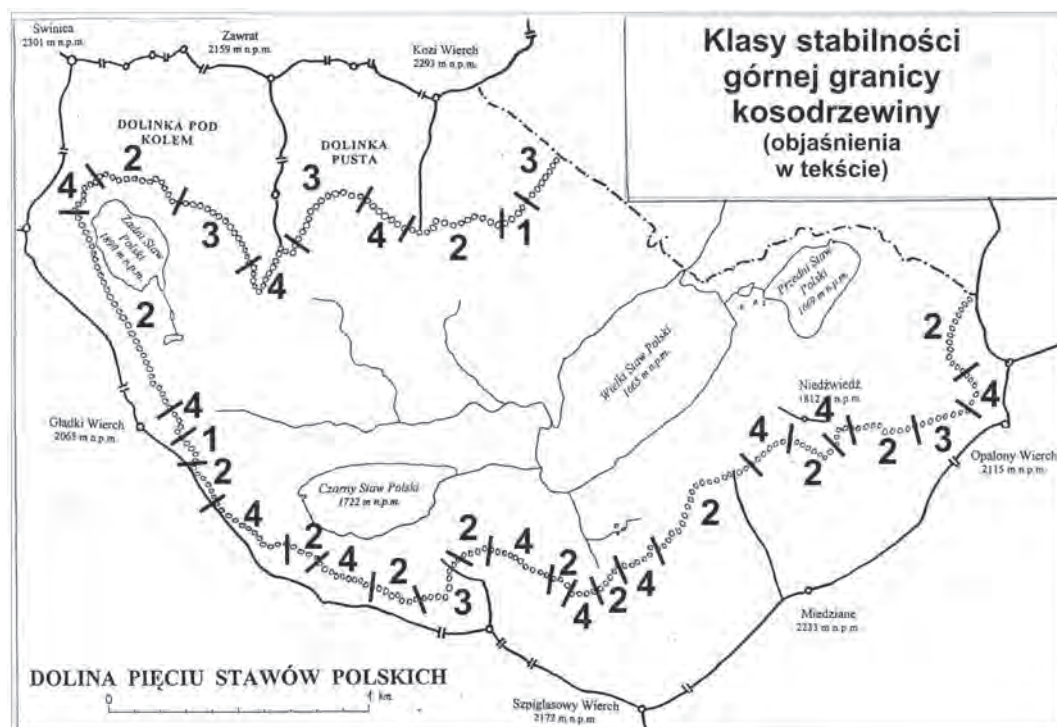


Ryc. 1 Skan fragmentu roboczej mapy dokumentacyjnej 1:10 000 polskiej części zlewni Białyki z naniesionymi uroczyskami indywidualnymi. Numery oznaczają geokompleksy indywidualne (Balon 1992)

Fig. 1. Scan of the fragment of the working map 1:10 000 of Polish part of Białyka River catchment, with uroczyska units. The numbers mean individual geokompleks (Balon 1992)

koncepcji na cały obszar Tatr. Wyniki tego opracowania, wykonanego już z pomocą technik GIS, zamieszczono w Atlasie Tatr (Balon i in. 2015a).

Drugi kierunek dotyczył szczegółowego badania granic w środowisku przyrodniczym gór, szczególnie granic tzw. istotnych, wg koncepcji C. Trolla (1972). Na podstawie bazy danych uzyskanych dla zlewni Białki zbadano najpierw górną granicę lasu jako linię fizycznogeograficzną (Balon 1995). Następnie M. Jodłowski (2006a, 2006b, 2007, 2010) analizował górną granicę kosodrzewiny, traktowaną jako złożony i dynamiczny ekoton. Opracowanie to bazuje na szczegółowych studiach terenowych, prowadzonych w siedmiu dolinach Tatr Polskich i Słowackich, a także na Babiej Górze i w Karkonoszach. Górną granicą kosodrzewiny jako wskaźnikiem stabilności środowiska (ryc. 2) zajmował się też J. Balon (2002b).



Ryc. 2. Klasy stabilności górnej granicy kosodrzewiny w Dolinie Pięciu Stawów Polskich (Balon 2002b)

1 – granice stabilne, 2 – granice raczej stabilne, 3 – granice średnio stabilne, z tendencją do podnoszenia się, 4 – granice mało stabilne, z tendencją do obniżania się

Fig. 2. The classes of stability of the upper dwarf-pine limit in the Five Polish Lakes Valley (Balon 2002b)

1 – stable limits, 2 – relatively stable limits, 3 – moderately stable limits, with tendency to heighten, 4 – limits not enough stable, with tendency to decline

Trzeci kierunek dotyczył zastosowania posiadanej bazy danych o środowisku zlewni Białki do innych badań. Na początku należy wspomnieć studia nad antropopresją i podatnością geosystemów górskich na zmiany antropogeniczne (Balon 2001a, 2002c). W kolejnej pracy rozpatrywano możliwość stosowania typów krajobrazu, jako narzędzia do gospodarowania środowiskiem przyrodniczym Tatr (Balon 2010). Wreszcie wykorzystano szczegółową znajomość terenu, uzyskaną w trakcie badań własnych w zlewni Białki, a także badań P. Kroha (2001, 2012) w Dolinie Miętusiej, do lokalizacji dwóch z czternastu obszarów testowych w studiach (Balon 2007) nad stabilnością obszarów w Karpatach powyżej górnej granicy lasu.

Za pewne podsumowanie omówionych wcześniej prac nad organizacją środowiska przyrodniczego obszarów górskich można uznać artykuł J. Balona i M. Jodłowskiego (2012).

Granice Tatr

Zarysowane wyżej szczegółowe studia nad strukturą środowiska przyrodniczego wiązały się oczywiście z szczegółową kwerendą literatury naukowej poświęconej Tatom. W jej trakcie stwierdzono, iż mimo dość powszechnego przekonania, że Tatry przebadano już bardzo szczegółowo i wiadomo o nich „wszystko”, istnieją poważne luki w wiedzy, także wiedzy geograficznej na ich temat. Przede wszystkim zauważono poważne dysproporcje w opracowaniach Tatr po obu stronach granicy, często to, co było dokładnie przebadane w Polsce, w ogóle nie było badane na Słowacji, bądź też było badane w zupełnie inny sposób. Sytuacja ta do dziś uległa znaczącej poprawie. Szczególnie widać to na przykładzie wydanego ostatnio Atlasu Tatr, który w zamierzeniu traktuje z równą dokładnością obszary po obu stronach granicy.

Jedną z poważnych luk w wiedzy geograficznej o Tatrach był niewątpliwie brak szczegółowego określenia przebiegu ich granic. Istniały co prawda opisy granic Tatr (Paryscy 1973, 1995), ale wyznaczono je na podstawie kryteriów pozaprzyrodniczych – biegły one głównie wzdłuż dróg jezdnych. Taki przebieg granic był bezrefleksyjnie przenoszony z opracowań przewodnikowych do literatury naukowej i na podstawie takiego przebiegu określano na przykład powierzchnię Tatr jako regionu fizycznogeograficznego.

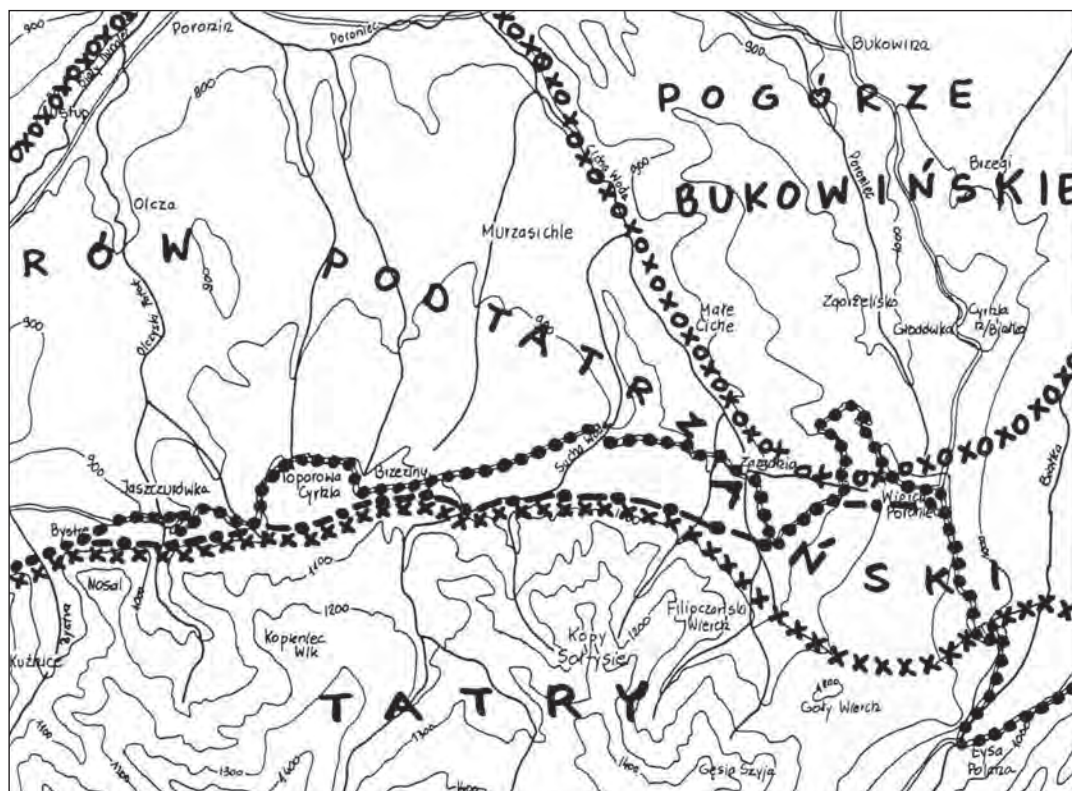
Stąd kolejnym zadaniem badawczym stało się wytyczenie granic Tatr o charakterze przyrodniczym. Dokonano tego etapami, wpięrcz zaproponowano przebieg granicy północnej, od Kotliny Zuberca na zachodzie po Bruzdę Zdziaru na wschodzie (Balon 1996). Odcinek ten obejmował całą granicę Tatr w obrębie Polski. Północna granica Tatr jest stosunkowo mało skomplikowana pod względem przyrodniczym. Na większości odcinków zaznacza się wyraźny wklęsły załom morfologiczny uwarunkowany tektoniką obszaru. Stąd granicę wytyczono na podstawie szczegółowej analizy map, dokonując też weryfikacji terenowej w obrębie dyskusyjnych odcinków (gdzie wspomniany załom zanika), pomiędzy Doliną Filipka i Doliną Białki (ryc. 3) oraz w okolicach Zdziarskiej Przełęczy.

Następnie zajęto się najbardziej kontrowersyjną granicą zachodnią, oddzielającą Tatry od ich zachodniego przedłużenia – Gór Choczańskich. W literaturze istnieje co najmniej kilka wariantów prowadzenia tej granicy, bazujących na różnych, nie zawsze przyrodniczych, kryteriach. Wyznaczenia tej granicy dokonał M. Jodłowski (2001); dokonał tego na podstawie typowego studium terenowego. Stosując autorską metodę kartowania poszczególnych odcinków granic (ryc. 4); określono zarówno cechy samej granicy jak i sąsiadujących z nią obszarów. Po raz pierwszy zastosowano wtedy na szerszą skalę zaproponowaną przez J. Balona (2000b) zasadę równoprawności regionów po obu stronach granicy.

Kolejnym problemem była granica południowa. Na odcinku zachodnim jej przebieg (wyraźny załom morfologiczny) jest dość oczywisty, natomiast bardzo dyskusyjny jest jej długi odcinek pomiędzy Tatrami Bielskimi (na wschodzie) a Doliną Cichą Liptowską (na zachodzie). Problem polega na tym, że uwarunkowany tektonicznie załom morfologiczny pomiędzy Tatrami Wysokimi a Kotliną Popradzką jest silnie zatarty przez występowanie mięjszych osadów czwartorzędowych. Natomiast dalej na wschód dno Obniżenia Spisko-Liptowskiego silnie się podnosi. Na tym odcinku wyznaczenie granic musiało zostać poprzedzone określeniem cech regionu, z którymi graniczą Tatry od południa (Balon 2012). Ostatecznie południową granicę Tatr wytyczono przy okazji przygotowywania wspomnianego wyżej Atlasu Tatr (Balon, Jodłowski, Krąż 2015b). Prace te bazowały głównie na studiach materiałów kartograficznych, w tym zdjęć satelitarnych, wymagały też jednak wizji lokalnej w kilku najbardziej dyskusyjnych miejscach. Przy okazji prac nad Atlasem Tatr wytyczono też przebieg krótkiej, nie budzącej większych kontrowersji granicy wschodniej.

Szczegółowa regionalizacja Tatr

Trzeci kierunek badawczy zmierzał do dokonania szczegółowej regionalizacji fizycznogeograficznej Tatr. Prace te zostały zapoczątkowane również w trakcie analizy struktury środowiska przyrodniczego zlewni Białki. Dla obszaru badań dokonano podziału na mikroregiony fizycznogeograficzne drogą indukcyjną, łącząc w większe jednostki uzyskane wcześniej tereny (Balon 1992). W ramach tych prac dokonano szczegółowej analizy struktury krajobrazu w obrębie wyróżnionych jednostek.



Ryc. 3. Oryginal ryciny z pracy J. Balona (1996) przedstawiającej różne warianty położenia północnej granicy Tatr
 Objasnienia:

kropki – północna granica Tatr wg Z. R. i W. H. Paryskich (1973)

kropki-kreski – modyfikacje granicy Tatr wg Z. R. i W. H. Paryskich (1995)

krzyżyki – proponowany przebieg granicy pomiędzy Tatrami a Rowem Podtatrzańskim

kółka-krzyżyki – proponowany przebieg granicy pomiędzy Rowem Podtatrzańskim a Pogórzem Bukowińskim i Gubałowskim

Fig. 3. Original figure from J. Balon (1996) showing different variants of northern boundary of Tatra Mts.

Explanations:

dots – northern boundary of Tatra Mts. according to Z.R. Paryska and W.H. Paryski (1973)

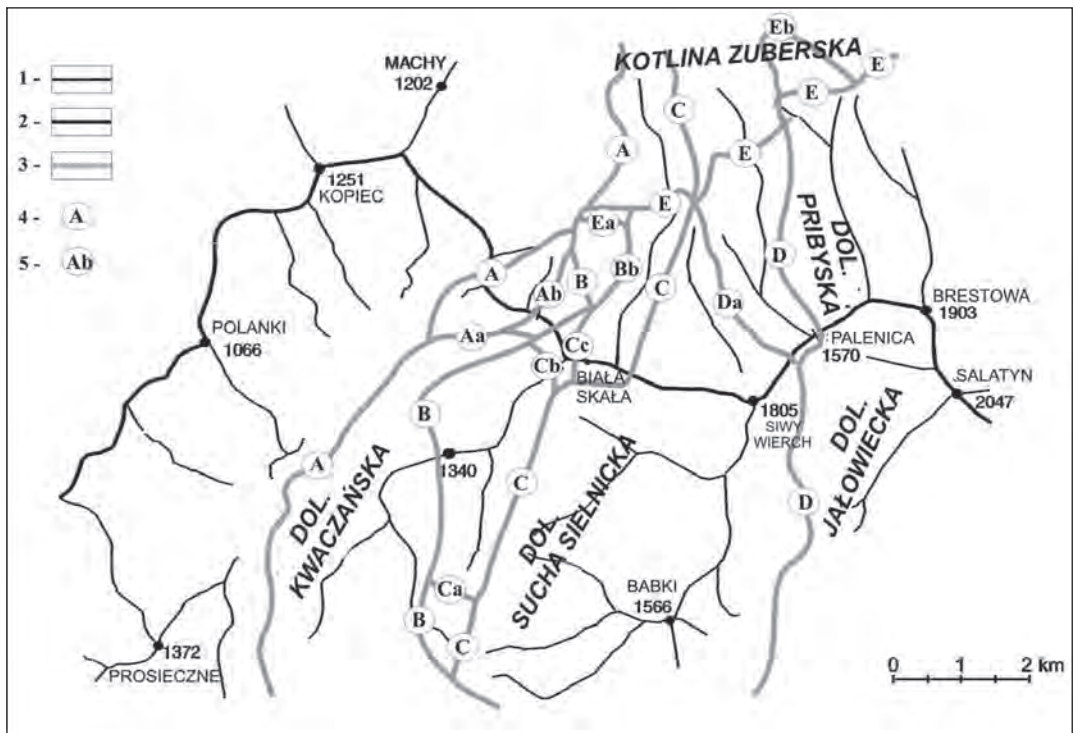
dots-hyphens – boundary modifications according to Z.R. Paryska and W.H. Paryski (1995)

crosses – suggested location of boundary between Tatra Mts. and Sub-Tatra Trench

circles-crosses – suggested location of boundary between Sub-Tatra Trench and Bukowina and Gubałówka Foothills.

Podział ten był następnie ekstrapolowany na inne obszary, już nie drogą szczegółowych studiów terenowych, ale na podstawie wiedzy wynikającej ze szczegółowej znajomości terenu. Dokonano najpierw regionalizacji Tatr Polskich (ryc. 5). Ponieważ opracowanie dotyczyło obszaru Tatrzańskiego Parku Narodowego (Balon 2001b), objęto studiami także sąsiadujące od północy z polskimi Tatrami fragmenty Obniżenia Podhalańskiego. Uzyskane jednostki w randze mikroregionów wykorzystano jako pole odniesienia do szerszych analiz przemian środowiska przyrodniczego (Balon 2001c) i konfliktów człowiek-środowisko (Balon 2002d).

Po dłuższym okresie, udało się rozszerzyć podział Tatr na mikroregiony na słowacką część Tatr. Przy okazji dokonano korekty regionalizacji Tatr Polskich, polegającej głównie na nieznacznym zmniejszeniu liczby jednostek. Dokonany podział (Balon, Jodłowski, Krąż 2015b) jest efektem studiów prowadzonych gabinetowo, przy zastosowaniu technik GIS. Zaznaczyć jednak należy, że bazuje on na bardzo szczegółowej wiedzy terenowej jęgo autorów, którzy są przewodnikami tatrzańskimi.



Ryc. 4. Warianty przebiegu zachodniej granicy Tatr analizowane w pracy M. Jodłowskiego (2001)

Objaśnienia: 1 – grzbiety główne, 2 – grzbiety boczne, 3 – przebieg możliwych wariantów przebiegu granicy, 4 – główne warianty, rozpatrywane w opracowaniu, 5 – podrzędne warianty, rozpatrywane w opracowaniu

Fig 4. Variants of western boundary of Tatra Mts. analyzed in M. Jodłowski (2001)

Explanations: 1 – main ridges, 2 – lateral ridges, 3 – location of possible variants of the boundary, 4 – primary variants considered, 5 – secondary variants considered

Przeprowadzając analizę istniejących regionalizacji obszarów sąsiadujących z Tatrami, stwierdzono znaczące różnice pomiędzy opracowaniami różnych autorów, w szczególności polskich i słowackich (Jodłowski, Balon 2005). Zaowocowało to próbą ujednoczenia tych podziałów w obrębie pogranicza polsko-słowackiego (Balon, Jodłowski 2005). Wyróżniono tu – bazując na studiach gabinetowych – jednostki do szczebla mezoregionu włącznie, przy okazji korygując wcześniejsze polskie (Klimaszewski 1972; Kondracki 1978; Czeppe, German 1979; Balon i in. 1995) i słowackie (Hromadka 1956; Mazur, Luknis 1978) podziały. Dalsze prace zmierzały do ujednoczenia regionalizacji Karpat Zachodnich. Aby tego dzieła dokonać, należało wpięć rozstrzygnąć kilka dyskusyjnych zagadnień dotyczących miejsc, gdzie wspomniane podziały znacząco różniły się od siebie. Efektem był artykuł (Balon 2012), bazujący przynajmniej w części na studiach terenowych. Za podsumowanie omawianego kierunku badawczego można uznać nowy, choć oczywiście nawiązujący zarówno do podziałów polskich jak i słowackich (Kondracki 1978; Luknis, Mazur 1978), podział regionalny (do szczebla mezoregionu włącznie) Karpat Zachodnich (Balon, Jodłowski 2014).

Podsumowanie

Konkludując, można stwierdzić, że w okresie trzydziestu lat omawianych badań zaznaczyła się tendencja do stopniowego zmniejszania roli prac terenowych, a zwiększania roli prac kameralnych (gabinetowych). Wiąże się to z kilkoma czynnikami:



Ryc. 5. Regionalizacja obszaru Tatrzańskiego Parku Narodowego (Balon 2001 b)

Objaśnienia: 1 – granice makroregionów, 2 – granice mezoregionów, 3 – granice mikroregionów, 4 – symbole regionów indywidualnych, 5 – granica państwowa, 6 – granica Tatrzańskiego Parku Narodowego

Fig. 5. Regionalization of the area of Tatra National Park (Balon 2001b)

Explanations: 1 – boundaries of macroregions, 2 – boundaries of mesoregions, 3 – boundaries of microregions, 4 – symbols of individual regions, 5 – national boundary, 6 – boundary of Tatra National Park

1. Stopniowo zwiększał się obszar opracowania – od zlewni Bialki, która można było jeszcze objąć szczegółowym kartowaniem terenowym (nawet jeśli wymagało to pracy przez kilka sezonów badawczych), przez polską część Tatr, po całe Tatry, a nawet – w przypadku niektórych prac – po całe Karpaty Zachodnie.
2. Zmiana skali opracowań; od bardzo szczegółowych (1:10 000), po znacznie bardziej przeglądowe (nawet do 1:750 000).
3. Ewolucja podejmowanych zagadnień badawczych. Strukturę środowiska przyrodniczego, cechy granic regionalnych czy oddzielających od siebie piętra krajobrazowe, a nawet stabilność środowiska można badać w terenie, obejmując studiami cały teren opracowania, czy też wybrane obszary testowe. Wyznaczanie przebiegu granic pomiędzy regionami w skali przeglądowej wymaga spojrzenia „bardziej z góry”, choć niekiedy przydatna jest weryfikacja terenowa. Natomiast wyróżnianie typów krajobrazu czy regionalizacja większych obszarów metodą prac terenowych nie jest praktycznie możliwa.
4. Pojawienie się, a następnie dynamiczny rozwój nowych technik badawczych, związanych z zastosowaniem narzędzi GIS. Mają one jednak swoje ograniczenia, stąd za uzasadnioną należy uznać tezę, że owe techniki nie są jednak w stanie całkowicie zastąpić studiów terenowych, szczególnie w obszarze o tak złożonym charakterze krajobrazu, jakim są góry wysokie.

Ostatnia ważna refleksja dotyczy podstawowego związku pomiędzy wiedzą badacza o terenie, a stosowaniem nowoczesnych technik badawczych. Z pełnym przekonaniem, opartym na wieloletnich badaniach obszaru Tatr, mogę stwierdzić, że pozyskana w trakcie szczegółowych studiów terenowych praktyczna wiedza badacza pozwala mi – w trakcie następnych badań – znacznie łatwiej analizować i interpretować dane uzyskane z pomocą nowoczesnych technik badawczych. Można przypuszczać, że tej samej jakości dane uzyskane dla innego, słabo znanego lub nieznanego obszaru górskiego, nie pozwoliłyby na przeprowadzenie w pełni rzetelnych studiów nad typologią środowiska przyrodniczego, szczegółową regionalizacją czy też przebiegiem fizycznogeograficznych granic.

Literatura

- Balon J. 1991a. Struktura środowiska przyrodniczego Doliny Roztoki (Tatry Wysokie). Zesz. Nauk. UJ, Prace Geograficzne 83, s. 87–103.
- Balon J. 1991b. Piętrowość w środowisku przyrodniczym Tatr. Czasopismo Geograficzne 62 (4), s. 283-299.
- Balon J. 1992. Struktura i funkcjonowanie polskiej części zlewni Białki w Tatrach. IG UJ, Kraków.
- Balon J. 1995. The upper forest limit in the Tatra Mountains as a physico-geographical line. Zesz. Nauk. UJ. Prace Geograficzne 98, s. 171–187.
- Balon J. 1996. Północna granica Tatr (studium fizycznogeograficzne). [W:] Przyroda Tatrzeńskiego Parku Narodowego a człowiek, tom I. TPN, PTPNoZ, Kraków-Zakopane, s. 182–185.
- Balon J. 2000a. Piętra fizycznogeograficzne Polskich Tatr. Prace Geograficzne UJ 105. Kraków, s. 211–233.
- Balon J. 2000b. Z metodyki prowadzenia granic regionów fizycznogeograficznych w górach. Problemy Ekologii Krajobrazu 7, s. 33–48.
- Balon J. 2001a. Podatność geosystemów górskich na zmiany antropogeniczne na przykładzie Doliny Białki w Tatrach. Problemy Ekologii Krajobrazu 10, s. 764–771.
- Balon J. 2001b. Physicogeographical regionalization of the Tatra National Park (Poland). Ekologia (Bratislava) 20 (4), s. 116–122.
- Balon J. 2001c. Regionalne zróżnicowanie współczesnych przemian środowiska przyrodniczego w Tatrach. Problemy Ekologii Krajobrazu 10, s. 756–763.
- Balon J. 2002a. Pasowość fizycznogeograficzna Polskich Tatr. [W:] Górka Z., Jelonek A. (red.), Geograficzne uwarunkowania rozwoju Małopolski. PTG, IGiGP UJ i IG AP, s. 111–116.
- Balon J. 2002b. Górna granica kosodrzewiny jako wskaźnik stabilności geosystemu Tatr. [W:] Borowiec W., Kotarba A., Kownacki A., Krzan Z., Mirek Z. (red.), Przemiany środowiska przyrodniczego Tatr. TPN, PTPNoZ, Kraków-Zakopane, s. 131–137.
- Balon J. 2002c. Antropogeniczne przemiany środowiska w Tatrach na przykładzie zlewni Białki, [W:] Borowiec W., Kotarba A., Kownacki A., Krzan Z., Mirek Z. (red.), Przemiany środowiska przyrodniczego Tatr, TPN, PTPNoZ, Kraków-Zakopane, s. 341–347.
- Balon J. 2002d. Regionalne zróżnicowanie konfliktów człowiek-środowisko na obszarze Tatrzeńskiego Parku Narodowego. [W:] Partyka J. (red.), Użytkowanie turystyczne parków narodowych. Ojców, s. 715–722.
- Balon J. 2005. Spatial order in the natural environment of the Polish Tatra Mts. Prace Geograficzne IGiGP UJ 115, s. 19–29.
- Balon J. 2007. Stabilność środowiska przyrodniczego Karpat Zachodnich powyżej górnej granicy lasu. IGiGP UJ, Kraków, s. 262.
- Balon J. 2009. Porządki przestrzenne – syntetyczna wizja krajobrazu. Problemy Ekologii Krajobrazu 28, s. 61–70
- Balon J. 2010. Typy krajobrazu jako narzędzie gospodarowania środowiskiem przyrodniczym Tatr. [W:] Krzan Z. (red.), Przyroda Tatrzeńskiego Parku Narodowego a Człowiek, tom III Człowiek i środowisko. TPN i PTPNoZ, Zakopane, s. 107–113.
- Balon J. 2012. Wybrane problemy regionalizacji fizycznogeograficznej Centralnych Karpat Zachodnich. Prace Geograficzne 128, s. 29–44.
- Balon J., German K., Kozak J., Malara H., Widacki W., Ziaja W. 1995. Regiony fizycznogeograficzne. [W:] Warszzyńska J. (red.) Karpaty Polskie. Wyd. UJ, Kraków, s. 117–130.
- Balon J., Jodłowski M. 2005. Regionalizacja fizycznogeograficzna pogranicza polsko-słowackiego. Problemy Ekologii Krajobrazu 12, s. 69–76.

- Balon J., Jodłowski M. 2012. Landscape organization in the non-glaciated high-mountain ranges in Europe. [W:] Churski P. (red.), Contemporary Issues in Polish Geography. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 65–82.
- Balon J., Jodłowski M. 2014. Regionalizacja fizycznogeograficzna Karpat Zachodnich – studium metodologiczne. [W:] Ziąja W., Jodłowski M. (red.), Struktura środowiska przyrodniczego a fizjonomia krajobrazu. IGiGP UJ. Kraków, s. 85–106.
- Balon J., Jodłowski M., Kraż P. 2015b. Tatry – regionalizacja fizycznogeograficzna, plansza I.4. [W:] Atlas Tatr-Przyroda nieożywiona.
- Balon J., Jodłowski M., Kraż P. 2015a. Typy środowiska przyrodniczego Tatr, plansza VII.1. [W:] Atlas Tatr-Przyroda nieożywiona.
- Czepe Z, German K. 1978. Metoda kartowania fizycznogeograficznego. Prace Geograficzne 45, s. 123–140.
- Czepe Z., German K. 1979. Regiony fizyczno-geograficzne. [W:] Atlas Miejskiego Województwa Krakowskiego. PAM i UMK, Kraków, s. 20.
- Hromadka J. 1956. Orografické trident Československe Republiky, Sbornik Československe společnosti zeměpisne 11, s. 3–4.
- Jodłowski M. 2001. Western border of Tatra Mts., in connection to the border of Tatra National Park (TANAP). Ekologia (Bratislava) 20 (4), s. 110–115.
- Jodłowski M. 2006a. Geographical controls on the upper mountain pine (*Pinus mugo*) limit in the Tatra Mts. Ekologia (Bratislava) 25 (1), s. 105–114.
- Jodłowski M. 2007. Górna granica kosodrzewiny w Tatrach, na Babiej Górze i w Karkonoszach – struktura i dynamika ekotonu, IGiGP UJ.
- Jodłowski M. 2010. Górna granica zarośli subalpejskich w wybranych pasmach górskich Europy Środkowej – uwarunkowania i typy ekotonu. Czasopismo Geograficzne 1–2, s. 43–60.
- Jodłowski M., 2006b. Typology of the upper mountain pine (*Pinus mugo*) limit in the Belovodska Valley, the Tatra Mts. Ekologia (Bratislava) 25 (1), s. 115–121.
- Jodłowski M., Balon J. 2005. Pogranicze polsko-słowackie w dotychczasowych podziałach regionalnych. Problemy Ekologii Krajobrazu 12, s. 59–68.
- Kalicki T. 1986. Funkcjonowanie geosystemów wysokogórskich na przykładzie Tatr. Prace Geograficzne 67, s. 101–124.
- Klimaszewski M. (red.) 1972. Geomorfologia Polski, tom 1. Polska Południowa. Góry i wyżyny, Warszawa, s. 385.
- Kondracki J. 1978. Karpaty. Wyd. Szkolne i Pedagog., Warszawa.
- Kroh P. 2001. Wybrane naturalne przemiany środowiska w Dolinie Miętusiej w Tatrach. Problemy Ekologii Krajobrazu 10, s. 781–786.
- Kroh P. 2012. Relaksacja w środowisku przyrodniczym Tatr Polskich, UJ IGiGP, Kraków.
- Mazur E., Luknis M. 1978. Regionalne geomorfologiczne členenie Slovenska, Geografický časopis 2 (30), s. 101–125.
- Paryscy Z.R i W.H. 1973 Encyklopedia Tatrzańska. Sport i Turystyka, Warszawa.
- Paryscy Z.R. i W.H. 1995. Wielka Encyklopedia Tatrzańska. Wyd. Górskie, Poronin.
- Richling A. 1984. Z metodyki badań krajobrazowych w Tatrach, Prace i Studia Geograficzne UW WSISR 5, Warszawa, s. 107–118.
- Troll C. 1972. Geocology and the world-wide differentiation of high-mountain ecosystems. [W:] C. Troll (red.), Geocology of the high-mountain regions of Eurasia. Proceedings of the symposium of the International Geographical Union Commission on High-Altitude Geocology, November, 20-22, 1969 at Mainz, Franz Steiner Verlag, Wiesbaden, s. 1–16.

Rola badań terenowych we wczesnym okresie rozwoju nauki o krajobrazie w Polsce

The role of field research in the early period of the landscape science development in Poland

Andrzej Richling

Wydział Nauk o Zdrowiu i Nauk Społecznych, Państwowa Szkoła Wyższa im. Papieża Jana Pawła II w Białej Podlaskiej,
Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Uniwersytet Warszawski
e-mail: a.richling@uw.edu.pl

Abstract: The direct mapping of terrain was the base of Polish landscape research in the post-war period. There were no reliable source materials. There were no satellite images and an access to aerial photographs was difficult. In the view of such situation, research results were difficult to be compared. It is why tendency to unify and to formalize the research procedure was very common in conducted studies. Contemporary development research techniques lead to reduce the role of field mapping. This may result in a reduction of the reliability of the study on landscape structure and dynamics.

Słowa kluczowe: badania krajobrazowe, kartowanie terenowe, okres powojenny

Keywords: landscape research, field mapping, post-war period

Kompleksowe badania krajobrazowe rozwinęły się w Polsce po II wojnie światowej w nawiązaniu do nielicznych prac przedwojennych, ale przede wszystkim w związku z rozwojem fizjografii planistycznej (urbanistycznej) i zapotrzebowaniem na syntetyczne oceny przydatności terenu dla potrzeb planowania urbanistycznego i przestrzennego.

Opracowania te, nazywane opracowaniami fizjograficznymi, były wykonywane z różną dokładnością do różnych celów. Podstawowe to tzw. opracowania fizjograficzne wstępne, dotyczące powierzchni powiatów, później gmin, a także, chociaż rzadziej, rejonów funkcjonalnych. Powszechnie powstawały też opracowania fizjograficzne ogólne dotyczące miast lub ich części (Stala 1968) oraz opracowania szczegółowe i branżowe, a także – uproszczone opinie fizjograficzne. Najczęściej były one wykonywane przez, utworzone w początku 1952 r., Przedsiębiorstwo „Geoprojekt” (Szponar 2004), ale również, zwłaszcza w następnych dziesięcioleciach, przez jednostki geograficzne i geologiczne na uczelniach, a także – przez różne pracownie świadczące usługi fizjograficzne, geologiczne i geodezyjne. Opracowania te zazwyczaj składały się z zestawu map analitycznych (mapa rzeźby, gruntów i warunków wodnych i ew. inne) oraz jednej lub dwóch zbiorczych map oceny. Stosowane były też inne rozwiązania, jak chociażby ograniczenie opracowań graficznych do jednej mapy przedstawiającej ocenę terenu do potrzeb osadnictwa lub rolnictwa oraz niektóre elementy systemu przyrodniczego bezpośrednio tę ocenę warunkujące (Richling 1963, 1965).

W latach 60. XX wieku J. Kondracki opublikował typologię krajobrazu naturalnego Polski i podział naszego kraju na regiony fizycznogeograficzne. Były to pierwsze ujęcia syntetyczne całego kraju w powojennych granicach. Również z jego inicjatywy przeprowadzone zostały zespołowe badania terenowe dotyczące zróżnicowania krajobrazu w Pieckach pod Mrągowem, a później – w rejonie Pińczowa. W Uniwersytecie Warszawskim upowszechniły się też szczegółowe opracowania krajobrazowe prowadzone w różnych skalach, z różną dokładnością. W znacznej części były to prace magisterskie i doktorskie. W tym samym czasie podejście krajobrazowe rozwijane było w ośrodku poznańskim, przede wszystkim za sprawą T. Bartkowskiego oraz jego uczniów i współpracowników (Bródka, Markuszewska 2008). W innych uniwersytetach badania nad krajobrazem rozwinęły się nieco później.

Celem artykułu nie jest jednak przedstawienie historii badań nad krajobrazem w Polsce ani przegląd osiągnięć poszczególnych ośrodków. Zagadnienie to było omawiane wielokrotnie, ostatnio w publikacji M. Degórskiego i in., zamieszczonej w *Przeglądzie Geograficznym* w 2014 r. Jest zrozumiałe, że w poszczególnych ośrodkach badania nad krajobrazem prowadzone były w zindywidualizowany sposób. Sposób postępowania zależał również, co rozumiałe, od celu prowadzonych badań. Trudno jest jednak mówić o różnych szkołach w tym zakresie w okresie lat 60. i 70. zeszłego wieku, chociaż być może uwypuklić należy bardziej aplikacyjne ustawienie prac T. Bartkowskiego i jego uczniów oraz ukierunkowane w większym stopniu metodycznie podejście J. Kondrackiego i jego współpracowników.

W tym okresie badań nad krajobrazem, podobnie zresztą jak wszelkich innych badań nad systemem przyrodniczym, rola prac terenowych była znacznie większa niż obecnie. Wynikało to z braku wiarygodnych materiałów pochodzących z bezpośredniego rozeznania terenowego oraz z braku dostępu do zdjęć lotniczych. Z tą trudnością borykali się wszyscy wykonawcy opracowań krajobrazowych, niezależnie od ich ukierunkowania, też – wykonawcy wspomnianych opracowań fizjograficznych.

Trzeba pamiętać, że ze względu na okres wojenny, wykonane wcześniej opracowania przynajmniej w części straciły swą aktualność, że nastąpiła zmiana granic Polski i nasze badania często dotyczyły terenów, dla których materiały przedwojenne były trudno dostępne, a czasem – celowo niszczone. Trzeba też zauważyć, że dostęp do dokładnych materiałów kartograficznych i do zdjęć lotniczych był ograniczony ze względu na klauzulę poufności lub tajności przynajmniej części tych materiałów, a pierwsze dostępne zdjęcia satelitarne pojawiły się dopiero w połowie lat 70. ubiegłego wieku (Ciołkosz, Białousz 2008).

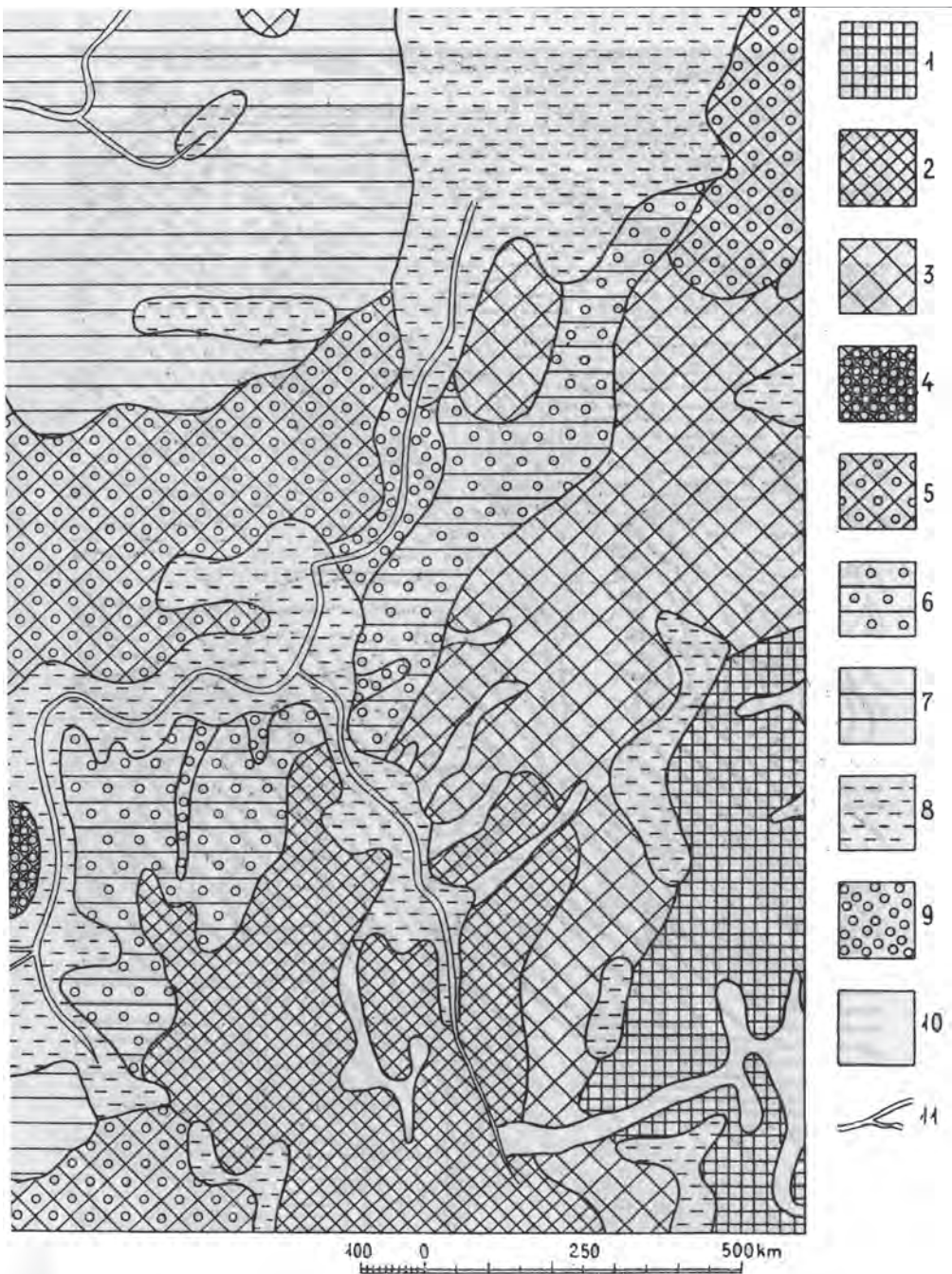
Opracowania krajobrazowe wykorzystujące rozpoznanie terenowe można generalnie podzielić na dwie grupy. Pierwsza, to prace wykonywane przez zespół specjalistów kartujących poszczególne elementy środowiska przyrodniczego. Efekty ich badań były następnie zestawiane, porównywane i analizowane w celu uchwycenie zależności i wydzielenia jednostek krajobrazowych różnej rangi, a także – oceny krajobrazów do różnych celów. Drugą grupę stanowiły opracowania indywidualne, poprzedzone opracowaniem materiałów wyjściowych (map analitycznych).

Przykładem prac zespołowych są chociażby wspomniane wcześniej badania organizowane przez J. Kondrackiego. W pracach na Pojezierzu Mazurskim (Kondracki red. 1959) osoby kartujące poszczególne komponenty krajobrazu przebywały w terenie w tym samym czasie i kontaktowały się między sobą. Uzgadniano w ten sposób nie tylko przebieg wspólnych granic przyrodniczych, ale także treść wyróżnianych jednostek krajobrazowych i charakter podstawowych związków pomiędzy składowymi krajobrazu.

W przypadku prac indywidualnych autor zazwyczaj sam opracowywał częściowe syntezы odnoszące się do komponentów krajobrazu. Ich podstawę stanowiły przede wszystkim własne badania terenowe. Opracowania dotyczące komponentów stanowiły następnie podstawę delimitacji jednostek krajobrazowych i analizy ich treści. Były także wykorzystywane do badania wzajemnych uwarunkowań składowych krajobrazu. Wstępny etap prac z reguły pochłaniał znacznie więcej wysiłku i czasu niż opracowanie syntetyczne. Wykonawca tych badań posługiwał się w terenie dużą ilością sprzętu, którego przenoszenie niejednokrotnie wymagało pomocy innych osób lub chociażby odpowiedniego środka transportu.

Taki sposób postępowania zastosowano m.in. w badaniach kilkunastu powierzchni kluczowych na terenie Krainy Wielkich Jezior Mazurskich, wykorzystanych do analizy struktury krajobrazu tego terenu (Richling 1972). W stosunku do każdej takiej powierzchni zestawiono mapy rzeźby (hipsometria, spadki, geneza rzeźby), powierzchniowej budowy geologicznej, pokrywy glebowej, wód powierzchniowych, głębokości wód gruntowych oraz roślinności rzeczywistej i potencjalnej. Stanowiły one podstawę podziału terenu na typy uroczysk

zgrupowane w obrębie odmian krajobrazu. Przykład mapy typów urozczysk i odmian krajobrazu odnoszącej się do okolic wsi Sterławki Wielkie przedstawia rycina 1. Charakterystykę kolejnych typów urozczysk przedstawia typowa dla ówczesnych opracowań, rozbudowana legenda.



Ryc. 1. Odmiany krajobrazu i typy urozczysk okolic wsi Sterławki Wielkie w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich (Richling 1978)

Fig. 1. Landscape variations and urozchistshe types in the region of Sterławki Wielkie village in Great Masurian Lakes District (Richling 1978)

Objaśnienia ryc. 1:

Odmiana krajobrazu form marginalnych: 1 – typ uroczyska wzgórz gliniastych o deniwelacjach od 10 do 45 m, z przewagą gleb brunatnych IV, rzadziej V klasy bonitacyjnej, z głębokim poziomem wód gruntowych i lokalnie występującym nieciągłym poziomem wierzchołkowym, użytkowanych w większości jako tereny uprawne lub zajętych przez zbiorowiska pastwiskowe, wykształcone na zboczach w postaci ciepłolubnej, a w partiach niżej położonych w postaci wilgotnej.

Odmiana krajobrazu form dennolodowcowych: 2 – typ uroczyska wzgórz gliniastych o deniwelacjach od 10 do 15 m i glebach brunatnych klasy IVa i IVb, z wodami gruntowymi na zmiennych głębokościach (przewaga 2–3 m.), występują żyzne zbiorowiska pastwiskowe (postać ciepłolubna i wilgotna); 3 – typ uroczyska gliniastych pagórków i równin falistych o różnicach wysokości względnej od 3 do 15 m, z przewagą gleb klasy III i dużym udziałem gleb bielcowych, dominują wody na głębokościach zmiennych, z przewagą wód płytkich, z przewagą zbiorowisk chwastów upraw zbożowych oraz żyznych zbiorowisk pastwiskowych z życią i grzebienią.

Odmiana krajobrazu form glaciofluwialnych: 4 – typ uroczyska wzgórz piaszczysto-żwirzastych (kemy i ozy), o różnicach wysokości od 10 do 35 m, z glebami brunatnymi klasy V i VI, z głębokimi wodami gruntowymi i z przewagą zbiorowisk chwastów upraw zbożowych – stopień wilgotnościowy z czerwcem (typ suchszy, uboższy); 5 – typ uroczyska pagórków piaszczysto-żwirzastych (kemy), o deniwelacjach 5–17 m, z glebami brunatnymi klasy V i VI, z przewagą ubogich wód gruntowych na głębokościach większych od 4 m, użytkowany jako tereny uprawne (podzespół uboższy zbiorowisk chwastów upraw zbożowych); 6 – typ uroczyska piaszczystych równin i równin falistych (tarasy kemowe), wysokości względne od 3 do 10 m, przewaga gleb brunatnych klasy V i VI, w położeniach niższych występują czarne ziemie klasy IV i V, wody na głębokościach zmiennych, z przewagą wód płytkich (1–2 m), położenia wyższe zajmują pola uprawne (zbiorowiska chwastów upraw zbożowych – podzespół uboższy), a tereny o większym uwilgotnieniu zbiorowiska pastwiskowe.

Odmiana krajobrazu form glaciolimnicznych: 7 – typ uroczyska ilastych równin falistych (równiny akumulacyjne jezior plejstoceńskich), maksymalne deniwelacje od 4 do 10 m, przewaga gleb brunatnych klasy III i IV, w wyższych położeniach występują gleby bielcowe klasy IVa i IVb, powszechne są czarne ziemie klasy IV, dominują obszary o wodach na głębokości 1–2 m, występują żyzne zbiorowiska pastwiskowe lub zbiorowiska chwastów upraw zbożowych – podzespół żyźniejszy.

Odmiana krajobrazu form wytopiskowych i innych obniżeń glaciogenicznych: 8 – typ uroczyska równinnych den obniżeń zatorfionych z glebami bagiennymi, torfowymi i murszowymi, wśród których żyźniejsze są przywiązane do zagłębień rozległych, z reguły odwadnianych, a uboższe występują w dnach obniżeń o mniejszych rozmiarach, dominują podmokłości o charakterze stałym, w ich granicach powszechne są małe zbiorniki wód stagnujących (zespoły dolów powstałych w związku z eksploatacją torfu albo reliktywne fragmenty zarastających jezior), zdecydowana przewaga zbiorowisk wilgotnych łąk i pastwisk, występują również łągi olszowo-jesionowe i olsy; 9 – typ uroczyska równinnych den obniżeń piaszczystych z przewagą gleb brunatnych klasy V i VI oraz z czarnymi ziemiami klasy V, wody zwykle głębokie, dominują niezbyt żyzne zbiorowiska pastwiskowe oraz zbiorowiska chwastów upraw zbożowych, występuje również subkontynentalny bór mieszany wysoki; 10 – typ uroczyska równinnych den obniżeń gliniastych, z glebami klasy IV i III (brunatne, czarne ziemie, rzadziej bielcowe), wody gruntowe na głębokościach niewielkich, powszechne są oczka wodne, zwykle naturalne, tereny użytkowane jako żyzne pastwiska lub pola uprawne; 11 – cieki wodne.

Explanations fig. 1:

Variety of landscape of marginal landforms: 1 – type of urotshistshe of loamy hills with relative altitudes ranging between 10 and 45 m, with a predominance of brown soils of fertility classes IV and, more rarely V, with a deep groundwater table above which often a shallow, non-continuous top groundwater table is observed, occupied by cultivated fields and pastures which on slopes are thermophilic, while in depressions - humid.

Variety of landscape of ground-moraine landforms: 2 – type of urotshistshe of loamy hills with altitude differences from 10 to 15 m, with brown soils of IVa and IVb classes, characterized by marked differences in thickness of the dry layer (areas with a groundwater table at 2 to 3 m depth predominate), with fertile associations of pastures – a thermophilic and humid forms; 3 – type of urotshistshe of loamy hillocks and undulated plains with 3 to 10 m differences in relative altitudes, with a predominance of brown soils of IIIrd class and high participation of podsollic soils, with groundwater lies at various depths, but with the predominance of shallow water table, and with the prevailing of corn crops weeds associations and fertile pasture communities with darnel and dogs-tail grass.

Variety of landscape of glacio-fluvial landforms: 4 – type of urotshistshe of sandy-gravelly hillocks (kames and eskers) with altitude differences of 10 to 35 m, with brown soils of V and VI classes and an always low groundwater table. Weeds of corn crops associations predominate, more dry and less fertile subgroups (growth of knawel); 5 – type of urotshistshe of sandy-gravelly hillocks (kames) with altitude differences of 5 to 17 m, with brown soils of V and VI classes. A groundwater table is deeper than 4 m and less fertile subgroup of corn crop weeds associations predominates; 6 – type of urotshistshe of sandy slopes (kames terraces), altitude differences from 3 to 10 m, brown soils of classes V and VI predominate while commonly at lower positions black earths of classes IV and V occur. Groundwater is situated on variable depth with domination of shallow waters (1 to 2 m). Higher parts of the area are covered by low fertility fields (corn crops weeds associations – poor community), lower parts - by pasture associations – a more humid form.

Variety of landscape of glaciolimnic landforms: 7 – type of urotshistshe of clayey plains (accumulation plains of Pleistocene lakes) with altitude differences of 4 to 10 m and a predominance of brown soils of classes III and IV. Podsollic soils of classes IVa and IVb occur at times in slightly higher parts and black earths of class IV in more wet situations. It is clear predominant of the areas with groundwater at 1 to 2 m depth. Fertile pasture associations and an associations of corn crop weeds of more fertile subgroup occur.

Variety of landscape of meltwater and other glacialic depressions: 8 – type of urotshistshe of flat bottomed peat-filled basins, with swampy, peaty and boggy soils, of which the more fertile occur in larger depressions with water run-off, while the less fertile are found rather in the small-sized depressions. Permanent swamps predominates with small stagnant water basins (former peat bogs or relict fragments of overgrown lakes). It is clear prevalence of associations of humid meadows and pastures, but stands of alder-ash and alder forests are also met; 9 – type of urotshistshe of flat bottomed sand-filled basins, with a predominance of brown soils mostly of classes V and VI and with black earths of class V. Goundwater table usually low, poorly fertile pastures associations and associations of corn crop weeds occur as well as subcontinental high-stem mixed forests; 10 – type of urotshistshe of flat bottomed clayey depressions, with a predominance of soils of classes IV and III (brown and black earth, more rarely podzolic) predominance of shallow ground water, of common occurrence are small water basins, predomination of fertile pastures and arable fields; 11 – water courses.

Opisany sposób postępowania pozwalał też na sprowadzenie materiałów wyjściowych do wspólnego mianownika. Zakładano, że podstawowe granice przyrodnicze na każdej mapie powinny mieć taki sam przebieg. Zapewniało to możliwość wzajemnego porównywania poszczególnych opracowań analitycznych. Była to zasadnicza różnica w stosunku do zestawu map różnych komponentów krajobrazu wykonywanych przez wyspecjalizowanych autorów według zróżnicowanych zasad i z różną dokładnością.

Przykład omawianego ujęcia stanowić może też opracowanie podziału krajobrazowego byłego województwa białostockiego. Jednorodne pola podstawowe uzyskane przez nałożenie map rzeźby powierzchni terenu, budowy geologicznej, pokrywy glebowej, stosunków wodnych i roślinności posłużyły do określenia frekwencji i mocy powiązań pomiędzy wymienionymi elementami (Richling 1976).

W badaniach wczesnego okresu rozwoju nauki o krajobrazie pojawiała się też wyraźna dążność do ujednoczenia i do formalizacji sposobu postępowania.

Wśród przykładów takich działań wymienić można sformalizowane metody regionalizacji fizycznogeograficznej polegające na łączeniu małych, wyróżnionych w terenie jednostek wyjściowych w większe całości. Wśród propozycji tych wymienić można metodę sąsiedztwa (Marsz 1966), metodę dendrytów (Marsz 1974) oraz metodę analizy granic (Richling 1976). Wspomnieć należy również lansowaną w ośrodku poznańskim metodę wyróżniania mikroregionów fizycznogeograficznych na podstawie analizy cech morfometrycznych rzeźby powierzchni terenu oraz użytkowania ziemi (Kozacki i in. 1970). W tym samym kierunku zmierzała propozycja delimitacji typów uroczysk opublikowana przez A. Richlinga w 1979 roku.

Szeroko stosowano też formularze do opisu kartowanych elementów oraz do charakterystyki struktury i funkcjonowania krajobrazowych jednostek przestrzennych. Wśród przykładów takich formularzy wymienić można blankiety do opisu szurfu glebowego, badanej studni, cieków czy mokradła oraz jednostek krajobrazowych. W naszym kraju, przykładowo, był rozpowszechniony formularz opisu indywidualnych uroczysk opracowany przez Z. Czepego i K. German (1978).

Zasadniczą zmianę sposobu postępowania przyniosło w latach 80. ub. wieku upowszechnienie zdjęć lotniczych i satelitarnych oraz wprowadzenie komputerowej obróbki danych. Istotne znaczenie miała też zmiana dostępności danych, i to nie tylko dlatego, że część z nich była wcześniej traktowana jako poufne lub tajne, ale przede wszystkim – w związku z możliwością korzystania z powtarzalnych obserwacji satelitarnych i innych danych uzyskiwanych przy pomocy nowoczesnych technik. Ta „rewolucja techniczna” pozwoliła na uwzględnianie w badaniach dużych ilości danych oraz na gwałtowny rozwój ujęć dynamicznych i przyczyniła się do wzrostu precyzji i jednoznaczności badań, ich przyśpieszenia i ułatwienia. W powszechnym zastosowaniu znajdują się dzisiaj rozwiązania, często w formie odpowiednich programów komputerowych, które pozwalają na daleko idącą porównywalność badań prowadzonych przez różnych wykonawców, w różnych typach krajobrazu. Dobrym ich przykładem jest metoda metryk krajobrazowych.

Należy jednak zauważyć, że następstwem wspomnianych zmian technicznych jest również tendencja do ograniczenia bezpośrednich badań terenowych, a czasem – do całkowitej z nich rezygnacji.

Może to skutkować (i często skutkuje) zmniejszeniem rzetelności i wnikliwości prowadzonych badań. Bardzo wielu badaczy zapomina, że poprawność zastosowania modelu matematycznego wymaga znajomości terenu z autopsji oraz, że bezpośredni kontakt z terenem umożliwia ocenę danych uzyskanych drogą pośrednią i ułatwia ich interpretację. Celem rozpoznania, a chociażby krótkiego rekonesansu terenowego, winna być weryfikacja jednorodności źródeł, obserwacja szczegółów istotnych dla celu prowadzonych badań, a nade wszystko – korekta zachodzących zmian i uściślenie przebiegu granic.

Literatura

Bródka S., Markuszewska I. 2008. 45 lat geografii fizycznej kompleksowej na Uniwersytecie i Adama Mickiewicza w Poznaniu. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 141.

- Ciołkosz A., Białousz S. 2008. Zastosowanie teledetekcji satelitarnej w badaniach środowiska w Polsce. *Nauka* 3, s. 79–96.
- Czeppe Z., German K. 1978. Metoda kartowania fizycznogeograficznego. *Zeszyty Naukowe UJ, Prace Geograficzne* 45, s. 123–140.
- Degórski M., Ostaszewska K., Richling A., Solon J. 2014. Współczesne kierunki badań krajobrazowych w kontekście wdrażania Europejskiej Konwencji Krajobrazowej. *Przegląd Geograficzny* 86 (3), s. 295–316.
- Kondracki J. (red) 1959. Z badań środowiska geograficznego w powiecie mrągowskim, *Prace geograficzne IG PAN* 19, s. 132.
- Kozacki L., Marsz A., Żynda S. 1970. Metodyka wyznaczania mikroregionów w oparciu o kryterium morfometrii i użytkowania terenu. *Zeszyty Naukowe UAM* 71, *Geografia* 9, s. 23–26.
- Marsz A., 1966, Próba regionalizacji fizycznogeograficznej Wyspy Wolin. *Bad. Fizj. Pol. Zach.* 17, s. 58–108.
- Marsz A., 1974. A New method of physiographic regionalization. *Quaestiones Geographicae* 1, s. 97–107.
- Richling A. 1963. Opracowania fizjograficzne Krainy Wielkich Jezior Mazurskich. *Przegląd Geograficzny* 35 (3), s. 449–456.
- Richling A. 1965. Opinie fizjograficzne do studiów możliwości rozwojowych miast. *Przegląd Geograficzny* 37 (2), s. 399–402.
- Richling A. 1972. Struktura krajobrazowa Krainy Wielkich Jezior Mazurskich. *Prace i Studia Instytutu Geografii UW* 10, *Geografia Fizyczna* 4, Warszawa, s. 13–84.
- Richling A. 1976. Analiza i struktura środowiska geograficznego i nowa metoda regionalizacji fizycznogeograficznej. *Rozprawy Uniwersytetu Warszawskiego* 104.
- Richling A. 1978. Metody kompleksowych badań fizycznogeograficznych. W: Kondracki J. (red.). *Poradnik do badań terenowych środowiska geograficznego*. Zakł. Nauk. Maz. Ośr. Bad. Naukowych. Instytut Geografii UW, Ciechanów, s. 269–291.
- Richling A. 1979. Z metodyki wydzielenia uroczysk w terenach glacialnych. *Przegląd Geograficzny* 51 (4), s. 653–659.

Zmiany geomorfologiczne i krajobrazowe zachodzące w małych zlewniach górskich pod wpływem katastrofalnych wezbrań i ich trwałość w krajobrazie

Geomorphological and landscape changes in the small mountain catchments caused by catastrophic floods and their permanence in the landscape

Paweł Franczak¹, Karolina Listwan-Franczak²

Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński
ul. Gronostajowa 7, 30–387 Kraków
e-mail: ¹ p.franczak@uj.edu.pl, ² karolina.listwan@doctoral.uj.edu.pl

Abstract: The research performed in the catchment Rybny Potok, Suszanka, Kasinianka and Czarny Potok was aimed to examine the diversity of geomorphological changes occurring during catastrophic floods. The flooding occurred in the studied catchments in 2001 and 2014. Catchment geomorphological mapping was carried out and then stability of the resulting geomorphological forms was tested.

Słowa kluczowe: geomorfologia fluwialna, przekształcenia krajobrazu, Karpaty

Keywords: fluvial geomorphology, landscape transformation, the Carpathians

Wprowadzenie

Koryta górskich potoków podlegają nieustannemu modelowaniu przez oddziaływające na nie procesy. Podczas intensywnych opadów deszczu, przemodelowaniu przez gwałtownie wzbierające potoki ulega nie tylko samo koryto, lecz często także równina zalewowa. W górnej części biegu potoku następuje intensywne pogłębienie koryta, natomiast na odcinkach o mniejszej energii dochodzi do powstania rozległych form akumulacyjnych. Dodatkowo, w zlewniach silnie zalesionych proces ten jest modyfikowany, gdy podczas wezbrań dostaną się do koryt znaczne ilości materii organicznej. Dostarczenie do koryta dużej ilości drewna powoduje powstawanie tam zwałowisk, w sąsiedztwie których dochodzi do zwiększonego przemodelowania koryta. Z kolei w zlewniach silnie zurbanizowanych, w związku z obudowaniem sieci koryt, dochodzi do wzrostu energii płynącej wody, co w przypadku jej wystąpienia z brzegów powoduje większe przekształcenia obszarów przykorytowych.

Silne oddziaływanie wezbranych wód w małych zlewniach powoduje, prócz powstania nowych form geomorfologicznych, także inne zmiany krajobrazu. W literaturze bardzo dużo miejsca poświęcono przekształceniom geomorfologicznym zachodzącym w obrębie stoków i dolin rzecznych w wyniku wystąpienia

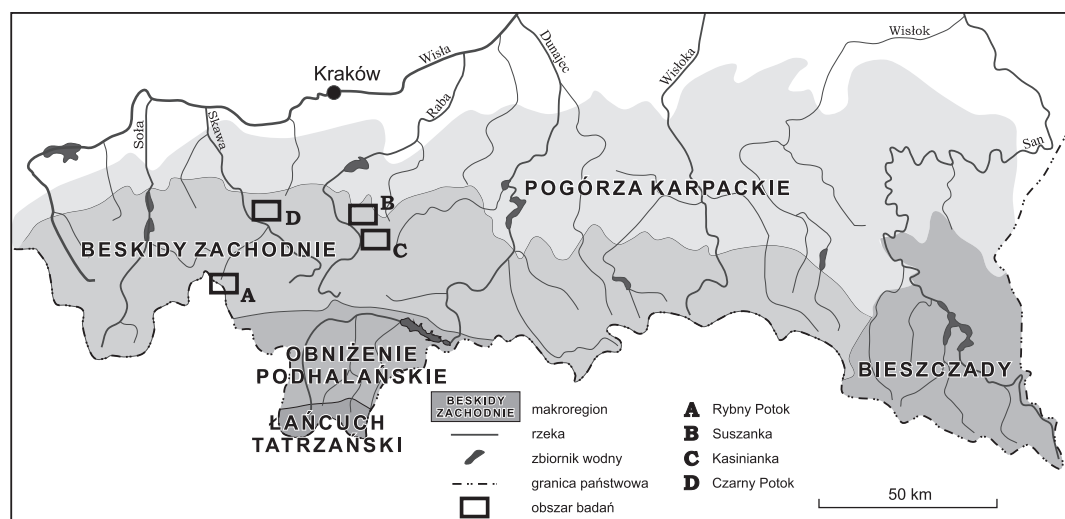
gwałtownych wezbrań w małych zlewniach górskich (Dębski 1969; Ciepielowski 1970; Klimek 1974; Krzemień 1976, 1981, 1984; Żurawek 1999; Lach, Lewik 2002; Gorczyca 2004; Bajgier-Kowalska; Ziętara 2008; Bryndal i in. 2010; Długosz, Gębica 2008; Gorczyca, Krzemień 2008; Gorczyca, Wrońska-Walach 2008; Krzaklewski 2008; Izmailow i in. 2008; Bucala, Budek 2011; Starkel 2011; Lach 2012; Wiejaczka, Bochenek 2013). Natomiast znacznie mniej miejsca poświęcono badaniu tendencji rozwoju form powstałych podczas wezbrań. Wątek ten podejmowano m.in. w pracach K. Jakubowskiego (1967, 1974), T. Ziętary (1968), M. Banacha (1977) i E. Gila (1994). Sezonowemu przekształcaniu nowopowstałych form poświęcono miejsce w pracach K. German (1998, 2000, 2001) i K. Bialika (2001a,b).

Celem niniejszych badań było poznanie kierunków zmian geomorfologicznych i krajobrazowych, zachodzących w małych zlewniach górskich pod wpływem katastrofalnych wezbrań oraz trwałości powstałych form w krajobrazie w okresie 2001–2015.

Obszar badań

Badania przeprowadzono w czterech małych zlewniach beskidzkich, w których wystąpiły katastrofalne wezbrania powodujące znaczne przekształcenia geomorfologiczne (ryc. 1). Do badań wybrano zlewnie zróżnicowane pod względem zagospodarowania. Kartowanie na obszarze zalesionym przeprowadzono w zlewni Rybnego Potoku, położonej na północnych stokach Masywu Babiej Góry. Zlewnia ta, o powierzchni 8,9 km², cechuje się wyraźną dwudzielnością rzeźby (Łajczak 2008). Górne odcinki koryt wyróżniają się bardzo dużymi spadkami (dochodzącymi do 350‰), natomiast spadek koryta w dolnym jego biegu jest znacznie mniejszy i wynosi ok. 80‰. W dolnej części dolina jest znacznie szersza, niż ma to miejsce w gęsto rozczłonkowanych górnych partiach stoku. Szerokość koryta wynosi od 2–4 m w górnym odcinku potoku do 3–10 m – w dolnym. Większość zlewni porasta las (83%), w górnej – występuje kosodrzewina i murawy alpejskie (17%).

Powstałe w wyniku wezbrania przekształcenia w zlewni rolniczo-leśnej zidentyfikowano w dnie doliny Suszanki, położonej w zlewni środkowej Raby. Zlewnia, o powierzchni 16,7 km², cechuje się wyraźną asymetrią i dwudzielnością użytkowania terenu (Bucala, Budek 2011). Górna część zlewni jest zalesiona (65%), z kolei dolna – użytkowana rolniczo i zurbanizowana. Koryto Suszanki w górnej zalesionej części ma ok.



Ryc. 1. Położenie obszarów badań

Fig. 1. Location of study areas

Źródło: opracowanie własne na podstawie Balon, Jodłowski (2014).

Source: autor's own work based on Balon, Jodłowski (2014).

4 m szerokości, natomiast w dolnym odcinku znacznie się rozszerza, do 55 m u ujścia do Raby. Położona na południowym-wschodzie zlewnia Kasinianki, o powierzchni 48,5 km², cechuje się dużym udziałem obszarów użytkowanych rolniczo oraz gęstą zabudową dna doliny. Koryto Kasinianki jest uregulowane z licznymi progami i jazami, a jego szerokość w poszczególnych odcinkach wynosi od 8 do 20 m, a jedynie w górnym odcinku w miejscu rozszerzenia wzrasta do 55 m.

Czwarty obszar badań stanowi silnie zurbanizowana w ujściowym odcinku zlewnia Czarnego Potoku o powierzchni 0,9 km², położona na północnych stokach Makowskiej Góry. Górną część zlewni pokrywają pola uprawne i płaty lasu, w dolnej – mieszczą się zabudowania Makowa Podhalańskiego z gęstą siecią dróg i sieci kanalizacyjnej. Szerokość koryta wynosi od 1–3 m w górnym odcinku potoku do 2–4 m – w dolnym.

Metody

Zlewnie badanych potoków nie są objęte stałą siecią monitoringu hydrologicznego. Z tego powodu zasięg i przebieg wezbrań starano się odtworzyć korzystając z materiałów audiowizualnych i fotograficznych, które uzupełniono wywiadami terenowymi przeprowadzonymi w 2014 r. z miejscową ludnością. W zlewni Kasinianki, Suszanki i Rybnego Potoku obszar zalewowy wyznaczono poprzez wykonanie kartowania terenowego z użyciem odbiornika GPS, które przeprowadzono tuż po przejściu fali powodziowej (na podstawie śladów wielkiej wody). Wtedy też wykonano kartowanie koryt oraz form geomorfologicznych powstałych w obrębie teras zalewowych. Określenie przekształceń, które nastąpiły w zlewni Czarnego Potoku w 2001 r., odtworzono na podstawie zgromadzonej dokumentacji audiowizualnej i fotograficznej wykonanej podczas przemieszczania się fali wezbraniowej oraz bezpośrednio po jej przejściu. Następnie zaobserwowane przekształcenia geomorfologiczne naniesiono na mapę, z wykorzystaniem której wykonano pomiary powstałych form. Pomiary przeprowadzono z zastosowaniem metody kartowania terenowego opartego o raptularz i instrukcję przygotowaną w przez K. Krzemienia (2012). Na podstawie przeprowadzonego kartowania scharakteryzowano powstałe formy geomorfologiczne, a następnie podzielono koryto na odcinki erozyjne i akumulacyjne. Określono także ich cechy ilościowe i jakościowe. W marcu 2015 r. powtórzono kartowanie w celu określenia zaistniałych zmian. Każdorazowo naniesiono stwierdzone przekształcenia na mapę, a informacje o procesach, ich intensywności i działalności człowieka zapisywano w formularzu, określając dzięki temu stopień i tendencje zaszłych zmian.

Warunki meteorologiczne występujące podczas wezbrań odtworzono na podstawie danych uzyskanych z sieci monitoringu IMGW-PIB ze stacji w Makowie Podhalańskim, Węglówce i Zawoi.

Sytuacja meteorologiczna podczas wezbrań

Do powstania przekształceń geomorfologicznych w badanych zlewniach przyczyniły się trzy gwałtowne wezbrania, które miały miejsce w lipcu 2001 r. oraz maju i sierpniu 2014 r. W lipcu 2001 r. znaczne zmiany geomorfologiczne odnotowano w zlewni Czarnego Potoku. Podczas wezbrania w maju 2014 r. przeobrażenia koryta wystąpiły w zlewni Rybnego Potoku, natomiast zmiany geomorfologiczne w zlewniach Suszanki i Kasinianki powstały w wyniku wezbrania w sierpniu 2014 r.

Zlewnia Czarnego Potoku (maj 2001 r.)

W lipcu 2001 r. w zlewni Skawy wstąpiła jedna z największych powodzi w historii prowadzonych obserwacji. Do jej wystąpienia przyczyniły się gwałtowne opady deszczu związane z głębokim niżem, który po przesunięciu się z południa po przekroczeniu łuku Karpat utrzymywał się przez kilka dni nad obszarem południowo-wschodniej Polski (Lach, Lewik 2002). W następstwie wystąpienia takiego układu ciśnień, wystąpiły gwałtowne opady deszczu (Franczak 2013). Od 22 lipca rozpoczął się główny okres opadowy trwający do 27 lipca. W dniu 24 lipca w Makowie Podhalańskim spadło 94,6 mm opadu, natomiast następnego dnia na silnie uwilgotniony grunt spadł katastrofalny opad, którego suma dobową wynosiła 190,8 mm (Franczak 2013, 2014a). W trakcie

najintensywniejszego opadu, który wystąpił nad Makowską Górą pomiędzy godz. 18.00 a 21.00 odnotowano ok. 150 mm opadu (Bryndal 2014). W trakcie całego okresu trwania opadów rozlewnych, które wystąpiły pomiędzy 15 a 27 lipca w Makowie Podhalańskim, spadło łącznie 457,8 mm opadu. Natomiast w ciągu 5 dni najintensywniejszych opadów ich suma wyniosła 392,7 mm (ryc. 2A; Franczak 2013).

Zlewnia Rybnego Potoku (maj 2014 r.)

W drugiej dekadzie maja 2014 r. warunki meteorologiczne nad Europą Środkową zaczęły kształtować tzw. Niż Genueński. W dniach 13–14 maja ośrodek niżowy przemieścił się znad Półwyspu Bałkańskiego ku północy, nad południowo-zachodnią Rumunię. Natomiast z północnego-zachodu zaczęły napływać nad Polskę chłodne masy powietrza polarnomorskiego znad Atlantyku. W wyniku napływu z południowego-wschodu wilgotnych mas powietrza wystąpiły w Beskidzie Żywieckim intensywne opady deszczu. W dniu 15 maja w godzinach wieczornych opady przybrały na intensywności (do 9,1 mm/godzinę), w rezultacie czego odnotowano w Zawoi 138 mm opadu w ciągu doby. Następnego dnia (do godziny 12.00) spadło kolejnych 41,5 mm opadu, którego maksymalne natężenie wyniosło 9,6 mm/godz. W trakcie trzech dni opad na badanym obszarze wyniósł 216,5 mm (ryc. 2B).

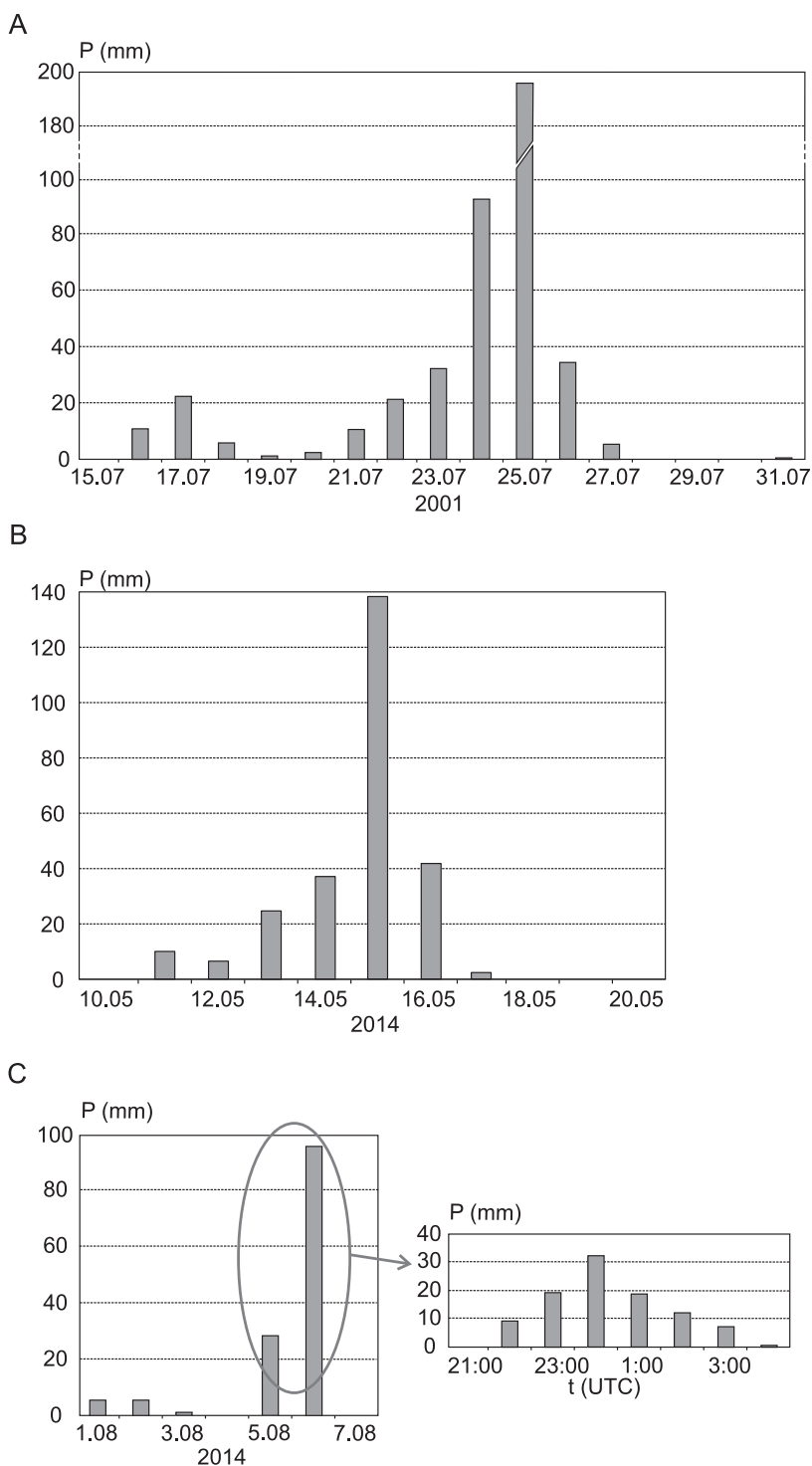
Zlewnia Suszanki i Kasinianki (sierpień 2014 r.)

Na przełomie lipca i sierpnia 2014 r. warunki pogodowe nad Europą Środkową kształtował rozległy Wyż Skandynawski powodujący napływ nad obszar Polski gorących mas powietrza ze wschodu. Znad południowo-zachodu do wnętrza Europy zaczął wkraczać rozleglejszy klin wysokiego ciśnienia. Spowodowało to napływ nad Polskę chłodnego powietrza polarnomorskiego znad Atlantyku, które spowodowało wypieranie na wschód Europy gorącego powietrza zwrotnikowego. W rezultacie uformował się pomiędzy tymi dwiema różnymi masami powietrza chłodny front atmosferyczny z intensywnymi opadami deszczu i burzami. W dniu 5 sierpnia gwałtowne opady deszczu wystąpiły w dorzeczu Raby. Główna fala opadów wystąpiła w godzinach nocnych od ok. godz. 23.00 do godz. 5.00. Największe natężenie opadów miało miejsce pomiędzy 1.00 a 2.00, gdy maksymalny opad godzinny wyniósł 31 mm. W ciągu sześciu godzin nawalnego opadu odnotowano na stacji pomiarowej w Węglówce 95,2 mm opadu (ryc. 2C).

Przekształcenia geomorfologiczne w badanych zlewniach

W zlewni Czarnego Potoku w wyniku wystąpienia katastrofalnego wezbrania w lipcu 2001 r. powstał szereg niewielkich podcięć erozyjnych i łach. U wylotu dwóch głównych potoków do doliny Skawy wykształciły się duże stożki torencjalne o łącznej powierzchni 5100 m². Utworzenie nowych, rozległych form akumulacyjnych zbudowanych z materiału żwirowego i gruzowego doprowadziło do awulsji koryta (ryc. 3, 4A). Doprowadziło to do przekształcenia rzeźby i krajobrazu na obszarze silnie zabudowanym (zabudowania jedno- i wielorodzinne) z gęstą siecią dróg osiedlowych.

Do znacznych przekształceń wywołanych gwałtownym wezbraniem doszło w maju 2014 r. w zalesionej zlewni Rybnego Potoku. W górnej części zlewni nastąpiło intensywne wcięcie koryt potoków na głębokość ok. 0,4 m, a na obszarach o najintensywniejszym oddziaływaniu erozji wgłębnej koryta wcięły się o 1,1 m. Powstały liczne podcięcia brzegowe o wysokości powyżej 1 m, mierzące łącznie 400 m długości (największe z nich – 7 m). Do znacznie większego przekształcenia rzeźby terenu i krajobrazu doszło jednak w dolnym odcinku biegu Rybnego Potoku, gdzie powstały rozległe formy akumulacyjne. Przyczyniło się do tego porośnięcie terasy zalewowej przez płyty olszynki górskiej i świerczyny, na których nastąpiła akumulacja materiału niesionego podczas przemieszczania się fali wezbraniowej. Powstały zwałowiska materii organicznej o wysokości dochodzącej 3 m, za którymi tworzyły się żwirowiska. Zdeponowany materiał skalny mierzył 10–30 cm średnicy, natomiast największe przemieszczone bloki piaskowcowe mierzyły do 80 cm średnicy. W najślniej przekształconym odcinku 5. nastąpiło niemalże sześciokrotne zwiększenie powierzchni zajmowanej przez łachy

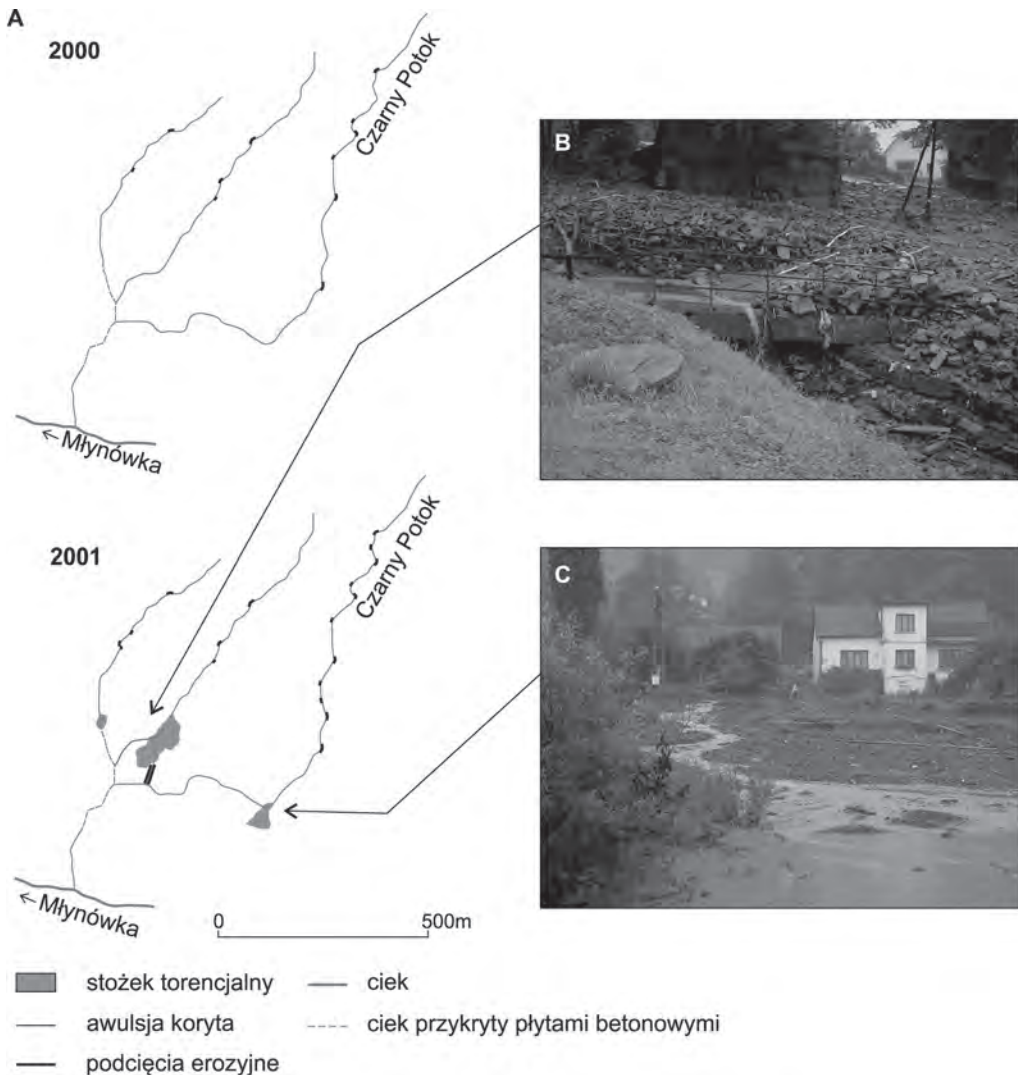


Ryc. 2. Sumy opadów atmosferycznych: A – Maków Podhalański, B – Zawoja, C – Węglówka.

Fig. 2. The Precipitation totals: A – Maków Podhalański, B – Zawoja, C – Węglówka

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego

Source: autor's own work based on Institute of Meteorology and Water Management – National Research Institute

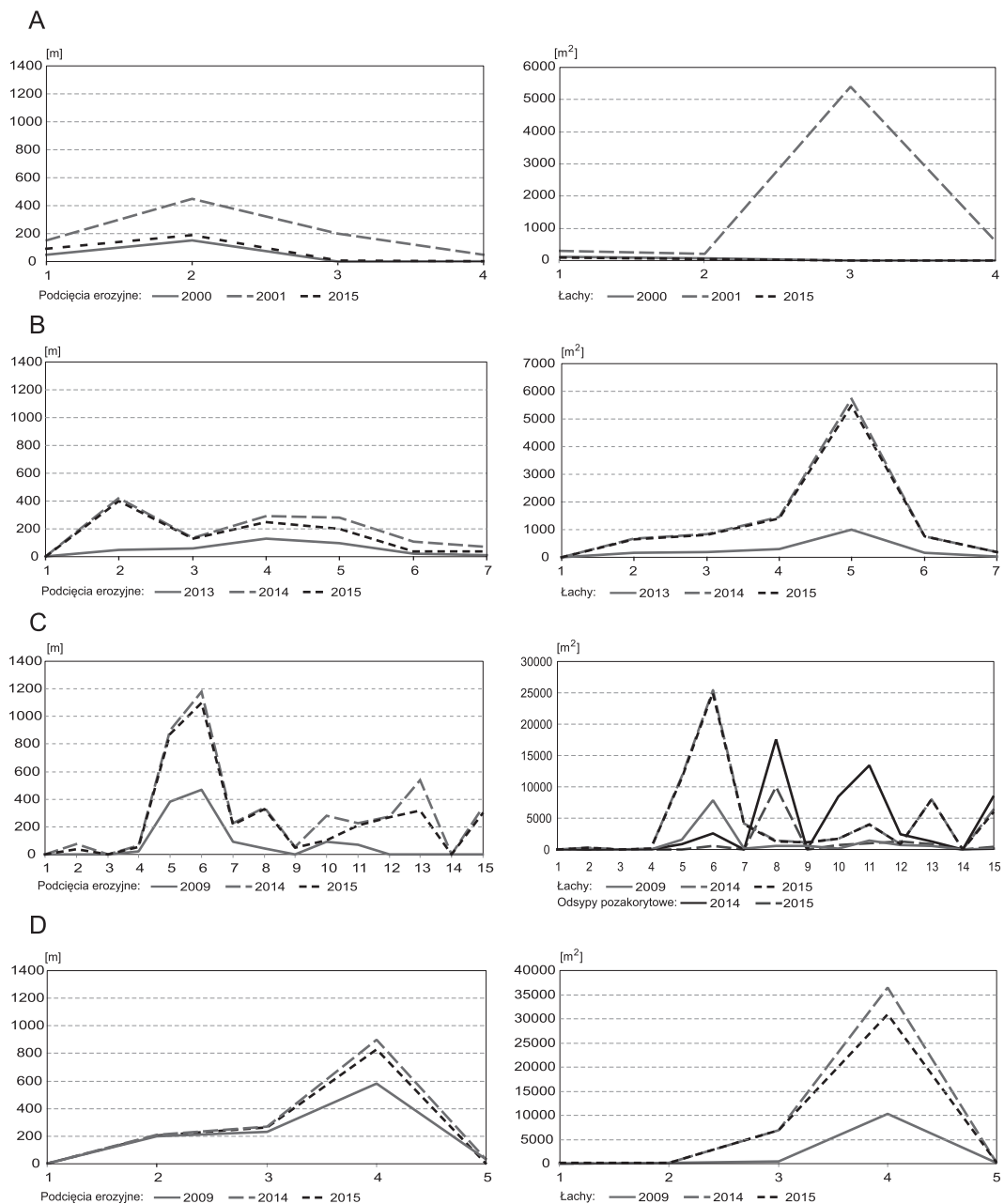


Ryc. 3. A – Przekształcenia geomorfologiczne w zlewni Czarnego Potoku w 2001 r.; B – materiał zakumulowany podczas powodzi błyskawicznej; C – stożek torencyjny

Fig. 3. A – Geomorphological transformations in the Czarny Potok catchment in 2001; B – material accumulated during a flash flood; C – torrencial fan

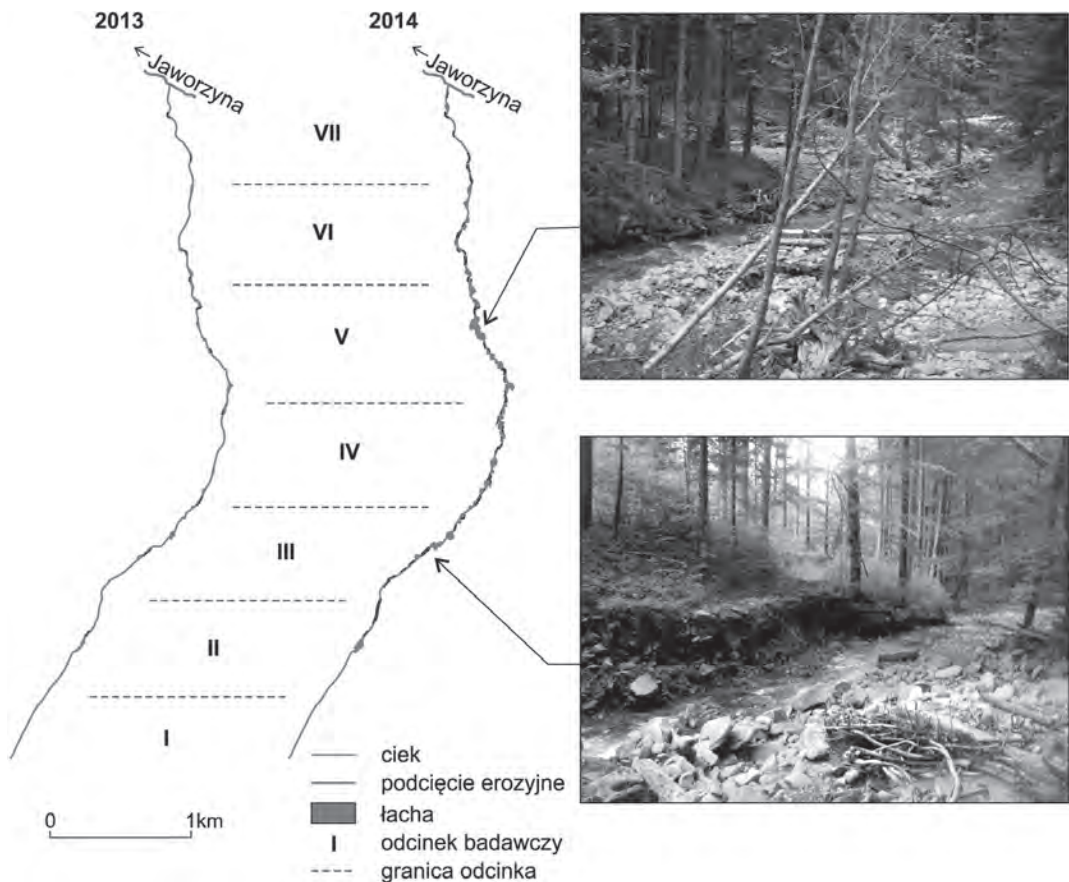
(do 5650 m², ryc. 4B, 5). W wyniku usunięcia drobnego materiału z koryta nastąpił wzrost frakcji zalegającego materiału. Przybyło zalegającego w korycie grubego rumoszu drzewnego, który dostał się do niego w rezultacie powstania licznych podcięć erozyjnych.

Największe przeobrażenia dna doliny na badanych obszarach wystąpiły w sierpniu 2014 r. w zlewni Kasinianki. Na całej długości koryta odnotowano wzrost powierzchni łach oraz długości podcięć erozyjnych. W dolnym, uregulowanym odcinku koryta (odcinki: 12–15), gdzie przed wystąpieniem wezbrania nie występowały podcięcia erozyjne, powstało kilkanaście nowych form, które osiągnęły największe średnie długości. Doszło tam także do największego poszerzenia koryta (nawet o ok. 200%) oraz do niemalże 11-krotnego wzrostu powierzchni łach. W tym odcinku biegu Kasinianki nastąpiło podczas wezbrania największe przekształcenie krajobrazu, ponieważ silnie zmienione przez człowieka koryto w znacznej mierze osiągnęło naturalny charakter.



Ryc. 4. Zmiany długości podcięć erozyjnych i powierzchni łąch w zlewni: A – Czarnego Potoku, B – Rybny Potok, C – Kasinianki, D – Suszanki

Fig. 4. Changes in the length of erosion undercuts and backwaters surface areas in the catchment area of: A – Czarny Potok, B – Rybny Potok, C – Kasinianka, D – Suszanka



Ryc. 5. A – Przekształcenia geomorfologiczne w zlewni Rybnego Potoku w 2014 r.; B – łacha; C – podcięcie erozyjne
 Fig. 5. A – Geomorphological transformations in the Rybny Potok catchment in 2014; B – backwaters surface area; C – undercut erosion

Do największego rozwoju istniejących przed wystąpieniem zdarzenia form doszło w górnym akumulacyjnym odcinku potoku. W odcinkach 5–7 odnotowano czterokrotny wzrost powierzchni zajmowanych przez łachy. Na największym zajmowanym dotychczas przez nie odcinku 6., nastąpił ich wzrost o 220%. Jednak największe zmiany odnotowano nieco poniżej (w odcinku 7.), gdzie powierzchnia zajmowana przez łachy wzrosła z 90 do 4160 m². Obszar zajmowany przez łachy został ograniczony przez podcięcia erozyjne mierzące do 4,5 m wysokości. Z kolei w obrębie równiny zalewowej, wznoszącej się od 1 do 2 m powyżej dna koryta, doszło do powstania w ujściowym i środkowym biegu rzeki rozległych odsypów pozakorytowych, mierzących do 2500 m² powierzchni. U wylotu dróg polnych powstały stożki torencyjne (ryc. 4C).

W zlewni Suszanki powstałe w wyniku wezbrania w sierpniu 2014 r. przeobrażenia w obrębie dna doliny były znacznie mniejsze niż w sąsiedniej zlewni Kasinianki. Zaobserwowano podział koryta na dwa odróżniające się fragmenty ze względu na liczbę powstałych form: dolny, z dużą liczbą form akumulacyjnych i erozyjnych oraz górny, który jest ich niemalże pozbawiony. Największe przeobrażenia zaszły w odcinku 4., gdzie powierzchnia zajmowana przez łachy wzrosła z 10 000 do 35 500 m², a długość podcięć erozyjnych zwiększyła się z 600 do 890 m. W pozostałych odcinkach badawczych skala zaistniałych zmian była znacznie mniejsza (ryc. 4D).

Tendencje rozwoju form i ich trwałość w krajobrazie den dolinnych

Rozwój form powstałych w wyniku gwałtownych wezbrań w 2001 i 2014 r. przebiega w sposób zróżnicowany, co w głównej mierze zależy od rodzaju pokrycia i zagospodarowania zlewni. Największy wpływ na funkcjonowanie powstałych form i ich trwałość w krajobrazie odgrywa człowiek (Franczak 2014b), który poprzez swoją działalność może przyczynić się do ich wcześniejszego zaniku. W przypadku bezpośredniej ingerencji człowieka zanik powstałych form postępuje w sposób znacznie bardziej intensywny niż w przypadku oddziaływania procesów naturalnych i zachodzi głównie bezpośrednio po powstaniu nowych form geomorfologicznych.

Usuwanie powstałych form miało miejsce we wszystkich obszarach badawczych (bez względu na sposób zagospodarowania zlewni). Najszybszemu usunięciu uległy formy powstałe w Makowie Podhalańskim w zlewni Czarnego Potoku. W ciągu pierwszych kilku dni od wystąpienia wezbrania i powstania form usunięte zostały fragmenty stożków torencjalnych, zalegających w obrębie szlaków komunikacyjnych. Ich likwidowanie rozpoczęło się w ciągu kilku godzin od przejścia fali wezbraniowej (jeszcze w trakcie przepływu w obrębie form wód wezbraniowych). W szybkim tempie (w ciągu 2–3 dni) rozpoczęto usuwać drzewa, które w wyniku powstania rozległych podcięć erozyjnych w zlewni Rybnego Potoku, dostały się do jego koryta (ryc. 6). Redukowano w ten sposób możliwość tworzenia się w obrębie potoków na obszarze Babogórskiego Parku Narodowego kolejnych zwałowisk rumoszu drzewnego, na których akumulowane by były osady aluwialne. Usunięciu z koryta podlegał jednak wyłącznie gruby rumoszcz drzewny, zalegający w zwężeniach koryt. Stosunkowo szybko, w okresie od dwóch tygodni do miesiąca, usunięto większą część stożków torencjalnych powstałych w zlewni Czarnego Potoku i Kasinianki (ryc. 7), jednak ich pozostałości nadal pozostały widoczne w krajobrazie. Najdłużej proces przekształcania form bądź ich całkowitej likwidacji obserwowano w korytach i w obrębie teras zalewowych w zlewni Kasinianki oraz Suszanki. W ciągu kilku miesięcy od ich powstania następowało usuwanie materiału budującego stożki usypiskowe powstałe w obrębie zagospodarowanych obszarów, niwelowanie łąch w obrębie międzywała oraz przekształcanie łąch i podcięć erozyjnych, w czasie remontów budowli zabezpieczających brzegi koryt. Proces usuwania przez człowieka nowo powstałych form nie zakończył się jednak do wiosny 2015 r.

Większość form (z wyjątkiem zlewni zurbanizowanych) powstałych na badanych obszarach nie została przekształcona w wyniku działalności człowieka i przekształcana jest głównie w wyniku oddziaływania procesów naturalnych. Część dużych podcięć erozyjnych oraz małych osuwisk w ciągu kilku miesięcy od powstania podlega dalszemu rozwojowi pod wpływem oddziaływania czynników naturalnych (German 2001). Takim kierunkowi rozwoju podlegają zwłaszcza formy położone w zlewni Rybnego Potoku oraz Suszanki. Największe ich przekształcanie następuje w okresie wczesnowiosennym oraz po intensywnych opadach deszczu, gdy na skutek spływania, splukiwania i odpadania następuje poszerzanie powierzchni form. Mniejsze formy erozyjne (m.in. niskie podcięcia brzegowe) oraz akumulacyjne (m.in. żwirowiska) ulegają natomiast stabilizacji na poziomie nowej równowagi. W wyniku wkraczania na ich obszar roślinności następuje utrwalanie form powstałych podczas wezbrań. Proces ten, w przypadku form akumulacyjnych, jest jednak powolny. Trzecim kierunkiem rozwoju form powstałych podczas wezbrań jest ich stopniowe zanikanie pod wpływem czynników naturalnych. Niskie (do 1 m wysokości) podcięcia brzegowe ulegają w okresie wezbrań dalszemu podcinaniu. Z kolei w okresie suchym, wskutek nadmiernego przesuszania budującego je materiału, następuje jego odpadanie i zasypywanie odsłonięcia. W przypadku podcięć mierzących kilka metrów wysokości proces ten jest znacznie dłuższy i trwa kilka lub kilkanaście lat (Franczak 2014b). Natomiast łąchy i rozległe żwirowiska ulegają w okresie wezbrań rozmywaniu i wyrównywaniu profili podłużnych. Zanik tego typu form następuje najintensywniej w przypadku potoków górskich (m.in. w zlewni Rybnego Potoku) o dużych spadkach i wysokiej energii przepływu, która umożliwia ich rozcinięcie. W zlewniach o szerszym korycie (m.in. Suszanki), gdzie dochodzi do większego rozproszenia energii płynącej wody, zanikanie form akumulacyjnych jest niewielkie i następuje głównie ich utrwalanie przez roślinność.

Podsumowanie

Z przeprowadzonych badań wynika, że większość małych zlewni górskich, bez względu na sposób ich użytkowania, jest narażona na znaczne przekształcenia rzeźby zachodzące pod wpływem gwałtownych wezbrań. Zachodzące zmiany wyraźnie zaznaczają się w krajobrazie. Jednak zmiany te nie postępują w jednakowym tempie w całych Karpatach, ponieważ ich tempo zależy od wielu czynników m.in. od budowy geologicznej, rzeźby terenu, typu gleby czy zagospodarowania terenu. Na ich trwałość w krajobrazie istotnie wpływa sposób użytkowania zlewni. W przypadku wystąpienia katastrofalnego wezbrania w zlewni leśnej może dojść do wzrostu powstałych przekształceń geomorfologicznych, w porównaniu do zlewni o niezalesionej strefie zalewowej. W obrębie zalesionych teras zalewowych dochodzi do zatrzymywania transportowanego rumoszu drzewnego, co powoduje tworzenie się jego zwałowisk, powyżej których powstają rozległe żwirowiska. Formy tam powstałe są jednak w najmniejszym stopniu przekształcane przez człowieka. Tendencje ich rozwoju uwarunkowane są czynnikami naturalnymi. Większą trwałością w krajobrazie cechują się formy wklęsłe, natomiast formy akumulacyjne ulegają szybszemu zanikowi wskutek stabilizacji przez pokrywę roślinną. Odmienne zachodzą zmiany form powstałych na obszarach silnie zurbanizowanych. Formy akumulacyjne, w celu udrożnienia sieci komunikacyjnych bądź odzyskania zajętych przez nie terenów gospodarczych, są bardzo szybko usuwane z krajobrazu. Z kolei formy erozyjne są zasypywane bądź stabilizowane, aby zapobiec dalszemu powiększaniem. Następuje tam najszybszy zanik powstałych w wyniku wezbrań form.

Powstające w wyniku wezbrań formy akumulacyjne i erozyjne powodują zmianę krajobrazu w obrębie dolin. Stopień zmian jest jednak różny w zależności od wielkości powstałych form oraz ich rozmieszczenia w obrębie doliny. Z kolei ich trwałość w krajobrazie zależy od rodzaju zagospodarowania terenu, na którym powstają. W przypadku wykształcenia się na obszarze silnie zurbanizowanym, ich trwałość będzie znacznie krótsza niż jeśli powstaną w zalesionej dolinie górskiej, gdzie nie ma potrzeby ich natychmiastowego usunięcia.

Literatura

- Bajgier-Kowalska M., Ziętała T. 2008. Wpływ gwałtownych opadów na modelowanie rzeźby w Dolinie Kościeliskiej w Tatrach Zachodnich. *Landform Analysis* 8, s. 5–8.
- Balon J., Jodłowski M. 2014. Regionalizacja fizycznogeograficzna Karpat Zachodnich – studium metodologiczne. W: W. Ziąja, M. Jodłowski (red.), *Struktura środowiska przyrodniczego a fizjonomia krajobrazu*, IGiP UJ, Kraków, s. 85–105.
- Banach M. 1977. Rozwój osuwisk na prawym zboczu doliny Wisły, między Dobczycami a Włocławkiem. *Prace Geograficzne IGiPZ PAN* 124, s. 1–101.
- Bialik K. 2001a. Dynamika zmian wybranych geokompleksów utworzonych na skutek ekstremalnych opadów w Żegocinie w 1997 roku. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 10, s. 653–659.
- Bialik K. 2001b. Sezonowość funkcjonowania geokompleksów utworzonych na skutek ekstremalnych opadów w Żegocinie w 1997 roku. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 10, s. 645–652.
- Bryndal T. 2014. Znaczenie map zagrożenia oraz ryzyka powodziowego w ograniczeniu skutków powodzi błyskawicznych w miastach. W: T. Ciupa, R. Suligowski (red.), *Woda w mieście*, IG UJK w Kielcach, Kielce, s. 29–37.
- Bryndal T., Cabaj W., Gębica P., Krocak R., Suligowski R. 2010. Gwałtowne wezbrania spowodowane nawałnymi opadami deszczu w zlewni potoku Wątok (Pogórze Ciężkowickie). W: T. Ciupa, R. Suligowski (red.), *Woda w badaniach geograficznych*, IG UJK w Kielcach, Kielce, s. 315–328.



Ryc. 6. Zmiany krajobrazu w wyniku usunięcia form geomorfologicznych przez człowieka w zlewni Rybnego Potoku:
A 16.V.2014, B 24.V.2014.

Fig. 6. The landscape changes caused by man-made removal of geomorphological forms in the Rybny Potok catchment:
A 16.V.2014, B 24.V.2014.



Ryc. 7. Zmiany krajobrazu w wyniku usunięcia form geomorfologicznych przez człowieka w zlewni Kasinianki: A 12.VI.2012, B 6.VIII.2014, C 28.VIII.2014.

Fig. 7. The landscape changes caused by man-made removal of geomorphological forms in the Kasinianka catchment: A 12.VI.2012, B6.VIII.2014, C 28.VIII.2014.

- Bucala A., Budek A. 2011. Zmiany morfologii koryt wskutek opadów ulewnych na przykładzie potoku Suszanka, Beskid Średni. *Czasopismo Geograficzne* 82 (4), s. 321–332.
- Ciepielowski A. 1970. Maksymalne wielkości spływów jednostkowych z deszczów nawalnych. *Przegląd Geograficzny* 15 (2), s. 179–193.
- Dębski K. 1969. O potencjalnym najwyższym odpływie z krótkotrwałych deszczów nawalnych. *Rozprawy Hydrotechniczne* 23, s. 51–63.
- Długosz M., Gębica P. 2008. Geomorfologiczne skutki oraz rola lokalnych ulew i powodzi w kształtowaniu rzeźby progu Pogórza Karpackiego (na przykładzie ulewy z czerwca 2006 r. w rejonie Sędziszowa Młp.). *Landform Analysis* 8, s. 13–20.
- Franczak P. 2013. Zagrożenie powodziowe w zlewni górnej Skawy. praca magisterska, Zakład Hydrologii IGiGP UJ, mps.
- Franczak P. 2014a. Problemy ochrony geostanowisk na obszarze Pasma Polic w kontekście kształtujących je procesów geomorfologicznych i działalności człowieka. W: Z. Mirek, A. Nikiel (red.). *Ochrona Przyrody w Polsce. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Kraków*, s. 133–144.
- Franczak P. 2014b. Rola wielkich wezbrań powodziowych w kształtowaniu życia ludności w zlewni górnej Skawy od XV wieku. W: P. Krąż (red.). *Współczesne problemy i kierunki badawcze w geografii 2, IGiGP UJ, Kraków*, s. 117–129.
- German K. 1998. Przebieg wezbrania i powodzi 9 lipca 1997 roku w okolicach Żegociny oraz ich skutki w krajobrazie. W: L. Starkel, J. Grela (red.). *Powódź w dorzeczu górnej Wisły w lipcu 1997 roku. Materiały konferencji. Wyd. Oddziału PAN w Krakowie*, s. 177–184.
- German K. 2000. Funkcjonowanie geosystemów fliszowych w okolicy Żegociny w ekstremalnych warunkach opadowo-powodziowych 9 lipca 1997 roku (w okresie 1998–2000). *Prace Geograficzne IGUJ* 105, s. 235–256.
- German K. 2001. Tendencje rozwoju powodziowych form w Karpatach w latach 1997–2000. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 10, s. 577–583.
- Gil E. 1994. Monitoring ruchów osuwiskowych W: L. Starkel, E. Gil (red.). *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. PIOŚ, Biblioteka monitoringu Środowiska, Warszawa*, s. 88–107.
- Gorczyca E. 2004. Przekształcanie stoków fliszowych przez procesy masowe, podczas katastrofalnych opadów (dorzecze Łososiny). *Wyd. UJ, Kraków*.
- Gorczyca E., Krzemień K. 2008. Morfologiczne skutki ekstremalnego zdarzenia opadowego w Tatrach Reglowych w czerwcu 2007 r. *Landform Analysis* 8, s. 21–24.
- Gorczyca E., Wrońska-Wałach D. 2008. Transformacja małych zlewni górskich podczas opadowych zdarzeń ekstremalnych (Bieszczady). *Landform Analysis* 8, s. 25–28.
- Izmailów B., Kamykowska M., Krzemień K. 2008. Geomorfologiczna rola katastrofalnych wezbrań w transformacji górskiego systemu korytowego na przykładzie Wilszni (Beskid Nicki). W: B. Izmailów (red.). *Przyroda – Człowiek – Bóg, Kraków*, s. 69–81.
- Jakubowski K. 1967. Badania nad przebiegami wtórnych przeobrażeń form osuwiskowych na obszarze fliszu karpackiego. *Prace Muzeum Ziemi* 11, s. 223–242.
- Jakubowski K. 1974. Współczesne tendencje przekształceń form osuwiskowych w holoceńskim cyklu rozwojowym osuwisk na obszarze Karpat fliszowych. *Prace Muzeum Ziemi* 22, s. 169–193.
- Klimek K. 1974. The retreat of alluvial river banks in the Wisłoka valley (South Poland). *Geographia Polonica* 28, s. 59–75.
- Krzaklewski P. 2008. Rola zdarzeń ekstremalnych w kształtowaniu meandrowych koryt górskich na przykładzie Czarnej Orawy w okresie 2007–2008. *Landform Analysis* 8, s. 45–48.
- Krzemień K. 1976. Współczesna dynamika koryta potoku Konina w Gorcach. *Folia Geographica ser. Geographica-Physica* 10, s. 87–122.

- Krzemień K. 1981. Zmienność subsystemu korytowego Czarnego Dunajca. Zeszyty Naukowe UJ. Prace Geograficzne 53, s. 123–137.
- Krzemień K. 1984. Współczesne modelowanie koryt potoków w Gorcach. Zeszyty Naukowe UJ. Prace Geograficzne 59, s. 83–96.
- Lach J., Lewik P. 2002. Powódź w lipcu 2001 na Sądecczyźnie i jej skutki. W: Z. Górka A. Jelonek (red.). Geomorfologiczne uwarunkowania rozwoju Małopolski. Instytut Geografii UJ, Kraków, s. 199–204.
- Łach J. 2012. Rola gwałtownych ulew i powodzi w modelowaniu rzeźby Kotliny Kłodzkiej oraz zachodnich pasm górskich Sudetów Wschodnich, Instytut Geografii i Rozwoju Regionalnego UW, Wrocław.
- Łajczak A. 2008. Wody Babiej Góry. W: B.W. Wołoszyn, A. Jaworski, J. Szwagrzyk (red.). Babiogórski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Zawoja–Kraków, s. 153–177.
- Starkel L. 2011. Złożoność czasowa i przestrzenna opadów ekstremalnych – ich efekty geomorfologiczne i drogi przeciwdziałania im. *Landform Analysis* 15, s. 65–80.
- Wiejaczka Ł., Bochenek W. 2013. Przekształcanie dna koryta rzeki górskiej w czasie dużych wezbrań na przykładzie Ropy. *Prace Geograficzne* 132, s. 27–28.
- Żurawek R. 1999. Zmiany erozyjne w dolinach rzek Sudetów Kłodzkich wywołane powodzią w lipcu 1997 r. oraz w lipcu 1998 r. *Problemy Zagospodarowania Ziemi Górskich* 45, s. 45–61.

Badania terenowe w ocenie walorów przyrodniczych szaty roślinnej wybranych dolin rzecznych na Wysoczyźnie Białostockiej

Field studies in the evaluation of natural values of vegetation
of selected river valleys in the Białystok Upland

Grażyna Łaska

Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska Politechnika Białostocka
ul. Wiejska 45a, 15-351 Białystok
e-mail: g.laska@pb.edu.pl

Abstract: The study was aimed to demonstrate the important role of field studies and to present their methodological procedures, including environmental inventory, cartographic and phytosociological studies combined with numerical syntaxonomy, methods of wetland habitats valuation and GIS methods. The study of vegetation of selected river valleys, including Stoja River valley, Płaska River valley, Czarna River valley and Biała River valley in the Upland Białystok, was conducted in 2008–2013.

In the field, the cartographic and of plant communities and floristic variation followed by habitat identification of the plant patches were conducted. In the cartographic study, two methods were employed: the topographic one and the method of diffuse points with the use of phytosociological releves. The methods of numerical syntaxonomy (program MVSP Plus) were employed to identify and classify the phytosociological releves of the studied communities. In the numerical syntaxonomy, two methods were employed: the methods of cluster analysis and Principal Cluster Analysis (PCA). The natural values of vegetation were evaluated by the method of wetland habitats evaluation, according to J. Oświł (2000).

The temporal and spatial variations in the vegetation of selected river valleys and their distribution were analysed by GIS and statistical methods. The GIS programme Geomedia Professional 6.1 and Statistica 10 package were used. Spatial analyses allowed for constructing digital maps of ranges of communities and thematic layers of natural values of particular plant communities, dependent on the mean index of evaluation. Statistical programmes were used to establish spatial correlation between the mean index of evaluation and the distance of particular plant communities from the river bed.

Słowa kluczowe: inwentaryzacja przyrodnicza, badania kartograficzne, badania fitosocjologiczne, syntaksonomia numeryczna, metody GIS, waloryzacja

Keywords: environmental inventory, cartographic studies, phytosociological studies, numerical syntaxonomy, GIS methods, environmental assessment

Wprowadzenie

Doliny rzeczne charakteryzują się znaczną dynamiką krajobrazu ze względu na zmienne warunki fizjograficzne i hydrologiczne oraz działalność człowieka i zmiany w sposobie ich użytkowania, które analizowane są w skali przestrzennej i czasowej (Kryszak i in. 2004; Kryszak, Grynia 2005; Gamrat, Burczyk 2007; Kryszak, Kryszak 2007; Grzelak i in. 2008; Kamiński 2008). Działania antropogeniczne mają istotny wpływ na stan zachowania i kierunek przemian zbiorowisk roślinnych w dolinach rzecznych, gdyż ich wynikiem są zmiany stosunków wodnych i reżimu hydrologicznego w całej zlewni (Dembek i in. 2002; Kryszak, Grynia 2005; Gamrat i in. 2010).

W niniejszej pracy zmienność szaty roślinnej i ocenę jej walorów przyrodniczych analizowano na obszarach wybranych dolin rzek: Słoi, Płaskiej, Czarnej i Białej na Wysoczyźnie Białostockiej, w północno-wschodniej Polsce. Uwzględniając działalność człowieka i zmiany w sposobie użytkowania badanych terenów dolinowych, zgeneralizowano je do podobnych etapów czasowych w ujęciu historycznych przemian (Kozłowska 2002; Piórkowski 2002; Matysiak, Dembek 2006; Łaska 2008, 2009, 2012). W latach 70. XX w. obszary zlewni badanych rzek w dużej mierze wylesiono i zagospodarowano rolniczo jako użytki zielone. W tym czasie, uregulowano również koryta rzek, które poszerzono, pogłębiono i wyprostowano. Na skutek powyższych działań, odcięto od głównego koryta kręte zakola, tworząc starorzecza. Regulując koryta, obniżono stan wody w rzekach, zmniejszono zasięg zalewów powierzchniowych i obniżono stan wód gruntowych w dolinach, co spowodowało przesuszenie siedlisk hydrogeniczych.

W latach 80. XX w., dalsze przemiany antropogeniczne w dolinach badanych rzek dotyczyły zmeliorowania tych terenów liczną siecią rowów i kanałów melioracyjnych i ich zagospodarowania jako łąki uprawne, kośne, wypasane i nawożone. Pod wpływem wieloletniego użytkowania ukształtowały one stabilne zbiorowiska łąkowe (Kozłowska 2002).

W latach 90. XX w. kolejne zmiany w strukturze zbiorowisk roślinnych w dolinach rzecznych wiązały się ze zmianami ekonomicznymi. W tym czasie na wielu powierzchniach gruntów rolnych zaniechano użytkowania kośnego i wypasu bydła, grunty te porzucono lub wyrejestrowano z ewidencji użytków rolnych. Zaniechanie użytkowania gruntów w dolinach rzecznych powodowało kolejne zmiany warunków wilgotnościowych siedlisk i przemiany zbiorowisk łąkowych w kierunku zbiorowisk zaroślowych i leśnych (Łaska 2008, 2009).

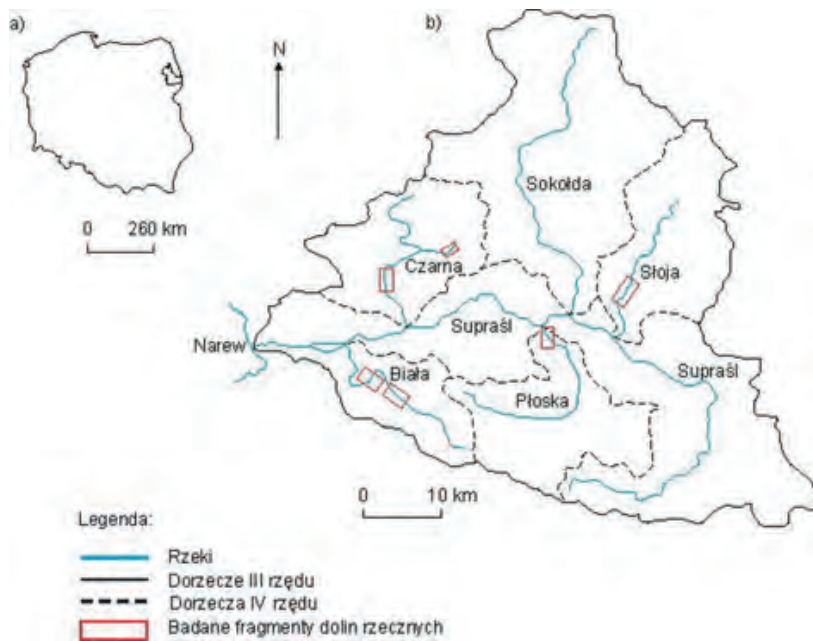
Opisane przemiany antropogeniczne, wynikające ze zmian w sposobie użytkowania terenów dolinowych, znajdują swoje odzwierciedlenie w zmienności szaty roślinnej badanych dolin rzecznych, które analizowano metodami terenowymi, numerycznymi i cyfrowymi. Celem pracy jest wykazanie istotnej roli badań terenowych i prezentacja ich procedur metodycznych, w tym inwentaryzacji przyrodniczej, badań kartograficznych i fitosocjologicznych, połączonych z metodami syntaksonomii numerycznej, metodami waloryzacji siedlisk mokradłowych i narzędzi GIS.

Teren i obiekt badań

Badania wybranych fragmentów szaty roślinnej dolin rzecznych Słoi, Płaskiej, Czarnej i Białej prowadzono na Wysoczyźnie Białostockiej (ryc. 1). W strefie puszczańskiej tego mezoregionu fizycznogeograficznego wyróżnia się pięć zlewni cieków IV rzędu: górnej Supraśli, Płoski, Słoji, Sokołdy i Czarnej, w których sieć rzeczna jest średnio rozwinięta (Gómiak, Jekaterynczuk-Rudczyk 1995). Badania szaty roślinnej na Wysoczyźnie Białostockiej prowadzono na obszarach dolinowych rzek:

- Płoski – dorzecze IV rzędu, długość rzeki 23,6 km, powierzchnia dorzecza 216 km²;
- Słoi – dorzecze IV rzędu, długość rzeki 23,0 km, powierzchnia dorzecza 225 km²;
- Czarnej – dorzecze IV rzędu, długość rzeki 28,4 km, pow. dorzecza 197 km²;
- Białej – dorzecze IV rzędu, długość rzeki 32,7 km, pow. dorzecza 133,4 km².

Badany fragment doliny Płoski znajduje się na południowy-wschód od miejscowości Supraśl i Cieliczanka, w gminie Supraśl. Obszar ten położony jest między punktami o współrzędnych geograficznych 53°11'18.73" i 53°11'20.55" szerokości geograficznej północnej oraz 23°24'31.28" i 23°24'56.26" długości geograficznej wschodniej. Jest to dolny odcinek doliny Płoski, w jej części ujściowej do Supraśli (ryc. 1).



Ryc. 1. Lokalizacja Wysoczyzny Białostockiej w północno-wschodniej Polsce (a) oraz sieci rzecznej w jej zasięgu (b) (Górniak 1999, zmienione) z badanymi fragmentami doliny Płoski, Słoi, Czarnej i Białej

Fig. 1. Location of Białostok Upland in the north-eastern Poland (a) and the drainage system within the area (b) (Górniak 1999, modified), together with the studied sections of Płoska, Słoja, Czarna and Biała valleys



Ryc. 2. Zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych w dolinie Słoi w Lipowym Moście (Łaska i in. 2011–2013, zmienione):

Fig. 2. Diversity of plant communities in the Słoja valley in Lipowy Most (Łaska et al. 2011–2013, modified):

Zbiorowiska leśne wymienione w Załączniku I Dyrektywy Rady 92/43/EWG

1. kod 91E0-3 – Łęg świerkowo-olszowy *Piceo-Alnetum* Sokolowski 1980

Zbiorowiska leśne i nieleśne niechronione w programie "Natura 2000"

2. Zadrzewienia i sztuczne dragowiny na siedlisku boru świeżego *Peucedano-Pinetum* W. Mat. (1962) 1973; 3. Zadrzewienia i sztuczne dragowiny na siedlisku boru mieszanego świeżego *Carici digitatae-Piceetum* Czerw. 1978; 4. Zadrzewienia i sztuczne dragowiny na siedlisku boru mieszanego świeżego *Serratulo-Piceetum* Sokoł. 1968; 5. Zakrzewienia śródpolne i młodniki sosnowe na siedlisku boru świeżego *Peucedano-Pinetum*; 6. Zakrzewienia śródpolne i młodniki sosnowe na siedlisku boru mieszanego świeżego *Carici digitatae-Piceetum*; 7. Zakrzewienia śródpolne i młodniki sosnowe na siedlisku boru mieszanego świeżego *Serratulo-Piceetum*; 8. Zagospodarowany parkowo drzewostan sosnowo-brzozowy; 9. Zbiorowisko łąki intensywnie uprawianej *Alopecuretum pratensis* (Regel 1925) Steffen 1931; 10. Zbiorowisko łąki wilgotnej *Angelico-Cirsietum oleracei* R.Tx. 1937 em. Oberd. 1967; 11. Intensywnie użytkowane, wypasane i nawożone łąki świeże z *Dactylis glomerata*; 12. Agrocenozy: zbiorowiska pastwiskowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*; 13. Agrocenozy: zbiorowiska pól uprawnych (segetalne) z klasy *Stellarietea mediae*; 14. Agrocenozy: nieużytki, ugory, zbiorowiska chwastów towarzyszące gruntom ornym z klasy *Stellarietea mediae*; 15. Zabudowania, w tym hotel (H) i park golfowy (G) oraz zbiorowiska ruderalne z klasy *Artemisietea*; 16. Zadrzewienia olchowe, olchowo-brzozowe, inicjalne olszyny połąkowe i zakrzewienia wierzbowe (łozowiska) z klasy *Alnetea glutinosae*; 17. Łąki mokre – Zbiorowisko *Deschampsia caespitosa*; 18. Ziołorośla połąkowe *Lythro-Filipenduletum ulmariae* Hadać et al. 1997; 19. Intensywnie użytkowane łąki wilgotne – Zbiorowisko *Poa trivialis-Festuca rubra* (Łaska et al. 2011-2013); 20. Zbiorowiska szuwarów turzycowych *Caricetum gracilis* (Graebn. et Hueck 1931) R.Tx. 1973; 21. Zbiorowiska szuwarów trzcinowych *Phragmitetum australis* (Gams 1927) Schmale 1939, w tym facja z *Typha latifolia*; 22. Zbiorowiska szuwarów mozgowych *Phalaridetum arundinaceae* (Koch 1926 n.n.) Libb. 1931; 23. Facje z *Juncus effusi*; 24. Facje z *Rubus idaeus*; 25. Zbiorowiska roślin wodnych związku *Nymphaeion*; 26. Zbiorowiska roślin wodnych sztucznych rowów melioracyjnych; 27. Zbiorowiska roślin wodnych cieków rzecznych Słoi oraz innych zbiorników i oczek wodnych ukształtowanych sztucznie; 28. Drogi; 29. Skarpy piaszczysto-żwirowe.

Stanowiska gatunków roślin objętych ochroną ścisłą (czerwone kółka)

1. *Daphne mezereum*; 2. *Succisella inflexa*; 3. *Hepatica nobilis*.

Dolną część doliny Słoi badano w miejscowości Lipowy Most, w gminie Szudziałowo, na południowy wschód od drogi Białystok-Krynki, w odległości 6 km od osady i Arboretum w Kopnej Górze na terenie Puszczy Knyszyńskiej. Dolina rzeczna znajduje się w centrum kompleksu puszczańskiego, jest w dużej mierze zalesiona (61,7%) i w niewielkim stopniu zagospodarowana rolniczo.

Badany fragment doliny Czarnej zlokalizowany jest w gminie Czarna Białostocka, w miejscowości Ruda Rzecznka, w bliskim sąsiedztwie Kolonii Złotoria, w odległości 500 m na zachód od drogi krajowej nr 19 Białystok-Czarna Białostocka. Teren badań w dolinie Czarnej obejmuje jej górny odcinek oddalony o około jeden kilometr od źródła (ryc. 1). Zlewnia Czarnej na terenie kompleksu Puszczy Knyszyńskiej należy do jednej z najbardziej naturalnych, pokrytej na 71,5% powierzchni lasem.

Obszar doliny Białej badano w południowo-wschodniej części miasta Białegostoku pomiędzy ulicami Cz. Miłosza, J.K. Branickiego i Pod Krzywą oraz w śródmiejskiej strefie miasta w sąsiedztwie ulicy Sitarskiej. Biała jest rzeką IV rzędu, lewostronnym dopływem rzeki Supraśli. Z całkowitej powierzchni zlewni Białej (133,4 km²), 83 km² (62%) znajduje się na terenie miasta, a z łącznej długości rzeki (32,7 km), 27,3 km przepływa przez Białystok (Tyszewski, Kardel 2009). W odróżnieniu od pozostałych dolin rzecznych zlokalizowanych w zasięgu kompleksu puszczańskiego, dolina Białej położona w śródmiejskiej strefie Białegostoku, jest prawie bezleśna i w znacznej mierze zurbanizowana. Dominującymi formami użytkowania na jej terenie są obszary zabudowane (29%), grunty orne (20%) oraz łąki i pastwiska (9%).

Materiał i metody

Badania wybranych fragmentów szaty roślinnej dolin rzecznych Słoi, Płaskiej, Czarnej i Białej na Wysoczyźnie Białostockiej prowadzono w latach 2008–2013. W każdym przypadku, wstępny etap prac rozpoczynano od przygotowania podkładów map do szczegółowych badań geobotanicznych, co wymagało przeglądu, szczegółowej analizy i opracowania wielu danych analogowych oraz cyfrowych. Następnym etapem prac była ich konfrontacja i szczegółowa weryfikacja w trakcie badań terenowych. Prace terenowe obejmowały inwentaryzację przyrodniczą, badania kartograficzne i fitosocjologiczne oraz identyfikację siedliskową i ocenę walorów przyrodniczych wybranych fragmentów szaty roślinnej dolin rzecznych. W końcowym etapie prac kameralnych dokonano przetworzenia informacji środowiskowej na informację komputerową oraz jej opracowania z wykorzystaniem procedur badawczych syntaksonomii numerycznej, technik GIS i programów statystycznych.

Materiały źródłowe i opracowanie danych analogowych

W pierwszym, wstępnym etapie prac, przygotowano kartograficzne podkłady map w skali 1:1000 do szczegółowych badań geobotanicznych i inwentaryzacji w terenie. W tym celu, wśród licznych materiałów źródłowych, dla dolin rzecznych zlokalizowanych na terenie Puszczy Knyszyńskiej przeanalizowano:

1. osiem arkuszy Map Przeglądowych wybranych Nadleśnictw i Obrębów leśnych (Plany Urządzenia Gospodarstwa Leśnego Nadleśnictwa Czarna Białostocka, Krynki, Supraśl), w tym:
 - w dolinie Czarnej – Nadleśnictwa Czarna Białostocka i Obrębu Złota Wieś w skali 1:25 000,
 - w dolinie Słoi – Nadleśnictwa i Obrębu Krynki oraz Nadleśnictwa Supraśl i Obrębu Sokółka w skali 1:20 000;
 - w dolinie Płoski – Nadleśnictwa Supraśl i Obrębu Supraśl w skali 1:20 000;
2. sześć arkuszy map topograficznych (OPGK, Białystok), w tym:
 - Supraśl (245.22), Sochonie (245.21) i Ostrów (246.11) w skali 1:25 000,
 - Ożynnik (245.221), Wólka Ratowiecka (245.212) i Lipowy Most (246.113) w skali 1:10 000;
3. trzy arkusze map roślinności Puszczy Knyszyńskiej w skali 1:100 000 (Łaska 2006):
 - Dzisiejszej potencjalnej roślinności naturalnej Puszczy Knyszyńskiej,
 - Dzisiejszej roślinności rzeczywistej Puszczy Knyszyńskiej,
 - Antropogenicznych przeobrażeń roślinności Puszczy Knyszyńskiej.

W opracowaniu danych analogowych wykorzystano również arkusze map geomorfologicznych i geologicznych:

- arkusz Przeglądowej Mapy Geomorfologicznej Polski w skali 1:500 000 (Starkel 1980),
- arkusz Mapy Geologicznej Polski – Białystok w skali 1:200 000 i 1:50 000 (Malinowski 1971, Nowicki 1971),
- trzy arkusze szczegółowej Mapy Geologicznej Polski w skali 1:25 000 – Supraśl (301), Wasilków (300) i Wiechrzylesie (302) (Centralne Archiwum Państwowe Instytutu Geologicznego w Warszawie).

Na terenie doliny Białej w centrum Białegostoku, poza kompleksem leśnym, dodatkowo analizowano 2 arkusze map – zasadniczej w skali 1:500 i ewidencji gruntów w skali 1:1000 (Departament Geodezji Urzędu Miejskiego w Białymstoku) oraz liczne arkusze ortofotomapy Białegostoku w skali 1:500, 1:1000, 1:2500, 1:5000 dostępne na portalu Urzędu Miasta (*Miejski System...* 2015).

Na podstawie dostępnej literatury, dokumentacji leśnej oraz analizy materiałów analogowych i cyfrowych wytypowano obszary przyrodniczo cenne, ze szczególnym uwzględnieniem występowania gatunków roślin z Załącznika II Dyrektywy Rady 92/43/EWG oraz siedlisk przyrodniczych z Załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG (Herbich 2004). Na podstawie analizy map topograficznych, geomorfologicznych i geologicznych dokonano rozpoznania typów rzeźby, głównych jednostek geomorfologicznych i utworów powierzchniowych, jak również określono podstawy do opisów i identyfikacji siedlisk w konfrontacji z typami dzisiejszej potencjalnej roślinności naturalnej w terenie. Opracowane dane analogowe w postaci przygotowanego podkładu kartograficzno-geobotanicznego w skali 1:1000 posłużyły do identyfikacji typów jednostek roślinności w terenie, ich charakteru i oceny stanu zachowania pod względem zachodzących przemian antropogenicznych i sposobów użytkowania.

Metody terenowe badań zmienności szaty roślinnej

Drugi etap prac to badania terenowe szaty roślinnej wybranych fragmentów dolin rzecznych prowadzone w trzech różnych terminach, z uwzględnieniem wczesnowiosennego pojawu geofitów (kwiecień-maj), w pełni sezonu wegetacyjnego (lipiec-sierpień) i po zakończeniu prac polowych na łąkach kośnych i polach uprawnych (wrzesień). W dolinie Płoski prowadzono je w 2008 roku, w dolinie Słoi – w 2009 roku, w dolinie Czarnej – od września 2010 roku do połowy lipca 2011 roku. Na terenie doliny Białej w Białymstoku badania terenowe przy ulicy Cz. Miłosza prowadzono w 2010 roku, a przy ulicy Sitarskiej – od lipca 2012 roku do lipca 2013 roku.

Prace terenowe obejmowały badania kartograficzne i fitosocjologiczne zbiorowisk roślinnych oraz charakterystyki cech struktury przestrzennej fitocenoz i ich identyfikację siedliskową. Na przygotowanych podkładach kartograficzno-geobotanicznych dokonywano bezpośredniej rejestracji spostrzeżeń na temat lokalizacji, zasięgu i warunków występowania w terenie badanych płatów roślinnych. W badaniach zastosowano dwie metody – topograficzną (marszrutowo-observacyjną) i metodę punktów rozproszonych z wykorzystaniem zdjęć fitosocjologicznych (Faliński 1990). Na tej podstawie dokonano identyfikacji i delimitacji zbiorowisk roślinnych oraz oceny ich stopnia i zasięgu przekształceń antropogenicznych.

W badaniach szaty roślinnej dolin rzecznych wykonano łącznie 484 zdjęcia fitosocjologiczne metodą analizy bezpośredniej i z punktowym kartowaniem ich lokalizacji techniką GPS. W zbiorowiskach leśnych badania prowadzono w postaciach naturalnych i w zbiorowiskach zastępczych określonego kręgu roślinności (Schwickerath 1954). W dolinie Płoski wykonano 66 zdjęć fitosocjologicznych, w dolinie Słoi – 128 zdjęć, w dolinie Czarnej – 72 zdjęcia, a na terenie doliny Białej – 104 zdjęcia przy ulicy Cz. Miłosza i 114 zdjęć przy ulicy Sitarskiej. W zbiorowiskach leśnych zdjęcia wykonywano na powierzchniach o wielkości 400 m² (20x20 m) i 200 m² (10x20 m), w zbiorowiskach nieleśnych na powierzchni 100 m² (10x10 m), 50 m² (5x10 m) lub 25 m² (5x5 m), co było uzależnione od wielkości i różnorodności biologicznej badanych płatów. Zdjęcia wykonywano z wykorzystaniem sześciostopniowej skali ilościowości Braun-Blanqueta. Każdy płat roślinny scharakteryzowano pod względem struktury pionowej i składu gatunkowego oraz stopnia przekształceń roślinności wynikającej z różnych form użytkowania.

W trakcie badań terenowych wszystkie informacje środowiskowe, związane zarówno z przestrzennym zróżnicowaniem jednostek roślinności, jak i – ze zmiennością elementów środowiska abiotycznego

(zróżnicowanie wysokościowe, typy rzeźby, utwory powierzchniowe, jednostki geomorfologiczne), konfrontowano i weryfikowano bezpośrednio z opracowanymi wcześniej podkladami map. W ten sposób uzyskano podstawowe informacje o zróżnicowaniu przestrzennym elementów biotycznych i abiotycznych środowiska przyrodniczego.

Opracowanie i przetwarzanie informacji środowiskowej

W trzecim etapie prac dokonano kameralnego opracowania wyników badań. Wszystkie zdjęcia fitosocjologiczne zbiorowisk roślinnych opracowano w postaci analitycznych tabel zbiorowisk, które odpowiadały charakterystyce jednorodnych płatów roślinnych i odzwierciedlały ich obserwowaną zmienność w terenie. W tabelach, przynależność gatunków do poszczególnych jednostek roślinności ustalono za W. Matuszkiewiczem (2001). Nazwy gatunków roślin naczyniowych przyjęto za Z. Mirkiem i in. (2002), nazwy mszaków za R. Ochyra i in. (2003), a porostów – za W. Fałtynowiczem (2003). Zasady systematyki fitosocjologicznej i identyfikacji zbiorowisk roślinnych przyjęto zgodnie z kierunkiem francusko-szwajcarskim, szkoły Zürich-Montpellier – Josiasa Brauna-Blanqueta. Syntaksonomię jednostek roślinności naturalnej przyjęto za W. Matuszkiewiczem (2001) i A. Czerwińskim (1995), uwzględniając w tym przypadku specyfikę roślinności terenów północno-wschodniej Polski. Do kodowania zbiorowisk roślinnych i gatunków roślin wymienionych w Załącznikach I i II Dyrektywy Rady 92/43/EWG zastosowano ujęcie J. Herbicha (2004).

W celu identyfikacji i klasyfikacji hierarchicznej zbioru zdjęć fitosocjologicznych badanych zbiorowisk roślinnych wykorzystano metody syntaksonomii numerycznej programu MVSP Plus ver. 3.1., w tym klasyfikacji hierarchicznej kumulacji (*Cluster Analysis*) i ordynacji (PCA). Wśród algorytmów klasyfikacyjnych wykorzystano metody aglomeracyjne (Kovach 1986-1993). Punktem wyjścia dla algorytmów klasyfikacyjnych jest macierz współczynników podobieństwa. Podobieństwo florystyczne między zdjęciami wyrażono w skali procentowej (Percent Similarity). Do grupowania wykorzystano metodę nieważonej pary-grupy z użyciem średnich arytmetycznych. Hierarchię klasyfikacyjną zbiorowisk uzyskaną za pomocą numerycznych metod klasyfikacji przedstawiono graficznie w postaci dendrogramów.

W ocenie walorów przyrodniczych szaty roślinnej badanych dolin rzecznych zastosowano metodę waloryzacji mokradeł i siedlisk hydrogenicznych J. Oświta (2000). W tym celu wykorzystano dziesięciopunktową skalę oceny walorów reprezentowanych przez poszczególne gatunki, którym przypisano odpowiednią liczbę punktów. Następnie, na podstawie klas waloryzacyjnych siedlisk mokradłowych, określono walory przyrodnicze i rangę zbiorowisk roślinnych z całego badanego obszaru dolin rzecznych.

W analizie czasowo-przestrzennej przemian szaty roślinnej i struktury krajobrazu badanych dolin rzecznych, z uwzględnieniem różnych form użytkowania terenu, wykorzystano archiwalne zdjęcia lotnicze, mapy topograficzne i arkusze ortofotomapy. Zmienność szaty roślinnej analizowano w latach 1966–2008 (w dolinie Płoski) i w latach 1966–2011 (w dolinie Czarnej), z wykorzystaniem zdjęć lotniczych z lat 1966 w skali 1:17 000, w skali 1:18 000 i 1982 w skali 1:25 000 (CODGiK, Warszawa) oraz arkuszy ortofotomapy z 2006 r. w skali 1:10 000 (Ministerstwo Środowiska, Warszawa). Wykorzystano również archiwalne mapy topograficzne w układzie współrzędnych „42” z 1969 r. w skali 1:50 000 (PPGK, Warszawa) oraz inne w układzie „65” z 1982 r. w skali 1:10 000, z 2006 r. w skali 1:25 000 i w układzie współrzędnych „92” z 2000 roku (OPGK, Białystok).

W analizie danych szaty roślinnej dolin rzecznych wykorzystano również oprogramowanie GIS (Geomedia Professional 6.1) i pakiet statystyczny Statistica 10. Na podstawie analiz przestrzennych budowano numeryczne mapy zasięgów zbiorowisk roślinnych oraz warstwy tematyczne ich walorów przyrodniczych w zależności od średniego wskaźnika waloryzacji czy zmienności czasowo-przestrzennej roślinności. Oprogramowanie statystyczne wykorzystano do określenia korelacji przestrzennej wskaźnika waloryzacji w zależności od odległości zbiorowisk roślinnych od koryta rzecznego. Danymi wejściowymi do analiz statystycznych są pomiary odległości punktów badawczych od koryta rzecznego w środowisku programu Geomedia.

Ocena zmienności szaty roślinnej w dolinach rzecznych Wysoczyzny Białostockiej

W badaniach dokonano oceny zmienności fitosocjologicznej, florystycznej i walorów przyrodniczych szaty roślinnej badanych fragmentów doliny Płoski, Śloi, Czarnej i Białej.

Wyniki badań terenowych

W dolinie Płoski stwierdzono występowanie 8 zbiorowisk roślinnych, należących do 5 klas fitosocjologicznych. W dolinie Śloi zidentyfikowano 20 zbiorowisk roślinnych z 8 klas (ryc. 2), a w dolinie Czarnej 12 zbiorowisk z 6 klas. Na terenie Białegostoku, w dolinie Białej przy ulicy Cz. Miłosa, stwierdzono występowanie 11 zbiorowisk roślinnych reprezentujących 5 klas fitosocjologicznych, a przy ulicy Sitarskiej w centrum miasta – 24 zbiorowiska z 6 klas. W zmienności szaty roślinnej badanych dolin rzecznych stwierdzono występowanie 5 cennych zbiorowisk leśnych wymienionych w Załączniku I Dyrektywy Rady 92/43/EWG. Na terenie kompleksu puszczańskiego są to dwa zbiorowiska łągowo-łęgowe niżowych, łągu jesionowo-olszowego *Fraxino-Alnetum* W. Mat. 1952 (kod 91E0-3, dolina Płoski, Czarnej) i łągu świerkowo-olszowego *Piceo-Alnetum* Sokoł. 1980 (kod 91E0-3, dolina Płoski, Śloi, Czarnej) reprezentującego formę północno-wschodnią (ryc. 2). W dolinie Płoski zidentyfikowano ponadto zbiorowisko borealnej świerczyny niżowej *Sphagno girgensohnii-Piceetum* Polak. 1962 (kod 91D0-5). Na terenie miasta Białegostoku, w dolinie Białej, są to także 2 zbiorowiska łągowe – nadrzeczne łągu wierzbowego *Salicetum albo-fragilis* R.Tx. 1955 (kod 91E0-1) i nadrzeczne łągu topolowego *Populetum albae* Br.-Bl. 1931 (kod 91E0-2, tylko przy ul. Cz. Miłosa). Razem z cennymi zbiorowiskami leśnymi, w zmienności szaty roślinnej doliny Białej, tylko na terenie miasta, stwierdzono również występowanie 4 cennych zbiorowisk nieleśnych wymienionych w Załączniku I Dyrektywy Rady 92/43/EWG. Do grupy tej należą ziołorośla nadrzeczne *Urtico-Calystegietum sepium* Görs et Th. Müll. 1969 (kod 6430) oraz występujące w dolinie Białej, tylko przy ulicy Sitarskiej – niżowe łąki użytkowane ekstensywnie *Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. ex Scherr. 1925 (kod 6510) oraz ziołorośla nadrzeczne *Calystegio-Angelicetum archangelicae litoralis* Pass. (1957) 1959 i *Calystegio-Epilobietum hirsuti* Hilbig, Heinrich et Nieman 1972 (kod 6430).

Waloryzacja przyrodnicza

Walory przyrodnicze szaty roślinnej wybranych fragmentów dolin rzecznych określone na podstawie waloryzacji siedlisk mokradłowych J. Oświata (2000) wykazały znaczne zróżnicowanie ze względu na dokonane przemiany antropogeniczne i zmiany w sposobie ich użytkowania. Mokradła doliny Płoski, w niewielkim stopniu przekształcone antropogenicznie i użytkowane rolniczo, reprezentują płaty roślinne o walorach umiarkowanych (klasa IV – zbiorowiska łągowe), średnio umiarkowanych (klasa V – łąki wilgotne, ziołorośla połąkowe, zarośla łozowe, ols porzeczkowy i borealna świerczyna niżowa) i umiarkowanie dużych (klasa VI – zbiorowiska szuwarowe) (tab. 1). W dolinie Czarnej, płaty roślinne przekształcone antropogenicznie i użytkowane rolniczo, reprezentują obszary o umiarkowanych (klasy IV-VI) lub małych walorach (klasy I i III) (tab. 1). Umiarkowanie duże walory (klasa VI) stwierdzono dla szuwarów turzycowych, średnio umiarkowane (klasa V) określono dla zbiorowisk szuwarowych, a umiarkowane (klasa IV) – dla ziołorośli połąkowych oraz mokrych i wilgotnych łąk. W dolinie Czarnej, małe walory przyrodnicze (klasa III) stwierdzono dla porzuconych łąk z *Deschampsia caespitosa*, a bardzo małe (klasa I) – dla zbiorowisk łągowych (tab. 1).

W dolinie Białej, na terenie zurbanizowanym miasta stwierdzono najniższe walory przyrodnicze. Tylko jedno zbiorowisko – ziołorośla połąkowe – osiąga umiarkowane walory (klasa IV) i jedno – szuwarów trzcinowych – średnio umiarkowane (klasa V). Walory przyrodnicze pozostałych ocenionych zbiorowisk są małe (klasa I-III) (tab. 1).

W ocenie walorów przyrodniczych szaty roślinnej wybranych fragmentów dolin rzecznych uwzględniono również liczne stanowiska gatunków roślin naczyniowych i mchów objętych prawną ochroną ścisłą i ochroną częściową (Dz.U. Nr 168, poz. 1764) (ryc. 2).

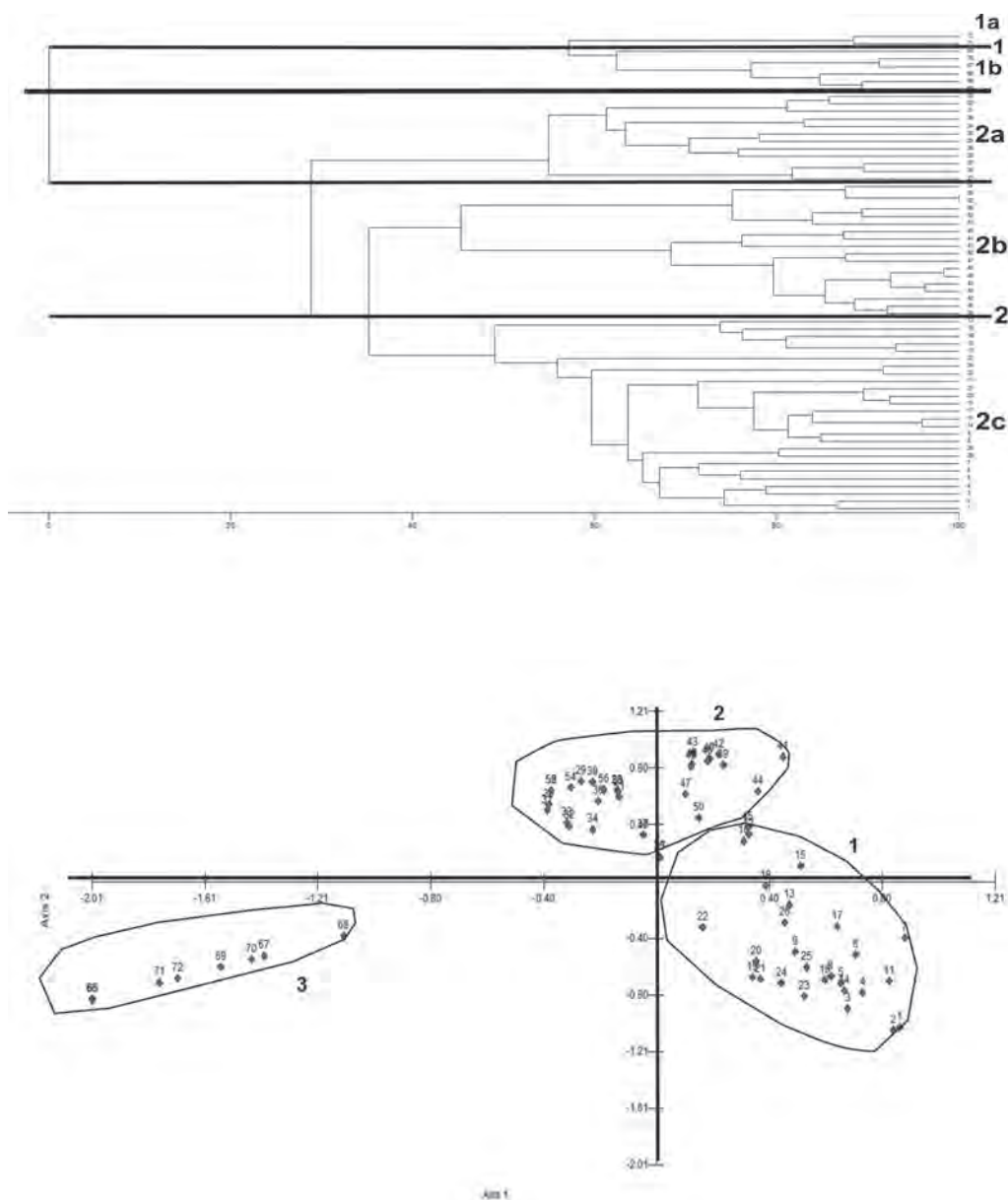
Tabela 1. Klasy waloryzacyjne zbiorowisk roślinnych w dolinie Płoski, Czarnej i Białej przy ulicy Cz. Miłosza (Łaska 2009, 2012, 2015, zmienione)

Table 1. Valorisation classes of plant communities in the Płoska, Czarna and Biała valleys, by the Cz. Miłosz street (Łaska 2009, 2012, 2015, modified)

Zbiorowiska roślinne	Klasa waloryzacyjna		Określenie walorów przyrodniczych	Średni wskaźnik waloryzacji
Roślinność doliny Płoski				
<i>Phragmitetum australis</i>	VI	B	umiarkowanie duże	3,2
<i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i>	V	B	średnio umiarkowane	2,9
<i>Lysimachio vulgaris-Filipenduletum</i>	V	B	średnio umiarkowane	2,8
<i>Salicetum pentadro-cinereae</i>	V	B	średnio umiarkowane	2,8
<i>Ribeso nigri-Alnetum</i>	V	B	średnio umiarkowane	2,8
<i>Angelico-Cirsietum oleracei</i>	V	B	średnio umiarkowane	2,7
<i>Fraxino-Alnetum, Piceo-Alnetum</i>	IV	B	umiarkowane	2,5
Roślinność doliny Czarnej				
<i>Caricetum appropinquatae</i>	VI	B	umiarkowanie duże	3,4
<i>Phragmitetum australis</i>	V	B	średnio umiarkowane	3,0
<i>Lysimachio vulgaris-Filipenduletum</i>	IV	B	umiarkowane	2,6
<i>Scirpetum silvatici</i>	IV	B	umiarkowane	2,6
<i>Caricetum acutiformis</i>	IV	B	umiarkowane	2,5
<i>Angelico-Cirsietum oleracei</i>	IV	B	umiarkowane	2,4
Zb, z <i>Deschampsia caespitosa</i>	III	A	małe	2,1
<i>Piceo-Alnetum</i>	I	A	bardzo małe	1,4
<i>Fraxino-Alnetum</i>	I	A	bardzo małe	1,3
Roślinność doliny Białej				
<i>Phragmitetum australis</i>	V	B	średnio umiarkowane	2,8
<i>Lythro-Filipenduletum ulmariae</i>	IV	B	umiarkowane	2,3
<i>Caricetum acutiformis</i>	III	A	małe	2,2
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	III	A	małe	2,0
<i>Urtico-Calystegietum sepium</i> facja z <i>Phalaris arundinacea</i>	II	A	średnio małe	1,8
<i>Alopecuretum pratensis</i>	II	A	średnio małe	1,5
Łęg wierzbowy z <i>Salix fragilis</i>	II	A	średnio małe	1,5
<i>Urtico-Aegopodietum podagrariae</i>	I	A	bardzo małe	1,4
<i>Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis</i>	I	A	bardzo małe	1,3
<i>Echio-Mellilotetum</i>	I	A	bardzo małe	1,3
Łęg topolowy z kręgu <i>Populetum albae</i>	I	A	bardzo małe	1,2

Metody numeryczne, statystyczne i techniki GIS jako skuteczne narzędzia opracowania prac terenowych

Zidentyfikowane w badaniach terenowych płaty roślinne sklasyfikowano hierarchicznie metodami syntaksonomii numerycznej (*Cluster Analysis*), a analizy ordynacji PCA wykorzystano do uporządkowania punktów badawczych zgodnie z gradientem wilgotności siedlisk mokradłowych (ryc. 3). Wyniki klasyfikacji numerycznej wskazują na zróżnicowanie roślinności doliny Czarnej na dwie odrębne grupy: zbiorowiska leśne i nieleśne. Pierwszą grupę (1 – zdjęcia 65–72) reprezentują dwa cenne zbiorowiska leśne – łęg świerkowo-olszowy *Piceo-Alnetum* (1a) i niżowy łęg jesionowo-olszowy *Fraxino-Alnetum* (1b). Drugą grupę (2) reprezentują zbiorowiska nieleśne – szuwarowe, turzycowe i łąkowe – zróżnicowane na trzy podgrupy: 2a – szuwały wielkoturzycowe *Caricetum acutiformis* (zdjęcia 27–38), 2b – szuwały wielkoturzycowe *Caricetum appropinquatae* (zdjęcia 51–56) i szuwały trzcinowe *Phragmitetum australis* (zdjęcia 39–50) oraz 2c – wszystkie zbiorowiska łąkowe klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (zdjęcia 1–26) (ryc. 3).



Ryc. 3. Klasyfikacja hierarchiczna metodami syntaksonomii numerycznej (*Cluster Analysis*) (a) i ordynacji *Principal Cluster Analysis* (PCA) (b) zbiorowisk roślinnych doliny Czarnej (Łaska 2015, zmienione):

Fig. 3. Cluster analysis performer with a method of numerical syntaxonomy (a) and *Principal Cluster Analysis* (PCA) (b) plant communities of the Czarna valley (Łaska 2015, modified):

Legenda a)

1. Grupa 1 – Zbiorowisko łągowe: 1a – *Piceo-Alnetum*; 1b – *Fraxino-Alnetum*
2. Grupa 2 – zbiorowiska szuwarowe, turzycowe, łągowe: 2a – *Ass. Caricetum acutiformis*; 2b – *Ass. Caricetum appropinquatae* i *Ass. Phragmitetum australis*; 2c – zbiorowiska klasy *Molinio-Arrhenatheretea*

Legenda b)

1. Grupa 1 – zbiorowiska łągowe klasy *Molinio-Arrhenatheretea*
2. Grupa 2 – zbiorowiska szuwarowe i turzycowe z klasy *Phragmitetea*
3. Grupa 3 – zbiorowiska leśne – łągowe *Fraxino-Alnetum* i *Piceo-Alnetum*

W analizie ordynacji PCA, gradient środowiskowy reprezentowany przez pierwszą oś ordynacyjną zinterpretowano jako gradient wilgotności siedlisk, gdyż zespoły *Phragmitetum australis*, *Caricetum acutiformis* i *Caricetum appropinquata* (grupa 2) występują najbliżej koryta rzeki. Grupa zlokalizowana po prawej stronie wykresu (grupa 1) osiąga największe wartości na osi 2 i reprezentują ją zbiorowiska łąkowe klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, a grupa (3) po lewej stronie wykresu skupia zbiorowiska leśne *Fraxino-Alnetum* i *Piceo-Alnetum*. Gradient środowiskowy reprezentowany przez drugą oś wskazuje na znaczne wewnętrzne zróżnicowanie badanych płatów roślinnych, uzależnione od różnej struktury zespołów i ich kompozycji florystycznej (ryc. 3).

W analizie statystycznej, na podstawie dokonanej korelacji porządku rang Spearmana, wykazano istotną korelację zmniejszania się średniego wskaźnika waloryzacyjnego poszczególnych płatów roślinnych wraz ze wzrostem odległości od koryta rzecznej. Współczynnik korelacji w dolinie Białej wynosi $-0,49$, a w dolinie Czarnej $-0,52$ (tab. 2).

Tabela 2. Korelacja porządku rang Spearmana wykazująca zależność zmniejszania się wskaźnika waloryzacyjnego poszczególnych płatów roślinnych wraz ze wzrostem odległości od koryta rzecznej (poziom istotności $\alpha=0.05$).

Współczynnik korelacji: a) w dolinie Białej $-0,49$, b) w dolinie Czarnej $-0,52$

Table 2. Spearman's rank correlation which shows relationship between reduction of the valorisation index of particular vegetation patches and increase of their distance from the river bed (significance level $\alpha=0.05$ _Correlation index: a) in the Biała valle -0.49 , b) in the Czarna valley -0.52

Zmienna	Korelacja porządku rang Spearmana Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05000$			
	Odległość od koryta rzeki	Średni wskaźnik waloryzacji	Zbiorowisko	Numer zdjęcia
a) Dolina Białej				
Odległość od koryta rzeki	1,000000	$-0,489923$	0,699843	0,629111
Średni wskaźnik waloryzacji	$-0,489923$	1,000000	$-0,419235$	$-0,606362$
Zbiorowisko	0,699843	$-0,419235$	1,000000	0,682611
Numer zdjęcia	0,629111	$-0,606362$	0,682611	1,000000
b) Dolina Czarnej				
Odległość od koryta rzeki	1,000000	$-0,518931$	$-0,666332$	$-0,646898$
Średni wskaźnik waloryzacji	$-0,518931$	1,000000	0,116516	0,099817
Zbiorowisko	$-0,666332$	0,116516	1,000000	0,980585
Numer zdjęcia	$-0,646898$	0,099817	0,980585	1,000000

W analizie czasowo-przestrzennej przemian roślinności i struktury krajobrazu dolin rzecznych, z uwzględnieniem zmiany form ich użytkowania, za pomocą narzędzi GIS określono zmiany wielkości powierzchni i zasięgu występowania zidentyfikowanych zbiorowisk roślinnych, stwierdzając w jakim kierunku następują procesy dynamiczne roślinności (ryc. 4). W dolinie Czarnej, w latach 1966–2011 stwierdzono, że powierzchnia zbiorowisk leśnych na wilgotnych siedliskach, w procesie sukcesji wtórnej, zwiększyła się o $0,16 \text{ km}^2$, co stanowi wzrost o 27% w stosunku do powierzchni $0,4406 \text{ km}^2$ z 1966 roku (ryc. 5). Tendencje dynamiczne określone w badanych dolinach Płoski, Słoi, Czarnej i Białej wykazały, że zachodzące przemiany antropogeniczne roślinności związane ze zmianami w sposobie użytkowania terenu wynikają z zaniechania koszenia użytków zielonych i dokonanej w przeszłości zmiany stosunków wodnych (melioracje). Zaniechanie użytkowania w badanych dolinach rzecznych powoduje kształtowanie się ziółorośli połąkowych, a w dalszym etapie sukcesji wtórnej – zarośli wierzbowych i następnie, zespołów łąkowych (Dembek 2002; Kozłowska 2005; Kryszak i in. 2006; Łaska 2008, 2009, 2012, 2015).

Fragment doliny Płoski

1966 rok



0 170 m

2008 rok




0 170 m




Legenda:

 **Fragment rzeki Płoski**
1966 rok

 Zbiorowiska nieleśne

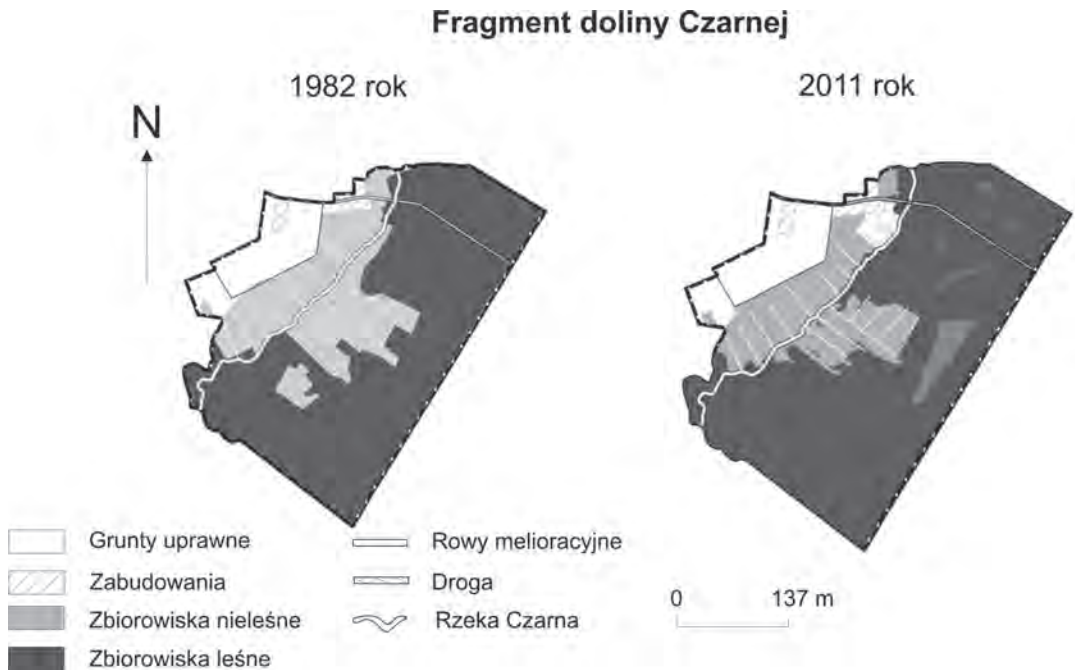
 Zbiorowiska leśne

 Rowy melioracyjne

2008 rok

 1.  2.  3.  4.  5.  6.  7.  8.

Ryc. 4. Analiza czasowo-przestrzenna przemian roślinności w dolinie Płoski, w latach 1966–2008 (Łaska 2009, zmienione); Fig 4. Temporal and spatial analysis of the vegetation changes in the Płoska valley, in 1966–2008 (Łaska 2009, modified): 1. Niżowe łąki wilgotne użytkowane ekstensywnie – *Angelico-Cirsietum oleracei* R.Tx. 1937 em. Oberd. 1967; 2. Ziolorośla połąkowe – *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum* Bal.-Tul. 1978; 3. Zbiorowiska szuwarów trzcinowych – *Phragmitetum australis* (Gams 1927) Schmale 1939; 4. Zarośla łozowe – *Salicetum pentadro-cinerae* (Almq. 1929) Pass. 1961; 5. Zbiorowiska łąkowe – *Fraxino-Alnetum* W.Mat 1955 i *Piceo-Alnetum* Sokoł. 1980; 6. Ols porzeczkowy – *Ribeso nigri-Alnetum* Sol.-Görn. (1975) 1987; 7. Borealna świerczyna na torfie – *Sphagno girgensohnii-Piceetum* Polak. 1962; 8. Rowy melioracyjne.



Ryc. 5. Analiza czasowo-przestrzenna przemian roślinności w dolinie Czarnej, w latach 1982–2011, w procesie sukcesji wtórnej rekreatywnej

Fig. 5. Temporal and spatial analysis of the vegetation changes in the Czarna valley, in 1982–2008, in the process of recreative secondary succession

Podsumowanie

W niniejszej pracy starano się wykazać znaczenie istotnej roli badań terenowych w ocenie zmienności szaty roślinnej dolin rzecznych. Metody numeryczne, statystyczne i cyfrowe stanowią skuteczne narzędzia oceny zmienności roślinności (Masuyama i in. 2004; Brunetta, Voghera 2008; Ferrari i in. 2008), ale tylko wówczas, gdy są one rzeczywistym odzwierciedleniem wcześniej prowadzonych badań terenowych, w których bezpośrednio konfrontowano i weryfikowano cenne zasoby przyrody.

Waloryzacja szaty roślinnej powinna być poprzedzona szczegółową inwentaryzacją przyrodniczą, a dokonana ocena jej wartości – istotnym czynnikiem w precyzowaniu zasad ochrony i racjonalnym wykorzystaniu istniejących zasobów, zgodnie z ich predyspozycjami do pełnienia określonych funkcji w krajobrazie (Pawlaczyk, Jermaczek 2000; Jeżowski 2002; Kotowski 2002; Mahon, Miller 2003; Obidziński, Lesiński 2007; Uuema i in. 2009; Szyszko i in. 2010). W ocenie środowiska przyrodniczego liczni autorzy wykorzystują różne parametry, jak np. badania gleb (Czepińska-Kamińska 2002), fauny (Klimaszewski 2007), czy też krajobrazu (Wysocki, Sikorski 2002; Richling i in. 2004; Żarska 2005; Rembiałkowska, Lesiński 2007), ale zawsze na podstawie prowadzonych badań terenowych.

Badania terenowe są podstawą nie tylko do zebrania danych, ale również do poznania etapów i tempa przemian roślinności oraz głównych czynników warunkujących przebieg zachodzących przemian i ich prawidłowości. Z powyższych rozważań wynika, że badania terenowe stanowią jedyne rzeczywiste kryterium naukowe oceny walorów i przemian szaty roślinnej w dobie narastającej antropopresji, a ich połączenie z innymi metodami, numerycznymi i statystycznymi oraz wspomaganie narzędziami GIS, pozwala na ich bardziej pogłębioną syntezę i interpretację.

Literatura

- Brunetta G., Voghera A. 2008. Evaluating Landscape for Shared Values: Tools, Principles, and Methods. *Landscape Research* 33 (1), s. 71–87.
- Czępińska-Kamińska D. 2002. Rozpoznawanie i ocena wartości zasobów przyrodniczych na podstawie gleb. W: *Ocena i wycena zasobów przyrodniczych*. Szyszko J., Rylke J., Jeżowski (red.). Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 84–96.
- Czerwiński, A. 1995. Geobotanika w ochronie środowiska lasów Podlasia i Mazur. Wydaw. Politechniki Białostockiej, Białystok, s. 345.
- Dembek W. 2002. Problemy ochrony i restytucji mokradeł w Polsce. *Inżynieria Ekologiczna – Ekoinżynieria dla Ekorozwoju* 6, s. 65–68.
- Dembek W., Grzyb M., Mikułowski M. 2002. Łąki i lasy w dolinach – nowe zagrożenia i szanse. *Post. Nauk Rol.* 3, s. 87–119.
- Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych dzikiej fauny i flory.
- Faliński J. B. 1990. Kartografia geobotaniczna. Cz. 2. Kartografia fitosocjologiczna. Państwowe Przedsiębiorstwo Wydawnictw Kartograficznych, Warszawa–Wrocław, s. 283.
- Fałtynowicz, W. 2003. The lichens, lichenicolous and allied fungi of Poland. Annotated checklist. *Polish Academy of Sciences, Kraków*, s. 435.
- Ferrari C., Pezzi G., Diani L., Corazza M. 2008. Evaluating landscape quality with vegetation naturalness maps: an index and some inferences. *Applied Vegetation Science* 11, s. 243–250.
- Gamrat R., Burczyk P. 2007. Zbiorowiska roślinne doliny Warty na odcinku Santok–Stare Polichno. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 2 (20), s. 127–136.
- Gamrat R., Kochanowska R., Niedźwiedzki E. 2010. Zróżnicowanie warunków siedliskowych i zbiorowisk roślinnych w dolinie Iny w okolicach Sowna. Część III. Zróżnicowanie zbiorowisk łąkowych na tle warunków glebowych. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 1 (29), s. 157–165.
- Górniak A., Jekatierynczuk-Rudczyk E. 1995. Stosunki wodne regionu Puszcza Knyszyńska. W: *Puszcza Knyszyńska – Monografia przyrodnicza*. Czerwiński A. (red.). Zespół Parków Krajobrazowych w Supraślu, Supraśl, s. 49–71.
- Grzelak M., Janyszek M., Kaczmarek Z., Bocian T. 2008. Kształtowanie się różnorodności zbiorowisk szuwarowych z klasy Phragmitetea pod wpływem warunków siedliskowych. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 1 (22), s. 99–108.
- Herbich J. (red.) 2004. *Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręczniki metodyczne*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Jeżowski P. 2002. Metoda deklarowanych preferencji na tle metod analizy i wyceny wartości ekologicznych. W: *Ocena i wycena zasobów przyrodniczych*. Szyszko J., Rylke J., Jeżowski P. (red.). Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 237–252.
- Kamiński J., 2008. Zróżnicowanie florystyczne i walory przyrodnicze łąk 2-kośnych na zagospodarowanym torfowisku w zależności od warunków wilgotnościowych. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 2 (23), s. 87–104.
- Klimaszewski K. 2007. Fauna. W: *Inwentaryzacja i waloryzacja przyrodnicza*. Obidziński A., Żelazo J. (red.). Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 65–95.
- Kotowski W. 2002. Wartości przyrodnicze fitocenoz siedlisk rolniczych w dolinach rzecznych. W: *Aktualne problemy ochrony mokradeł: walory przyrodnicze mokradeł a ich rolnicze użytkowanie*. Dembek W. (red.). IMUZ, Falenty, s. 43–61.
- Kovach L. W. 1986–1993. *MVSP Plus, version 3.1. Users' Manual*. Kovach Computing Services Pentraeth, Wales U.K, s. 55.

- Kozłowska T. 2002. Przeobrażenia siedlisk zbiorowisk łąkowych na obszarach źródliskowych. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 1 (4), s. 77–87.
- Kozłowska T. 2005. Zmiany zbiorowisk łąkowych na tle różnicowania się warunków siedliskowych w charakterystycznych obszarach dolin rzecznych Polski Centralnej. *IMUZ, Falenty*, s. 170.
- Kryszak A., Grynia M., Kryszak J., Będziński M., Grzelak M. 2004. Zmiany różnorodności florystycznej nadwarciańskich łąk zalewanych. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 1 (10), s. 209–218.
- Kryszak A., Kryszak J., Grynia M., Czernko M. 2006. Dynamika zmian różnorodności florystycznej zbiorowisk trawiastych doliny Obry. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 1 (16), s. 229–237.
- Kryszak A., Kryszak J. 2007. Użytkowanie a walory przyrodnicze zbiorowisk łąkowych. *Fr. Agron.* 3, s. 258–267.
- Kryszak J., Grynia M. 2005. Zbiorowiska trawiaste siedlisk nadmiernie uwilgotnionych w dolinach rzecznych. *Łąkarstwo w Polsce* 8, s. 97–106.
- Łaska G. 2006. Tendencje dynamiczne zbiorowisk zastępczych w Puszczy Knyszyńskiej. *Bogucki Wyd. Nauk., Białystok–Poznań*, s. 500.
- Łaska G. 2008. Plant communities in wetland habitats in the Knyszyńska Forest – present state and anthropogenic transformations in the GIS approach. *Polish Journal Environmental Studies* 15, s. 207–214.
- Łaska G. 2009. Zbiorowiska roślinne siedlisk mokradłowych w Dolinie Płoski – ocena aktualnego stanu w zależności od różnych form użytkowania. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 4 (28), s. 141–162.
- Łaska G. 2012. Różnorodność i walory przyrodnicze zbiorowisk mokradłowych w dolinie Białej, w centrum Białegostoku. *Inżynieria Ekologiczna* 29, s. 87–98.
- Łaska G. 2015. The use of digital and numerical methods in the analysis of time and space of the transformation and renewal of the vegetation in the Czarna Valley. *Polish Journal Environmental Studies* (in press).
- Mahon J. R., Miller R. W. 2003. Identifying high-value greenspace prior to land development. *Journal of Arboriculture* 29 (1), s. 25–33.
- Malinowski J. (red.) 1971. Mapa geologiczna Polski, A – Mapa utworów powierzchniowych, ark. Białystok 1:200 000. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Masuyama T., Yamamoto T., Hara K., Yasuda Y. 2004. GIS approach to landscape evaluation based on small watershed units. *ISPRS Archives*, t. 35, część B7.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa, s. 537.
- Matysiak A., Dembek W. 2006. Różnorodność florystyczna zbiorowisk roślinnych na wybranych terenach porolnych Kampinowskiego Parku Narodowego. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* 2 (18), s. 231–254.
- Miejski System Informacji Przestrzennej. Urząd Miejski w Białymstoku, <http://gisbialystok.pl> [dostęp: 23.10.2015].
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering Plants and Pteridophytes of Poland. A Checklist. *Polish Academy of Sciences, Kraków*, s. 442.
- Nowicki A. J. 1971. Mapa podstawowa 1:50 000, arkusz Białystok (N-34-107A-D: Wasilków, Supraśl, Białystok, Zabłudów; N-34-108A-D: Wierzchlesie, Krynki, Gródek, Bobrowniki). W: Mapa geologiczna Polski, A – Mapa utworów powierzchniowych, ark. Białystok: 1971. Malinowski, J. (red.). Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Obidziński A., Lesiński G. 2007. Waloryzacja przyrodnicza. W: *Inwentaryzacja i waloryzacja przyrodnicza: 2007*. Obidziński A., Żelazo J. (red.). Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 106–109.
- Oświt J. 2000. Metoda przyrodniczej waloryzacji mokradel i wyniki jej zastosowania na wybranych obiektach. *IMIUZ, Falenty*, s. 35.
- Pawłaczyk P., Jermaczek A. 2000. Poradnik lokalnej ochrony przyrody. Wydawnictwo Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 287.

- Piórkowski H. 2002. Kształtowanie szaty roślinnej, warunków siedliskowych i struktury przestrzennej krajobrazu doliny dolnej Pilicy pod wpływem antropopresji. W: Aktualne problemy ochrony mokradeł: walory przyrodnicze mokradeł a ich rolnicze użytkowanie. Dembek W. (red.). IMUZ, Falenty, s. 12–42.
- Rembiałkowska E., Lesiński G. 2007. Krajobraz. W: Inwentaryzacja i waloryzacja przyrodnicza. Obidziński A., Żelazo J. (red.). Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 95–106.
- Richling A., Malinowska E., Wolski P. 2004. Walory i zasady ochrony krajobrazu. W: Kotlina Biebrzańska i Biebrzański Park Narodowy. Banaszuk, H. (red.). Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok, s. 337–342.
- Schwickerath M. 1954. Die Landschaft und ihre Wandlung auf geobotanischer Grundlage entwickelt und erläutert im Bereich des Messtichblattes Stolberg. Aachen, s. 128.
- Starkel L. (red.) 1980. Przeglądowa Mapa Geomorfologiczna Polski w skali 1:500 000. Inst. Geogr. PAN, Warszawa.
- Szyszek J., Rylke J., Jeżewski P., Dymitryszyn I. 2010. Ocena i wycena zasobów przyrodniczych. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 411.
- Tyszewski S., Kardel I. 2009. Studium hydrograficzne doliny rzeki Białej z wytycznymi do zagospodarowania rekreacyjno-wypoczynkowego i elementami małej retencji, Urząd Miejski w Białymstoku, s. 176.
- Uuemaa E., Antrop M., Roosare J., Marja R., Mander U. 2009. Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research, *Living Rev. Landscape Res.* 3 (1).
- Wysocki C., Sikorski P. 2002. Ocena środowiska przyrodniczego na poziomie krajobrazowym. W: Ocena i wycena zasobów przyrodniczych. Szyszek J., Rylke J., Jeżewski P. (red.). Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 112–117.
- Żarska B. 2005. Ochrona krajobrazu. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 252.

Czynniki i procesy determinujące długoterminowe zmiany rozmieszczenia gatunków leśnych w krajobrazie

Factors and processes determining the long-term changes in distribution patterns of woodland species in landscape

Anna Orczewska

Katedra Ekologii, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski
ul. Bankowa 9, 40-007 Katowice
e-mail: anna.orczewska@us.edu.pl

Abstract: The aim of this review paper is to briefly characterize the ecology of woodland herbs and to discuss the role of former and current changes of vegetation cover in the long-term persistence of forest species. Spatial (forests area, distribution and the level of isolation) and temporal (age and origin of forests) changes of forest cover are essential for the biotic diversity of woodlands. Although there are many models, originating from the island biogeography theory, which describe the mechanisms of the herbaceous species dynamics, each model requires thorough set of 'input' data to make the results reliable and to truly reflect the reality. Thus, constant collection of data on species abundance and distribution changes in time is needed. Due to progressing forest fragmentation and homogenization, these changes proceed very dynamically and habitat fragmentation is regarded as one of the most important factors responsible for global biodiversity loss. Subsequently, a strict cooperation between a biologist, providing the permanently updated floristic data, and a geographer, who gives the information about spatio-temporal changes in the land-use, is essential in modern ecological studies at the landscape scale. The application of the historic data sources about the landscape transformations and the GIS techniques are very useful in current ecological investigations. Such sources deepen our understanding of plants' reactions to the dynamic changes occurring in their environment. An example of our needs in this respect is a vivid discussion on the extinction debt phenomenon, defined as "species extinctions predicted to continue generations after habitat fragmentation, representing a future ecological costs of current habitat destruction".

Słowa kluczowe: fragmentacja pokrywy leśnej, dług wymierania, stare lasy, migracja gatunków, odtwarzanie runa leśnego

Keywords: forest fragmentation, extinction debt, ancient forests, species migration, herb layer recovery

Wprowadzenie

Rozmieszczenie gatunków leśnych w krajobrazie, możliwości ich migracji i kolonizowania nowych lasów, decydujące o bogactwie i różnorodności gatunkowej lasów, kształtowane są przez szereg czynników. Część z nich odgrywa większą rolę w skali regionalnej, np. warunki klimatyczne, struktura przestrzenna lasów, czyli ich wielkość, stopień izolacji i ciągłości; inne zaś są kluczowe w skali lokalnej, tj. heterogeniczność przestrzeni, zaburzenia, warunki siedliskowe, np. trofia i odczyn gleby, czy też oddziaływania konkurencyjne (Dzwonko,

Loster 1989; Dupré, Ehrlén 2002; Jacquemyn i in. 2003a, 2003b; Kolb, Diekmann 2004; Héroult, Honnay 2005). Wielowiekowe kształtowanie się różnorodności biotycznej współczesnej szaty leśnej odbywało się pod wpływem wielu czynników oddziałujących w różnej skali. Wśród nich należy wymienić zmiany klimatu, rozwój osadnictwa i rolnictwa, naturalne i antropogeniczne pożary, wichury, gradacje owadów, presję roślinożerców, wypas i grabienie ściółki, a następnie zaniechanie tych praktyk, gospodarkę leśną czy melioracje odwadniające. Mnożyć można także publikacje naukowe dotyczące tych zagadnień.

Presja, jaką człowiek wywiera na środowisko naturalne najjaszawiej widoczna jest w przypadku lasów, których areal na przestrzeni wieków kurczył się. Naturalne środowiska leśne uległy fragmentacji. Termin fragmentacja można rozumieć dwojako, tj. albo jako mozaikowy układ siedlisk, albo jako proces prowadzący do takiego układu (Wiens 1994). O procesie tym mówić można wtedy, gdy między siedliskami tego samego typu bądź populacjami gatunków powstaje bariera. Redukuje ona przepływ gatunków, osobników, genów, składników pokarmowych lub energii. W rezultacie maleje elastyczność ekosystemu, siedliska lub populacji (Kirby 1995). Niezależnie od różnic w przebiegu procesu fragmentacji pokrywy leśnej, prowadzi on do bezpośredniej, fizycznej utraty siedlisk, tj. płatów lasu nadających się do życia, do redukcji powierzchni leśnych i do wzrostu izolacji tych, które pozostały w krajobrazie. S. Jackson i D. Sax (2010) zwracają uwagę na to, że obok zmian klimatu i problemu rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych, fragmentacja siedlisk jest odpowiedzialna w największym stopniu za współcześnie obserwowany spadek bogactwa gatunkowego w skali globalnej.

Obok wymienionych wyżej czynników, ogromny wpływ na różnorodność biotyczną lasów ma ich wiek i pochodzenie (m. in. Dzwonko, Loster 1989; Grashof-Bokdam, Geertsema 1998; Dupré, Ehrlén 2002; Jacquemyn i in. 2003a, 2003b; Kolb, Diekmann 2004; Orczewska 2009b). Liczne prace dotyczące badań prowadzonych w klimacie umiarkowanym Europy i Ameryki Północnej dowodzą bowiem, że lasy trwające w krajobrazie nieprzerwanie od dawna, od czasów historycznych (tzw. stare lasy, ang. ancient woodlands, sensu Peterken 1974), są nieporównywalnie bogatsze w gatunki leśne niż lasy, które pojawiły się w nim niedawno, w miejscach zagospodarowanych wcześniej jako tereny rolnicze. Przeglądu literatury na ten temat dokonują m.in. K. M. Flinn i M. Vellend (2005) oraz A. Orczewska (2010, 2011). Obserwacje te spowodowały ogromny wzrost zainteresowania botaników i ekologów starymi źródłami historycznymi, głównie kartograficznymi, dzięki którym można poznać historię pokrywy leśnej. W przypadku wielu krajów Europy źródła te datowane są najczęściej na drugą połowę XVIII wieku (Goldberg i in. 2007). Ich digitalizacja i porównanie z mapami dokumentującymi stan pokrywy leśnej w wieku XIX i XX dają pełny obraz wieku i pochodzenia współczesnych lasów, a także informacje o tym, gdzie rosły lasy w przeszłości i w jaki sposób miejsca te zagospodarowano po ich wycięciu. Niektóre regiony Polski doczekały się takich szczegółowych opracowań, stanowiących doskonały materiał źródłowy do badań terenowych dla biologa (m.in. Moszkowicz 2005; Majchrowska, Wozniak 2009; Orczewska 2009a; Matuszkiewicz i in. 2013). Mimo niedoskonałości technik kartograficznych w minionych wiekach i wynikających z tego potencjalnych błędów i niedokładności, jakimi obciążone są mapy tego typu (Goldberg i in. 2007; Kaim i in. 2014), opracowania te są niezmiernie przydatne, m.in. w wyjaśnianiu współcześnie obserwowanego rozmieszczenia i potencjalnego rozprzestrzeniania się gatunków leśnych w krajobrazie.

Przestrzenna i czasowa rola struktury siedliska w regulacji długoterminowego trwania i migracji gatunków leśnych w krajobrazie

Ekologia gatunków leśnych oraz jej znaczenie dla zdolności ich przetrwania i rozprzestrzeniania się w dynamicznym krajobrazie

W ostatnich latach obserwuje się wzrost zainteresowania możliwościami rozprzestrzeniania się oraz osiedlania leśnych gatunków zielnych klimatu umiarkowanego w lasach wtórnych, tak licznie pojawiających się dziś w krajobrazie wielu krajów europejskich. Zainteresowanie to wypływa w znacznej mierze ze wspomnianych wcześniej różnic w składzie gatunkowym runa leśnego lasów o różnej historii użytkowania. Stare lasy i lasy wtórne na gruntach porolnych cechuje wprawdzie zbliżone bogactwo i różnorodność gatunkowa, ale w runie lasów wtórnych brakuje typowych gatunków leśnych. Te różnice jakościowe między runem starych i nowych

lasów wynikają z biologii i ekologii gatunków leśnych. Cechuje je bowiem tolerancja znacznego zacinienia, a w konsekwencji przewaga rozmnażania wegetatywnego nad generatywnym, późne wejście w okres reprodukcji generatywnej i produkcja niewielkiej liczby nasion. Gatunki runa leśnego mają typ rozsiewania oraz reprodukcji, który ewoluował w naturalnym, stabilnym, heterogenicznym siedlisku leśnym, wolnym od silnych zaburzeń, co nie wiązało się z koniecznością wykształcenia u nich adaptacji zapewniających im szybką ucieczkę w przestrzeni lub w czasie. Z tych powodów wiele roślin leśnych charakteryzuje się słabymi zdolnościami do rozprzestrzeniania swoich diaspor, a co za tym idzie słabą mobilnością, a także brakiem trwałego banku nasion. Nie posiadają też zdolności do konkurencji o zasoby z ekspansywnymi gatunkami siedlisk nieleśnych (Bierzychudek 1982; Hermy i in. 1999; Dzwonko, Loster 2001; Whigham 2004), natomiast cechuje je długowieczność i wzrost klonalny. Przeciętny czas życia bylin leśnych J. Ehrlén i K. Lehtilä (2002) obliczyli na 64 lata, a L. Klimeš i in. (1997) twierdzą, że aż 85% europejskich roślin runa leśnego ma zdolność do wzrostu klonalnego. Tymczasem dziś rośliny runa leśnego żyją w stworzonej przez człowieka mozaice lasów poddanych presji o różnym natężeniu. Obserwacje empiryczne sugerują, że wiele roślin leśnych ograniczonych jest w swym występowaniu przez sposób rozsiewania ich diaspor i reaguje na strukturę krajobrazu stworzoną przez człowieka (Matlack 1994; Brunet, von Oheimb 1998; Bossuyt i in. 1999). Symulacyjne badania wskazują, że gatunki szybko przemieszczające się i kolonizujące nowe miejsca mają większe szanse na przetrwanie w dynamicznych krajobrazach i na utrzymanie liczniejszych populacji, niż gatunki o słabym potencjalne kolonizacyjnym (Matlack 2005).

O tym, jak słabym potencjałem do rozprzestrzeniania cechuje się większość gatunków runa leśnego, świadczą bezpośrednie pomiary tego procesu w lokalnych, różnorodnych warunkach siedliskowych. Wynika z nich, że średnie tempo migracji gatunków runa leśnego wynosi od kilku do kilkudziesięciu centymetrów w ciągu roku, a rzadko może przekraczać 2–3 m na rok (Brunet, von Oheimb 1998; Bossuyt i in. 1999; Dzwonko 2001a, b; Orczewska 2009b). Przykładowo, zawilec gajowy, gatunek powszechnie występujący w mezo- i eutroficznych lasach liściastych Europy, może przemieszczać się w tempie 0,2–2,16 m na rok (Brunet, von Oheimb 1998; Bossuyt i in. 1999; Dzwonko 2001a, b; Orczewska 2009b), w zależności od żyzności i wilgotności lasu; w układach o większej trofii i wilgotności szybciej niż w uboższych (Verheyen i in. 2003; Orczewska 2009b). W konsekwencji proces kolonizacji wtórnych lasów przez leśne gatunki zielne jest długotrwały, liczony w dziesięcioleciach, a nawet stuleciach, czego dowodzą liczne prace na ten temat (Peterken, Game 1984; Faliński 1986; Dzwonko, Loster 1992; Dzwonko, Gawroński 1994; Brunet, von Oheimb 1998; Bossuyt i in. 1999; Bossuyt, Hermy 2000; Ehrlén, Eriksson 2000; Dzwonko 2001a, b; Brunet 2007; Honnay i in. 2009; Orczewska 2009b; Orczewska, Fernes 2011). Za wolną kolonizację runa wtórnych lasów przez gatunki leśne odpowiedzialne są dwa zasadnicze mechanizmy. Jednym z nich, najczęściej opisywanym w literaturze, są właśnie owe, opisane wyżej ograniczenia w rozprzestrzenianiu gatunków leśnych, wynikające z faktu, że ich nasiona nie mają morfologicznych przystosowań do wędrówki na duże odległości. Drugą grupę przyczyn stanowią te, które odpowiedzialne są za trudności gatunków leśnych w trwałym osiedlaniu się w runie wtórnych lasów (m.in. Brunet 1993; Honnay i in. 1999; Baeten i in. 2009). Większość zacytowanych powyżej badań dotyczących procesu odtwarzania się runa w lasach na gruntach porolnych dowodzi, że brak roślin leśnych we wtórnych lasach w głównej mierze jest spowodowany ich niewielkimi zdolnościami do przemieszczania się, ale najczęściej jest wypadkową działania obu wymienionych wyżej mechanizmów (Flinn, Vellend 2005; Honnay i in. 2009).

Prawdopodobieństwo kolonizacji wtórnych lasów przez gatunki leśne

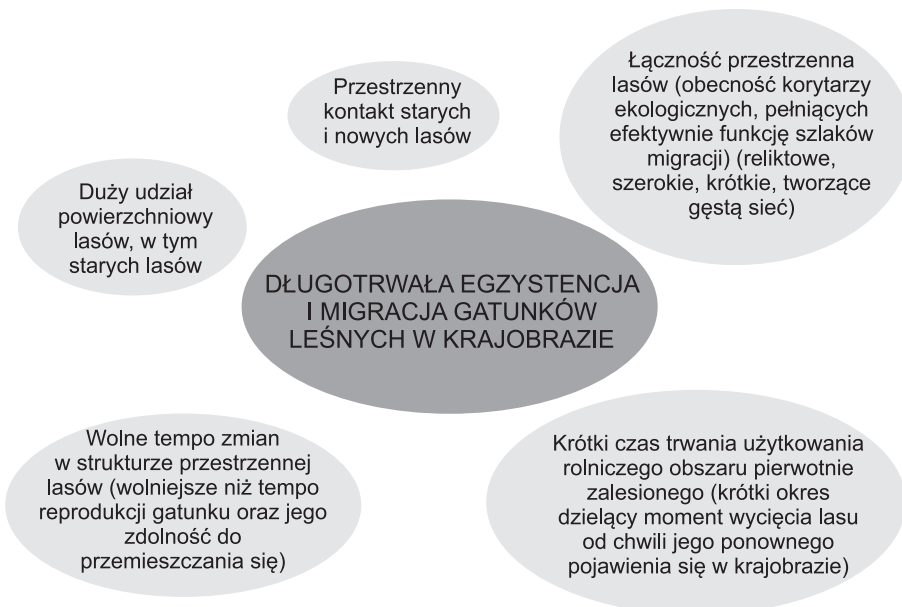
W krajobrazie rolniczym, w którym dokonała się fragmentacja pokrywy leśnej, lokalne zanikanie gatunków (wymieranie) jest częstym zjawiskiem w przypadku populacji, które uległy silnemu rozczłonkowaniu, a rekolonizacja jest kluczowym procesem dla ich regionalnego przetrwania. Prawdopodobieństwo rekolonizacji zależy od możliwości dyspersji organizmów, przestrzennych zależności pomiędzy elementami krajobrazu oraz od zmian w strukturze krajobrazu, jakie dokonują się w czasie (Fahrig, Merriam 1994; Jacquemyn i in. 2003a, b; Matlack, Monde 2004; Matlack, Leu 2007). Jak dowodzą autorzy wspomnianych wyżej prac, warunkiem efektywności procesu odtwarzania się kompozycji gatunkowej typowej dla starych lasów w nowych lasach,

jakie pojawiają się w krajobrazie, jest przestrzenna kontynuacja starych i wtórnych lasów. Okazuje się bowiem, że nowe lasy, oddalone od starych lasów, źródeł diaspor gatunków leśnych, o więcej niż 2 km, prawdopodobnie nigdy nie zostaną zasiedlone przez pełną pulę gatunków leśnych obecnych w starych lasach (Honnay i in. 2002). Co więcej, nawet odległość 720 m, dzieląca lasy o takim pochodzeniu, jest w pewnych sytuacjach skuteczną barierą, gdyż uniemożliwia pełne odtworzenie się składu gatunkowego runa, jaki obecny jest w starych lasach (Brunet 2007).

Prawdopodobieństwo kolonizacji runa wtórnych lasów przez gatunki leśne w znacznej mierze zależy od udziału powierzchniowego lasów w krajobrazie (Peterken 2000; Vellend 2003). Gdy, według G. Peterkena (2000), przekracza on 60%, powoduje to, że większość płatów nowych lasów pozostaje w kontakcie przestrzennym z dużymi, bogatymi w gatunki, kompleksami leśnymi, co pozwala na migrację gatunków do nowych lasów. Z kolei, gdy powierzchnia lasów spada poniżej 30%, większość płatów nowych lasów pozostaje w izolacji od starych lasów, co przekreśla szansę na skolonizowanie ich runa przez gatunki leśne.

Szanse na wykształcenie się w nowych lasach zbiorowisk leśnych bogatych w gatunki leśne maleją nie tylko wraz z rosnącym stopniem fragmentacji pokrywy leśnej, ale także wraz ze spadkiem powierzchni starych lasów. Prawdopodobieństwo kolonizacji runa wtórnych lasów przez gatunki leśne zależy zatem od udziału powierzchniowego starych lasów w krajobrazie (ryc. 1). M. Vellend (2003) zaobserwował bowiem znaczny spadek bogactwa gatunkowego flory leśnej w lasach wtórnych na terenach, na których udział starych lasów spadł poniżej 10%. Dla odmiany, kolonizacja runa nowych lasów była bardziej efektywna, nie tylko w krajobrazach o dużej łączności płatów leśnych, ale też – o dużym udziale powierzchniowym starych lasów.

Powierzchnia lasów, które uległy wycięciu, a następnie odtworzeniu, a także czas, jaki upłynął między tymi dwoma zdarzeniami, rozumiany jako czas użytkowania rolniczego, mają nieraz dramatyczny wpływ na dynamikę populacji roślin leśnych (ryc. 1). Wiele regionów klimatu umiarkowanego różni się zasięgiem przestrzennym i długością trwania tych okresów. Choć Europa i Ameryka Północna mają podobną historię przemian pokrywy leśnej, z dającym się wyróżnić okresem wycięcia lasów, a następnie ich odtwarzania się, różnice między tymi częściami świata, odnoszące się do czasu trwania użytkowania rolniczego gleb są bardzo wyraźne. W Europie bowiem zaniechanie użytkowania rolniczego najczęściej miało miejsce niedawno, w połowie XX w., podczas



Ryc. 1. Znaczenie przestrzennej i czasowej heterogeniczności pokrywy leśnej dla długotrwałej egzystencji gatunków leśnych w krajobrazie

Fig. 1. The importance of spatio-temporal heterogeneity of forest cover for the long-term existence of woodland species in the landscape

gdy odlesienie, szczególnie wielu regionów zachodniej Europy, bardzo często dokonało się kilka wieków temu. W Ameryce okres, jaki upłynął między odlesieniem i ponownym zalesieniem trwał najczęściej około 100 lat. Był zatem znacznie krótszy niż w Europie, co nie pozostało bez wpływu na właściwości gleb użytkowanych rolniczo, a następnie zalesionych oraz na przetrwanie populacji roślin leśnych. Dlatego też prognozuje się, że proces rekolonizacji wtórnych lasów przez gatunki leśne w Europie będzie dużo wolniejszy niż w Ameryce. Trudno jednak arbitralnie stwierdzić, które aspekty historii krajobrazu będą go kształtować w największym stopniu, albowiem w modelowaniu tego procesu (Vellend 2003, 2004) pominięto wiele czynników mających ogromny wpływ na regionalne rozmieszczenie i dynamikę gatunków, m.in. strukturę przestrzenną krajobrazu (lasów), tempo zmian w strukturze krajobrazu oraz heterogeniczność i jakość siedlisk. Dzięki owemu modelowaniu wiadomo jednak, że czas, jaki upływa między momentem wycięcia lasu, a inicjującym jego odtwarzanie się może mieć ogromny wpływ na funkcjonowanie populacji roślin leśnych. Jeśli jest krótki, proces kolonizowania lasów wtórnych przez gatunki leśne jest efektywniejszy, tj. trwa krócej niż w sytuacji, gdy między tymi etapami upłynęło dużo czasu. Czas potrzebny na regenerację zbiorowisk leśnych rośnie zatem proporcjonalnie do długości okresu dzielącego wycięcie lasu od jego ponownego posadzenia (Vellend 2004).

Podsumowując powyższe rozważania można stwierdzić, że przetrwanie gatunku w dynamicznym krajobrazie zależy nie tylko od tempa, w jakim gatunek jest zdolny się przemieszczać (możliwość dyspersji gatunków, wynikająca z ich cech biologicznych), ale także od szans na to przemieszczanie, jakich dostarcza mu łączność siedlisk. W regulacji długoterminowego rozmieszczenia gatunków leśnych w krajobrazie, obok szeroko omówionej struktury przestrzennej pokrywy leśnej, kluczowe znaczenie ma też tempo zmian dokonujących się w tej strukturze (ryc. 1). By gatunek mógł przetrwać, tempo zmian dokonujących się w siedlisku powinno być wolniejsze niż tempo reprodukcji gatunku (Fahrig, Merriam 1994; Jacquemyn i in. 2003a, 2003b; Matlack, Monde 2004; Matlack, Leu 2007).

Modele wyjaśniające funkcjonowanie populacji gatunków leśnych w krajobrazie

Funkcjonowanie populacji organizmów w dynamicznych krajobrazach, szczególnie w krajobrazach rolniczych, opisywano w literaturze w oparciu o różnorodne teorie i modele. Największy wpływ na opis zjawisk zachodzących w tych tzw. wyspach siedliskowych (najczęściej leśnych) i na funkcjonowanie populacji organizmów w takich układach, miała biogeograficzna teoria wysp R. MacArthura i E. Wilsona (1967). Lokalne wymieranie (ustępowanie) gatunków jest częstym zjawiskiem w przypadku populacji, które ucierpiały wskutek fragmentacji siedlisk, w których żyją, rekolonizacja zaś jest kluczowym procesem, warunkującym ich przetrwanie. Zgodnie z teorią R. MacArthura i E. Wilsona, tempo imigracji i lokalnego wymierania gatunków kształtuje się różnie, w zależności od wielkości wyspy i jej odległości od kontynentu.

Choć biogeograficzna teoria wysp odnosiła się do kolonizacji wysp oceanicznych, szybko zaczęto ją stosować w odniesieniu do wysp siedliskowych, najczęściej do wysp leśnych w krajobrazie rolniczym. Z czasem w literaturze pojawiły się różne modele, wywodzące się z teorii R. MacArthura i E. Wilsona, opisujące funkcjonowanie populacji organizmów w takich krajobrazach. Jednym z nich jest bardzo popularny w badaniach krajobrazowych model metapopulacji, wprowadzony do literatury przez R. Levinsa (1969), a modyfikowany w kolejnych latach przez wielu innych badaczy, m.in. przez I. Hanskiego (1991, 1998, 2004) czy I. Hanskiego i O. Ovaskainena (2003). Metapopulacja to „populacja populacji”, czyli liczne populacje gatunku żyjące w osobnych płatach (wyspach) siedliskowych, kontaktujące się ze sobą dzięki migracji pomiędzy płatami. Metapopulacja składa się zatem z grup przestrzennie oddzielonych od siebie populacji tego samego gatunku. W modelu tym gatunki utrzymują się dzięki dynamicznej równowadze między lokalnym wymieraniem w obrębie płatów oraz kolonizacją nowych płatów. Od tempa tego procesu zależy trwanie gatunku w krajobrazie (Levins 1969).

W 1988 r. H. Pulliam opisał model populacji źródłowych i populacji typu ujścia (ang. source-sink dynamics), który tak jak i model metapopulacji, był próbą opisu dynamiki populacji różnych organizmów funkcjonujących w krajobrazach kształtowanych przez człowieka (Solarz 1998). W tym teoretycznym modelu autor podkreślił wpływ zróżnicowanej jakości siedlisk na wzrost lub spadek liczebności populacji. Płaty źródłowe (source), to siedliska dobrej jakości, pozwalające na stały wzrost liczebności populacji żyjących w nich gatunków (populacje trwałe).

Dla odmiany płaty typu ujścia (sink) charakteryzują się siedliskami słabej jakości i stąd nie stwarzają warunków zapewniających populacjom możliwości przetrwania. Ich populacje są nietrwale i utrzymywane dzięki imigracji gatunków z płatów źródłowych (Pulliam 1988). W praktyce, w działaniach na rzecz ochrony różnorodności biotycznej lasów, kluczowe dla sukcesu w tej mierze jest prawidłowe rozpoznanie, która z populacji jest typem źródła, a która typem ujścia. Istnieje bowiem ryzyko błędnego rozpoznania i w konsekwencji złego zdefiniowania optymalnych warunków siedliskowych, których dany gatunek potrzebuje do trwałej egzystencji, gdyż znaczna część osobników danego gatunku jest w stanie dość długotrwale egzystować w płatach typu „sink”. Ponadto płaty, które dziś pełnią rolę źródłowych, po zadziałaniu zaburzeń, w przyszłości wcale takiej roli pełnić nie muszą (Tittler i in. 2006). Tylko nieliczne obszary można uznać za uniwersalne źródła czy też uniwersalne ujścia. Stare lasy, bogate w gatunki, bez wątplenia można zaliczyć do uniwersalnych źródeł gatunków leśnych. Operowanie w tej sytuacji listą gatunków wskaźnikowych starych lasów jest dobrym narzędziem w trafnym prognozowaniu, który z płatów leśnych ma cechy płatu źródłowego, a zatem który z nich należy objąć ochroną.

Oba opisane wyżej modele podkreślają wagę łączności pomiędzy pozornie odizolowanymi od siebie populacjami gatunków. Pomimo tego, że żadna z pojedynczych populacji nie może zagwarantować długoterminowego przetrwania danego gatunku, łączny efekt wielu populacji jest w stanie to zapewnić na poziomie krajobrazu. Wagę struktur łączących płaty siedlisk w krajobrazie uwypukla też model płatów, matryc i korytarzy (ang. *patch-corridor-matrix network*) RTT. Formana i M. Godrona (1986). Według niego przetrwanie gatunku zależy od tempa, w jakim gatunek jest zdolny się przemieszczać oraz od szans na to przemieszczanie, jakich dostarcza mu łączność siedlisk. Zgodnie z modelem, poddany fragmentacji, dynamiczny krajobraz rolniczy opisać można jako mozaikę małych płatów (patches) dogodnych dla egzystencji gatunków (np. płatów lasu), otoczonych dominującym w krajobrazie, nieprzyjaznym środowiskiem, zwanym tłem (matrix) i połączonych ze sobą linearnymi strukturami, zwanymi korytarzami, w postaci żywopłotów czy zadrzewień wzdłuż dróg, strumieni, rowów itp. (Richling, Solon 1998).

Współczesny krajobraz rolniczy podlega wyraźnie działaniu dwóch procesów, tj. homogenizacji i fragmentacji (Vellend i in. 2007). Procesy te doprowadziły do zmniejszenia liczby płatów lasów, które przetrwały w takich układach oraz do zmniejszenia łączności między siedliskami odpowiednimi dla egzystencji gatunków. Wraz z tym spadło prawdopodobieństwo kolonizacji i rekolonizacji płatów lasu przez gatunki leśne, gdyż procesy te zależne są od zdolności gatunków do rozprzestrzeniania się. W migracji gatunków leśnych w krajobrazie o takim charakterze kluczowego znaczenia nabiera proces tzw. dalekiego transportu, warunkujący egzystencję organizmów. Ponieważ efektywność dalekiego transportu w takich układach nie tylko trudno jest zmierzyć, ale także można oczekiwać, że ma on jednak znaczenie marginalne, przynajmniej dla większości gatunków typowo leśnych, ogromną rolę do spełnienia mają łączniki pomiędzy wyspami leśnymi nadającymi się do życia, czyli korytarze ekologiczne (Richling, Solon 1998). To one właśnie mogą zagwarantować przemieszczanie się, a w konsekwencji długoterminowe funkcjonowanie gatunków leśnych w krajobrazie, w którym pokrywa leśna uległa fragmentacji. W przypadku roślin runa leśnego sytuacja nie jest tak prosta, jak u niektórych gatunków zwierząt. Wolne tempo przemieszczania się roślin sprawia bowiem, że nie każdy korytarz umożliwia efektywną wędrówkę roślin pomiędzy płatami lasu. Istotne jest jego pochodzenie (reliktowe lub wtórne). Okazuje się bowiem, że w niektórych przypadkach jedynie korytarze w wieku starszym niż 100 lat pozwalają na skuteczne przemieszczanie się gatunków leśnych (Corbit i in. 1999; Liira, Paal 2013). Korytarze zwane reliktowymi, zawierają reliktowe populacje gatunków roślin leśnych, gdyż cały ten układ jest pozostałością istniejącego w tym miejscu w przeszłości lasu (Richling, Solon 1998). Inne struktury liniowe są efektem regeneracji lub też były posadzone (wtórne). Przykładowo w Wielkiej Brytanii stare żywopłoty, szczególnie te położone blisko lasów, są dużo bogatsze w gatunki leśne niż żywopłoty krótko istniejące w krajobrazie (Pollard i in. 1974). Według niektórych autorów w starych, reliktowych żywopłotach flora leśna może przetrwać nawet kilkaset lat, a gdy są one zintegrowane z wtórnymi lasami, są źródłem roślin leśnych kolonizujących wtórne lasy (Peterken, Game 1981).

Niezmiernie ważną cechą korytarzy, od której zależy możliwość migracji roślin runa leśnego, jest ich szerokość. Zbyt wąskie struktury tego typu pełnią funkcję „ujścia” (sensu Pulliam 1988) dla tych gatunków, które je zasiedlają, ale nie potrafią się trwale w ich obrębie utrzymać, a następnie przemieścić do lasu. Badania wpływu szerokości korytarzy, jakimi są żywopłoty, na ich bogactwo gatunkowe roślin leśnych dowiodły, że było

ono dodatnio skorelowane z szerokością żywoplotu. Jedynie korytarze o szerokości większej niż 10–12 m pozwalają gatunkom leśnym na efektywną wędrówkę w ich obrębie (Corbit i in. 1999; Liira, Paal 2013). F. Burel i J. Baudry (1990) dowiedli, że korytarze ekologiczne, których szerokość przekracza 12 m, są dużo bogatsze w gatunki leśne od pozostałych, podczas gdy żywoploty o szerokości do 4 m prawie takich gatunków nie zawierają. Wspomniani autorzy twierdzą, że w krajobrazach rolniczych w stanie New Jersey (USA), minimalna szerokość korytarzy, która pozwalałaby na egzystencję gatunków leśnych, mieści się więc w granicach sięgających 8–12 m. O. Honnay i in. (2002) uważają, że w tradycyjnych, kulturowych krajobrazach zachodniej Europy, żywoploty są jednak dużo węższe niż w USA i dlatego wydaje się, że należałoby je raczej traktować jako refugia dla gatunków leśnych, a nie funkcjonalne korytarze ekologiczne. O efektywnym pełnieniu przez istniejące w krajobrazie liniowe struktury roli łączników między nadającymi się do życia lasami decyduje ich długość i odległość od starego lasu (za długie pełnią funkcję typu „sink” sensu Pulliam 1988) oraz gęstość sieci połączeń; im bardziej gęsta, tym efektywniejsza w procesie migracji gatunków leśnych takimi szlakami (Helliwell 1975; Peterken, Game 1981; Verkaar 1990; Burel, Baudry 1990; Corbit i in. 1999).

Podsumowując i uzupełniając powyższe rozważania na temat korytarzy ekologicznych i ich roli w migracji gatunków runa leśnego, należy stwierdzić, że:

- im większa pokrywa leśna i gęstsza sieć połączeń w postaci różnych typów korytarzy, będących odzwierciedleniem naturalnego gradientu siedlisk w krajobrazie, możliwie jak najszerszych,
- im mniejsze odległości między płatami lasów, które łączy korytarz,
- im krótszy czas między zaburzeniami, jakie miały miejsce w lesie a ich regeneracją,

tym większa szansa na to, że korytarze mogą pełnić efektywnie funkcję szlaków, którymi migrują gatunki leśne. Nierzadko mamy do czynienia z sytuacją, w której niektóre struktury liniowe łączące lasy mogą pełnić funkcję ujęć sensu Pulliam (1988), bo są za długie, by rośliny leśne były zdolne przemieścić się tą drogą do innego lasu, i za wąskie, a zatem o warunkach siedliskowych nieodpowiednich, by umożliwić roślinom leśnym bezpieczne i trwałe osiedlenie się, wydanie nasion i sukcesywną wędrówkę kolejnych ich pokoleń do lasu (Burel, Baudry 1990; Corbit i in. 1999; Honnay i in. 2002). W świetle powyższych danych, odnoszących się do realnych możliwości migracji roślin leśnych korytarzami ekologicznymi, ogromnego znaczenia nabiera badanie istniejących oraz planowanie kolejnych struktur liniowych tego typu w taki sposób, by mogły efektywnie pełnić rolę szlaków przemieszczania się gatunków leśnych w krajobrazie.

Prognozowany spadek różnorodności biotycznej lasów w odpowiedzi na historycznie i współcześnie dokonującą się destrukcję ich siedlisk

Wydaje się, że rozważając zagadnienia trwałości flory leśnej w dynamicznych krajobrazach, z jakimi mamy do czynienia w wielu obszarach Polski i Europy, warto zadać sobie pytanie, dlaczego postępująca degradacja siedlisk i kurczenie się arealów leśnych w wielu przypadkach nie zaowocowały, jak dotąd, masowym zniknięciem gatunków leśnych z takich miejsc.

Wiele gatunków leśnych to długo żyjące byliny, które dzięki przedłużonemu okresowi wzrostu klonalnego, wykazują obniżoną wrażliwość, a może poprawnie należałoby stwierdzić, opóźnioną reakcję na fragmentację i destrukcję ich siedlisk. W rezultacie tej pozornej trwałości ich populacji, aktualnie obserwowane rozmieszczenie długowiecznych, klonalnych gatunków leśnych najprawdopodobniej nie pozostaje w stanie równowagi z dzisiejszym poziomem fragmentacji siedlisk, lecz odzwierciedla stan tych siedlisk z przeszłości (Eriksson, Ehrlén 2001). Oznaczałoby to, że okres, jaki upłynął od destrukcji siedlisk leśnych do chwili obecnej może być niewystarczający do tego, by dało się zaobserwować proces ustępowania gatunków. Ów opóźniony w czasie spadek bogactwa i liczebności gatunków leśnych w reakcji na zaburzenia dokonujące się w ich siedliskach (aż do osiągnięcia nowego stanu równowagi), E. Tilman i in. (1994) nazywają długim wymieraniem (ang. extinction debt). W świetle powyższych stwierdzeń należałoby założyć, że współcześnie obserwowane rozmieszczenie gatunków leśnych odzwierciedla historyczne rozmieszczenie i jakość siedlisk leśnych, a nie ich stan współczesny. R. Lindborg i O. Eriksson (2004) znaleźli dowody na istnienie długu wymierania w przypadku

roślin łąk kośnych w Szwecji. Coraz liczniejsze są także doniesienia naukowe, świadczące o jego obecności w przypadku roślin runa leśnego (Vellend i in. 2006). Pośrednim dowodem rzeczywistego istnienia długu mogą być prace J. Falińskiego (1976). Jego zdaniem bowiem, skład florystyczny runa w pozostałościach lasu jest nietrwały, gdyż trwałość leśnych, reliktowych gatunków zielnych w kępach leśnych w zasadzie nie przekracza 80 lat (waha się w zależności od wielkości kępy i panujących w niej lokalnych warunków siedliskowych).

Dług wymierania jest więc wielkim wyzwaniem dla ochrony różnorodności biotycznej we współczesnych krajobrazach, w których lasy podlegają stałej presji ze strony człowieka, gdyż może mieć poważne konsekwencje dla efektywności wysiłków w tym zakresie. W sytuacjach, w których w środowisku nadal ma miejsce „spłata długu” – w przypadku gatunków zielnych runa leśnego okres ten szacuje się na 100–250 lat – (Vellend i in. 2006), bierna ochrona siedlisk może okazać się niewystarczająca, by zahamować proces spadku różnorodności biotycznej i konieczne są w takich sytuacjach zabiegi ochrony czynnej. Choć wiele dotychczasowych badań potwierdza istnienie długu wymierania, jego detekcja w naturalnych zbiorowiskach leśnych jest bardzo trudna. By lepiej zrozumieć to zjawisko, istnieje pilna potrzeba precyzyjnego planowania badań i ich intensyfikacji, a także doskonalenia warsztatu metodologicznego w tym zakresie (Kuussaari i in. 2009). Niezależnie od stopnia niedoskonałości warsztatu badawczego wiadomo jednak, że w badaniach o takim charakterze, niezbędne jest prowadzenie wieloletnich, szczegółowych obserwacji, zarówno przez botaników/ekologów, jaki i przez geografów. Bez dobrych danych bezpośrednich nie da się bowiem modelować tak złożonych procesów jak rozprzestrzenianie się gatunków w krajobrazie.

Wnioski

Poszukując czynników odpowiedzialnych za współczesne przemiany roślinności leśnej należy pamiętać, by uwzględnić powiązania pomiędzy procesami operującymi w różnych skalach przestrzennych i czasowych. Znaczenie dla bogactwa gatunkowego lasów ma zarówno przestrzenna (rozmięszczenie lasów, ich areal i stopień izolacji), jak i czasowa heterogeniczność pokrywy leśnej (wiek lasu i jego pochodzenie), które regulują długotrwałe rozmięszczenie gatunków leśnych w krajobrazie.

Żaden ze wspomnianych wcześniej modeli, które próbują opisać mechanizm funkcjonowania populacji gatunków leśnych na poziomie krajobrazu, nie może funkcjonować bez dobrych danych „wejściowych”, czyli zebranych w terenie informacji o liczebności i rozmięszczeniu gatunków oraz ich zmian dokonujących się w czasie (Vellend 2004). Z uwagi na postępującą fragmentację siedlisk leśnych oraz ich homogenizację zmiany te dokonują się bardzo dynamicznie. Wymagają zatem intensywnego śledzenia, co wiąże się z dużym nakładem prac terenowych. Warto podkreślić, że współpraca biologa, dostarczającego stale uzupełnianych i aktualizowanych obserwacji florystycznych, i geografa, wnoszącego informacje o zmianach w strukturze form użytkowania elementów krajobrazu na przestrzeni czasu, nabiera ogromnego znaczenia we współczesnych badaniach botanicznych i ekologicznych na poziomie krajobrazowym. Posiłkowanie się bowiem danymi historycznymi i technikami GIS staje się nieodzowne w badaniach mających znaczenie dla zachowania różnorodności biotycznej zbiorowisk leśnych. Dane takie dostarczają informacji, które pogłębiają nasze rozumienie reakcji roślin na dynamicznie dokonujące się w przyrodzie zmiany.

Literatura

- Baeten L., Hermy M., Verheyen K. 2009. Environmental limitation contributes to the differential colonization capacity of two forest herbs. *Journal of Vegetation Science* 20, s. 209–223.
- Bierzychudek P. 1982. Life histories and demography of shade-tolerant temperate forest herbs: a review. *New Phytologist* 90, s. 757–776.
- Bossuyt B., Hermy M. 2000. Restoration of the understorey layer of recent forest bordering ancient forests. *Applied Vegetation Science* 3, s. 43–50.

- Bossuyt B., Hermy M., Deckers J. 1999. Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology* 87, s. 628–638.
- Brunet J. 1993. Environmental and historical factors limiting the distribution of rare forest grasses in south Sweden. *Forest Ecology and Management* 61, s. 263–275.
- Brunet J. 2007. Plant colonization in heterogeneous landscapes: an 80-year perspective on restoration of broadleaved forest vegetation. *Journal of Applied Ecology* 44, s. 563–572.
- Brunet J., von Oheimb G. 1998. Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology* 86, s. 429–438.
- Burel F., Baudry J. 1990. Hedgerow networks as habitats for forest species: implications for colonising abandoned agricultural land. W: *Species Dispersal in Agricultural Habitats*. Bunce R.G.H., Howard D.C. (red.). Belhaven Press, London, UK., s. 288.
- Corbit M., Marks P. L., Gardescu S. 1999. Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in central New York, USA. *Journal of Ecology* 87, s. 220–232.
- Dupré C., Ehrlén J. 2002. Habitat configuration, species traits and plant distributions. *Journal of Ecology* 90, s. 796–805.
- Dzwonko Z. 2001a. Effect of proximity of ancient deciduous woodland on restoration of the field layer vegetation in a pine plantation. *Ecography* 24, s. 198–204.
- Dzwonko Z. 2001b. Migration of vascular plant species to a recent wood adjoining ancient woodland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 70, s. 71–77.
- Dzwonko Z., Gawroński S. 1994. The role of woodland fragments, soil types and dominant species in secondary succession on the western Carpathian foothills. *Vegetatio* 111, s. 149–160.
- Dzwonko Z., Loster S. 1989. Distribution of vascular plant species in small woodlands on the Western Carpathian foothills. *Oikos* 56, s. 77–86.
- Dzwonko Z., Loster S. 1992. Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of Biogeography* 19, s. 195–204.
- Dzwonko Z., Loster S. 2001. Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. *Prace Geograficzne* 178, s. 119–132.
- Ehrlén J., Eriksson O. 2000. Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology* 81, s. 1667–1674.
- Ehrlén J., Lehtilä K. 2002. How perennial are perennial plants? *Oikos* 98, s. 308–322.
- Eriksson O., Ehrlén J. 2001. Landscape fragmentation and the viability of plant populations. W: *Integrating Ecology and Evolution in a Spatial Context*. 14th Special Symposium of the British Ecological Society. Silvertown J., Antonovics J. (red.), Blackwell Science, Oxford, s. 423.
- Fahrig L., Merriam G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8, s. 50–59.
- Faliński J. B. 1976. Trwałość reliktów lasu w krajobrazie rolniczym w świetle obserwacji na stałych powierzchniach. *Phytocoenosis* 5, s. 190–213.
- Faliński J. B. 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. *Geobotany* 8, s. 1–537.
- Flinn K. M., Vellend M. 2005. Recovery of forest plant communities in postagricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, s. 243–250.
- Forman R. T. T., Godron M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York, s. 619.
- Goldberg E., Kirby K., Hall J., Latham J. 2007. The ancient woodland concept as a practical conservation tool in Great Britain. *Journal of Nature Conservation* 15, s. 109–119.
- Grashof-Bokdam C. J., Geertsema W. 1998. The effect of isolation and history on colonization patterns of plant species in secondary woodland. *Journal of Biogeography* 25, s. 837–846.
- Hanski I. 1991. Single-species metapopulation dynamics: Concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42, s. 17–38.

- Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396, s. 41–49.
- Hanski I. 2004. Metapopulation theory, its use and misuse. *Basic and Applied Ecology* 5, s. 225–229.
- Hanski I., Ovaskainen, O. 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology* 64, s.119–127.
- Helliwell D.R. 1975. The distribution of woodland plant species in some Shropshire hedgerows. *Biological Conservation* 7, s. 61–72.
- Héroult B., Honnay O. 2005. The relative importance of local, regional and historical factors determining the distribution of plants in fragmented riverine forests: an emergent group approach. *Journal of Biogeography* 32, s. 2069–2081.
- Hermý M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91, s. 9–22.
- Honnay O., Bossuyt B., Verheyen K., Butaye J., Jacquemyn H. 2002. Ecological perspectives for the restoration of plant communities in European temperate forests. *Biodiversity and Conservation* 11, s. 213–242.
- Honnay O., Héroult B., Bossuyt B. 2009. Opportunities and constraints of using understorey plants to set forest restoration and conservation priorities. W: *Setting Targets for Managed Forest Landscapes*. Villard, M-A., Jonsson, B. G. (red.). Cambridge University Press, s. 426.
- Honnay O., Hermý M., Coppin P. 1999. Impact of habitat quality on forest plant species colonization. *Forest Ecology and Management* 115, s. 157–170.
- Jackson S. T., Sax D. F. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology and Evolution* 25, s. 153–160.
- Jacquemyn H., Butaye J., Hermý M. 2003a. Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11, s. 417–423.
- Jacquemyn H., Butaye J., Hermý M. 2003b. Influence of environmental and spatial variables on regional distribution of forest plant species in a fragmented and changing landscape. *Ecography* 26, s. 768–776.
- Kaim D., Kozak J., Ostafin K., Dobosz M., Ostapowicz K., Kolecka N., Gimmi U. 2014. Uncertainty in historical land-use reconstructions with topographic maps. *Quaestiones Geographicae* 33, s. 55–63.
- Kirby K. 1995. Rebuilding the English countryside: habitat fragmentation and wildlife corridors as issues in practical conservation. *English Nature Science* 10. English Nature, Peterborough, s. 39.
- Klimeš L., Klimešova J., Hendriks R., van Groenendael J. 1997. Clonal plant architecture: a comparative analysis of form and function. W: *The Ecology and Evolution of Clonal Plants*. de Kroon H., van Groenendael J. (red.) Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, s. 453.
- Kolb A., Diekmann M. 2004. Effects of environment, habitat configuration and forest continuity on the distribution of forest plant species. *Journal of Vegetation Science* 15, s. 199–208.
- Kuussaari M., Bommarco R.; Heikkinen R. K.; Helm A.; Krauss J.; Lindborg R.; Öckinger E.; Pärtel M.; Pino J.; Rodà F.; Stefanescu C.; Teder T.; Zobel M.; Steffan-Dewenter I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 24, s. 564–571.
- Levins R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15, s. 237–240.
- Liira J, Paal T. 2013. Do forest-dwelling plant species disperse along landscape corridors? *Plant Ecology* 214, s. 455–470.
- Lindborg R. Eriksson, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85, s. 1840–1845.
- MacArthur R. H., Wilson E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, N.J. Princeton University Press, Princeton and Oxford, s. 203.

- Majchrowska A., Woziwoda B. 2009. Effects of forest history on the biodiversity of vascular plant flora in the Łask Upland (Central Poland). W: The Role of Geobotany in Biodiversity Conservation. Holeksa J., Babczyńska-Sendek B., Wika S. (red.). University of Silesia, Katowice, s. 375.
- Matlack G.R. 1994. Plant species migration in a mixed-history forest landscape in eastern North America. *Ecology* 75, s. 1491–1502.
- Matlack G.R. 2005. Slow plants in a fast forest: local dispersal as a predictor of species frequencies in a dynamic landscape. *Journal of Ecology* 93, s. 50–59.
- Matlack G.R., Leu N. A. 2007. Persistence of dispersal-limited species in structured dynamic landscapes. *Ecosystems* 10, s. 1287–1298.
- Matlack G.R., Monde J. 2004. Consequences of low mobility in spatially and temporally heterogeneous ecosystems. *Journal of Ecology* 92, s. 1025–1035.
- Matuszkiewicz J. M., Kowalska A., Solon J., Degórski M., Kozłowska A., Roo-Zielińska E., Zawiska I., Wolski J. 2013. Long-Term Evolution Models of Post-Agricultural Forests. *Geographical Studies* 240: Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyńskiego. Polska Akademia Nauk. Warszawa, s. 390.
- Moszkowicz Ł. 2005. Pochodzenie i wiek lasów Ojcowskiego Parku Narodowego. *Prace Muzeum Szafera* 15, s. 275–281.
- Orczewska A. 2009a. Age and origin of forests in south-western Poland and their importance for ecological studies in man-dominated landscapes. *Landscape Research* 34, s. 599–617.
- Orczewska A. 2009b. Migration of herbaceous woodland flora into post-agricultural black alder woods planted on wet and fertile habitats in south western Poland. *Plant Ecology* 204, s. 83–96.
- Orczewska A. 2010. Odtwarzanie się roślinności runa we wtórnych lasach olszowych powstałych na gruntach porolnych w południowo-zachodniej Polsce. *Acta Botanica Silesiaca* 5, s. 5–26.
- Orczewska A. 2011. Colonization of post-agricultural black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) woods by woodland flora. W: *Woodlands: Ecology, Management and Conservation*. Wallace E. B. (red.) Nova Science Publishers, Inc., New York, s. 246.
- Orczewska A., Fernes M. 2011. Migration of herb layer species into the poorest post-agricultural pine woods adjacent to ancient pine forests. *Polish Journal of Ecology* 59, s. 113–123.
- Peterken G.F. 1974. A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation* 6, s. 239.245.
- Peterken G. 2000. Rebuilding networks of forest habitats in lowland England. *Landscape Research* 25, s. 291–303.
- Peterken G.F., Game M. 1981. Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in Central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 69, s. 781–796.
- Peterken G.F., Game M. 1984. Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of Central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 72, s. 155–182.
- Pollard E., Hooper M. D., Moore N. W. 1974. *Hedges*. William Collins Sons Ltd, London, UK, s. 256.
- Pulliam H.R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132, s. 652–661.
- Richling A., Solon J. 1998. *Ekologia Krajobrazu*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 319.
- Solarz W. 1988. O źródłach i ujściach: co nowego w ekologii populacji? *Wiadomości Ekologiczne* 44, s. 181–194.
- Tilman E., May R.M., Lehman C. L. Nowak M. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, s. 65–66.
- Tittler R., Fahrig L., Villard M. A. 2006. Evidence of large-scale source-sink dynamics and long-distance dispersal among wood thrush populations. *Ecology* 87, s. 3029–3036.
- Vellend M. 2003. Habitat loss inhibits recovery of plant diversity as forests regrow. *Ecology* 84, s. 1158–1164.

- Vellend M. 2004. Metapopulation dynamics following habitat loss and recovery: forest herbs in ancient and recent forests. W: *Forest Biodiversity – Lessons from History for Conservation*. Honnay O., Verheyen K., Bossuyt B., Hermy M. (red.). Katholieke Universiteit Leuven, Faculty of Applied Biological Sciences, Laboratory for Forest, Nature and Landscape Research, Leuven, Belgium. IUFRO Research Series. CABI Publishing. Wallingford, Massachusetts, s. 320.
- Vellend M., Verheyen K., Flinn K.M., Jacquemyn H., Kolb A., van Calster H., Peterken G., Graae B.J., Bellemare J., Honnay O., Brunet J., Wulf M., Gerhardt F., Hermy M. 2007. Homogenization of forest plant communities and weakening of species – environment relationships via agricultural land use. *Journal of Ecology* 95, s. 565–573.
- Vellend M., Verheyen K., Jacquemyn H., Kolb A., Van Calster H., Peterken G., Hermy M. 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology* 87, s. 542–548.
- Verheyen K., Bossuyt B., Honnay O., Hermy M. 2003. A comparison between the herbaceous plant community structure of ancient and recent forests for two contrasting forest types. *Basic and Applied Ecology* 4, s. 537–546.
- Verkaar H.J. 1990. Corridors as a tool for plant species conservation? W: *Species Dispersal in Agricultural Habitats*. Bunce R.G.H., Howard D.C. (red.), Belhaven Press, London, UK., s. 288.
- Whigham D.F. 2004. Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35, s. 583–621.
- Wiens J.A. 1994. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137, s. 97–104.

Inwentaryzacja zadrzewień – klasyczne metody terenowe a nowoczesne technologie teledetekcyjne

Inventory of shelterbelts – classic field methods and modern remote sensing technologies

Nowak Maciej¹, Kijowski Andrzej², Stachura-Skierczyńska Krystyna¹,

Antkowiak Michał³

¹ Wydziałowa Pracownia Biologicznych Informacji Przestrzennych, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań
e-mail: mcnowak@amu.edu.pl

² Zakład Geografii Kompleksowej, Wydział Nauk Geograficznych i Geologicznych, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
ul. Dziegielowa 27, 61-680 Poznań

³ Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

Abstract: From the point of view of estimating the condition of trees and tree stands, it is interesting to analyse not only forest complexes managed by the National Forests, but also trees and stands functioning in other forms, such as belts or clumps. For the former, there are developed appraisal reports, while for the latter – clusters of trees outside forests (shelterbelts and clumps) occurring in the natural (ravines, slopes, watersheds) and artificial (roadsides, field margins) forms – no environmental studies have been carried out. Wooded areas do not have properly established provisions in the context of management and preservation. Usually, shelterbelts, mostly roadside, are administered by municipalities which are only required to ensure safety against falling trees. To do this, they only conduct intervention inventories. Lack of a comprehensive approach to inventory of trees within the administrative units is very common. Due to the fact that estimation of phytosanitary state, species composition and spatial distribution of wooded areas is time-consuming and expensive, it is advisable to use remote sensing methods (laser scanning). Knowing their application in analyses of forest areas, the authors have made an attempt to use these methods for estimation of the basic parameters of shelterbelts. The studies were conducted in the area of Gen. D. Chłapowski Landscape Park. In order to determine spatial distribution and tree height structure of the shelterbelts, analyses of points clouds, i.e. spatial data from laser scanning (air and ground level), were performed. However, the author's primary goal was to get people who are involved in shaping the landscape interested in possibilities of modern and accessible remote sensing materials. They can be a valuable complement to classical methods of field mapping.

Słowa kluczowe: zadrzewienia, skaning laserowy, LiDAR, inwentaryzacja przyrodnicza

Keywords: shelterbelts, laser scanning, LiDAR, environmental inventory

Wprowadzenie

Zadrzewienia, jako element przestrzeni geograficznej, stanowią grupę obiektów o różnej genezie (naturalne i antropogeniczne) czy kształcie (pasowe i kępowe). Tworzą one skupiska drzew poza lasem i od dawna są postrzegane jako ważny i użyteczny element krajobrazu (Zajączkowski 2005). W krajobrazie rolniczym zadrzewienia tworzą charakterystyczne kępy oraz ciągi pasów wzdłuż miedz, cieków i dróg. Należą do nich głównie obiekty pochodzenia kulturowo-agrotechnicznego, znajdujące się np. w rejonie Nowego Tomyśla (województwo wielkopolskie) czy w okolicach miejscowości Bobolice na Pomorzu Środkowym (fot. 1). Interesującym przykładem układu antropogenicznego jest sieć zaprojektowana i wykonana w latach 20. XIX w. przez Gen. D. Chłapowskiego w obrębie wsi Turew w południowej części Niziny Wielkopolskiej (Nowak 2011). Wyróżnić należy także zadrzewienia pochodzenia naturalnego związane z dolinami rzecznyymi, brzegami zbiorników wodnych, wąwozami i krawędziami (Roztocze). Istotnym z punktu widzenia proponowanych w niniejszej publikacji teledetekcyjnych metod inwentaryzacji są powierzchnie określane mianem spontanicznej sukcesji drzewiasto-krzewiastej wchodzącej na czasowo odłogowane grunty orne, które należy zaklasyfikować do złożonych typów zadrzewień o zróżnicowanej i trudnej do określenia typologii.

Zadrzewienia ulepszają strukturę krajobrazu dzięki ich wielofunkcyjnej strukturze (Wilusz, Jaworski 1960, Hejmanowski 1970, Zajączkowski 1977, Wołk 1980, Karg 1982, Soltner 1988, Górny 1993, Forman 1995, Latos, Lipiński 1995, Bałazy i in. 1998, Kędziora, Ryszkowski 2001). Istotną funkcją pasów zadrzewień jest między innymi zdolność modyfikowania warunków klimatycznych. Zmieniają się one w zależności od wysokości i zawartości zadrzewienia (Ryszkowski 1975). Sieć zadrzewień wpływa na warunki wodne poprzez magazynowanie wody, transpirując o 22% więcej wody niż łąki i 34% więcej niż grunty orne (Kędziora, Ryszkowski 2001). Do istotnych korzyści należy również ochrona gleb przed erozją wodną i wietrzną, stymulowanie bio- i georóżnorodności czy pochłanianie nadmiaru biogenów stanowiąc tzw. barierę biogeochemiczną (Kędziora, Ryszkowski 2001). Do podstawowych korzyści biocenotycznych zadrzewień, jako użytków ekologicznych, zalicza się funkcje w postaci lokalnych banków genów dzikich gatunków roślin i zwierząt oraz ostoi różnorodności biologicznej, miejsc gnieźdzenia się i żerowania drobnej zwierzyny między innymi łownej tzw. remiz, ostoi użytecznych gatunków roślin leczniczych i miododajnych, ostoi zwierząt uczestniczących w biologicznej ochronie plonów i sprzyjających zachowaniu ekologicznej równowagi, korytarzy ekologicznych łączących obszary przyrodniczo cenne (Nowak 2011). Ponadto, sieć zadrzewień minimalizuje wrażenie monotonii krajobrazów wielkoobszarowego rolnictwa (Richling, Solon 2002) oraz wpływa na zwiększenie atrakcyjności krajobrazowej obszarów przekształconych antropogenicznie.

Mimo niewątpliwych korzyści związanych z zadrzewieniami i ich istotnej roli w krajobrazie, niewiele wiadomo na temat ich rozmieszczenia w skali Polski. Nie ma atlasów czy opracowań na temat ich długości bądź powierzchni w układach lokalnych, regionalnych i krajowych. Problem ten dotyczy to przede wszystkim najcenniejszych przyrodniczo i użytkowo układów zadrzewień w krajobrazach rolniczych. Natomiast te, związane z drogami są zinwentaryzowane. Wynika to jednak z obowiązku ustawowego, na mocy którego administrator drogi musi zadbać o bezpieczeństwo jej użytkowników. Poza samym rozkładem przestrzennym zadrzewień nieopisana jest również struktura gatunkowa roślin budujących układy pasowe czy kępowe, a także ich stan fitosanitarny w skali lokalnej czy też całych regionów. Proponowane w praktyce metody podstawowej diagnostyki drzew (Suchocka 2014) oparte na terenowym kartowaniu cech drzewostanu są czasochłonne i kosztowne. Sprawdzają się w skali lokalnych inwentaryzacji szczegółowych np. w procedurach OOS i są bardzo pomocne w badaniach naukowych. Jednak często nie przydają się w inwentaryzowaniu dużych powierzchni terenu przez organy administracji państwowej ze względu na uwarunkowania ekonomiczne i czasowe.

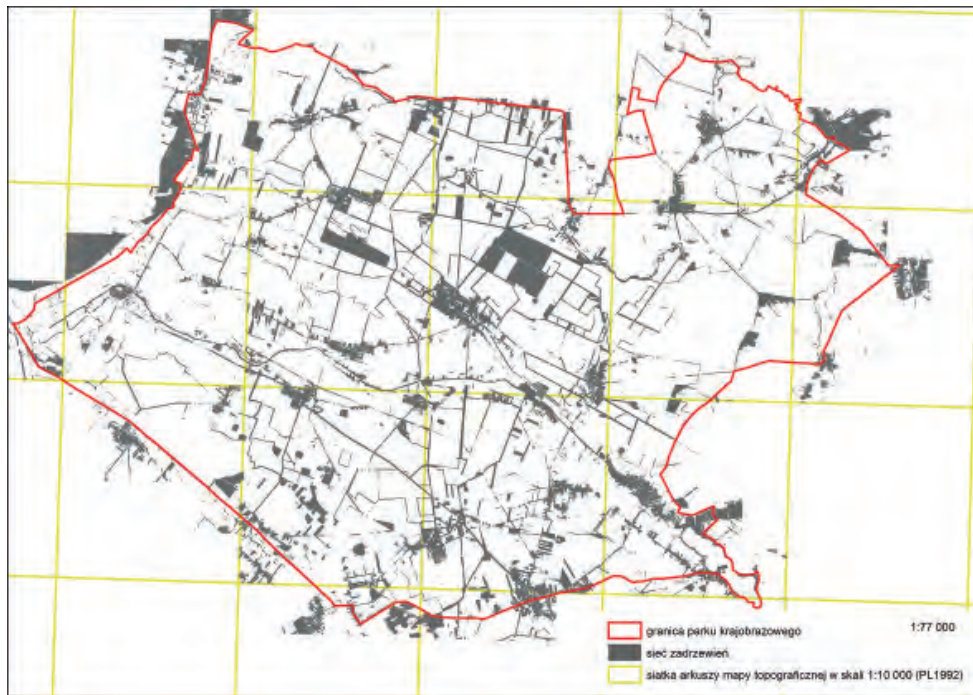
Ponadto, jak wynika ze studium przypadków w różnych gminach Polski, potencjał zadrzewień nie zawsze jest przedmiotem troski służb samorządowych. Usuwane drzewa czy całe pasy i kępy zadrzewień zagrożone powaleniem najczęściej nie są odtwarzane. Zarządcy pozbywają się w ten sposób kosztów związanych z pielęgnacją i kontrolą stanu fitosanitarnego drzew. Ponadto obserwowane są liczne przypadki nielegalnych wycieków drzew i krzewów, prowadzone przez ich właścicieli pomimo funkcjonującej w gestii samorządów wykładni formalno-prawnej do wyceny drzew, która opiera się na licznych zapisach prawnych (m. in. art. 85 ust. 1–2 i 4–6, art. 88 ust. 1 pkt. 2 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, Dz. U. nr 92 z 2004 r.,



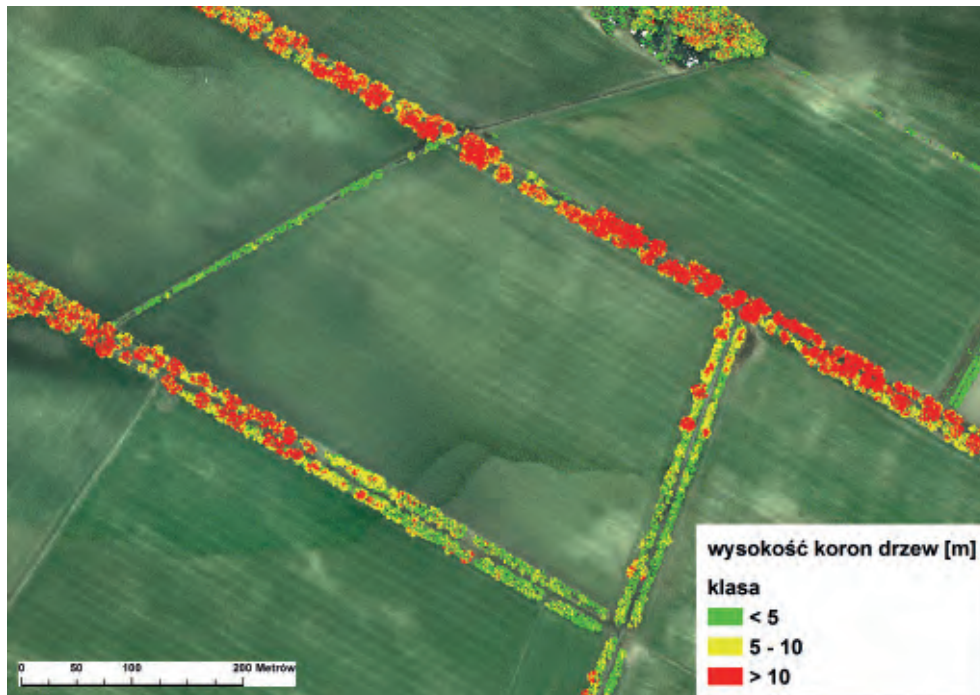
Fot. 1. Zadrzewienia pochodzenia antropogenicznego w miejscowości Cybulino, okolice Bobolic (fot. W. Rączkowski)
Photo 1. Shelterbelts of anthropogenic origin in Cybulino, around Bobolice (photo by W. Rączkowski)



Fot. 2. Pas zadrzewienia śródpolnego robinowo-dębowego na terenie Parku Krajobrazowego im. Gen. Dezyderygo Chłapowskiego (fot. M. Nowak)
Phot. 2. Robinia – Oak shelterbelt in General Dezydery Chłapowski Landscape Park (photo by M. Nowak)



Ryc. 1. Rozkład przestrzenny sieci zadrzewień na terenie Parku Krajobrazowego im. Gen. Dezydery Chłapowskiego
 Fig. 1. Spatial distribution of shelterbelt's network within General Dezydery Chłapowski Landscape Park



Ryc. 2. Klasyfikacja wysokości drzew wybranych pasów zadrzewień na terenie Parku Krajobrazowego im. Gen. Dezydery Chłapowskiego
 Fig. 2. Classification of tree height of chosen shelterbelts within the General Dezydery Chłapowski Landscape Park

poz. 880). W przypadku usunięcia drzew lub krzewów bez wymaganej zgody administracyjnej, właściwy organ – wójt, burmistrz albo prezydent miasta – wymierza administracyjną karę pieniężną za usuwanie drzew lub krzewów bez wymaganego zezwolenia. W oparciu o przedstawioną podstawę prawną dendrologdy proponują metodykę obliczenia wysokości należnej kary administracyjnej, która opiera się o wskaźniki takie jak gatunek drzewa/krzewu, szacowana średnica pnia (informacje możliwe do pozyskiwania za pomocą metod zdalnych), stawka gatunkowa za cm obwodu czy współczynnik różnicujący w zależności od pierśnicy, które to elementy dają podstawę do naliczenia wysokości kary pieniężnej w przypadku zaistniałej szkody. W tabeli 1 przedstawiono wyliczenia kar za usunięcie drzew w gminie Głubczyce (Kijowski 2015) jako przykład zastosowania klasycznej metody dendrologicznej (fitosocjologicznej) do naliczania kar administracyjnych za wycinki drzew.

Aby szacować wpływ sieci zadrzewień na lokalne, regionalne czy krajowe struktury krajobrazowe czy bezpieczeństwo ludzi i mienia należy opracować, poza funkcjonującymi czaso- i pracochłonnymi klasycznymi metodami oceny stanu zadrzewień, mechanizm, który w krótkim czasie pozwoli na opracowanie zasobu danych opisujących badane układy krajobrazowe. Wysokie koszty terenowej inwentaryzacji stanu fitosanitarnego zadrzewień pozostających w administracji samorządowej oraz powszechny brak podstawowych

Tabela 1. Wysokości kar za wycięcie wybranych gatunków drzew
Table 1. The level of sanctions for eradication of selected tree species

Wyliczenie kary za usunięcie 27 drzew podczas eksploatacji wyrobiska w latach 1996-2010 na działce 692/25					
L.p.	Gatunek drzewa	Szacowana średnica	Stawka gatunkowa za cm obwodu	Współczynnik różnicujący w zależności od pierśnicy	Wyliczona wysokość kary
1	głóg dwuszyjkowy	30	82,71	1,51	16 860,43 zł
2	głóg dwuszyjkowy	31	82,71	1,51	17 422,45 zł
3	głóg dwuszyjkowy	32	82,71	1,51	17 984,46 zł
4	głóg dwuszyjkowy	30	82,71	1,51	16 860,43 zł
5	głóg dwuszyjkowy	31	82,71	1,51	17 422,45 zł
6	głóg dwuszyjkowy	37	82,71	1,51	20 794,53 zł
7	głóg dwuszyjkowy	38	82,71	1,51	21 356,55 zł
8	głóg dwuszyjkowy	38	82,71	1,51	21 356,55 zł
9	głóg dwuszyjkowy	38	82,71	1,51	21 356,55 zł
10	głóg dwuszyjkowy	41	82,71	1,51	23 042,59 zł
11	głóg dwuszyjkowy	42	82,71	1,51	23 604,61 zł
12	głóg dwuszyjkowy	42	82,71	1,51	23 604,61 zł
13	głóg dwuszyjkowy	43	82,71	1,51	24 166,62 zł
14	głóg dwuszyjkowy	44	82,71	1,51	24 728,64 zł
15	głóg dwuszyjkowy	44	82,71	1,51	24 728,64 zł
16	głóg dwuszyjkowy	45	82,71	1,51	25 290,65 zł
17	dąb	147	82,71	3,7	202 436,86 zł
18	olsza czarna	69	12,51	2,37	9 205,92 zł
19	olsza czarna	94	12,51	2,37	12 541,40 zł
20	olsza czarna	94	12,51	2,37	12 541,40 zł
21	jesion wyniosły	38	82,71	1,51	21 356,55 zł
22	jesion wyniosły	41	82,71	1,51	23 042,59 zł
23	jesion wyniosły	44	82,71	1,51	24 728,64 zł
24	jesion wyniosły	44	82,71	1,51	24 728,64 zł
25	jesion wyniosły	50	82,71	1,51	28 100,72 zł
26	klon	50	12,51	1,51	4 250,27 zł
27	klon	50	12,51	1,51	4 250,27 zł
Sumaryczne naliczenie kar:					707 764,02 zł

Źródło/Source: A. Kijowski (2015).

danych o przedmiotowych obiektach, przede wszystkim o rozmieszczeniu i całkowitej długości pasów oraz powierzchni kęp, zdeterminowały potrzebę podjęcia badań przez autorów nad poszukiwaniem metod zdalnego identyfikowania cech zadrzewień. Wykorzystanie nowoczesnych technologii zdalnego pozyskiwania danych przestrzennych (przy założeniu integracji metody kartowania klasycznego i zdalnego) wydaje się być sposobem na osiągnięcie oczekiwanego efektu w zakresie budowy zasobów informacji o obiektach tworzących krajobraz. To właśnie próba wykorzystania materiałów teledetekcyjnych (chmury punktów ze skanowania lotniczego) w detekcji podstawowych parametrów pasów zadrzewień w krajobrazie rolniczym jest celem badań realizowanych przez autorów artykułu. Jednak celem nadrzędnym, przyświecającym autorom artykułu, jest chęć zainteresowania osób zajmujących się kształtowaniem krajobrazu możliwościami wykorzystania nowoczesnych i coraz powszechniej dostępnych materiałów teledetekcyjnych. Mogą one stanowić cenne uzupełnienie bądź często już alternatywę dla klasycznych metod kartowania terenowego.

Material i metody

Do podstawowych parametrów opisujących zgrupowania drzew poza lasem należą (Zawadzki i in. 2004): cechy morfologiczne (wysokość drzewa, jego pierśnica, średnica i zwartość korony), skład gatunkowy, stan fitosanitarny (m. in. stan gałęzi i pędów, konarów, nasady korony, pnia i odziomka). Do identyfikacji w/w elementów autorzy proponują nowe rozwiązanie w kartowaniu zadrzewień oparte na podejściu techniczno-pomiarowym z zastosowaniem metod teledetekcyjnych. Nakierowane jest ono na opracowanie metryk identyfikujących podstawowe cechy drzewostanu oraz obraz przestrzennego rozkładu drzew. Dedykowanym do realizacji przedmiotowych analiz materiałem teledetekcyjnym są chmury punktów ze skanowania lotniczego ALS (*Aerial Laser Scanning*) i z poziomu naziemnego TLS (*Terrestrial Laser Scanning*). Pozyskiwanie danych odbywa się przy użyciu aparatury zawierającej dalmierz laserowy (promieniowanie elektromagnetyczne z zakresu bliskiej podczerwieni) oraz system pomiaru i zapisu prędkości fali odbitej od obiektu na powierzchni terenu. Dodatkowo, system zapisuje informacje o intensywności odbicia i tzw. echu odbicia tj. liczby odbić wysłanej wiązki lasera od kolejnych obiektów do momentu ostatniego odbicia, po którym promieniowanie powraca do aparatury zapisującej fale odbite. Własność ta odgrywa istotną rolę w modelowaniu struktur koron drzew. Wymieniony zakres atrybutów opisujących punkty odbicia fal od obiektów funkcjonuje w ramach produktów LiDAR (*Light Detecting And Ranging*), w skład których wchodzi między innymi pliki z danymi wysokościowymi zapisanymi w formacie „las”. Baza danych opisująca punkty ze skanowania zawiera również atrybut o nazwie „Classification”, który powstaje na podstawie zdefiniowania obiektu, od którego odbiła się wiązka lasera. Wyróżnia się tu między innymi klasę „2” – grunt, klasę „3” „4” i „5” (odpowiednio niska roślinność do 40 cm, średnia – do 2 m i wysoka roślinność powyżej 2 m), klasa „6” – budynki czy klasa „9” – wody. Przy określaniu cech drzewostanu i pojedynczych drzew na uwagę zasługuje dokładność pomiarowa produktów LiDAR – błąd lokalizacyjny osiąga wartości 40–50 cm, natomiast błąd wysokościowy to 10–15 cm. Studia oparte o dane LiDAR pozwalają określać między innymi wysokość drzewostanu (Popescu i in. 2002; Coops i in. 2007), biomasę (Lim, Treitz 2004; Næsset, Gobakken 2008), objętość drewna (Packalén, Maltamo 2006; Donoghue i in. 2007) czy gęstość drzewostanu (Hudak i in. 2008; Jaskierniak i in. 2011). Ponadto, zbiory chmur punktów ALS pozwalają identyfikować martwe drewno czy krzewy w podszycie (Martinuzzi i in. 2009) oraz monitorować etapy sukcesji drzewostanów (Falkowski i in. 2009).

Badania nad użytecznością chmur punktów ALS w opracowywaniu rozkładu przestrzennego i wysokościowego zadrzewień pasowych w krajobrazie rolniczym przeprowadzono przy wykorzystaniu 179 plików „las” pokrywających obszar Parku Krajobrazowego im. Gen. Dezyderego Chłapowskiego (południowa Wielkopolska). Materiał pozyskano z zasobów Centralnego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej. Analiza chmur punktów została wykonana w oparciu o oprogramowanie SAGA Gis i ArcGIS.

Poza inwentaryzacją całych układów pasowych i kępowych istnieje potrzeba diagnozowania stanu drzew pojedynczych oraz wybranych fragmentów pasów w kontekście parametrów podstawowej diagnostyki drzewa. W tym celu coraz częściej stosuje się naziemny skaning laserowy (TLS). Szereg badań naukowych potwierdza niezmiernie duży potencjał technologii TLS (nie wszystkie elementy drzew są dostrzegalne

podczas analizy chmury punktów ALS). Dotyczy to przede wszystkim pomiaru i modelowania chmury w celu określenia z poziomu gruntu wybranych parametrów drzew i drzewostanów takich jak (Wężyk i in. 2009): liczba drzew i ich zagęszczenie, zwarcie koron, LAI (powierzchnia projekcyjna liści), średnica pnia na dowolnej wysokości, wysokość wierzchołka drzewa, wysokość podstawy korony, długość korony, powierzchnia korony, zbieżność i krzywizna pnia. Autorzy artykułu przeprowadzili w 2013 roku skanowanie naziemne wybranych pasów zadrzewień na terenie Parku Krajobrazowego im. Gen. Dezyderygo Chłapowskiego. Do skanowania drzewostanu został wykorzystany skaner laserowy ILRIS HD firmy Optech (Kijowski i in. 2013). Skaner mierzy punkty o współrzędnych przestrzennych XYZ (sprzężenie z modulem GPS) wraz z intensywnością odbicia sygnału laserowego. Surowe dane pochodzące ze skaningu laserowego można poddać dowolnej obróbce i uzyskać informacje np. o rzeczywistych wymiarach mierzonego obiektu (wektor lub model 3D).

Wyniki

W ramach analizy plików „las” w obrębie Parku określono rozkład przestrzenny sieci zadrzewień (pasy i kępy) w krajobrazie rolniczym (ryc. 1). Ich rozkład nie jest jednak równomierny – największa gęstość sieci występuje w centralnej i południowej części Parku. W ramach badań określono również strukturę wysokościową drzew. Na rycinie 2 przedstawiono wizualizację wybranych pasów drzew sklasyfikowanych w trzech przedziałach wysokości (klasyfikacja na podstawie przeciętnych wysokości drzew i krzewów): pierwsza klasa – do 5 m, druga klasa – do 10 m, trzecia klasa – powyżej 10 m. Ponadto, analiza chmur punktów pozwoliła policzyć liczbę drzew poprzez pomiar wierzchołków drzew, zwartość drzewostanu (analiza struktury podszytu i koron drzew). Podjęto również próbę szacowania gatunków drzew. Należy jednak podkreślić, iż proces oznaczania gatunków drzew na podstawie kształtu drzewa wygenerowanego z chmury punktów jest tym trudniejszy, im większa jest zwartość drzewostanu. Parametrem uzupełniającym w identyfikacji gatunków drzew może być atrybut intensywności odbicia. Współczynnik intensywności odbicia (dla długości fali 900 nm) dla drzew iglastych waha się w granicach 30%, a dla drzew liściastych – 60%. Na wybranych do analizy pasach drzew szacowanie struktury gatunkowej w oparciu o chmurę punktów nie przyniosło oczekiwanego efektu.

Równoległe do analiz zadrzewień w oparciu dane LiDAR, przeprowadzono na terenie Parku pomiary skanem naziemnym. Skanowaniu w dniach 24–25 kwietnia 2013 r. poddano trzy typy pasów: zadrzewienie wzdłuż cieku z dominującym gatunkiem *Alnus glutinosa*, zadrzewienie przydrożne dwurzędowe z dominującym *Robinia pseudoacacia* i *Quercus robur* (fot. 2) i zadrzewienie przydrożne jednorzędowe z gatunkiem *Populus nigra*. Z uwagi na typ skanera (tzw. typ kamera) i jego ograniczone pole widzenia, aby zeskanować interesujący badacza obiekt należało oddalić się na odpowiednią odległość. Wiązka lasera ma charakter rozbieżny i średnica plamki lasera zwiększa się wraz ze wzrostem odległości od mierzonego obiektu, co wywołuje znaczne „szумы” (błędy) w okolicach krawędzi obiektów tj. krawędzi pni drzew, koron drzew (ryc. 3). Usuwając „szумы” otrzymano duże ubytki w pomierzonej chmurze punktów. Również z powodu pola widzenia skanera, nie można było zastosować mobilnego pomiaru. Technologia TLS napotyka zatem sporo ograniczeń w zakresie samego skanowania w trudnych warunkach drzewostanowych oraz na etapie obliczeń ze względu na pracochłonność przetwarzania (modelowania) dużych zbiorów danych – punktów XYZ (Wężyk i in. 2009). Aby zoptymalizować pomiar wskazane byłoby zastosowanie innego typu skanera np. skanera fazowego mogącego rejestrować 0,5–1 mln pkt/s z tzw. panoramicznym polem widzenia. Stosując taki skaner można wykonać pomiar z mniejszej odległości, a co za tym idzie – pozbawiony większości „szumów”. W ramach badań zaplanowano również wykonanie pomiarów metodą skaningu naziemnego mobilnego. Obecnie pomiar stacjonarny takich parametrów jak pierśnica, wysokości drzewa, mający na celu określenie wielkości biomasy pasa zadrzewienia odbywa się w sposób ręczny i jest procesem bardzo czasochłonnym. Aby móc wykorzystywać naziemny skaning laserowy do inwentaryzacji pasów zadrzewień należałoby opracować algorytm, który mógłby w pewnym stopniu zautomatyzować ten proces. Automatyzacji powinny podlegać takie czynności jak: pomiar pierśnicy (wygenerowanie płaszczyzny odpowiadającej terenowi przy badanym pasie zadrzewienia, podniesienie płaszczyzny o wysokość 1,3 m, wykonanie przekroju płaszczyzną przez chmurę punktów, otrzymanie



Ryc. 3. Obraz zeskanowanego pasa zadrzewienia robiniowo-dębowego na terenie Parku Krajobrazowego im. Gen. Dezyderygo Chłapowskiego (po filtracji)

Fig. 3. Scanned image of Robinia - Oak shelterbelt in General Dezydery Chłapowski Landscape Park, after filtration

średnicy drzew) oraz filtracja chmury punktów pod kątem intensywności odbicia, pozostawiająca tylko punkty charakteryzujące badane obiekty.

Dyskusja

Zadrzewienia w krajobrazie rolniczym, charakterystyczne dla niemalże całej Europy, nie są jak dotąd skartowane w skali krajowej czy nawet regionalnej. Sieci zadrzewień pozostają oczywiście obiektem badań naukowych, lecz głównie na niewielkich powierzchniach, nie dając wyniku w postaci pełnego tła stanowiącego potencjał przyrodniczy i gospodarczy w analizach krajobrazowych o charakterze naukowym czy działaniach administracji państwowej. Heterogeniczny charakter zadrzewień (rozbudowana typologia związana z kształtem, składem gatunkowym, funkcjami) i ich znaczne rozproszenie w przestrzeni, znacząco utrudniają pozyskanie informacji o nich. Głównym kierunkiem zainteresowania naukowego czy gospodarczego są przede wszystkim kompleksy leśne bądź otwarte tereny łąkowo-pastwiskowe mające zazwyczaj charakter jednorodny, o których informacje pozyskuje się metodami teledetekcyjnymi już od lat 60. XX w. (Ciołkosz 1999). Celowym więc będzie użycie metod zdalnego pozyskiwania informacji przestrzennych (kartowanie wielkoobszarowe) tj. metod teledetekcyjnych przy użyciu kamer spektralnych i skanerów laserowych. Pozwolą one na uzyskanie szeregu informacji w krótkim czasie ze znacznej powierzchni. Jak dotąd nie opracowano algorytmu postępowania służącego automatycznej fotointerpretacji materiałów fotograficznych czy chmur punktów pod kątem typów zadrzewień, ich składu gatunkowego czy stanu fitosanitarnego. Podkreślając wysoki poziom heterogeniczności zadrzewień, a tym samym – ich rozbudowaną typologię, niełatwe będzie użycie jednolitego algorytmu klasyfikacji nienadzorowanej materiałów teledetekcyjnych. W tym celu autorzy prowadzą badania nad kluczami fotointerpretacyjnymi podstawowych cech, między innymi dla zadrzewień złożonych – wielorzędowych oraz układów czyniowych.

Należy podkreślić, że wykorzystanie nowoczesnych narzędzi teledetekcyjnych do kartowania podstawowych cech zadrzewień stanowi niezaprzeczalną szansę na opracowanie tzw. tła środowiskowego na poziomie zerowym, które mogłyby być następnie poddawane dalszym, szczegółowym analizom w badaniach krajobrazowych w różnej skali. Ponadto, oczekując na kolejne serie skanowania lotniczego w ramach projektu Polska 3D czy nalotów regionalnych wykorzystujących bezzałogowe platformy latające, można rozpocząć monitorowanie zmian w układach zadrzewień. Podjęcie kontroli drzewostanu pozwoli w pewnym stopniu eliminować nielegalne praktyki wycinek drzew. Z kolei postępujący we wschodniej części Polski proces scalania gruntów, przyczyniający się do zubożenia krajobrazu rolniczego, również mógłby zostać poddany przedmiotowemu monitoringowi.

Podziękowania

Serdecznie dziękujemy Panu prof. UAM dr hab. Włodzimierzowi Rączkowskiemu za udostępnienie fotografii 1, którą wykonał w ramach projektu „Nieinwazyjne rozpoznanie potencjału zasobów archeologicznych rejonu Bobolic, woj. zachodniopomorskie” (nr zadania 3805/14), realizowanym przez Instytut Prahistorii UAM.

Literatura

- Bałazy S., Ziomek K., Weyssenhoff H., Wójcik A. 1998. Zasady kształtowania zadrzewień śródpolnych. W: Ryszkowski L., Bałazy S. (red.) Kształtowanie środowiska rolniczego na przykładzie Parku Krajobrazowego im. Gen. D. Chłapowskiego, Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań, s. 49–65.
- Ciołkosz A. 1999. Interpretacja zdjęć lotniczych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Coops N.C., Hilker T., Wulder M.A., St-Onge B., Newnham G., Siggins A., Trofymow J.A. 2007. Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete-return LiDAR. *Trees Struct Funct* 21, s. 29–310.
- Donoghue D.N.M., Watt P.J., Cox N.J., Wilson J. 2007. Remote sensing of species mixtures in conifer plantations using LiDAR height and intensity data. *Remote Sens. Environ.* 110, s. 509–522.
- Falkowski M.J., Evans J.S., Martinuzzi S., Gessler P.E., Hudak A.T. 2009. Characterizing forest succession with lidar data: an evaluation for the Inland Northwest USA. *Remote Sens. Environ.* 113, s. 946–956.
- Forman R. T. 1995. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Górny M. 1993. Rola zadrzewień w krajobrazie rolniczym. W: Sołtysiak U. *Rolnictwo ekologiczne. Od teorii do praktyki.* Warszawa, s. 123–130.
- Hejmanowski S. 1970. Zadrzewienia i ich znaczenie gospodarcze. W: *Sylwan* 2, s. 8–9.
- Hudak A.T., Crookston N. L., Evans J.S., Hall D.E., Falkowski M.J. 2008. Nearest neighbor imputation of species-level, plot-scale forest structure attributes from LiDAR data. *Remote Sens. Environ.* 112, s. 2232–2245.
- Jarocińska A., Zagajewski B. 2009. Remote sensing tools for analyzing state and condition of vegetation. *Annals of Geometrics, Polish Association for Spatial Information* 7 (2/32), s. 47–54.
- Jaskierniak D., Lane P.N.J., Robinson A., Lucieer A. 2011. Extracting LiDAR indices to characterise multilayered forest structure using mixture distribution functions. *Remote Sens. Environ.* 115, s. 573–585.
- Karg J. 1982. Wpływ struktury krajobrazu rolniczego jako czynnik intensyfikujący procesy regulacji biocenotycznej. W: *Biuletyn Parków Krajobrazowych*, s. 17–28.
- Kędziora A., Ryszkowski L. 2001. Ocena wpływu struktury krajobrazu na bilans cieplny i wodny zlewni wraz z określeniem jej modyfikującej roli dla efektów zmian klimatycznych. W: A. Karczewski i Z. Zwoliński (red.) *Funkcjonowanie geosystemów w zróżnicowanych warunkach morfoklimatycznych – monitoring, ochrona, edukacja.* Stowarzyszenie Geomorfologów Polskich, Poznań, s. 202–223.
- Kijowski A., Nowak M., Plewa W., Świątłoch D. 2013. Quantitative and qualitative potential of shelterbelts. Ground measurements of shelterbelts with laser scanner. *Methods & Instruments.* W: R. Lasaponara, N. Masini, M. Biscione (Edit.) *Towards Horizon 2020: Earth Observation and Social Perspectives*, CNR, Italy, s. 799–804.
- Kijowski A. 2015. Opina w zakresie interpretacji zdjęć lotniczych dla działek ewidencyjnych 149/15 149/16 na okoliczność stwierdzenia nielegalnej wycinki drzew. Zamawiający: Urząd Gminy Głubczyce.
- Latos A., Lipiński K. 1995. Zadrzewienia. *Biblioteka Leśniczego* 58, s. 3–17.
- Lim K.S., Treitz P.M. 2004. Estimation of above ground forest biomass from airborne discrete return laser scanner data using canopy-based quantile estimators. *Scand. J. Forest. Res.* 19, s. 558–570.

- Martinuzzi S., Vierling L.A., Gould W.A., Falkowski M.J., Evans J.S., Hudak A.T., Vierling K.T. 2009. Mapping snags and understory shrubs for a LiDAR-based assessment of wildlife habitat suitability. *Remote Sens. Environ.* 113, s. 2533–2546.
- Næsset E., Gobakken T. 2008. Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sens. Environ.* 112, s. 3079–3090.
- Nowak M. 2011. Zadrzewienia śródpolne jako stymulator geo- i bioróżnorodności. *Czasopismo Geograficzne* 82 (3), s. 271–283.
- Packalén P., Maltamo M. 2006. Predicting the plot volume by tree species using airborne laser scanning and aerial photographs. *Forest Sci.* 52, s. 611–622.
- Popescu S.C., Wynne R.H., Nelson R.F. 2002. Estimating plot-level tree heights with lidar: local filtering with a canopy-height based variable window size. *Comput. Electron. Agr.* 37, s. 71–95.
- Richling A., Solon J. 2002. *Ekologia krajobrazu*. PWN. Warszawa.
- Ryszkowski L. 1975. Przegląd badań wykonanych w Turwi na temat wpływu środowiska przyległych pól. *Zesz. Prob. Postęp. Nauk Rolniczych* 166, s. 71–82.
- Soltner D. 1988. L'arbre et haie pour la production agricole, pour l'équilibre écologique et la cadre de vie rural. Université de Rennes.
- Suchocka M. 2014. Podstawowa diagnostyka drzew. W: Witkoś-Gnach K., Tyszko-Chmielowiec P. (red.) *Drzewa w krajobrazie*, Fundacja EkoRozwoju, Wrocław.
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. *Dz. U.* 2004 nr 92 poz. 880.
- Wężyk P., Sroga R., Szwed P., Szostak M., Tompański P., Kozioł K. 2009. Wykorzystanie technologii naziemnego skaningu laserowego w określaniu wybranych cech drzew i drzewostanów. *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji* 19, s. 447–457.
- Wilusz Z., Jaworski J. 1960. Znaczenie ekologiczne zadrzewień. *Postępy nauk rolniczych* 3, s. 63–70.
- Wołk A. 1980. Podział, funkcje i stadia rozwojowe zadrzewień. *Sylvan* 9, s. 3–39.
- Zajączkowski K. 1977. Zadrzewienia jako czynnik kształtowania krajobrazu. W: *Znaczenie zadrzewień w kształtowaniu przyrodniczego środowiska człowieka*. Materiały z konferencji naukowej Sękocin 09. 1977, IBL, s. 10–17.
- Zajączkowski K. 2005. Regionalizacja potrzeb zadrzewieniowych w Polsce. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa*, Warszawa.
- Zawadzki J., Cieszewski Ch., Zasada M. 2004. Zastosowanie metod geostatystycznych do wyznaczania cech taksacyjnych i parametrów biofizycznych lasów technikami teledetekcyjnymi. *Sylvan* 3, s. 51–62.

Etapy prac z zakresu ochrony cennej roślinności na przykładzie muraw kserotermicznych

Stages of works on protection of valuable vegetation
on the example of xerothermic grasslands in Poland

Monika Kordowska

Wydział Geografii i Studiów Regionalnych,
Zakład Geografii Turyzmu i Rekreacji, Uniwersytet Warszawski
ul. Krakowskie Przedmieście 30, 00-927 Warszawa
e-mail: monika_kordowska11@gazeta.pl

Abstract: European Festuco-Brometea dry grasslands are remarkable for their beauty and high small-scale vascular plant species richness. The main cause of dry grasslands disappearance are changes in the land use (Barańska, Jermaczek 2009). A significant decline in the xerothermophilous vegetation has been observed all over Europe. Appropriate conservation measures to be taken include: traditional sheep and goat grazing, mowing, shrubs and trees cutting and artificial enforcement or reintroduction of endangered species' population. It is necessary to select the method of conservation to a specific area and specific plant populations. The aim of this study is to present stages of works on protection of xerothermic grasslands in Poland. These include: collecting information about the site based on available sources (including literature analysis and oral contributions from experts); field studies (including identification of landscape resources); raising funds (from public Polish or European Union resources); field works (shrubs and trees cutting, pasturing) and monitoring effects of the project. One of the most important stages are field studies. When solidly performed, they guarantee development of accurate grassland landscape conservation concept, which takes into account individuality and specificity of landscape protection problems.

Słowa kluczowe: murawy kserotermiczne, ochrona czynna, etapy prac, badania terenowe

Keywords: xerothermic grasslands, active protection, stages of works, field studies

Wprowadzenie

Wiek XX spowodował spustoszenie w niemal wszystkich naturalnych ekosystemach Ziemi (Peti i in. 2003). W tym okresie na dużą skalę karczowano i wypalano lasy, osuszano bagna i torfowiska, użyźniano jeziora, regulowano koryta rzek, budowano zapory wodne i kanały oraz zabudowywano wybrzeża morskie (Symonides 2008). W ostatnich dekadach XXI w. nasilił się również proces degradacji ekosystemów uwarunkowanych działalnością człowieka (Ratyńska, Waldon 2010). Działania odpowiadające za ten proces to m.in. zmiany w gospodarczym użytkowaniu terenu (Symonides 2008).

Tak duże tempo likwidacji i przekształcania biotopów uniemożliwia organizmom różnych grup systematycznych adaptację do zmieniającego się środowiska przyrodniczego (Symonides 2008). Najbardziej narażone na utratę

siedlisk są gatunki wyspecjalizowane (Jermaczek 2006). Sposobem ich zachowania jest ochrona biocenoz i siedlisk lub szerzej ekosystemów (Symonides 2008). Wyróżniamy jej cztery rodzaje, ochronę: ścisłą, częściową, czynną i krajobrazową.

Z powodów głębokich zmian środowiska naturalnego bierna ochrona przyrody najczęściej nie powstrzymuje już wymierania gatunków lub ubożenia ekosystemów (Symonides 2008). Coraz częściej stosuje się ochronę czynną (Zarzycki 2003; Symonides 2008; Jermaczek 2010). Zgodnie z ustawą z dnia 16 kwietnia 2004 roku o ochronie przyrody (Dz. U. nr 92 z 2004 r., poz. 880) „ochrona czynna” oznacza „stosowanie, w razie potrzeby, zabiegów ochronnych w celu przywrócenia naturalnego stanu ekosystemów i składników przyrody lub zachowania siedlisk przyrodniczych oraz siedlisk roślin, zwierząt lub grzybów”. Lista zabiegów jest długa, ale wszystkie działania muszą być poprzedzone badaniami terenowymi i dobrze zaplanowane.

Celem artykułu jest wyodrębnienie etapów prac z zakresu ochrony czynnej cennych typów roślinności na przykładzie muraw kserotermicznych oraz zwrócenie uwagi na rolę badań i prac terenowych w tym procesie. Nie zawsze jesteśmy w stanie przewidzieć kierunki zmian zachodzących w obrębie muraw na skutek stosowanych zabiegów (Ratyńska, Waldon 2011). Jednak odpowiednie zaplanowanie prac może pozwolić uniknąć wielu błędów.

Niniejsza praca oparta jest na projektach ochrony czynnej muraw kserotermicznych zrealizowanych lub realizowanych w Polsce przez regionalne dyrekcje ochrony środowiska (RDOŚ), parki narodowe i krajobrazowe oraz organizacje pozarządowe, m.in. Klub Przyrodników (KP). W opracowaniu wykorzystano również doświadczenie autorki z udziału w projektach czynnej ochrony muraw kserotermicznych organizowanych przez Stowarzyszenie „Chrońmy Mokradła”. Uzupełnieniem stanu wiedzy na temat obszarów i metod badań była literatura z dziedziny ochrony przyrody, w tym zbiorowisk nieleśnych.

Obszar badań

Murawy kserotermiczne są to półnaturalne, nieleśne zbiorowiska roślinne, których występowanie uzależnione jest od warunków klimatycznych, glebowych i orograficznych. Występują one w miejscach wybitnie ciepłych, suchych, nasłonecznionych, na podłożu bogatym w węglan wapnia lub gips (Matuszkiewicz 2014). Rozpowszechnione są szczególnie w południowej i południowo-wschodniej Europie. W Polsce występują na wyspach, oderwanych od głównego zasięgu stanowiskach jako roślinność ekstrazonalna, m.in. nad środkową i dolną Wisłą, dolną Odrą, na Wyżynie Małopolskiej i Lubelskiej (Barańska i in. 2010).

We współczesnym krajobrazie rolniczym murawy kserotermiczne stanowią ważny element lokalnej bioróżnorodności (Pykälä i in. 2005). Flora roślin naczyniowych muraw kserotermicznych jest bardzo bogata i urozmaicona, a wiele występujących tu gatunków to rośliny zaliczane do rzadkich i zagrożonych w skali Polski (Ratyńska, Waldon 2010). Oprócz tego związana jest z nimi bogata i zróżnicowana fauna, m.in. liczne gatunki zagrożonych bezkręgowców takie jak: gryziel stepowy *Atypus muralis*, poskoczek krasny *Eresus cinnaberinus* i modraszek orion *Scotlantides orion* (Symonides 2008).

Tylko niewielki odsetek tych zbiorowisk można zaliczyć do roślinności utrzymującej się dzięki czynnikom naturalnym. W większości murawy kserotermiczne mają charakter antropogeniczny lub zooantropogeniczny. Powstały i utrzymywały się od czasów prehistorycznych po XX w. dzięki ekstensywnej gospodarce pasterskiej (Rutkowski 2010). Po zaprzestaniu użytkowania murawy przekształcają się w drodze sukcesji wtórnej w zarośla, a następnie w las. Za ich zanik odpowiadają również: eutrofizacja (Bakker, Berendse 1999; Ratyńska, Waldon 2010), zalesianie, wnikanie gatunków obcych, wydobycie surowców mineralnych, nadmierne gromadzenie się wojłoku (nierozłożonych szczątków roślinnych), forsowanie biernej ochrony ścisłej zamiast ochrony czynnej, nadmierna turystyka, a także zabudowa i zaśmiecanie (Michalik 1990; Barańska, Jermaczek 2009).

Z wymienionych powodów murawy kserotermiczne wymagają zabiegów ochrony czynnej (Pärtel i in. 2005; Sołtys-Lelek, Barabasz-Krasny 2009; Symonides 2008; Barańska i in. 2010; Ratyńska, Waldon 2010). W Polsce takie działania są już realizowane na wybranych obszarach, jednak mimo tego stan zachowania muraw jest niezadowolający. Ponad 80% tych zbiorowisk w ogólnopolskim monitoringu prowadzonym przez



Fot. 1. Inwentaryzacja zasobów przyrody żywej (fot. I. Dembicz)
Photo 1. Inventory of living natural resources (photo by I. Dembicz)



Fot. 2. Wyznaczanie granic obszaru ochronny czynnej (fot. S. Kałęcka)
Photo 2. Delineation of active protection zone (photo by S. Kałęcka)



Fot. 3. Usuwanie wyciętej biomasy (fot. M. Kordowska)
Photo 3. Removing the cut biomass (photo by M. Kordowska)



Fot. 4. Ekstensywny wypas owiec na murawie kserotermicznej w Berżnikach (fot. S. Kałęcka)
Photo 4. Extensive sheep grazing on xerothermic grasslands in Berżniki (photo by S. Kałęcka)

Główny Inspektorat Ochrony Środowiska otrzymało (Mróz i in. 2010) ogólną ocenę U1 (stan niezadowolający, 56%) lub U2 (stan zły, 28%).

Etapy prac z zakresu ochrony czynnej muraw kserotermicznych

Na podstawie analizy zrealizowanych lub realizowanych projektów, dostępnej literatury oraz własnego doświadczenia autorka wyróżniła pięć etapów w ochronie czynnej muraw kserotermicznych. Zaliczamy do nich: zbieranie informacji o obszarze na podstawie dostępnych źródeł, badania terenowe, pozyskiwanie funduszy, prace w terenie oraz monitoring efektów projektu.

I etap – zbieranie informacji o obszarze na podstawie dostępnych źródeł

Pierwszy etap, jakim jest poszukiwanie muraw kserotermicznych w Polsce, realizuje się poprzez analizę dostępnej literatury, zwłaszcza opracowań monograficznych, artykułów naukowych, raportów o stanie środowiska przyrodniczego, inwentaryzacji przyrodniczych oraz opracowań fizjograficznych. Można w ten sposób ustalić które gatunki roślin wchodziły w skład muraw, ale z powodu złych warunków siedliskowych już ich nie ma.

W dalszej kolejności, w celu sprawdzenia potencjalnych zagrożeń, analizuje się plany zagospodarowania przestrzennego. Jeżeli projekt ochrony zakłada dzierżawę lub wykup gruntów należy również zająć do wypisów i wyrysów z rejestru gruntów w celu ustalenia wszystkich właścicieli murawy. Wiele informacji o obszarze dają nam materiały geodezyjno-kartograficzne, w szczególności ortofotomapy i zdjęcia lotnicze, na których dobrze widać tempo zarastania zbiorowiska. Dzięki temu zjawisko to można analizować długofalowo.

Na tym etapie niezwykle ważne jest również nawiązywanie kontaktów z osobami, które realizują badania z zakresu ochrony muraw kserotermicznych oraz flory stepowej, m.in. z pracownikami: instytutów naukowych i branżowych (Instytutu Ochrony Przyrody PAN, Inst. Ochrony Środowiska, Inst. Technologiczno-Przyrodniczego w Falentach, Inst. Botaniki PAN im. W. Szafera, Centrum Zachowania Dziedzictwa Przyrodniczego Górnego Śląska), uczelni (UW, SGGW, UR w Krakowie), Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Lublinie, Kielcach, Gdańsku, Szczecinie i Krakowie, Ogródów Botanicznych UMCS w Lublinie i PAN w Warszawie-Powsinie, samorządów, niektórych parków narodowych i krajobrazowych (zwłaszcza Ojcowskiego i Pienińskiego Parku Narodowego oraz Zespołu Jurajskich Parków Krajobrazowych), a także pracownikami organizacji pozarządowych, takich jak: Klub Przyrodników, Fundacja „Przyroda i człowiek”, Zamojskie Towarzystwo Przyrodnicze, Stowarzyszenie „Chrońmy Mokrawdla” oraz Polskie Towarzystwo Storczykowe „Orchis” (PTS „Orchis”). Często przydatne są osobiste doświadczenia nabyte podczas innych prac w terenie, a także rozmowy z lokalną społecznością.

Etap I ulega pewnym modyfikacjom w sytuacji, gdy badania konkretnego stanowiska stanowią kontynuację wcześniejszych prac. Wtedy analizuje się krytycznie osiągnięcia i porażki własnego lub innego zespołu, rozważa modyfikacje metod oraz źródeł finansowania. Przykładem ciągłych działań badawczo-ochronnych, podzielonych ze względów formalnych i finansowych na szereg oddzielnych projektów są prace na stanowiskach żmijowca czerwonego *Echium russicum* (syn. *Pontechium maculatum*), kosańca bezlistnego *Iris aphylla* i szczerdżeńca zmiennego *Chamaecytisus albus* w województwie lubelskim, zapoczątkowane przez Ogród Botaniczny UMCS, obecnie prowadzone wspólnie z RDOŚ w Lublinie oraz KP (Dąbrowska i in. 1995; Dąbrowska i in. 1997a, 1997b; Fijałkowski, Kwiatkowski 2000; Chmielewski 2014).

II etap – badania terenowe

Najważniejszym etapem w ochronie muraw kserotermicznych są badania terenowe. Mają one na celu weryfikację informacji zebranych w etapie pierwszym oraz uzupełnienie stanu wiedzy na temat środowiska przyrodniczego. Obejmują one (Dzwonko 2007): ocenę zasięgu i powierzchni siedliska; inwentaryzację zasobów przyrody żywej, w tym zwięzły opis fitocenozy (platu roślinności) zawierający listę gatunków zapisaną w postaci zdjęć fitosocjologicznych (fot. 1).

Uzupełnieniem inwentaryzacji elementów przyrodniczych jest charakterystyka środowiska abiotycznego (rzeźby terenu, właściwości fizycznych gleb, stosunków wodnych, zróżnicowania mikroklimatów), określenie stopnia fragmentacji siedliska i jego sąsiedztwa, ocena stopnia sukcesji (fot. 2) oraz przekształceń ekosystemów i krajobrazów, a także identyfikacja potencjalnych zagrożeń dla przyrody (Symonides 2008).

Do badań terenowych autorka zaliczyła również spotkania z przedstawicielami lokalnych samorządów, organizacjami pozarządowymi i lokalną społecznością. Mają one na celu poznanie dawnych sposobów użytkowania terenu oraz zebranie informacji o mieszkańcach (np. poszukiwanie osób posiadających wiedzę na temat hodowli owiec). Takie rozmowy często przynoszą wymierne korzyści w postaci osobistego zaangażowania się gminy lub osób prywatnych w działania na rzecz ochrony muraw.

Na podstawie danych zebranych w pierwszym i drugim etapie prac można dokonać oceny stanu murawy kserotermicznej. Umożliwia to wybór najlepszych metod ochrony oraz źródeł finansowania tych działań.

III etap – pozyskiwanie funduszy

Istnieje możliwość finansowania odpowiedniego użytkowania muraw ze środków krajowych lub zagranicznych. Do podmiotów i instrumentów finansujących projekty ochrony tych siedlisk zaliczamy: Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Wojewódzkie Fundusze Ochrony Środowiska, Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko, Program LIFE+, Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich, Mechanizm Finansowy Europejskiego Obszaru Gospodarczego, Norweski Mechanizm Finansowy, a także sponsorów indywidualnych.

Dofinansowanie zabiegów czynnej ochrony przyrody nie zawsze przyczynia się do poprawy stanu siedlisk. Dopłaty rolnośrodowiskowe, zwłaszcza zalesieniowe do tzw. nieużytków umożliwiają ponowne zagospodarowanie muraw, ale nie chronią gatunków kserotermicznych przed wyginięciem. Ich jedyną zaletą są niskie koszty w porównaniu do corocznego koszenia lub wypasu. Na szczęście większość działań finansowanych podmiotów opisanych wyżej przyczynia się do zachowania kseroterm. Dobrymi przykładami są projekty: „Utrzymanie bioróżnorodności siedlisk kserotermicznych w Małopolsce” i „Wdrażanie zadań ochronnych w obszarach sieci Natura 2000 i rezerwach przyrody w województwie lubelskim” finansowane przez Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko albo „FlorNatur Silesia etap I: Ochrona ex situ wybranych gatunków muraw kserotermicznych wymienionych w Czerwonej Liście Roślin Województwa Śląskiego” realizowany z budżetu Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (Barańska 2014; Kapler in. 2014).

IV etap – prace terenowe

Po zapoznaniu się z obszarem działań, eksperci ds. siedlisk przyrodniczych lub koordynatorzy projektów (jeśli posiadają taką wiedzę) ustalają harmonogram zabiegów ochronnych. W zależności od przyjętych celów, dla każdej murawy wygląda on nieco inaczej. Prace terenowe obejmują jeden lub kilka rodzajów zadań na jednym obszarze.

Wśród proponowanych metod czynnej ochrony muraw kserotermicznych wymienia się: wycinkę zarośli krzewów i drzew (z pozostawieniem ok. 20% drzewostanu, w tym pojedynczych starych drzew – zazwyczaj są to poskręcane sosny, dęby, drzewa owocowe); usuwanie obcych gatunków inwazyjnych, roślin zielnych, krzewów i drzew; usuwanie wyciętej biomasy (fot. 3), sporadycznie wołjoku; prowadzenie ekstensywnego wypasu zwierząt (owiec, kóz, bydła i koni, fot. 4), w tym przygotowanie muraw kserotermicznych do wypasu (m.in. budowa ogrodzenia i pomieszczenia dla zwierząt); koszenie (najczęściej raz w roku); odtwarzanie siedliska na powierzchniach zdegradowanych poprzez zdzieranie wierzchniej warstwy ziemi oraz wysiewanie i dosadzanie gatunków kserotermicznych.

Do prac w terenie należy także zaliczyć działalność edukacyjną. Pracownicy różnych instytucji, zarówno rządowych (regionalnych dyrekcji ochrony środowiska), jak i pozarządowych (Stowarzyszenie „Chrońmy Mokrawdła”, PTS „Orchis”) oraz wolontariusze organizują szkolenia o tematyce przyrodniczej m.in. dotyczące zagadnień ekonomiki hodowli owiec, a także lekcje przyrody i zajęcia terenowe dla dzieci, młodzieży i dorosłych. Ponadto prowadzona jest wieloetapowa promocja pasterstwa.

V etap – monitoring efektów projektu

Niezbędnym warunkiem umożliwiającym śledzenie naturalnych i antropogenicznych przekształceń układów przyrodniczych oraz efektów ochrony czynnej muraw kserotermicznych jest prowadzenie monitoringu. Polega on na okresowej i systematycznej ocenie stanu składników przyrody, rozwoju dynamicznych układów przyrodniczych oraz reakcji żywych organizmów na zmiany środowiska abiotycznego oraz na prowadzone zabiegi ochronne (Weddell 2002). Monitoring powinien opierać się na tych samych parametrach oraz z zastosowaniem tych samych metod, co ocena stanu zasobów. Najbardziej efektywne są wieloletnie badania na jednym obszarze, w regularnych odstępach czasu i z częstością dostosowaną do potencjalnego tempa ich zmian. Pozwalają na ciągłą obserwację procesów zachodzących na murawach, a także badanie ich przyczyn. Oprócz tego umożliwiają stosunkowo szybkie modyfikowanie metod ochrony czynnej i dostosowanie ich do lokalnych warunków oraz potrzeb obszaru. Problemem jest zbyt mała liczba chętnych osób do prowadzenia corocznych obserwacji. Dane z monitoringu powinny być zapisywane każdego roku, a następnie przedstawiane w postaci opracowań, w którym zawarte są zarówno wyniki kontroli, jak i wnioski płynące z obserwacji oraz propozycje ewentualnych modyfikacji działań.

Podsumowanie

Murawy kserotermiczne to jedne z najrzadszych i najbardziej zagrożonych siedlisk zachodniej i środkowej Europy, a puszcza węgierska i stępy czarnomorsko-kaspijskie to jedne z najsilniej zniszczonych biomów Eurazji (Sudnik-Wójcikowska; Cwener 2012). Zanik tego typu siedlisk dotyka cały subkontynent, toteż Unia Europejska włączyła siedlisko – murawy kserotermiczne ze stanowiskami rzadkich storczyków (kod 6210) do Załącznika I Dyrektywy Siedliskowej (Dyrektywa 92/43/EWG) dla których ochrony wyznacza się tereny Natura 2000. W Polsce tylko na Wyżynie Śląskiej ponad 40% gatunków roślin naczyniowych przywiązanych do tego typu środowisk już wymarło albo szybko zanika (Babczyńska-Sendek 2005). Na podstawie dostępnej literatury można stwierdzić, że najlepszym sposobem ochrony muraw kserotermicznych jest ekstensywny wypas zwierząt (Watt, Gibson 1988; Fischer i in. 1996; Bornkamm 2006; Dostálek, Frantik 2008; Krasicka-Korczyńska, Stosik 2010; Milchunas, Vandever 2014). Potwierdzają to liczne badania prowadzone w ramach realizowanych lub zrealizowanych projektów w Polsce (Bąba 2002/2003; Krasicka-Korczyńska, Stosik 2010; Barańska i in. 2010). Pozostałe metody w konkretnych warunkach również mogą spełnić swoją funkcję. Niezbędne są jednak dalsze badania pozwalające na określenie ich wpływu na poszczególne populacje gatunków kserotermofilnych.

Oprócz dobrych praktyk w ochronie cennych typów roślinności, w literaturze opisane są także nieudane próby zachowania otwartego krajobrazu z murawami kserotermicznymi. Najgorsze błędy popełniane są przy wyborze zabiegów ochronnych poprzez niewłaściwe ich wykonanie lub zbyt krótki czas realizacji projektu. Na przykład, w celu ochrony murawy z endemiczną przytulią małopolską *Galium cracoviense* na wzgórzu zamkowym w Olsztynie pod Częstochową zastosowano herbicydy, co doprowadziło do zmiany składu gatunkowego szaty roślinnej (Czylok i in. 2010). Wiele błędów popełnianych jest również przy reintrodukcji gatunków. Osoby zajmujące się takimi działaniami często zapominają, że materiał siewny musi pochodzić z tego samego regionu geograficznego, co zakładana populacja, być żywotny i wolny od patogenów (Prach i in. 2013). W skrajnych przypadkach zdarza się, że introdukowane gatunki w ogóle nie są monitorowane, a samych zasień populacji/tworzenia nowych populacji dokonuje się nielegalnie, jak to miało miejsce w przypadku dziewięciśli popiocholistnego *Carlina onopordifolia* (Cieślak, Szczepaniak 2012).

Ustalenie harmonogramu prac z zakresu ochrony czynnej muraw kserotermicznych może zwiększyć skuteczność ich ochrony, a przede wszystkim zminimalizować liczbę nieudanych działań ochronnych. Każdy z opisanych etapów jest ważny i żaden nie może zostać pominięty. Z punktu widzenia czynnej ochrony przyrody najważniejsze są badania terenowe. Nienależycie przeprowadzone rzutują na kolejne etapy prac, w tym wybór najlepszych zabiegów ochronnych oraz sposobów ich finansowania. Ponadto rola badań terenowych jest tym bardziej ważna, że odmienne skutki daje nie tylko różny sposób użytkowania (koszenie, wypasanie), ale także termin, częstotliwość, intensywność ich wykonywania, a nawet stosowane narzędzia i użyte rasy zwierząt gospodarczych (Barańska, Jermaczek 2009).

Opisane w artykule etapy działań pokazują jak złożonym procesem jest planowanie i realizacja zaplanowanych działań w zakresie czynnej ochrony przyrody (Puchalski i in. 2015). Osoby zajmujące się tym zagadnieniem muszą posiadać znaczną wiedzę przyrodniczą, powinni również umieć współpracować z innymi specjalistami, m.in. hydrologami, ogrodnikami, biotechnologami, fachowcami z różnych dziedzin, a także urzędnikami państwowymi i mieszkańcami obszarów cennych przyrodniczo. Działalność wielu grup interesów w omawianym temacie może przyczynić się do zwiększenia skuteczności działań ochronnych oraz do pojawiania się nowych uwarunkowań prawnych w ochronie przyrody.

Podziękowania

Autorka dziękuje swoim koleżankom i kolegom za dostarczenie fotografii oraz krytyczne uwagi i uzupełnienia do wcześniejszych wersji tekstu.

Literatura

- Babczyńska-Sendek B. 2005. Problemy fitogeograficzne i syntaksonomiczne kserotermów Wyżyny Śląskiej. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego. Katowice, s. 240.
- Bakker J.P., Berendse F. 1999. Constraints in the Restoration of Ecological Diversity in Grassland and Heathland Communities. *Tree* 14, s. 63–68.
- Barańska K. 2014. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony kseroterm. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych. Warszawa, s. 74.
- Barańska K., Chmielewski P., Cwener A., Kiaszewicz K., Pluciński P. 2010. Ochrona muraw kserotermicznych w Polsce. Teoria i praktyka. Wydawnictwo Klubu Przyrodników. Świebodzin, s. 48.
- Barańska K., Jermaczek A. 2009. Poradnik utrzymania i ochrony siedliska przyrodniczego 6210 – murawy kserotermiczne. Wydawnictwo Klubu Przyrodników. Świebodzin, s. 201.
- Bąba W. 2002/2003. Ekologiczne podstawy ochrony aktywnej i kształtowania ekosystemów muraw kserotermicznych w Ojcowskim Parku Narodowym i otulinie. Prace i materiały Muzeum im. Prof. Władysława Szafera. *Prądnik* 13, s. 15–76.
- Bornkamm R. 2006. Fifty years vegetation development of a xerothermic calcareous grassland in Central Europe after heavy disturbance. *Flora* 201, s. 249–267.
- Chmielewski P. 2014. 4067. Żmijowiec czerwony *Echium russicum* F.C.Gmel. (syn. *Echium maculatum* L., *Echium rubrum* Jacq.). Biblioteka Monitoringu Środowiska, s. 332–342.
- Cieślak E., Szczepaniak M. 2012. Porównanie struktury genetycznej naturalnych i introdukowanych populacji *Carlina onopordifolia* (Asteraceae) w Polsce. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 19 (2), s. 459–474.
- Czyłok A., Ślusarczyk M., Tyc A., Waga J.M. 2010. Wypas zwierząt gospodarczych jako sposób czynnej ochrony krajobrazu i różnorodności biologicznej rezerwatu przyrody Góra Zborów. Prace i Materiały Muzeum im. Szafera. *Prądnik* 20, s. 175–184.
- Dąbrowska K., Fraszczak-Być M., Sawicki R. 1995. Metaplantacja i restytucja *Echium russicum* J.F. Gmel. i *Iris aphylla* L. Metaplantation and restitution of *Echium russicum* Gmel. and *Iris aphylla* L.W: Z. Mirek, J.J. Wójcicki (red.), Szata roślinna Polski w procesie przemian. Materiały konferencji i sympozjów 50 Zjazdu Polskiego Towarzystwa Botanicznego, Kraków 26.06 – 01.07.1995. Polskie Towarzystwo Botaniczne, Oddział Krakowski, Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN, Kraków, s. 77.
- Dąbrowska K., Fraszczak-Być M., Sawicki R. 1997a. Czynna ochrona gatunków roślin chronionych i ginących na Lubelszczyźnie. *Biuletyn Ogrodów Bot., Muzeów i Zbiorów* 6, s. 11–17.
- Dąbrowska K., Fraszczak-Być M., Sawicki R. 1997b. Żmijowiec czerwony w Czumowie nad Bugiem. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną* 53 (3), s. 87–89.

- Dostálek J., Frantik T. 2008. Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation* 17, s. 1439–1454.
- Dzwonko Z., 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. Sorus. Poznań–Kraków, s. 13–20.
- Fijałkowski D., Kwiatkowski M. 2000. Wkład Ogródu Botanicznego UMCS w Lublinie w poznanie, rozmieszczenie, ekologii, zagrożenia oraz ochronę roślin naczyniowych na Lubelszczyźnie. *Biuletyn Ogródów Bot., Muzeów i Zbiorów* 9, s. 5–14.
- Fischer S. F., Poschlod P., Beinlich B. 1996. Experimental studies on the dispersal of plant and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 33, s. 1206–1222.
- Jermaczek A. 2006. Ochrona przyrody po europejsku, Wydawnictwo Klubu Przyrodników. Świebodzin, s. 1–221.
- Jermaczek A. 2010. Dlaczego bierna ochrona przyrody nie jest w modzie? *Przegląd Przyrodniczy* 21 (2), s. 3–9.
- Kapler A., Niemczyk M., Puchalski J., Rapa A., Radliński B., Bajdak T. 2014. Wykorzystanie nasion dzwoniecznika wonnego *Adenophora liliifolia* Bess. z Dąbrowy koło Zaklikowa do wzmocnienia populacji w „Niedzielskim Lesie” (otulina Roztoczańskiego Parku Narodowego). *Monographs of Botanic Gardens* 2 (w recenzji).
- Krasicka-Korczyńska E., Stosik T. 2010. Wpływ oddziaływań zooantropogenicznych na roślinność muraw kserotermicznych. W: H. Ratyńska, B. Waldon (red.), *Ciepolubne murawy w Polsce – stan zachowania i perspektywy ochrony*, Wyd. Uniwersytetu Kazimierza Wielkiego. Bydgoszcz, s. 80–94.
- Matuszkiewicz W. 2014. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Nauk. PWN. Warszawa, s. 283.
- Michalik S. 1990. Sukcesja wtórna i problem aktywnej ochrony biocenoz półnaturalnych w parkach narodowych i rezerwach Polski. *Prace i materiały Muzeum im. Prof. Władysława Szafera. Prądnik* 2, s. 175–198.
- Milchunas D. G., Vandeveer M.W. 2014. Grazing effects on plant community succession of early- and mid-seral seeded grassland compared to shortgrass steppe. *Journal of Vegetation Science* 25, s. 22–35.
- Mróz W., Radziwił D., Ostasiewicz M. 2010. Ogólnopolski monitoring muraw kserotermicznych a wymagania Dyrektywy Siedliskowej. W: H. Ratyńska, B. Waldon (red.), *Ciepolubne murawy w Polsce – stan zachowania i perspektywy ochrony*, Wyd. Uniwersytetu Kazimierza Wielkiego. Bydgoszcz, s. 66–79.
- Peti S., Stuart R., Gillespie M., Barr C. 2003. Field boundaries in Great Britain: stock change between 1984, 1990 and 1988. *Journal of Environmental Management* 67, s. 229–238.
- Prach K., Jongepierová I., Řehouňková K. 2013. Large-scale restoration of dry grasslands on ex-arable land using a regional seed mixture: establishment of target species. *Restoration Ecology* 21, s. 33–39.
- Puchalski J., Podyma W., Kapler A., Niemczyk M., Galej K. 2015. Planowanie w ochronie ex situ roślin naczyniowych: od globalnych strategii do planów lokalnych mini projektów i działań statutowych. *Planning in ex situ vascular plant conservation: from global strategies to statutory tasks' and local miniprojects' plans. Przegląd Przyrodniczy* (w przygotowaniu).
- Pykälä J., Luoto M., Heikkinen R., Kontula T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6, s. 25–33.
- Pärtel M., Bruun H., Sammuli M. 2005. Biodiversity in temperate European grasslands: origin and Conservation. *Grassland Science in Europe* 10, s. 1–14.
- Ratyńska H., Waldoń B. 2010. Ciepolubne murawy w Polsce –stan zachowania i perspektywy ochrony. Wyd. Uniwersytetu Kazimierza Wielkiego. Bydgoszcz, s. 9–10.
- Ratyńska H., Waldoń B. 2011. State of preservation of xerothermic grasslands in Kuyavian-Pomeranian region. *Annales UMCS, sect. C* 66 (2) s. 63–83.
- Rutkowski L. 2010. Murawy kserotermiczne regionu kujawsko-pomorskiego jako miejsca występowania rzadkiej i cennej flory. W: H. Ratyńska, B. Waldon (red.), *Ciepolubne murawy w Polsce – stan zachowania i perspektywy ochrony*. Wyd. Uniwersytetu Kazimierza Wielkiego. Bydgoszcz, s. 249–259.

- Sołtys-Lelek A., Barabasz-Krasny B. 2009. Skuteczność dotychczasowych form ochrony roślin i szaty roślinnej w Ojcowskim Parku Narodowym. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 39, s. 89–102.
- Sudnik-Wójcikowska B., Cwener A. 2012. *Flora Polski. Rośliny kserotermiczne*. Multico. Oficyna Wydawnicza, Warszawa, s. 5–30.
- Symonides E. 2008. *Ochrona przyrody*. Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego. Warszawa, s. 766.
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880.
- Watt T. A., Gibson C. W. D. 1988. The effects of sheep grazing on seedling establishment and survival in grassland. *Vegetatio* 78, s. 91–98.
- Weddell B.J. 2002. *Conserving living natural resources: in the context of a changing world*. Cambridge University Press. United Kingdom, s. 9–28.
- Zarzycki J. 2003. Ochrona czynna na wód naturalnych ekosystemów nieleśnych. W: J. Mastaj (red.), *Roślinność nieleśna na terenie parków krajobrazowych w Beskidach i sposoby jej ochrony*. Materiały konferencyjne. Będzin–Żywiec, s. 38–42.

Rola kartowania sozologicznego i bazy danych SOZO w badaniach krajobrazowych na poziomie lokalnym

The role of sozological field mapping and SOZO database in the landscape research at a local scale

Macias Andrzej¹, Kubacka Marta²

Zakład Ekologii Krajobrazu, Instytut Geografii Fizycznej i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego,
Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu
ul. Dziegiełowa 27, 61-680 Poznań
e-mail: ¹ macias@amu.edu.pl, ² marta.kubacka@amu.edu.pl

Abstract: Human activity is characterized by its bigger and bigger impact on the landscape. One of the ways of monitoring of the growing human pressure is sozological cartography, including in particular its numerical version in the form of SOZO database. Sozological field mapping, which constitutes an extremely important aspect of field research, is a significant part of sozological cartography. This is of particular importance at the local level, where some data on quality of particular environmental components is still missing and where it constitutes the basis of the spatial decision support system and landscape management. Therefore, this is only field research which allows for verification, updating and supplementing missing data in SOZO database. In addition, the use of modern techniques, provided by Geographical Information Systems (GIS), during field mapping allows for 1) making the content of the sozological map more detailed, 2) increasing its precision and 3) adjusting it to specific user needs. It is also necessary to update the scope of sozological field mapping, elaborate standards for SOZO database at various scales and technical guidelines which enable interoperability of data coming from various sources.

Słowa kluczowe: baza SOZO, mapa sozologiczna, kartowanie terenowe, System Informacji Geograficznej (SIG), zarządzanie krajobrazem

Keywords: SOZO database, sozological map, field mapping, Geographic Information System (GIS), landscape management

Wprowadzenie

Działalność człowieka charakteryzuje się coraz większym wpływem na stan środowiska przyrodniczego. Jednym z przejawów narastającej antropopresji są zmiany użytkowania ziemi i degradacja komponentów środowiska, które prowadzą do przekształceń krajobrazu, a w konsekwencji – do powstawania krajobrazów antropogenicznych, których funkcjonowanie jest zależne od człowieka (Macias, Bródka 2014)

Na obszarach zurbanizowanych mamy najczęściej do czynienia z krajobrazem zdegradowanym. Tereny takie mają też dobrze rozpoznane uwarunkowania środowiskowe, społeczno-gospodarcze, a także sozologiczne. Z kolei dla obszarów niezagospodarowanych, w tym cennych przyrodniczo, brakuje bardzo często szeregu

informacji o jakości środowiska. Problem zagospodarowania przestrzennego, m.in. w zakresie właściwego kształtowania i ochrony środowiska przyrodniczego na obszarach cennych przyrodniczo, stanowi główne zagrożenie dla trwałości systemu ekologicznego Polski. Wzrastające zapotrzebowanie na obszary o dużych walorach przyrodniczych i krajobrazowych, nieodpowiednia gospodarka przestrzenna w gminach, niewłaściwa implementacja prawa oraz niska świadomość mieszkańców niosą za sobą spore ryzyko bezpowrotnej utraty cennych walorów przyrodniczych (Kistowski 2004; Mizgajski 2008; Poskrobko 2008, 2011; Bołtromiuk 2011; Chmielewski 2011, 2012).

Jednym ze sposobów monitorowania działalności antropogenicznej jest kartografia sozologiczna, w tym szczególnie jej wersja numeryczna w postaci bazy SOZO. Istotną jej częścią jest kartowanie sozologiczne, które stanowi niezwykle ważny aspekt badań terenowych. Jest to także często jedyny sposób na pozyskanie brakujących i niezbędnych danych do opracowania bazy SOZO i map (np. „dzikie” wysypiska odpadów). Innym problemem jest rozproszenie danych sozologicznych, które często posiadają różny stopień dokładności i niejednolite formaty zapisu. Brak pełnej informacji o stanie poszczególnych komponentów środowiska i ich odporności na narastającą presję ze strony człowieka może skutkować niewłaściwą oceną środowiska przy opracowywaniu dokumentacji planistyczno-strategicznych. Jest to szczególnie istotne na poziomie lokalnym, gdyż stanowią one podstawę do sprawnego zarządzania krajobrazowego.

Polska posiada system informacji przestrzennej (SIP), w ramach którego gromadzone są dane o obiektach środowiska przyrodniczego w postaci danych przestrzennych i opisowych (tzw. nieprzestrzennych). Dane te tworzą System Informacji Terenowej (SIT) oraz System Informacji Geograficznej (SIG). Szczególnie ważną rolę odgrywa SIT, który wykorzystuje informację pierwotną (uzyskaną na podstawie bezpośrednich pomiarów terenowych), pod względem dokładności odpowiadającą mapom wielkoskalowym (skala 1:5 000 i większa). Natomiast SIG wykorzystuje dane przetworzone (wtórne), które odpowiadają poziomowi dokładności map średnio- i małoskalowych (tj. skala 1:10 000 i mniejsza). W jego skład wchodzi mapy: sozologiczna, hydrograficzna, geologiczna, geośrodowiskowa, hydrogeologiczna, litogenetyczna oraz geomorfologiczna. Są to mapy w wersji analogowej i cyfrowej w skali 1:50 000, z wyjątkiem mapy geomorfologicznej, którą w przyszłości planuje się (jeżeli urzędy marszałkowskie znajdą fundusze) wydawać w skali 1:100 000¹ (por. Dmowska i in. 2010). System ten można z powodzeniem wykorzystywać w badaniach krajobrazowych. Obecnie istotne znaczenie ma również działalność człowieka, która często skutkuje obniżeniem jakości krajobrazu. Opracowaniem kartograficznym, które obrazuje przyczyny i skutki zmian antropogenicznych zachodzących w środowisku przyrodniczym oraz jego stan, jest mapa sozologiczna.

Celem niniejszej pracy jest określenie znaczenia kartografii sozologicznej w badaniach krajobrazowych, a także wynikających z tego problemów.

Zakres tematyczny map analogowych i bazy SOZO

Ilość i dostępność danych dotyczących krajobrazu ciągle wzrasta, a tempo ich opracowania znacznie przyspieszyło po wejściu do Unii Europejskiej, kiedy to Polska zobowiązała się gromadzić, a następnie publicznie udostępniać informacje o środowisku przyrodniczym. Tworzenie infrastruktury informacji przestrzennej we Wspólnocie Europejskiej (Dyrektywa 2007/2/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 14 marca 2007 r. ustanawiająca infrastrukturę informacji przestrzennej we Wspólnocie Europejskiej – INSPIRE) polega na zapewnieniu odpowiedniej koordynacji pomiędzy podmiotami dostarczającymi informacje i użytkownikami tych informacji tak, aby możliwe było połączenie informacji i wiedzy pochodzących z różnych sektorów. Kładzie się więc nacisk na interoperacyjność danych przestrzennych i dotyczących ich usług na różnych szczeblach organów publicznych i w różnych sektorach. Prawidłowo implementowane zapisy Dyrektywy INSPIRE

¹ Koncepcja tej mapy i wzorcowe arkusze powstały w Głównym Urzędzie Geodezji i Kartografii w zespole pod kierunkiem Z. Zwolińskiego; niegdyś mapa geomorfologiczna wydawana była wraz z komentarzem w wersji analogowej w skali 1:50 000, ale po skartowaniu 25,5% obszaru Polski i wydaniu 30 arkuszy w latach 1958–1969 oraz 4 arkuszy w okresie 1988–1994 zrezygnowano z niej (por. Dmowska i in. 2010).

powinny być oparte na infrastrukturze informacji przestrzennej (IIP) tworzonej przez państwa członkowskie, co w przypadku Polski stanowi nadal spore wyzwanie, które dotyczy głównie stworzenia jednolitej bazy danych tematycznych o zasobach środowiska przyrodniczego (Olszewski 2006). Z drugiej jednak strony, pojawia się coraz więcej opracowań poruszających i wyjaśniających tę tematykę (Longley i in. 2005; Białousz 2013; Gaździcki 2010; Baranowski 2009, 2012).

Zdaniem L. Kaczmarka (2010), urzędowe cyfrowe bazy danych przestrzennych stały się w ostatnich latach znakomitym źródłem informacji o krajobrazie (tab. 1). Obejmują one znaczne powierzchnie, a dostęp do nich jest coraz łatwiejszy. Z drugiej strony, ciągle brakuje szeregu danych dotyczących stanu środowiska przyrodniczego na poziomie lokalnym, dlatego tak ważne jest kartowanie sozologiczne, które stanowi nieodzowne źródło weryfikacji, aktualizacji i uzupełnienia zakresu danych przestrzennych. Jednak wg M. Kistowskiego (2012), wzrastająca ilość danych oraz poziom ich rozproszenia są nadal znaczne, co stwarza coraz większe trudności w dokonywaniu analiz.

Tabela 1. Przykładowe bazy danych przestrzennych w postaci numerycznej

Table 1. Examples of spatial databases in a numeric form

Nazwa bazy	Skala nominalna bazy	Właściciel bazy (dysponent)
Mapa Wektorowa Poziomu Drugiego (VML2)	1:50 000	GUGiK (CODGiK)
Baza Danych Topograficznych (TBD)	1:10 000	GUGiK (WODGiK)
Mapa Hydrograficzna Polski (MHP)	1:50 000	GUGiK (CODGiK)
Mapa Sozologiczna Polski (MSP)	1:50 000	GUGiK (CODGiK)
Centralna Baza Danych Geologicznych (CBDG)	1:50 000	MŚ (PIG)
Centralna Baza Danych Hydrogeologicznych (CBDH)	1:50 000	MŚ (PIG)
Mapa Glebowo-Rolnicza (MGR)	1:25 000	IUNG
Leśna Mapa Numeryczna (LMN)	1:5 000	PGL LP

Źródło/Source: M. Kubacka (2015).

Dostępne bazy danych przestrzennych są opracowywane w różnych układach odniesień przestrzennych, mają niejednolite podkłady topograficzne oraz odmienny stopień dokładności geometrycznej obiektów (ryc. 1). Wynika to z tego, że szereg instytucji państwowych samodzielnie opracowuje mapy tematyczne (m.in. Główny Urząd Geodezji i Kartografii – GUGiK, Państwowy Instytut Geologiczny – PIG-PIB czy Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – IMGW-PIB), bez wzajemnej współpracy i koordynacji. Dodatkowo ich treści, częściowo pokrywają się w zakresie zasobu informacyjnego (Olszewski 2006).

Dla danych przestrzennych w skali wyjściowej 1:50 000 obowiązują Wytyczne Techniczne GIS-4 Mapa Sozologiczna Polski skala 1:50 000 w formie analogowej i numerycznej (2005), które nie uwzględniają w pełni zakresu informacyjnego dla danych przestrzennych do mapy sozologicznej w dużej skali oraz nie obejmują aktualnych problemów związanych z narastającą antropopresją.

Obowiązujący zakres tematyczny mapy sozologicznej zgodnie z w/w instrukcją składa się z następujących poziomów i podpoziomów informacyjnych:

1. formy ochrony środowiska przyrodniczego;
2. degradacja komponentów środowiska przyrodniczego:

- degradacja powierzchni terenu,
 - degradacja gleb,
 - degradacja wód powierzchniowych,
 - degradacja wód podziemnych,
 - zmiany warunków wodnych,
 - degradacja powietrza atmosferycznego,
 - rodzaje przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko.
3. przeciwdziałanie degradacji środowiska przyrodniczego.
 4. rekultywacja środowiska przyrodniczego.
 5. nieużytki.

W związku z tym należy przygotować nową instrukcję zawierającą specyfikację danych przestrzennych i formaty ich zapisu (tzw. wytyczne techniczne) oraz zorganizować proces pozyskiwania danych do bazy SOZO.

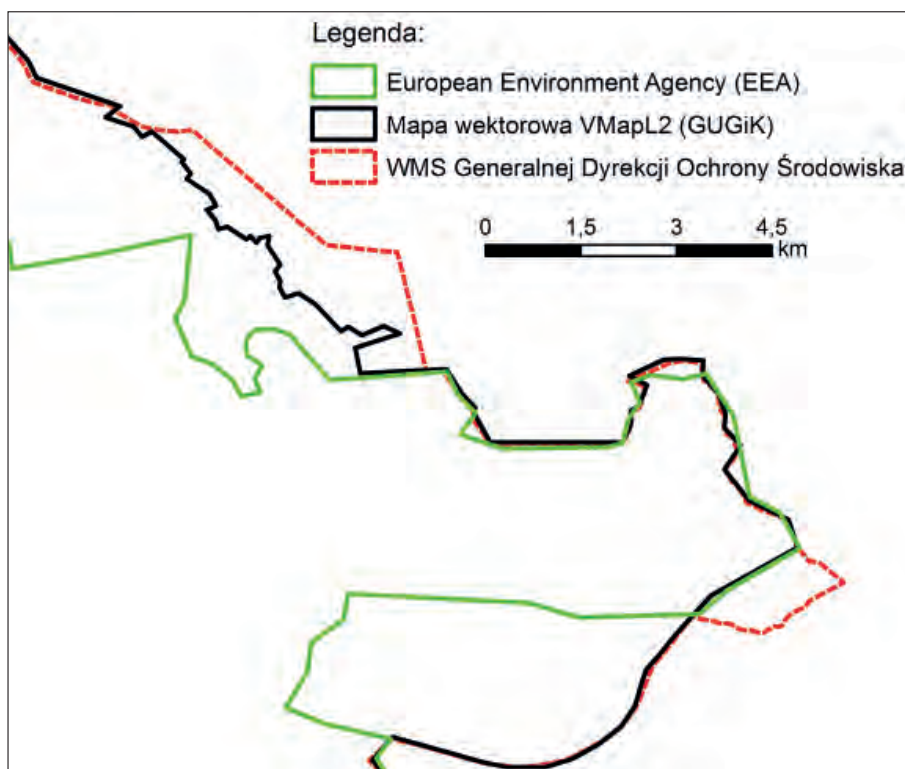
Modyfikację zakresu treści mapy sozologicznej w skali 1:10 000 dla obszarów zurbanizowanych zaproponowali J. Kubiak i R. Ławniczak (2011). Zwiększenie skali mapy sozologicznej pozwoliło na (Kubiak, Ławniczak 2011, zmienione):

- rozszerzenie zakresu kartowania i wizualizacji sozologicznej,
- zmianę typu geometrycznego części obiektów (np. zamiast punktów – powierzchnie),
- zmniejszenie stopnia generalizacji obszaru, co pozwala na większe uszczegółowienie kartowania i samej mapy sozologicznej/bazy SOZO,
- precyzyjniejszą lokalizację obiektów,
- większe możliwości analityczne,
- ułatwienie redakcji i wizualizacji wydruku mapy sozologicznej.

Z kolei próbę opracowania standardów danych GIS w ochronie przyrody podjęli M. Łochyński i M. Guzik (2009). Wytyczne te mają na celu przede wszystkim:

- stworzenie uniwersalnej instrukcji tworzenia danych przestrzennych dla twórców i użytkowników danych GIS w ochronie przyrody,
- stworzenie krajowej infrastruktury danych przestrzennych (IIP) o środowisku przyrodniczym i formach ochrony przyrody (możliwość agregowania danych opracowanych w oparciu o standard przez różne jednostki państwowe i prywatne),
- stworzenie podwalin do realizacji postanowień dyrektywy INSPIRE.

Należy również podkreślić rolę Systemów Informacji Geograficznej (Geographical Information System – GIS) w kartowaniu sozologicznym i opracowywaniu bazy SOZO. Do tej pory dane o charakterze przestrzennym przedstawiano pod postacią map analogowych i bogatych opisów, natomiast współczesne rozwiązania GIS pozwalają na nieporównywalnie sprawniejsze gromadzenie, przetwarzanie, aktualizowanie oraz prezentowanie ogromnej ilości danych przestrzennych. Zgromadzone i przetworzone dane mogą posłużyć do różnorodnych analiz przestrzennych (m.in. można ukazać tendencje zmian, prawidłowości oraz odpowiednio modelować krajobraz) i w zależności od potrzeb mogą przyjąć postać wybranych map tematycznych w różnych skalach opracowania. Chodzi więc o wsparcie systemu podejmowania decyzji środowiskowych. Z biegiem czasu zmieniają się oczywiście możliwości technologiczne, a wraz z nimi cechy systemów informacji geograficznej, które można wykorzystać w czasie kartowania terenowego. Podstawowym zadaniem systemów informacji przestrzennej w trakcie budowy bazy SOZO jest przechowywanie danych pozyskanych z różnych źródeł (w tym z kartowania sozologicznego) w maksymalnie elastyczny sposób, aby ich zarządzanie i analiza były jak najbardziej efektywne.






Ryc. 1. Dokładność geometryczna danych wektorowych wyznaczających granicę Sierakowskiego Parku Krajobrazowego (Kubacka 2015)

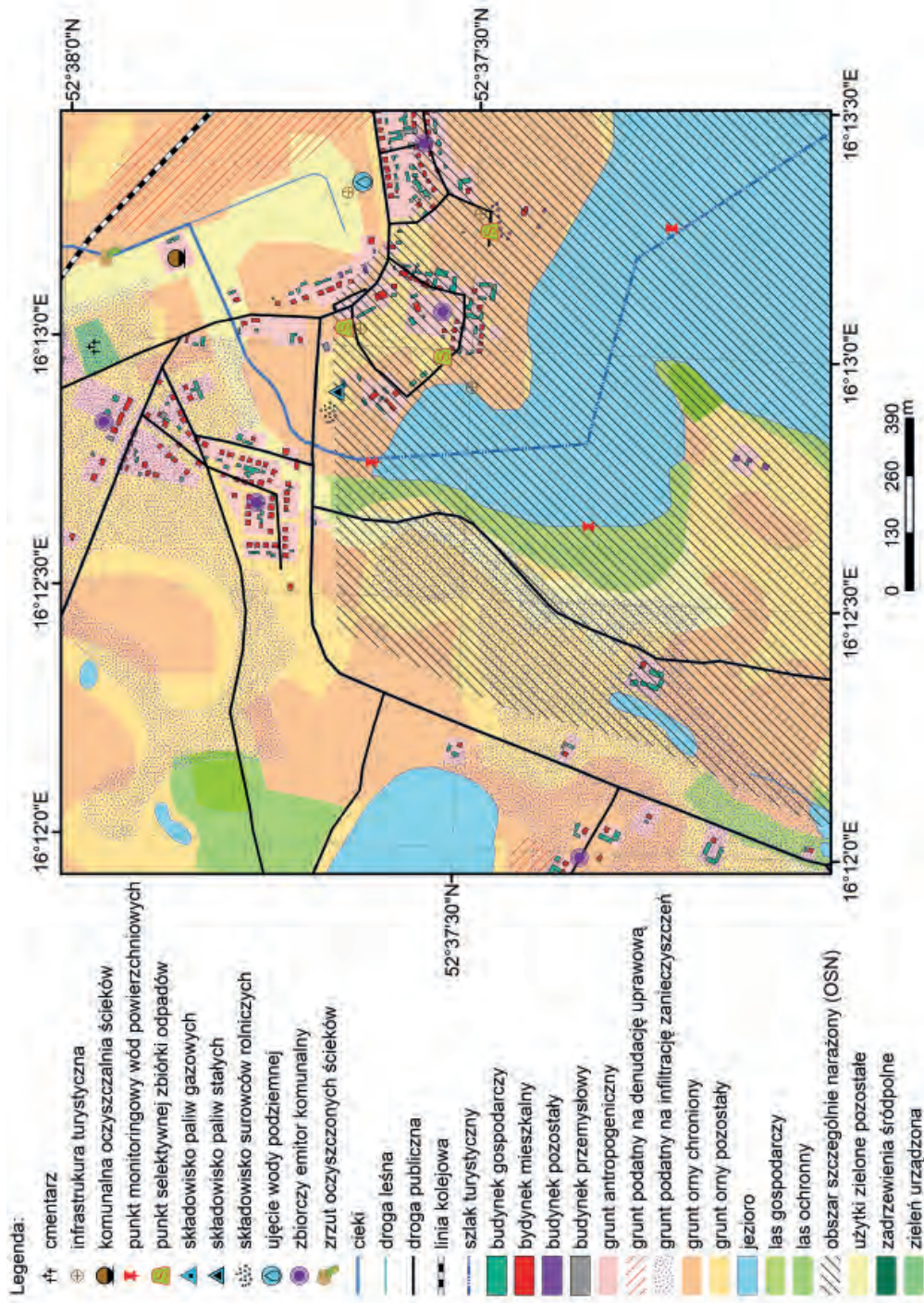
Fig. 1. Geometric precision of vector data setting the boundary of the Sieraków Landscape Park (Kubacka 2014)

Tabela 2. Fragment bazy SOZO z nowymi wydzieleniami

Table 2. A part of SOZO database with new divisions

Nowy element bazy SOZO	Typ kategorii	Źródło informacji	Proponowana sygnatura
Elektrownie ciepłne	punkt	kartowanie terenowe	
Elektrownie wodne	punkt	kartowanie terenowe	
Geostanowisko	punkt	PIG-PIB CBDG	
Punkt selektywnej zbiórki odpadów	punkt	kartowanie terenowe	
Granica Natura 2000 (Obszary Specjalnej Ochrony)	linia	EEA	
Granica Natura 2000 (Specjalne Obszary Ochrony)	linia	EEA	
Strefy zaśmiecone	poligon	kartowanie terenowe	
Lasy rezerwatowe (ochronne)	poligon	LMN	
Obszary szczególnie narażone (OSN) na zanieczyszczenia związkami azotu ze źródeł rolniczych	poligon	KZGW	
Zadrzewienia śródpolne	poligon	kartowanie terenowe	

Źródło/Source: Kubacka (2015).



Ryc. 2. Fragment bazy danych SOZO dla Sierakowskiego Parku Krajobrazowego (Kubacka 2015)
 Fig. 2. A part of SOZO database for the Sieraków Landscape Park (Kubacka 2015)

Propozycja opracowania bazy danych SOZO w skali lokalnej na przykładzie Sierakowskiego Parku Krajobrazowego

Badania sozologiczne w skali lokalnej najczęściej dotyczą terenów gmin lub obszarów silnie przekształconych w wyniku antropopresji. Rzadko kiedy natomiast prowadzone są one na obszarach prawnie chronionych, zwłaszcza takich, na których dozwolona jest działalność człowieka (Kunz, Kot 2007). Dlatego w niniejszej pracy podjęto próbę opracowania bazy danych SOZO w skali 1:10 000 dla parku krajobrazowego, uwzględniającej obecny stan prawny, zakres monitoringu środowiska przyrodniczego oraz szeroko zakrojone kartowanie terenowe. Wybór obszaru badań nie był przypadkowy, bowiem jak zauważa T.J. Chmielewski (2006), konieczne jest pilne opracowanie oraz powszechne udostępnienie w Polsce aktualnych map cyfrowych dla obszarów przyrodniczo cennych, które będą umożliwiały prace w Systemach Informacji Geograficznej (SIG).

Przygotowana na wstępie, w programie ArcGIS 10.1, struktura bazy danych przestrzennych dla mapy sozologicznej oraz zgromadzone i przetworzone materiały źródłowe umożliwiły określenie zakresu tematycznego kartowania sozologicznego. Przy wykorzystaniu odbiornika GPS oraz przygotowanych podkładów kartograficznych, przeprowadzono inwentaryzację stanu środowiska przyrodniczego Sierakowskiego Parku Krajobrazowego, z naciskiem na formy antropopresji (m.in. „dzikie” wysypiska odpadów, samowole budowlane). W czasie konstruowania poszczególnych warstw tematycznych starano się uwzględnić proponowane kierunki zmian w treści cyfrowej mapy sozologicznej. Sygnatury zastosowane na mapie Sierakowskiego Parku Krajobrazowego zostały zaczerpnięte z wcześniejszych opracowań lub wykorzystano te dostępne w bibliotece sygnatur programu ArcGIS 10.1. Prezentowany fragment mapy sozologicznej w skali 1:10 000 obejmuje część Sierakowskiego Parku Krajobrazowego (ryc. 2). W trakcie badań terenowych, oprócz inwentaryzacji form antropogenicznych, zaktualizowano dostępną bazę pokrycia i użytkowania ziemi. Dodatkowo zintegrowano wszelkie dane związane z jakością krajobrazu ze wszystkich dostępnych baz danych instytucji i urzędów administracji. W efekcie uzyskano możliwie najbardziej pełną bazę danych środowiskowych o wysokiej dokładności, umożliwiającą wykonanie szeregu analiz w zależności od konkretnego zapotrzebowania.

Taka baza danych sozologicznych stanowi więc bardzo dobre źródło informacji nie tylko w badaniach krajobrazowych, ale także – dla celów aplikacyjnych. Bez pełnego rozpoznania charakterystycznych dla danego obszaru uwarunkowań środowiskowych i społeczno-gospodarczych nie można właściwie gospodarować danym terenem, a więc – wyznaczać kierunków i sposobów prowadzenia działalności gospodarczej, szczególnie pod kątem realizacji idei zrównoważonego rozwoju.

Baza danych SOZO, powstała z szerokim wykorzystaniem kartowania sozologicznego, może stanowić jeden z elementów oceny stopnia przekształcenia krajobrazu oraz ważny element procesu wspierania podejmowania decyzji przestrzennych, szczególnie na obszarach cennych krajobrazowo. Należy jednak mieć na uwadze, że opracowanie wspomnianej bazy wymaga czasochłonnego kartowania terenowego oraz integracji danych, które często zapisane są w różnych formatach i posiadają różny stopień dokładności. Wykorzystanie narzędzi SIG w kartowaniu terenowym pozwala na uszczegółowienie i podniesienie dokładności zakresu treści mapy sozologicznej, a także – na dostosowanie jej do specyficznych potrzeb jej użytkownika.

Dane przestrzenne zgromadzone w czasie kartowania sozologicznego i zebrane z dostępnych źródeł mogą okazać się przydatne do określenia: stopnia, rodzaju źródeł i zagrożeń wywołanych działalnością człowieka. Dodatkowo, mogą posłużyć jako źródło danych do opracowania zestawu wskaźników diagnostycznych związanych z oceną jakości krajobrazu i jego monitoringiem.

Postępujący proces antropopresji na obszarach chronionych i związane z nim zagrożenia cennych walorów środowiska przyrodniczego wskazują na konieczność rozwijania kompleksowych metod badań nad jakością krajobrazu i podejmowania na ich podstawie racjonalnych decyzji dotyczących sposobów kształtowania krajobrazu, jego zagospodarowania oraz kierunków rozwoju. Jednakże trafność tych decyzji uzależniona jest od stopnia dokładności i dostępności informacji o środowisku przyrodniczym. W związku z tym, niezbędna jest poprawa jakości, rzetelności i użyteczności dostępnych danych. Właściwy dobór metod analizy tych informacji skutkuje prawidłową ich interpretacją, a przez to – lepszym zarządzaniem krajobrazem.

W trakcie opracowywania bazy SOZO pojawiła się więc konieczność wypracowania standardów dla danych sozologicznych w skali 1:10 000. Aktualnie obowiązujące Wytyczne Techniczne Baza Danych Topograficznych w skali 1:10 000 (2008) oraz Wytyczne Techniczne GIS-4 Mapa Sozologiczna Polski skala 1:50 000 w formie analogowej i numerycznej (2005) mogą stanowić jedynie punkt wyjścia do zdefiniowania zestawu technologicznych zasad, które umożliwią tworzenie bazy danych sozologicznych spójnej na wszystkich szczeblach administracji. Dotychczasowe wytyczne nie w pełni uwzględniają zakres informacyjny dla danych przestrzennych do mapy sozologicznej w dużych skalach oraz nie obejmują aktualnych problemów związanych z narastającą antropopresją. W dalszych badaniach należy więc przygotować nową instrukcję zawierającą specyfikację danych przestrzennych i formaty ich zapisu oraz organizację procesu pozyskiwania danych sozologicznych. W wyniku zmian obowiązujących aktów prawnych oraz zakresu monitorowania środowiska przyrodniczego, należy dokonać także aktualizacji zakresu tematycznego bazy danych przestrzennych SOZO. Dostosowanie zakresu mapy do potrzeb lokalnych (min. 1:10 000) obejmować powinno:

- rozszerzenie zakresu kartowania i wizualizacji sozologicznej,
- zmianę typu geometrycznego części obiektów,
- zmniejszenie stopnia generalizacji poprzez większe uszczegółowienie i precyzję kartowania.

Zmiany prawne w wyniku których powstały nowe formy ochrony środowiska oraz zmieniony zakres monitoringu środowiska przyrodniczego wymuszają wręcz jak najszybszą modyfikację i rozszerzenie zakresu treści mapy sozologicznej i bazy SOZO. Obecne bowiem Wytyczne Techniczne GIS-4 Mapa Sozologiczna Polski skala 1:50 000 w formie analogowej i numerycznej (2005) uniemożliwiają wykorzystanie szeregu danych do opracowania mapy sozologicznej (np. nowa klasyfikacja jakości wód powierzchniowych i podziemnych nie jest zbieżna z tą zawartą w instrukcji, podobnie w przypadku szeregu innych wydzieleń). W efekcie brak jest na mapach analogowych i w bazie SOZO istotnych danych dotyczących jakości krajobrazu. W szczególności uzupełnienie lub modyfikacja treści powinna dotyczyć następujących elementów (tab. 2).

Fundamentem właściwego gospodarowania krajobrazem powinna być zatem, opracowana na podstawie pełnej inwentaryzacji środowiska przyrodniczego oraz dostępnych materiałów źródłowych, nowa baza danych SOZO, której wynikiem powinna być aktualna cyfrowa mapa sozologiczna.

Podsumowanie i wnioski

Przeprowadzona analiza możliwości zastosowania map sozologicznych i bazy danych SOZO w badaniach krajobrazowych umożliwia sformułowanie pewnych uwag ogólnych. Baza danych SOZO i mapy sozologiczne stanowią ważny materiał źródłowy do badań i klasyfikacji krajobrazów z punktu widzenia jakości krajobrazów oraz ich antropogenicznego przekształcenia. Zakres treści mapy sozologicznej oraz obecnej bazy danych SOZO wymaga uszczegółowienia i uzupełnień. Największą wadą opracowań sozologicznych jest stopień ich aktualności. Z tego też powodu analogowe mapy sozologiczne wymagają unacześnienia, które wykonuje się zarówno z wykorzystaniem badań terenowych, jak i wyników monitoringu. Także przyjęta skala mapy sozologicznej (1:50 000) jest często zbyt mała i niewystarczająca jako źródło wiedzy i informacji służącej do sporządzania różnych opracowań w skali lokalnej, szczególnie na obszarach chronionych i terenach zurbanizowanych. W związku z tym, jedynie badania terenowe pozwalają na weryfikację, aktualizację i uzupełnienie brakujących danych na mapie analogowej i w bazie SOZO. Wykorzystanie narzędzi SIG w kartowaniu terenowym pozwala na uszczegółowienie i zwiększenie dokładności zakresu treści mapy sozologicznej, a także jej dostosowanie do specyficznych potrzeb użytkownika, co znacząco podnosi możliwości aplikacyjne takich opracowań. W tym ostatnim przypadku znacznie większą rolę odgrywa baza danych SOZO. Dane zebrane w kartowaniu terenowym stanowią jej bardzo ważną część składową. Dysponując taką bazą i wykorzystując narzędzia GIS, można, w zależności od potrzeb, w łatwy sposób przeprowadzać różnorodne analizy przestrzenne (m. in. modelować przekształcenie krajobrazów w zależności od stopnia i rodzaju działalności człowieka) oraz dowolnie wizualizować jego elementy. Dane uzyskane z mapy analogowej lub bazy SOZO mogą posłużyć do opracowania różnych wskaźników diagnostycznych związanych z oceną jakości krajobrazu i jego monitoringiem.

W związku z tym, istnieje konieczność wypracowania standardów dla bazy SOZO w skali 10 000 (a także

dla skali 1:50 000) oraz wytycznych technicznych umożliwiających interoperacyjność danych pochodzących z różnych źródeł. Wymaga to jednak przede wszystkim zainteresowania instytucji zarządzającej mapami i bazami SOZO (GUGiK) podjęciem prac nad ich aktualizacją oraz ich optymalnym zakresem tematycznym. Równocześnie konieczne jest podjęcie prac nad infrastrukturą i procedurą gromadzenia, przetwarzania i udostępniania danych sozologicznych.

Literatura

- Baranowski M. 2009. Modelowanie pojęciowe w projektowaniu i implementacji systemów geoinformacyjnych. Instytut Geodezji Kartografii. Warszawa, s. 29–34.
- Baranowski M. 2012. Harmonizacja danych przestrzennych. Podstawy teoretyczne. W: INSPIRE i Krajowa Infrastruktura Informacji Przestrzennej. Podstawy teoretyczne i aspekty poznawcze. Warszawa, s. 47.
- Białousz S. (red.). 2013. Informacja przestrzenna dla samorządów terytorialnych. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej. Warszawa, s. 452.
- Bołtromiuk A. 2011. Wpływ obszarów Natura 2000 na rozwój lokalny w świetle badań. W: Poskrobko T. (red.). Zrównoważony rozwój obszarów przyrodniczo cennych. Planistyczne i implementacyjne aspekty rozwoju obszarów przyrodniczo cennych. Wyższa Szkoła Ekonomiczna. Białystok, s. 245-259.
- Chmielewski T.J. (red.). 2006. Zarządzanie zasobami przyrody na obszarach Natura 2000 w Polsce. Wydawnictwo Akademii Rolniczej. Lublin, s. 152.
- Chmielewski T.J. 2011. Ewolucja systemu ochrony przyrody w Europie i Polsce. W: Poskrobko T. (red.). Planistyczne i implementacyjne aspekty rozwoju obszarów przyrodniczo cennych. Wyższa Szkoła Ekonomiczna. Białystok, s. 127–142.
- Chmielewski, T.J. 2012. Systemy krajobrazowe: struktura, funkcjonowanie, planowanie. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa, s. 408.
- Dmowska A., Gudowicz J., Zwoliński Z. 2010. Cyfrowa adaptacja analogowych map geomorfologicznych. Landform Analysis 12, s. 35–47.
- Gaździcki J. 2010. Dyrektywa INSPIRE i jej implementacja w Polsce. Materiały XV edycji konferencji „GIS w Praktyce”. Warszawa.
- Kaczmarek L. 2010. Pozyskiwanie i przetwarzanie danych na potrzeby ocen środowiska przyrodniczego. W: Bródka S. (red.). Praktyczne aspekty ocen środowiska przyrodniczego. Bogucki Wyd. Naukowe. Poznań, s. 109–148.
- Kistowski M. 2004. Wybrane aspekty zarządzania ochroną przyrody w parkach krajobrazowych. Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Gdańsk-Poznań, s. 140.
- Kistowski M. 2012. Atlas sozologiczny gmin Polski 2000-2009. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego. Gdańsk, s. 316.
- Kubacka M. 2015. Gospodarowanie środowiskiem na obszarach cennych przyrodniczo na przykładzie Sierakowskiego Parku Krajobrazowego. Zakład Graficzny UAM. Poznań, s. 179.
- Kubiak J., Ławniczak R. 2011. Mapa sozologiczna obszarów zurbanizowanych w skali 1:10 000. Polski Przegląd Kartograficzny 43 (3), s. 252–262.
- Kunz M., Kot R. 2007. Doświadczenia Instytutu Geografii UMK w zakresie sporządzania numerycznych map sozologicznych. W: Kunz M. (red.). Systemy informacji geograficznej w praktyce (studium zastosowań). Wydawnictwo Uniwersytetu Mikołaja Kopernika. Toruń, s. 139–147.
- Longley P., Goodchild M., Maguire D., Rhing D. 2005. Geographic Information System and Science. John Wiley&Sons Ltd. Chochester, s. 487.

- Łochyński M., Guzik M. 2009. Standard danych GIS w ochronie przyrody 3.03.01. Poznań-Zakopane-Kraków, s. 206.
- Macias A., Bródka S. 2014. Przyrodnicze podstawy gospodarowania przestrzenią. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa, s. 710.
- Mizgajski A. 2008. Krajobraz jako przedmiot ochrony i zarządzania. Wybrane problemy. W: Zimniewicz K. (red.). Bariery w zarządzaniu parkami krajobrazowymi w Polsce: 2008. Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne. Warszawa, s. 36–100.
- Olszewski R. 2006. Aporia generalizacji kartograficznej. Wybrane problemy generalizacji kartograficznej. I Ogólnopolskie Seminarium. 19 maja 2006 r. Kraków.
- Poskrobko B. 2008. Zarys charakterystyki systemu zarządzania ochroną przyrody w Polsce. W: Zimniewicz K. (red.). Bariery w zarządzaniu parkami krajobrazowymi w Polsce. Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne. Warszawa, s. 13–23 .
- Poskrobko T. 2011. Planistyczne i implementacyjne aspekty rozwoju obszarów przyrodniczo cennych. W: Poskrobko T. (red.). Zrównoważony rozwój obszarów przyrodniczo cennych. Wyższa Szkoła Ekonomiczna w Białymstoku. Białystok, s. 329.
- Wytyczne techniczne Baza Danych Topograficznych 2008. Główny Geodeta Kraju. Główny Urząd Geodezji i Kartografii. Warszawa, s. 313.
- Wytyczne techniczne GIS-4 Mapa Sozologiczna Polski skala 1:50 000 w formie analogowej i numerycznej 2005. Główny Geodeta Kraju. Główny Urząd Geodezji i Kartografii. Warszawa, s. 58.

Rola i jakość opracowań przyrodniczych w procedurze planistycznej na wybranym przykładzie z otuliny Słowińskiego Parku Narodowego

The role and the quality of environmental analyses
in the spatial planning process – an example from the buffer zone
of Słowiński National Park (Poland)

Michał Jakiel

Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński
ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków
e-mail: michal.jakiel@uj.edu.pl

Abstract. The paper presents the assessment of spatial planning process in the buffer zone of Słowiński National Park in Poland. The detailed analysis was carried out in the selected area (Smółdzino municipality) which is covered by Local Spatial Development Plan (LSDP). The spatial planning documents, especially the ones concerning natural conditions of the area (e.g. ecophysiological analyses), were analysed in terms of their quality. Also, the author conducted field mapping in order to verify the compliance of documents with actual land use. In the buffer zone of national park a particular care of the natural environment should be taken. However, the quality of the analysed documents is poor, even in respect of their factual content. Authors of the documents often abandon expensive and time-consuming field studies, hence the documents tend to be prepared based on outdated cartographic materials. The preparation process of spatial planning documents is well defined in law. However, the research shows that even well-designed legal framework would not result in the high-quality documents. It is often a personal factor of the authors failing to perform their duties properly, which impact the final outcomes.

Słowa kluczowe: planowanie przestrzenne, badania terenowe, opracowanie ekofizjograficzne, otulina, park narodowy

Keywords: spatial planning, field studies, ecophysiological analysis, buffer zone, national park

Wstęp

Planowanie przestrzenne jest jednym z najważniejszych instrumentów kształtowania i ochrony środowiska (Kozłowski 1983; Kistowski, Pchalek 2009; Macias, Bródka 2014). Dlatego tak ważne jest, aby zadbać o wysoki poziom merytoryczny wszelkich opracowań planistycznych, zwłaszcza w kontekście uwzględniania uwarunkowań przyrodniczych i wpływu zagospodarowania przestrzennego na środowisko. Większość dotychczasowych badań i publikacji dotyczących roli ochrony środowiska w planowaniu przestrzennym

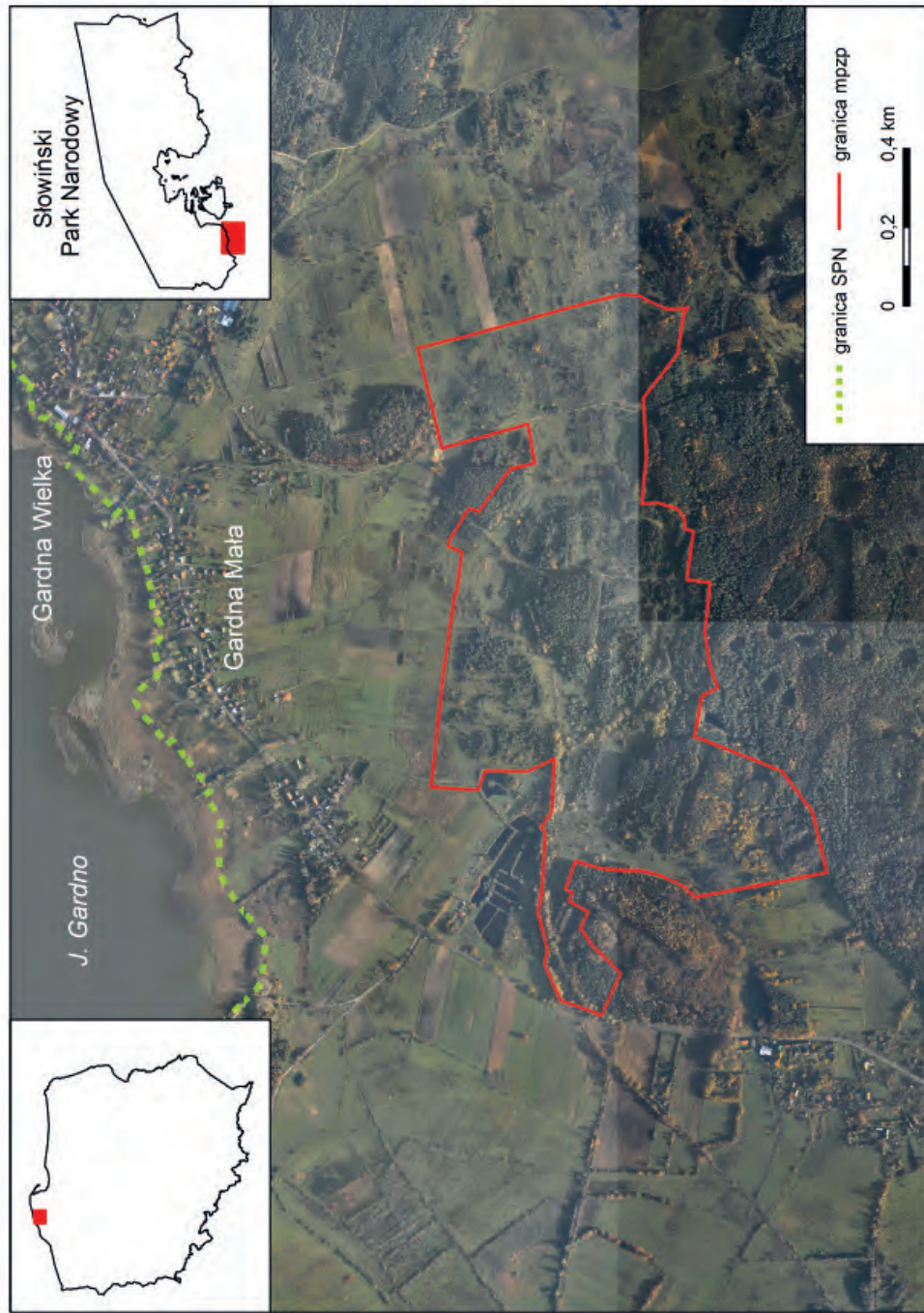
skupiała się na rozważaniach teoretycznych, aspektach prawnych (m.in. Kistowski 2001; Papińska 2007; Ociepa-Kubicka 2014) lub na analizach ilościowych i jakościowych prowadzonych w szerszej skali (Komornicki, Śleszyński 2008; Kistowski i in. 2009; Hajduk 2011; Baran-Zgłobicka 2012). Niewielką uwagę poświęcano natomiast szczegółowym analizom konkretnych dokumentów i obszarów objętych miejscowymi planami zagospodarowania przestrzennego (mpzp).

Niniejsza praca stawia dwa cele. Pierwszy z nich – teoretyczny – dotyczy określenia miejsca opracowań przyrodniczych w procedurze planistycznej. Drugi cel dotyczy oceny procesu realizacji opracowań przyrodniczych w procedurze planistycznej dla wybranego obszaru. Dla osiągnięcia tego celu dokonano oceny stopnia uwzględniania uwarunkowań przyrodniczych w wybranych dokumentach planistycznych oraz oceniono ich zapisy pod kątem ich zgodności ze stanem rzeczywistym. Analizie poddano obszar położony w otulinie parku narodowego. Otulina jest strefą ochronną utworzoną w celu zabezpieczenia obszaru chronionego przed działalnością człowieka, dlatego powinna tu istnieć szczególna dbałość o środowisko przyrodnicze. Należy jednak zauważyć, że obszar ten stanowią głównie grunty prywatne oraz komunalne. Ich właściciele kierują się często innymi celami i interesami w gospodarowaniu przestrzenią, nierzadko sprzecznymi z ideą ochrony przyrody i środowiska.

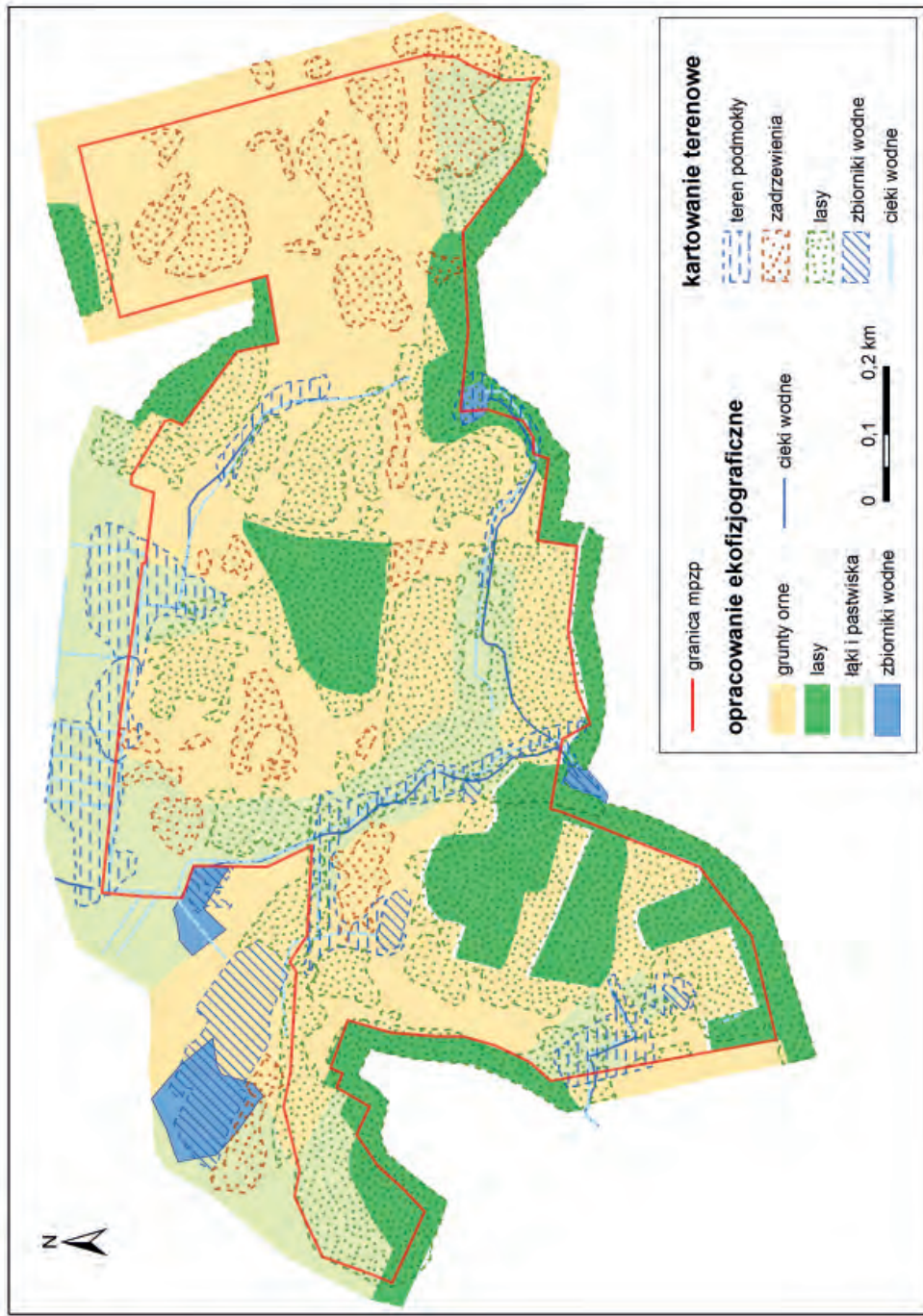
Opracowania przyrodnicze w procedurze planowania przestrzennego

W obowiązujących przepisach dotyczących planowania i zagospodarowania przestrzennego można znaleźć dużą liczbę zapisów, które odnoszą się do zagadnień związanych z ochroną środowiska. Podstawowym aktem prawnym jest Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (u.p.z.p.), jednak kwestie środowiskowe w planowaniu bezpośrednio lub pośrednio reguluje także szereg innych ustaw oraz wydane do nich akty wykonawcze (Nowak 2013). Procedura planistyczna jest długotrwałym i wielopłaszczyznowym procesem. Jej szczegółowy przebieg uzależniony jest od rodzaju dokumentu, charakteru i skali przedsięwzięcia oraz tego, czy dany obszar objęty jest jakąś formą ochrony przyrody. Jednak niezależnie od tego, każdy dokument planistyczny na wszystkich szczeblach planowania przestrzennego (krajowym, regionalnym i lokalnym) musi uwzględniać uwarunkowania przyrodnicze. Jest to możliwe poprzez prawny obowiązek sporządzania opracowań przyrodniczych. Opracowania przyrodnicze mają umożliwić włączenie problematyki ochrony środowiska w proces tworzenia aktów planistycznych oraz pozwalają na kontrolę inwestycji pod kątem ich potencjalnych zagrożeń dla środowiska. Obecnie istnieją dwa obowiązkowe dokumenty z tego zakresu: opracowanie ekofizjograficzne oraz prognoza oddziaływania na środowisko – stanowiąca element strategicznej oceny oddziaływania na środowisko (Kistowski, Pchalek 2009).

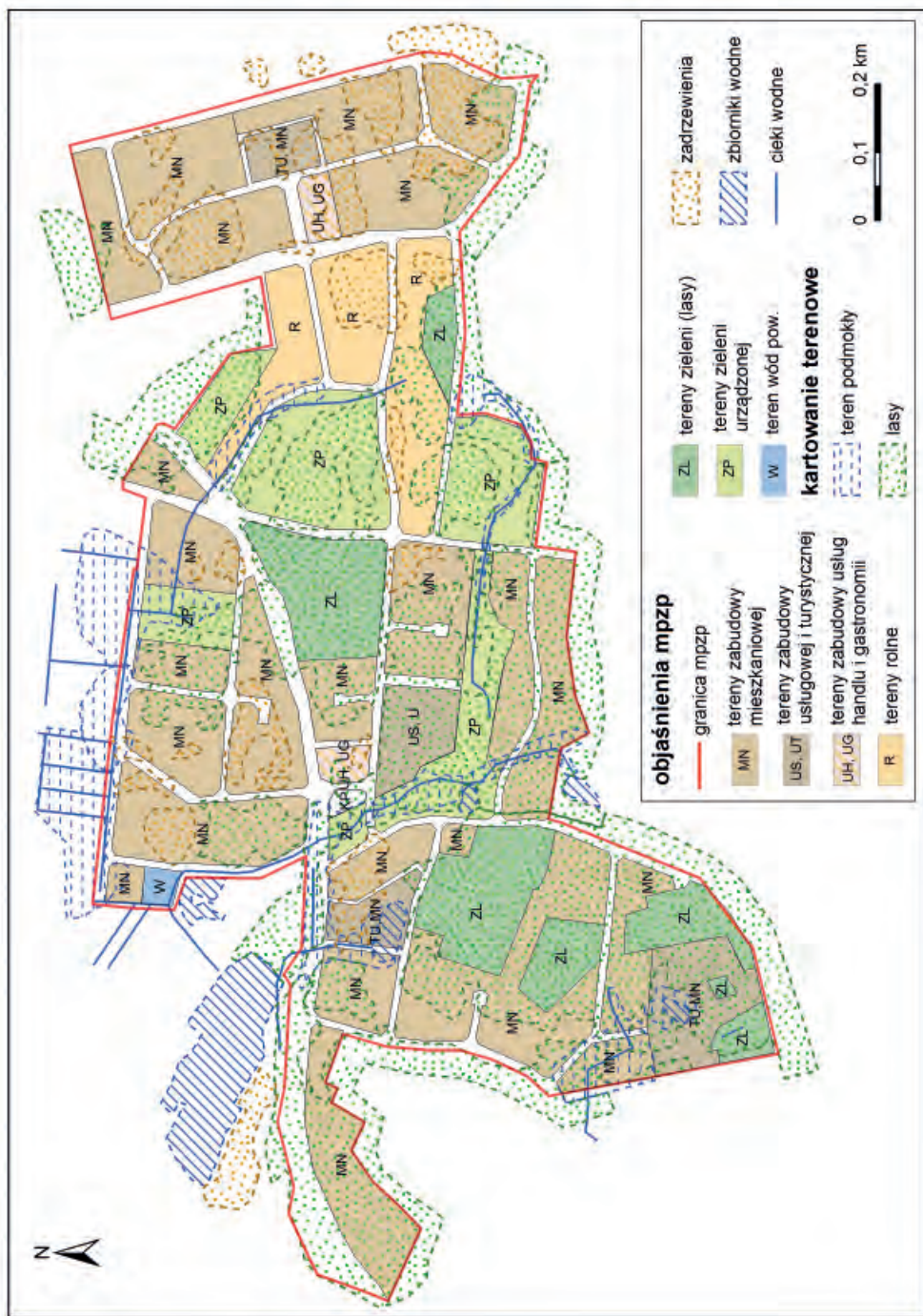
Jednym z pierwszych etapów tworzenia aktów planistycznych jest analiza uwarunkowań środowiskowych, którą przeprowadza się w ramach opracowania ekofizjograficznego. Opracowanie należy przygotować jeszcze przed sporządzeniem projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego lub studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego (suikzp) tak, aby w trakcie tworzenia danego aktu planistycznego była możliwość uwzględnienia informacji i zaleceń wynikających z treści opracowania ekofizjograficznego (Kistowski, Pchalek 2009). Warto wspomnieć, że pojawiają się pewne wątpliwości, czy opracowanie ekofizjograficzne można uznać za element procedury planistycznej. Tryb sporządzenia i zakres ekofizjografii nie jest bowiem regulowany przez Ustawę o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym. Ekofizjografia nie znalazła się bowiem w art. 11 i 17 (u.p.z.p.), które szczegółowo opisują procedurę planistyczną dla studium i miejscowego planu. Oznacza to, że sporządzenie opracowania ekofizjograficznego nie jest elementem procedury planistycznej w rozumieniu Ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym. Stąd też opracowanie ekofizjograficzne zaliczane jest często do tzw. opracowań okołoplanistycznych (Rosegnal 2014). Opracowanie ekofizjograficzne pełni więc funkcję wyłącznie informacyjną w przygotowaniu aktu planistycznego (suikzp lub mpzp), nie może jednak zastępować tych aktów. Jeśli treść opracowania i aktu planistycznego różnią się, to nie daje to podstawy do automatycznego orzeczenia o nieważności uchwały w sprawie przyjęcia danego aktu (Nowak 2013). Jednak, jak wskazuje I. Derucka (2013), opracowanie ekofizjograficzne jest obowiązkowym dokumentem towarzyszącym procedurze planistycznej dla każdego aktu



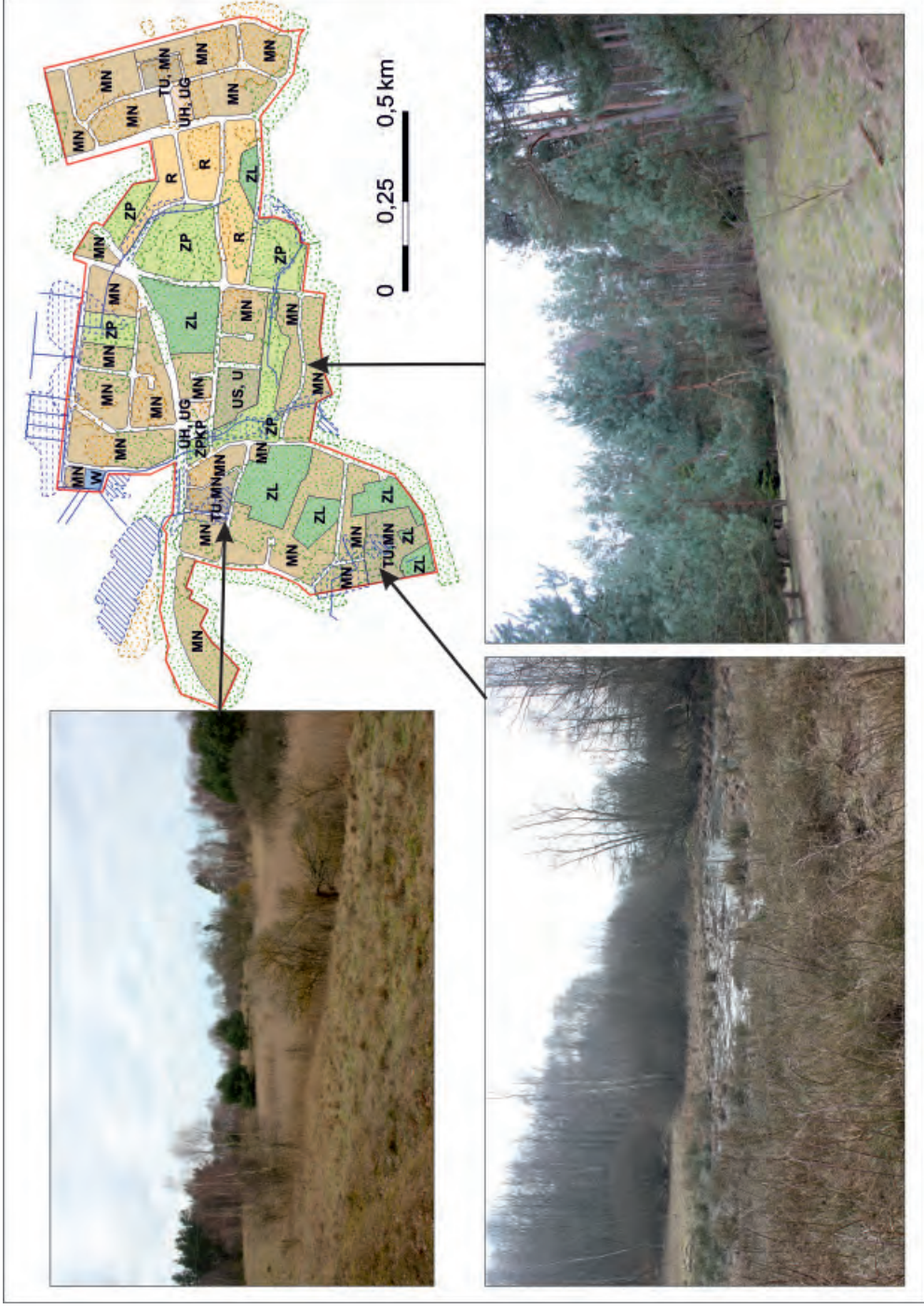
Ryc. 1. Lokalizacja obszaru badań
Fig. 1. Location of study area



Ryc. 2. Porównanie użytkowania ziemi z opracowania ekofizjograficznego i kartowania terenowego
 Fig. 2. Comparison of land use presented in the document of ecophysiological analysis and terrain mapping



Ryc. 3. Planowane zagospodarowanie wg mpzp oraz użytkowanie terenu z kartowania terenowego
 Fig. 3. The planned development by the Local Spatial Development Plan (LSDP) and land use from the terrain mapping



Ryc. 4. Niezgodności planowanego zagospodarowania z warunkami terenowymi
 Fig. 4. Incorrect planned development compared with terrain conditions

planistycznego i ma ważny charakter informacyjny.

Szczegółowy zakres opracowania ekofizjograficznego reguluje rozporządzenie Ministra Środowiska z 2002 r. (Dz.U. 2002 nr 155 poz. 1298). Według wspomnianego rozporządzenia opracowanie powinno się składać z części kartograficznej i opisowej. W części opisowej powinny znaleźć się następujące zagadnienia (Kistowski, Pchalek 2009):

- charakterystyka stanu oraz funkcjonowania środowiska,
- diagnoza stanu i funkcjonowania środowiska,
- wstępna prognoza dalszych zmian zachodzących w środowisku,
- określenie przyrodniczych predyspozycji do kształtowania struktury funkcjonalno-przestrzennej,
- ocena przydatności środowiska.

Zakres treści opracowania ekofizjograficznego jest bardzo szeroki. Do pozyskania potrzebnych informacji na temat środowiska przyrodniczego należy wykorzystać dostępne materiały kartograficzne, opracowania naukowe, dane z różnych instytucji, a także materiały archiwalne dotyczące badanego obszaru. Prawidłowe wykonanie każdego z etapów opracowania nie jest możliwe bez przeprowadzenia inwentaryzacji i pomiarów w terenie, które mają na celu weryfikację, uaktualnienie i uszczegółowienie dostępnych materiałów (Papińska 2007).

Drugim stałym elementem procedury sporządzania oraz uchwalania dokumentów planistycznych jest postępowanie dotyczące strategicznej oceny oddziaływania na środowisko (SOOŚ). Przeprowadzenie procedury SOOŚ jest wymagane dla aktów planistycznych sporządzanych na wszystkich poziomach, a także dla innych dokumentów o charakterze planistycznym lub strategicznym. Postępowanie dotyczące SOOŚ jest bardzo rozbudowane, a jego głównym celem jest ocena oraz weryfikacja skutków dla środowiska, jakie może wywołać realizacja zapisów danego dokumentu (Ociepa-Kubicka 2014).

Ważnym elementem SOOŚ jest sporządzenie prognozy oddziaływania na środowisko (prognoza OOŚ; Macias, Bródka 2014). Prognoza powinna zostać sporządzona dla gotowego projektu dokumentu planistycznego. Może być także tworzona równoległe z nim. Zakres prognozy reguluje Ustawa z 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz.U. nr 199 poz. 1227 ze zm.; u.o.o.ś.). Wymagania dotyczące sporządzania prognozy zostały przedstawione w art. 51 ust. 2 (u.o.o.ś.). Dodatkowo, szczegółowy zakres tego dokumentu jest także indywidualnie uzgadniany z odpowiednimi instytucjami ochrony środowiska (art. 53 i 57 u.o.o.ś.). Obecnie nie ma rozporządzenia, które szczegółowo określałoby formę i zakres treści prognozy, choć ustawodawca daje taką możliwość (art. 52 ust. 3 u.o.o.ś.). Dla mpzp zasady sporządzania prognozy do 2007 r. określało rozporządzenie Ministra Środowiska z 2002 r. w sprawie szczegółowych warunków, jakim powinna odpowiadać prognoza oddziaływania na środowisko dotycząca projektów miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego (Dz.U. nr 197, poz. 1667). W opinii M. Kistowskiego i M. Pchalka (2009), mimo utraty mocy prawnej tego rozporządzenia, niektóre jego wskazania dotyczące zakresu prognozy oraz materiałów mogą być nadal przydatne i wykorzystywane do jej sporządzenia przy zastrzeżeniu, że należy je poszerzyć o ocenę oddziaływania na obszary Natura 2000.

Prognoza, jak każde opracowanie planistyczne, powinna składać się z części kartograficznej i opisowej. Określa ona przewidywane skutki dla środowiska w przypadku realizacji ustaleń zawartych w gotowym lub przygotowywanym akcie planistycznym. Jednak, co najważniejsze, prognoza powinna także zawierać propozycje rozwiązań alternatywnych, dzięki którym negatywne dla środowiska skutki mogą zostać wyeliminowane lub złagodzone (Kistowski, Pchalek 2009). Informacje zawarte w prognozie powinny odnosić się do ustaleń zapisanych w opracowaniu ekofizjograficznym. W prognozie należy uwzględnić nie tylko obszar objęty planem czy studium, ale także tereny sąsiednie pozostające w zasięgu potencjalnego oddziaływania wynikającego z realizacji ustaleń danego dokumentu. Przede wszystkim powinno to dotyczyć oddziaływania na środowisko i jego poszczególne elementy objęte różnymi formami ochrony przyrody.

Wiele treści zawartych w prognozie, szczególnie te dotyczące charakterystyki i diagnozy środowiska, są powieleniem zapisów z ekofizjografii, co nie do końca wydaje się sensowne i konieczne (Szulczewska 2010). Ponadto B. Szulczewska (2010) podkreśla problem związany z zespołem opracowującym prognozę – najczęściej są to te same osoby, które tworzą plan miejscowy lub studium. Mogący się tu pojawić konflikt interesów jest bardzo istotny, gdyż ustalenia prognozy wpływają na zapisy zawarte w dokumentach

planistycznych. W odróżnieniu od opracowania ekofizjograficznego, zapisy prognozy należy uznać za element procedury planistycznej, gdyż jest ona wymieniona w art. 17 (u.p.z.p.). W związku z tym brak prognozy lub braku formalne w zakresie treści są naruszeniem procedury planistycznej, która skutkuje unieważnieniem uchwały w części dotyczącej problematyki środowiska. Jednak nie ma podstaw do stwierdzenia nieważności uchwały, na przykład w kwestii zarzutów o wadliwości prognozy. Zawartość merytoryczna prognozy nie wpływa na tryb sporządzania planu i tym samym nie narusza art. 17 (u.p.z.p.). Prognoza nie podlega ocenie merytorycznej na żadnym z etapów sporządzenia planu. Prognoza jest tylko załącznikiem do projektu planu, a nie załącznikiem do już uchwalonego planu miejscowego, dlatego nie ma charakteru normatywnego (Derucka 2013). Odpowiedni zakres i poziom merytoryczny dokumentów może być zatem jedynie kontrolowany za pośrednictwem uzgodnień i opinii z instytucjami ochrony środowiska (m.in. z Regionalnymi Dyrekcjami Ochrony Środowiska i Wojewódzkimi Inspektoratami Ochrony Środowiska) oraz poprzez konsultacje społeczne. W związku z tym, tylko rzetelnie przygotowane opracowanie przyrodnicze może skutecznie pomóc w realizowaniu idei planowania przestrzennego będącego instrumentem ochrony przyrody.

Obszar badań

Jako studium przypadku wybrano obszar w gminie Smóldzino objęty miejscowym planem zagospodarowania przestrzennego w obrębach geodezyjnych Gardna Mała i Gardna Wielka. Plan obejmuje teren o powierzchni 88,94 ha. Cały analizowany obszar położony jest w otulinie Słowińskiego Parku Narodowego (SPN), w odległości około 1 km od brzegu jeziora Gardno i granicy Parku. Obszar SPN pokrywa się z obszarami Natura 2000: Ostoja Słowińska PLH220023 i Pobrzeże Słowińskie PLB220003. SPN utworzono w celu ochrony i zachowania systemu jezior przymorskich, łąk, torfowisk i lasów wraz z siedliskami, a także unikatowego wydmyowego pasa mierzei (Rąkowski 2009).

Teren miejscowego planu obejmuje wzgórze morenowe, które jest częścią pasma wzgórz moreny czołowej otaczających równinę wokół jeziora Gardno. Wzgórze ma kilkanaście metrów wysokości względnej. Zbudowane jest z gliny morenowej i miejscami z piasków sandrowych oraz ilów (Lipczyński 2002). Wzniesienie porastają lasy mieszane z przewagą sosny i domieszką innych gatunków (brzozy, dębu, buka i modrzewia). Pozostała część obszaru to nieużytki rolne, gdzie zachodzi intensywna sukcesja roślinności drzewiastej. Obecnie nieużytki porośnięte są w znacznym stopniu przez zwarte skupiska krzewów i młodników. W północnej części obszaru badań znajduje się fragment niziny okalającej jezioro. Jest to teren podmokły z glebami torfowymi, porośnięty przez trzcinowiska i łąki (ryc. 1). Cały obszar położony jest w dorzeczu Łupawy. Odwadniany jest przez ciek i rowy melioracyjne uchodzące bezpośrednio do jeziora Gardno. Większość rowów jest niekonserwowana, wypłyca się i zarasta, przez co obszar wokół zbiorników i cieków zajmują mokradła, a po intensywnych opadach lub roztopach – rozlewiska. Występuje tu także kilka małych jezior (Lipczyński 2002), a przy północno-wschodniej granicy obszaru znajduje się kilka stawów rybnych. Obszar położony jest ponad 500 m od istniejących zabudowań. Na całym terenie widoczne są tropy, ścieżki i miejsca żerowania zwierzyny leśnej.

Materiał i metody

Materiałami wyjściowymi dla przeprowadzonych analiz był zestaw dokumentów: opracowanie ekofizjograficzne, prognoza oddziaływania na środowisko oraz miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego (uchwała Nr XXXVI/294/2013 Rady Gminy Smóldzino). Do analizy wykorzystano także mapy topograficzne w skali 1:10 000, ortofotomapy oraz dane z ewidencji gruntów i budynków ze Starostwa Powiatowego w Słupsku.

Pierwszym etapem badań była analiza dokumentów pod kątem ich treści i jakości informacji przyrodniczej. Podstawą oceny były przepisy prawne regulujące zakres i treść tych opracowań oraz metodyka ich sporządzania przedstawiona przez M. Kistowskiego i M. Pchalka (2009). Tym samym oceniono, czy zawarte w opracowaniach informacje i ustalenia pozwoliły na zrealizowanie założeń związanych z ochroną środowiska oraz czy ich treść odpowiadała wymogom rozporządzenia.

Następnie przeprowadzono kartowanie użytkowania ziemi na podkładzie mapy topograficznej w skali 1:10 000 i ortofotomapy według instrukcji zaproponowanej przez A. Richlinga (2007). Głównym celem kartowania była weryfikacja zgodności posiadanych materiałów ze stanem faktycznym oraz identyfikacja barier fizjograficznych dla proponowanych funkcji i sposobu zagospodarowania. Dzięki badaniom w terenie dokonano weryfikacji i oceny informacji zawartych w dokumentach pod kątem ich zgodności ze stanem rzeczywistym oraz użyteczności przy tworzeniu miejscowego planu. Kartowanie przeprowadzono za pomocą odbiornika GPS na obszarze objętym mpzp oraz na terenie przyległym do granic analizowanego mpzp. Sporządzono także dokumentację fotograficzną. Następnie wyniki kartowania poddano analizom w programie ArcGIS 10.2.

Wyniki

Analizowany miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego opracowywany był przez 4 lata. W lutym 2009 r. Rada Gminy Smoldzino przyjęła uchwałę o przystąpieniu do sporządzenia mpzp. W okresie od lutego do maja 2010 r. wykonano opracowanie ekofizjograficzne. W tym samym czasie sporządzono projekt miejscowego planu. Następnie w 2011 r. wykonano prognozę oddziaływania na środowisko, która wraz z poprawkami została przyjęta pod koniec 2012 r. Miejscowy plan został uchwalony w styczniu 2013 r. Plan obejmuje teren o powierzchni 88,94 ha, w tym użytki rolne – 72,15 ha, wody – 0,63 ha, nieużytki – 0,61 ha, lasy – 10,07 ha, drogi – 5,48 ha. Na cele nierolnicze i nieleśne przeznaczają się grunty leśne (1,01 ha) oraz użytki rolne (65,22 ha).

W analizowanym opracowaniu ekofizjograficznym zgodnie ze spisem treści znalazły się wszystkie elementy wymienione w rozporządzeniu Ministra Środowiska. Jednak tytuły rozdziałów nie zawsze są adekwatne do zawartej w nich treści. Sam dokument jest stosunkowo krótki i zawiera 36 stron maszynopisu. Do dokumentu sporządzono tylko jeden załącznik z mapą. Tekst jest napisany niestarannie. Pojawia się wiele błędów merytorycznych oraz edytorskich, utrudniających zrozumienie treści. W tekście jest niewiele powołań na źródła (publikacje, mapy czy inne dokumenty). W dwóch pierwszych rozdziałach przedstawiono charakterystykę i funkcjonowanie środowiska. Opis, choć obszerny, jest bardzo ogólny. Brak w nim konkretnych informacji na temat cech środowiska analizowanego obszaru. Na przykład podrozdział dotyczący wód powierzchniowych zajmuje pół strony. Nie wspomniano w nim o kilku oczkach wodnych, które znajdują się na obszarze objętym mpzp. Natomiast znalazł się obszerny podrozdział (5 stron) dotyczący uwarunkowań społeczno-kulturowych, gdzie opisano zabytki w okolicznych wsiach. W podrozdziale dotyczącym zmian w środowisku brak jest informacji na temat wcześniejszych zmian, jakie zachodziły w środowisku, jak choćby zmiany użytkowania i zagospodarowania. Skupiono się natomiast na ogólnej charakterystyce współczesnych procesów hydrologicznych, atmosferycznych, geomorfologicznych i antropogenicznych. Nie podano konkretnych przykładów z analizowanego terenu, zresztą w podsumowaniu autorka stwierdza, że część z opisanych wcześniej procesów nie zachodzi na badanym obszarze. W części dotyczącej oceny ekofizjograficznej zawarto jedynie krótki opis czynników i zagrożeń naturalnych mogących wpływać na zmiany lub degradację środowiska. Brak jest jednego z podstawowych elementów opracowania, czyli oceny odporności środowiska na antropopresję. Nie przeprowadzono także oceny przydatności środowiska do realizacji funkcji społeczno-gospodarczych oraz nie wskazano barier fizjograficznych. W związku z tym w dokumencie brakuje rzetelnej prognozy zmian w środowisku, szczególnie w aspekcie potencjalnego oddziaływania na sąsiednie tereny. Pominięto również fakt, że obszar znajduje się w otulinie parku narodowego oraz w bardzo bliskiej odległości od jego granic i obszarów Natura 2000. Jedyna mapa, jaka znalazła się w dokumencie, przedstawia użytkowanie terenu, które nie jest zgodne ze stanem rzeczywistym. Analizowany dokument ma niską wartość merytoryczną i nie spełnia swojej podstawowej roli, czyli rozpoznania i określenia uwarunkowań przyrodniczych dla planowanego zagospodarowania przestrzennego.

Drugi oceniany dokument – prognoza oddziaływania na środowisko – został przygotowany starannie. Jednak w pierwszej części dotyczącej określenia metod sporządzania prognozy pojawia się informacja, że podstawą analizy i oceny środowiska jest opracowanie ekofizjograficzne. W związku z tym, w dokumencie pojawiają się te same błędne treści, co w opracowaniu. W drugiej części, czyli w rozdziale dotyczącym oceny oddziaływania na środowisko, wymieniono tylko kilka bezpośrednich skutków środowiskowych, jakie

może wywołać realizacja planowanego zagospodarowania. Jako jeden z głównych problemów wskazano zmniejszenie powierzchni leśnej, jednak nie uwzględniono obecnego stanu użytkowania i nie podano o ile realnie zmniejszy się ta powierzchnia. Jako negatywne skutki wskazano także wzrost ilości wytwarzanych ścieków, antropogeniczne zmiany w krajobrazie oraz emisję zanieczyszczeń do atmosfery. W kolejnej części dokumentu powinny znaleźć się rozwiązania alternatywne lub łagodzące dla rozwiązań zaproponowanych w projekcie miejscowego planu. Jednak nie zaproponowano takich rozwiązań, które odpowiadałyby na któryś z wymienionych wcześniej negatywnych skutków środowiskowych. Wskazano jedynie rozwiązania tymczasowe, jak na przykład odprowadzanie ścieków do zbiorników bezodpływowych do czasu wybudowania kanalizacji. Natomiast zbiorniki bezodpływowe nie powinny być brane pod uwagę w tym obszarze, ponieważ występują tu mokradła i torfowiska odwadniane przez rowy melioracyjne uchodzące bezpośrednio do jeziora Gardno. Wprowadzenie takiego rozwiązania niesie za sobą duże zagrożenie. Każda nieszczelność czy awaria doprowadzi do wypływu zanieczyszczeń do wód gruntowych i powierzchniowych. Ponadto nie przedstawiono także szczegółowych wskazań dla infrastruktury technicznej. Pominęto również problem zmian w krajobrazie, gdyż mimo znacznych deniwelacji terenu dopuszczono możliwość zabudowy do wysokości 12 m, czyli kilku kondygnacji. Daje to realnie możliwość zwiększenia intensywności zabudowy i tym samym potęguje negatywne skutki środowiskowe.

Wyniki kartowania terenowego porównano z mapą użytkowania ziemi zawartą w opracowaniu ekofizjograficznym (ryc. 2) oraz z rysunkiem miejscowego planu (ryc. 3). Na rycinie 2 widać duże niezgodności danych zaprezentowanych w opracowaniu w porównaniu z danymi uzyskanymi z kartowania w terenie. Według mapy z opracowania, większość terenów została sklasyfikowana jako grunty orne oraz łąki, co pokrywa się z użytkowaniem, jakie znajduje się w ewidencji gruntów i budynków. W rzeczywistości są to grunty odłogowane, gdzie zachodzi intensywna sukcesja wtórna roślinności drzewiastej. Obecnie tereny porolne porastają lasy, młodniki, zwarte skupiska drzew i krzewów. Ponadto na mapie z opracowania nie zaznaczono wszystkich cieków, nie uwzględniono zbiorników wodnych oraz terenów podmokłych, które zajmują tu dużą powierzchnię.

W przypadku porównania wyników z kartowania terenowego i rysunku miejscowego planu, również zachodzą duże niezgodności (ryc. 3). Niektóre z projektowanych działek budowlanych znajdują się na obszarach porośniętych przez kilkudziesięcioletni las oraz na terenach, gdzie znajdują się oczka wodne lub mokradła (ryc. 4).

Wnioski

Wykonane badania dowodzą, że analizowane opracowania przyrodnicze są niskiej jakości merytorycznej i nie spełniają swojej roli. Dokumenty zostały wykonane bez odpowiednich prac w terenie i bardzo nieprofesjonalnie. Bez odpowiedniego rozpoznania terenowego nie można rzetelnie opisać wszystkich elementów środowiska i przeprowadzić odpowiedniej oceny pod kątem przyszłego zagospodarowania, co podkreślano było też przez innych autorów (Baran-Zgłobicka 2012, Ociepa-Kubicka 2014). Teoretycznie, opracowanie ekofizjograficzne i prognoza powinny być bardzo ważnymi dokumentami chroniącymi środowisko, jednak w praktyce opracowania te są wykonywane w pośpiechu, schematycznie, a nawet tendencyjnie. Często praktyką jest sporządzanie opracowań bez odpowiedniej inwentaryzacji przyrodniczej, a nawet – kartowania w terenie. Wykonawcy z reguły rezygnują z drogich i czasochłonnych prac terenowych, bazując na mało aktualnych materiałach kartograficznych oraz ewidencji gruntów i budynków. W przypadku opracowań sporządzanych na potrzeby miejscowych planów niezbędne są badania terenowe wykonane przez zespół sporządzający dokument. Powinno się stosować zasadę, że im niższy szczebel planowania, tym udział informacji pochodzących z własnych badań terenowych powinien być większy w stosunku do informacji zawartej w źródłach istniejących (Kistowski 2001). Często konsekwencją tych nierzetelności jest akt planistyczny nieuwzględniający uwarunkowań przyrodniczych, w którym niejednokrotnie przeznaczono zbyt dużą powierzchnię pod zabudowę. Jest to jedną z głównych przyczyn rozpraszania zabudowy, która negatywnie wpływa na środowisko naturalne, a także krajobraz.

Przepisy stosunkowo dobrze i szczegółowo regulują kwestie sporządzania oraz zakresu opracowań przyrodniczych. Są one także ważnymi elementami całego procesu tworzenia dokumentów planistycznych.

Mimo że opracowanie ekofizjograficzne nie jest elementem procedury planistycznej, stanowi obowiązkowy dokument towarzyszący tej procedurze. Ustalenia opracowania ekofizjograficznego i prognozy oddziaływania na środowisko powinny być traktowane jako wynikowe dla aktów planistycznych. Obecnie przepisy prawne nawet w przypadku stwierdzenia błędów merytorycznych w tych opracowaniach nie pozwalają na jednoznaczne uchylene aktów, które powstały na ich podstawie. Jednak trzeba pamiętać, że nawet najlepsze przepisy nie zagwarantują wysokiej jakości dokumentów. Wszystko zależy od projektantów oraz autorów planów i opracowań przyrodniczych, którzy powinni wykonywać swoje zadania rzetelnie, zgodnie z etyką zawodową.

Literatura

- Baran-Zgłobicka B. 2012. Zasoby środowiska przyrodniczego w dokumentach strategicznych wybranych gmin wiejskich województwo podkarpackiego. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 32, s. 5–13.
- Derucka I. 2013. Prawne gwarancje realizacji zadań ochrony środowiska w procedurze planowania przestrzennego w gminie. Uniwersytet Wrocławski, Wrocław, s. 270.
- Hajduk S. 2011. Stan planistyczny gmin województwa podlaskiego z obszarami cennymi przyrodniczo. *Studia Regionalne i Lokalne* 3 (45), s. 119–132.
- Kistowski M. 2001. Opracowania ekofizjograficzne a prognozy oddziaływania na środowisko projektów planów zagospodarowania przestrzennego – zagadnienia wstępne, *Problemy Ocen Środowiskowych* 2 (13), s. 21–28.
- Kistowski M., Pchalek M. 2009. Natura 2000 w planowaniu przestrzennym – rola korytarzy ekologicznych, Ministerstwo Środowiska, Warszawa, s. 115.
- Kistowski M., Szczypińska A., Michałowska K. 2009. Wskaźniki skuteczności ochrony przyrody w dokumentach z zakresu polityki ekologicznej – potrzeby a rzeczywistość. *Problemy Ocen Środowiskowych* 2 (45), s. 22–38.
- Komornicki T., Śleszyński P. 2008. Struktura funkcjonalna gmin a postępy w pracach planistycznych (2004–2006). *Studia Regionalne i Lokalne* 3 (33), s. 53–75.
- Kozłowski S., 1983. *Przyrodnicze uwarunkowania gospodarki przestrzennej Polski*, Wszechnica PAN, Wrocław, s. 194.
- Lipczyński W. (red.) 2002. *Zasoby przyrodnicze dorzecza Słupi i Łupawy*, zeszyt 1, Słupsk, s. 128.
- Macias A., Bródka S. 2014. *Przyrodnicze podstawy gospodarowania przestrzenią*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 578.
- Nowak M. 2013. *Planowanie i zagospodarowanie przestrzenne – przepisy szczególne*, Warszawa, s. 161.
- Ociepa-Kubicka A. 2014. Rola planowania przestrzennego w zarządzaniu ochroną środowiska, *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 17 (1), s. 135–146.
- Opracowanie ekofizjograficzne na potrzeby mpzp dla terenu w obrębach Gardna Mała i Gardna Wielka gm. Smóldzino. 2011 (maszynopis).
- Papińska E. 2007. Rola opracowań ekofizjograficznych w procesie planowania przestrzennego, *Czasopismo Techniczne* 7-A, s. 185–190.
- Prognoza oddziaływania na środowisko, mpzp dla terenu położonego w obrębach geodezyjnych Gardna Mała i Gardna Wielka w gm. Smóldzino, 2012 (maszynopis).
- Rąkowski G. 2009. *Parki narodowe w Polsce*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, s. 512.
- Richling A. 2007. *Kartowanie użytkowania ziemi (w) A. Richling (red.)*, *Geograficzne badania środowiska przyrodniczego*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, s. 272–282.

- Rosegnal M. 2014. Opracowania okolooplanistyczne w procedurze sporządzania miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego – uwarunkowania prawne – przyczynek do dyskusji. W: A. Maciejewska (red.), Współczesne uwarunkowania gospodarowania przestrzenią – szanse i zagrożenia dla zrównoważonego rozwoju. Planowanie przestrzenne, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, s. 55–66.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 listopada 2002 r. w sprawie szczegółowych warunków, jakim powinna odpowiadać prognoza oddziaływania na środowisko dotycząca projektów miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego (Dz.U. nr 197, poz. 1667), akt uchylony.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie opracowań ekofizjograficznych (Dz.U. 2002 nr 155 poz. 1298).
- Szulczewska B. 2010. Prognoza oddziaływania na środowisko jako narzędzie wspomagające proces planowania przestrzennego. W: J. Radziejowski (red.), Planowanie przestrzenne. Stan i problemy ze szczególnym uwzględnieniem ochrony środowiska oraz ocen oddziaływania na środowisko, Zeszyty Naukowe 2, Warszawa, s. 65–74.
- Uchwała Nr XXXVI/294/2013 Rady Gminy Smóldzino z dnia 30 stycznia 2013 roku w sprawie uchwalenia miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego dla obszaru położonego w obrębach geodezyjnych Gardna Mała i Gardna Wielka Gmina Smóldzino.
- Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz.U. 2003 nr 80, poz. 717 z późn. zm.).
- Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz.U. 2008 nr 199 poz. 1227 z późn. zm.).

Korwel-Lejkowska B., Zawadzka A.K., 2015, *Szklane domy. Identyfikacja i charakterystyka obiektów budowlanych mogących być przyczyną kolizji ptaków z elementami szklanymi tych obiektów, położonych w centrum aglomeracji Trójmiasta. Problemy Ekologii Krajobrazu, T. XXXIX, 103–110.*

Szklane domy. Identyfikacja i charakterystyka obiektów budowlanych mogących być przyczyną kolizji ptaków z elementami szklanymi tych obiektów, położonych w centrum aglomeracji Trójmiasta

Glass buildings. Identification and specification of construction works that may be the cause of bird collisions with glass elements of these buildings, located in the center of the Tri-City agglomeration

Barbara Korwel-Lejkowska¹, Alicja K. Zawadzka²

Katedra Geografii Fizycznej i Kształtowania Środowiska, Wydział Oceanografii i Geografii,
Uniwersytet Gdański, ul. Bażyńskiego 4, 80-952 Gdańsk
e-mail: ¹ geobk@univ.gda.pl, ² alicja.zawadzka@ug.edu.pl

Abstract: In the recent decade, birds collisions with glass elements of buildings have appeared to be one of the most important problems, because of their particularly serious impact on bird populations. Collisions with glass are the second most important factor in bird mortality, after the habitat destruction. In Poland, there is a lack of complex research on the scale of the problem and the methods used to decrease bird population's mortality – only preliminary researches have been started. The article presents specification of construction works that may be the cause of bird collisions with glass elements of these buildings, located in the center of the Tri-City agglomeration. The agglomeration constitutes a good research field because of its localization along the seashore of the southern Baltic Sea. There is the south-baltic corridor of birds migration, which is an important element of European birds network. In the article an overview of the reasons for bird collisions with architectural glass, methodological assumptions, and results of research are also provided. Finally, the article highlights technical opportunities for reducing lethal collisions.

Słowa kluczowe: kolizje ptaków, aglomeracja Trójmiasta, elementy szklane obiektów budowlanych
Keywords: bird collisions, Tricity Agglomeration, glass elements of construction works

Wprowadzenie

Kolizje ptaków z elementami szklanymi obiektów budowlanych, w tym z przeszklonymi elewacjami budynków, stały się w ostatniej dekadzie jednym z najistotniejszych diagnozowanych problemów powodujących redukcję populacji ptaków. Transparentne i odbłaskowe szyby stosowane w budownictwie są istotnym, a bagatelizowanym i niedocenianym, zagrożeniem dla ptaków. Poza celowym niszczeniem siedlisk, kolizja z elementami szklanymi obiektów budowlanych (budynków, ekranów akustycznych i innych), jest drugą antropogeniczną przyczyną

śmiertelności ptaków na świecie (Erickson i in. 2005; Kniola, Pakuła 2012). W Polsce brak jest kompleksowych badań nad skalą zjawiska i skutecznością metod minimalizowania śmiertelności ptaków, a pojedyncze badania wpływu zjawiska na awifaunę są w toku.

Obowiązujące w Unii Europejskiej i Polsce regulacje prawne sprzyjają podejmowaniu działań związanych z eliminacją przyczyn śmiertelności dzikich gatunków ptaków. Dyrektywa EWG 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 r. o ochronie dziko żyjących ptaków zobowiązuje państwa członkowskie do wyznaczenia obszarów specjalnej ochrony ptaków w ramach sieci Natura 2000. Załącznik nr 1 Dyrektywy, zawierający listę gatunków ptaków, które powinny być chronione poprzez ochronę ich siedlisk, ptaki wędrowne traktuje na równi z gatunkami osiadłymi. Artykuł 2 Dyrektywy obliguje państwa członkowskie do podjęcia działań mających na celu utrzymania populacji gatunków ptaków naturalnie występujących w stanie dzikim na europejskim terytorium państw członkowskich, uszczegóławiając to w art. 4 pkt 2 w brzmieniu: „Państwa członkowskie podejmą podobne działania w odniesieniu do regularnie występujących gatunków wędrownych ptaków, które nie są wymienione w załączniku nr1, mając na względzie potrzebę ich ochrony w geograficznych obszarach mórz i lądów tam, gdzie niniejsza dyrektywa ma zastosowanie w odniesieniu do obszarów lęgu, pierzenia i zimowania tych gatunków ptaków oraz miejsca zatrzymywania się ich wzdłuż tras wędrówek”.

Ustalenia wynikające z ww. Dyrektywy transponowane są do polskiego prawa w ramach Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880 z późn. zm.). Zgodnie z art. 5 pkt 3 tej ustawy, obszar specjalnej ochrony ptaków to obszar wyznaczony, zgodnie z przepisami prawa Unii Europejskiej, do ochrony populacji dziko występujących ptaków jednego lub wielu gatunków, w którego granicach ptaki mają korzystne warunki bytowania w ciągu całego życia, w dowolnym jego okresie albo stadium rozwoju. Obszary sieci Natura 2000 muszą zachować integralność, definiowaną zgodnie z art. 5 pkt 1d tej ustawy jako „spójność czynników strukturalnych i funkcjonalnych, warunkujących zrównoważone trwanie populacji gatunków i siedlisk przyrodniczych, dla ochrony których zaprojektowano lub wyznaczono obszar Natura 2000”. Ponadto ww. ustawa wprowadza ważny dla migracji ptaków termin, jakim jest korytarz ekologiczny, czyli obszar umożliwiający migrację roślin, zwierząt lub grzybów.

Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. 2013 poz. 1235 z późn. zm.) uwzględniła możliwość przeprowadzenia oceny oddziaływania inwestycji na środowisko w formie raportu oddziaływania przedsięwzięcia budowlanego na środowisko. Organ określający zakres raportu, rozpoznając możliwe negatywne oddziaływanie inwestycji – np. przeszkody na trasie migracji ptaków – może zalecić monitoring takiego zjawiska. W trakcie procedury możliwe jest też wariantowanie rozwiązań projektowych z uwzględnieniem ograniczenia stosowania powierzchni szklanych. Warianty te powinny zostać przedstawione przez inwestora na etapie raportu, natomiast organ uzgadniający zakres przedsięwzięcia może wskazać, który z przedstawionych wariantów jest najkorzystniejszy dla bezpieczeństwa migracji ornitofauny.

W artykule przedstawiono pierwszy etap projektu badawczego polegającego na rozpoznaniu uwarunkowań (przyczyn i skali) kolizji ptaków z elementami szklanymi obiektów budowlanych, a następnie – wypracowaniu i wdrożeniu metod mających na celu minimalizację istniejących szkodliwych rozwiązań. Celem tego etapu jest identyfikacja obiektów budowlanych mogących być przyczyną kolizji ptaków z elementami szklanymi tych obiektów, położonych na najbardziej zurbanizowanych terenach Gdańska, Sopotu i Gdyni.

Obszar badań – centralna część Trójmiasta – należy prawie w całości do makroregionu Pobrzeże Gdańskie, obejmującego Pobrzeże Kaszubskie (314.51), Mierzeję Wiślaną (313.53) i Żuławę Wiślaną (313.54). Jedynie część dzielnic Gdańska: Osowa, Nowiec, Matemblewo, Zabornia, Szadółki, Ujeścisko, Zakonieczyn z Osiedlem Kolorowym oraz zachodnia część dzielnicy Gdynia Wielki Kack należą do mezoregionu Pojezierze Kaszubskie (314.51), położonego w makroregionie Pojezierze Południowopomorskie (Kondracki 1994). W bliskim sąsiedztwie Trójmiasta znajdują się liczne obszary chronione, w tym istotne dla ornitofauny. Trójmiasto od wschodu graniczy z Zatoką Gdańską, od zachodu z lasami objętymi ochroną jako Trójmiejski Park Krajobrazowy. W jego otoczeniu ustanowionych jest również kilka form ochrony ornitofauny: OSOP Zatoka Pucka (PLB220005), OSOP Ujście Wisły (PLB220004), dwa rezerваты: Ptasi Raj i Mewia Łacha, znajdujące się na zachodnim i wschodnim krańcu Wyspy Sobieszewskiej. Ponadto, duży udział powierzchni Trójmiasta stanowią obszary biologicznie czynne, sprzyjające występowaniu ptaków. W samym Gdańsku tereny zieleni

zajmują łącznie 24% powierzchni całkowitej miasta (Lewczuk i in. 2014), na którą składają się lasy, tereny ogrodów działkowych, liczne parki miejskie m.in.: Park im. Ronalda Reagana, Park im. Jana Pawła II, Park Oruński i Park Oliwski oraz tereny wzdłuż głównej arterii komunikacyjnej prowadzącej z Gdańska Głównego do Sopotu. Część obszarów miejskich położona jest na styku z obszarami leśnymi (gdańskie dzielnice od Wrzeszcza przez Oliwę do Żabianki, Sopot Górny i Sopot Kamienny Potok oraz większa część Gdyni, oprócz Śródmieścia i Kamiennej Góry).

Przebiegający ponad Trójmiastem Korytarz Ponadregionalny Przymorski – Południowobałtycki, to szlak wędrówek ptaków wzdłuż wybrzeża południowego Bałtyku, łączący zimowiska na zachodzie Europy i w południowej Afryce z łągowiskami w Skandynawii i na północy Rosji. W dokumentach planistycznych przedstawiany jest jako strefa obejmująca przybrzeżne wody Bałtyku i Zalewu Wiślanego do izobaty 20 m, oraz w części lądowej pas o szerokości od 0,5 km w rejonie Mierzei Helskiej do kilku kilometrów w okolicy jezior przymorskich (Lewczuk i in. 2014). Strefa ta obejmuje wspomniane chronione obszary przymorskie Natura 2000, Słowiński Park Narodowy, oraz liczne rezerваты (np. Helskie Wydmy, Beka, Mechelińskie Łąki, Ptasi Raj i Mewia Łacha). Należy jednak pamiętać, iż rzeczywista strefa migracji ptaków jest znacznie szersza niż wyznaczona w dokumentach planistycznych, co potwierdzają obserwacje ornitologów (Lewczuk i in. 2014).

Spośród wszystkich gatunków ptaków obserwowanych w Polsce, część to ptaki przelotne, a część – gatunki, które traktują miasto jako swoje naturalne środowisko. Zagęszczenie ptaków w miastach jest równie wysokie, a nawet wyższe niż w lasach i innych środowiskach pozamiejskich (Zbyryt 2012). Ptaki przelotne migrują przeważnie na wysokości powyżej 150 m (Brown, Caputo 2007, za Zbyryt 2012), przy czym zależy to od warunków pogodowych, pory dnia/nocy/roku, behawioru danego gatunku. Aby stwierdzić dokładnie, jakie gatunki ptaków i ile osobników migruje w danym okresie, potrzebne jest przeprowadzenie badań radarowych – szczególnie w odniesieniu do przelotów nocnych. W krajach, w których prowadzone były badania migracji, stwierdzono że 98% przelotów wiosennych i około 75% przelotów jesiennych odbywa się na wysokości od 150 do 500 m nad powierzchnią terenu (Brown, Caputo 2007, za Zbyryt 2012). Należy jednak pamiętać, że ptaki obniżają wysokość lotu między innymi w celu odpoczynku i znalezienia pokarmu. Najbardziej niebezpiecznym pułapem ze względu na liczbę kolizji jest tzw. strefa codziennych kolizji, liczona do około 15 m od powierzchni gruntu.

Większość gatunków ptaków wędrownych wybiera trasę migracji nad lądem (poza mewami i kaczkowatymi), ale równocześnie – wzdłuż siedlisk bogatych w wodę i lasy. Strefa porośniętych lasem wydm nadmorskich, sąsiadujących z wodami Zalewu Wiślanego i odnogami Wisły, jest szczególnie atrakcyjna dla takich gatunków. Prawdopodobnie największa liczba osobników migruje w bezpośrednim sąsiedztwie linii brzegowej. Im dalej w głąb lądu, tym liczba ta maleje. Istnieją dwa główne okresy przelotów: migracja wiosenna (trwająca dla różnych gatunków od końca lutego do połowy maja) i migracja jesienna. Jesienna migracja jest dłuższa – trwa średnio od końca lipca do początku grudnia (Lewczuk i in. 2014) i obejmuje, oprócz osobników starszych, również ptaki młode, migrujące pierwszy raz, a więc niedoświadczone – bardziej narażone na kolizje.

Wśród licznych przyczyn kolizji ptaków z elementami szklanymi budynków i obiektów można wyróżnić trzy główne: tzw. „efekt lustra” będący pochodną refleksyjności szkła, przezroczystość szkła oraz tzw. „efekt latarni morskiej” (Schmid i in. 2012; Kniola, Pakuła 2012; Zbyryt 2012). Odbijające się w taflach szkła drzewa, krzewy, niebo czy chmury tworzą iluzję prawdziwej przestrzeni, znanej i atrakcyjnej dla ptaków, będącej miejscem ich odpoczynku, żerowania czy przelotów. Ptaki nie tylko nie są w stanie jej ominąć, ale są wręcz przez nią przyciągane. Refleksyjność szkła jest m.in. przyczyną przypadków opisanych na terenie USA, tj. zachowań samców kardynała szkarłatnego i drozda wędrownego, w okresie wiosny i lata, walczących ze swoim odbiciem, które uznają za rywala (Klem 2009, za Zbyryt 2012). Drugą przyczyną kolizji – przejrzystość szkła – powoduje, że w dzień ptaki rozbijają się o okna i łączniki próbując uzyskać dostęp do atrakcyjnych dla nich miejsc, znajdujących się za szklaną ścianą. Liczne badania (prowadzone np. w testowych tunelach) potwierdzają, że ptak nie jest w stanie rozpoznać szkła jako bariery, której należy unikać. Właściwości fizyczne szyb oraz ograniczenia oka kręgowców wskazują, że wszyscy przedstawiciele tej grupy mogą ulegać iluzji. Dotyczy to zarówno ptaków, jak i ludzi, z tym że ludzie mają świadomość istnienia bariery, jaką jest tafla szkła. Trzecia przyczyna – efekt latarni morskiej – w Polsce ma tylko lokalne znaczenie. Oświetlenie budynków nocą i wczesnym rankiem (wzmacniane dużą wilgotnością powietrza i gęstą mgłą) jest czynnikiem przyciągającym ptaki. Nie ma przy tym znaczenia

czy światło to generowane jest z wewnątrz czy zewnątrz budynku. Zdezorientowane ptaki krążą w oświetlonej strefie wokół budynków, co prowadzi do wyczerpania lub śmiertelnych kolizji.

Najbardziej zaawansowane badania dotyczące kolizji ptaków z elementami szklanymi obiektów i budynków prowadzone są w Biologicznej Stacji Hohenau-Ringelsdorf w Austrii (Kniola, Pakuła 2012), a także w Stanach Zjednoczonych, Szwajcarii i Niemczech. Badania w Polsce mają charakter pilotażowy i dotyczą ochrony ptaków przed kolizjami z przezroczystymi ekranami akustycznymi oraz oknami budynków (Zbyryt 2012) i sposobów minimalizacji kolizji ptaków z powierzchniami przezroczystymi (Kniola, Pakuła 2012). W Trójmieście problem wysokiej śmiertelności ptaków zauważono, gdy na dachu parterowej części budynku Pomorskiego Parku Naukowo Technologicznego w Gdyni (w miejscu niedostępnym na co dzień dla obsługi budynku oraz dla miejskich kotów) znaleziono liczne martwe ptaki.

Metody

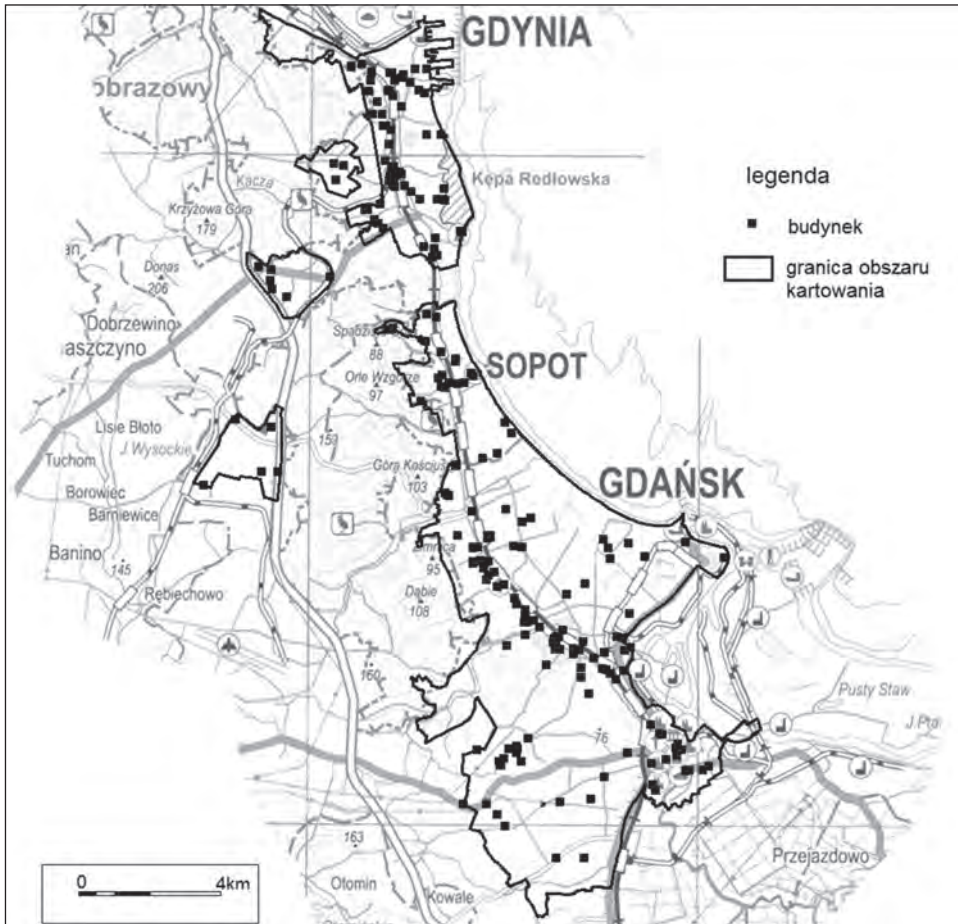
Badania przeprowadzono w maju 2014 r. i objęto nimi zurbanizowaną część Trójmiasta (z wyłączeniem m.in. zalesionego obszaru położonego między Sopotem a Gdynią) o powierzchni około 93,45 km², której granice poprowadzono wzdłuż ulic. Celem badań była identyfikacja obiektów budowlanych (tzn. budynków oraz obiektów takich jak np. windy i wiaty przystankowe) mogących być przyczyną kolizji ptaków z elementami szklanymi tych obiektów. Mając na uwadze wymienione we wprowadzeniu przyczyny kolizji ptaków z elementami szklanymi obiektów budowlanych, konieczne jest wskazanie cech inwentaryzowanych obiektów mogących powodować kolizje, tj. lokalizacja, wysokość obiektów (wyrażona w liczbie kondygnacji), udział procentowy powierzchni przeszklonych w strukturze obiektów z podaniem ich umieszczenia na ścianach, zastosowanie szyb lustrzanych i prześwitów oraz obecności zieleni w sąsiedztwie budynków. Szczególnie istotną cechą obiektów jest udział przeszkleń w powierzchni poszczególnych elewacji (ustalono, że fasadę, tj. ścianę z głównym wejściem do budynku, oznaczono literą A, a pozostałe ściany identyfikowano zgodnie ze szkicem wykonanym w polu formularza oznaczonym jako RYS, wraz z zaznaczeniem stron świata). Kolejne istotne cechy to zastosowanie szyb lustrzanych w elewacjach oraz obecność prześwitów (rozumianych jako przeszklone narożniki budynków i łączniki).

Ważne z punktu widzenia możliwości wystąpienia kolizji jest także to, czy w najbliższym sąsiedztwie obiektów budowlanych (w odległości nie większej niż 25 m od ścian budynków) znajduje się zieleń, z uwzględnieniem podziału na zieleń wysoką (tzn. powyżej 2 m) i niską (ryc. 1).

SKŁAD ZESPOŁU:	MIASTO:	KWADRAT:	DATA:	NUMER KARTY:
INWENTARYZACJA POTENCJALNIE KOLIZYJNEJ ARCHITEKTURY W AGLOMERACJI TRÓJMIĘSKIEJ				
ADRES:	N KONDYGNACJI:	% POWIERZCHNI PRZESZKŁONEJ:		RYS:
		A		
		B		
		C		
D				
SZYBY LUSTRZANE:		PRZEŚWIT:		ZIELEŃ:
<input type="checkbox"/> TAK <input type="checkbox"/> NIE <input type="checkbox"/> BD		<input type="checkbox"/> TAK <input type="checkbox"/> NIE <input type="checkbox"/> BD		<input type="checkbox"/> WYSOKA <input type="checkbox"/> NISKA <input type="checkbox"/> BRAK
UWAGI:				
TYP RODZ BYDYNKU:			NR FOTO:	

Ryc.1. Formularz cech obiektów budowlanych mogących być przyczyną kolizji ptaków z elementami szklanymi tych obiektów (Zięcik 2014)

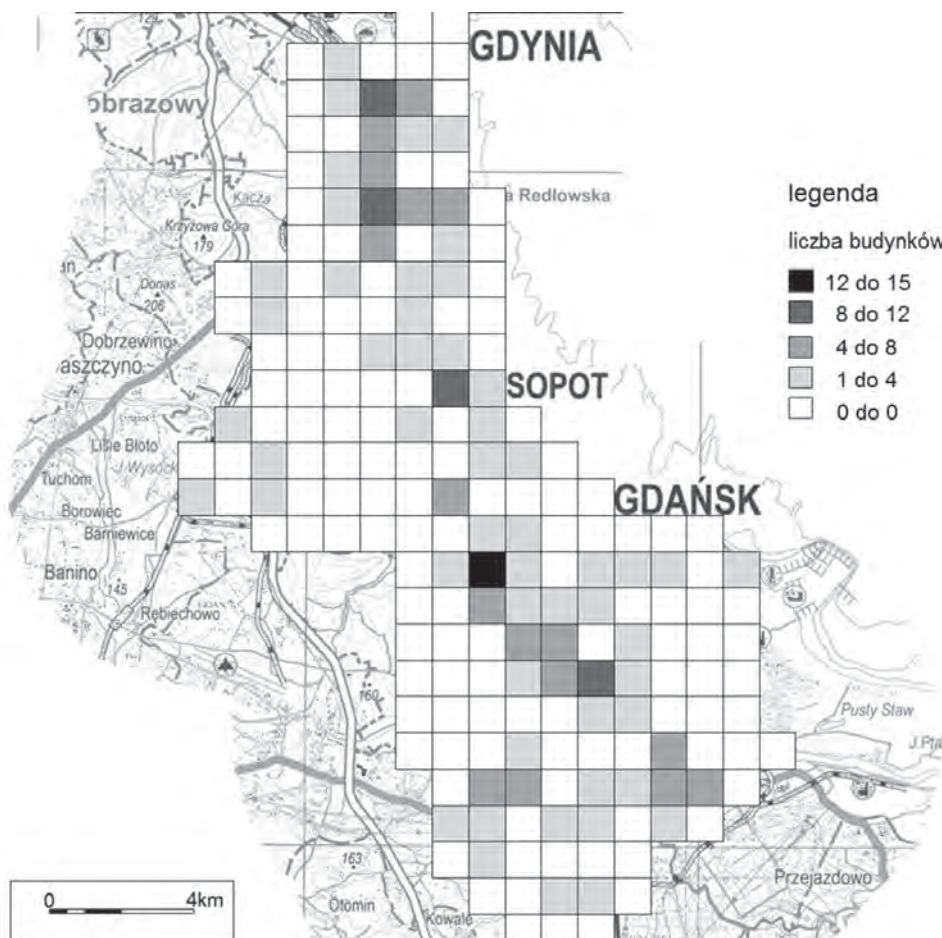
Fig.1. The form of features of the construction works that may be the cause of bird collisions with glass elements of these objects (Zięcik 2014)



Ryc. 2. Rozmieszczenie budynków mogących być przyczyną kolizji
 Fig. 2. Location of buildings that may be the cause of collision

Wyniki badań

W wyniku przeprowadzonych badań, na kartowanym obszarze zidentyfikowano 220 obiektów budowlanych mogących być przyczyną kolizji (ryc. 2). W celu zobrazowania zagęszczenia występowania tych obiektów, badany teren podzielono na pola o powierzchni 1 km² i otrzymano wyraźnie zaznaczone pasmo, w którym występuje najwięcej obiektów budowlanych (głównie budynków) mogących być przyczyną kolizji (ryc. 3). Największa liczba takich obiektów zlokalizowana jest w gdańskiej dzielnicy Przymorze, gdzie w ciągu ostatnich 6 lat powstały kolejne budynki na Kampusie Uniwersytetu Gdańskiego oraz trzy centra biznesowe: Arkońska Business Park, Olivia Business Centre i Alchemia. W kierunku południowo-wschodnim od tego obszaru, wzdłuż ul. Grunwaldzkiej do dworca kolejowego Gdańsk Główny, gęstość występowania analizowanych obiektów waha się od 4 do 12 na km². Podobna sytuacja ma miejsce w Gdyni, gdzie od dzielnic Orłowo i Mały Kack w kierunku północnym aż do Śródmieścia obiekty występowały także w liczbie od 4 do 12 na km². W Gdyni najwięcej obiektów zinventaryzowano w zachodniej części biznesowo-przemysłowej dzielnicy Redłowo oraz – w pasie od dworca głównego PKP w kierunku Skweru Kościuszki (tu zlokalizowane są przede wszystkim obiekty biurowe i usługowe). W Sopocie, ze względu na uzdrowski charakter miasta, jedynie w centralnej części występuje



Ryc. 3. Gęstość występowania budynków mogących być przyczyną kolizji
Fig. 3. Density of buildings that may be the cause of collision

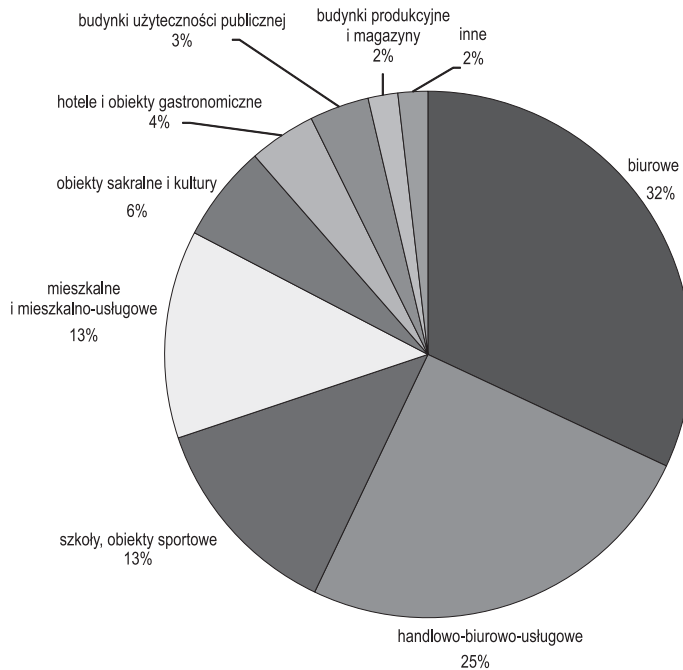
większe zagęszczenie obiektów uznanych za potencjalnie niebezpiecznych dla ptaków, i są to głównie obiekty sportowe oraz szkoły i uczelnie (w tym budynki Uniwersytetu Gdańskiego).

Przeważającą część (98%) inwentaryzowanych obiektów budowlanych stanowią budynki (w tym najliczniejszą grupę tworzą budynki biurowe oraz handlowo-biurowo-usługowe), a 2% obiekty takie jak: całkowicie przeszklone windy przy przystankach Szybkiej Kolei Miejskiej i przystankach tramwajowych, wiaty przystankowe oraz łączniki między budynkami (ryc. 4).

Z powodu braku dostępu do elewacji budynków znajdujących się od strony prywatnych posesji lub ze względu na budynki graniczące ze sobą i tworzące pierzeję, dla ok. 10% budynków nie udało się zinventaryzować wszystkich czterech ścian. Spośród około 90% budynków, dla których otrzymano pełny zestaw danych, 12 budynków posiada wszystkie ściany oszklone w ponad 80%. Budynków, które mają jedną, dwie lub trzy ściany oszklone w takim stopniu jest znaczenie więcej tzn.:

- 34 budynki, w których na jednej ścianie jest 80% lub więcej powierzchni szklanej,
- 18 budynków, w których na każdej z dwóch ścian jest ponad 80% powierzchni szklanej,
- 10 budynków, na których trzy ściany są oszklone w co najmniej 80%.

Z badań wynika, iż połowa skartowanych budynków posiada najbardziej niebezpieczne dla ornitofauny szyby lustrzane. 30% budynków posiada prześwitę (umiejscowione są na różnych wysokościach i w różnych



Ryc. 4. Struktura obiektów budowlanych mogących być przyczyną kolizji
 Fig. 4. The structure of construction works that may be the cause of collision

konfiguracjach, np.: narożne, związane z klatkami schodowymi i inne) zwiększające prawdopodobieństwo kolizji. 73% budynków sąsiaduje z zielenią miejską (w tym 30% z zielenią wysoką i 43% z niską) w odległości nie większej niż 25 m od budynku.

Podsumowanie

Celem badań była identyfikacja obiektów budowlanych mogących powodować kolizje ptaków z elementami szklanymi tych obiektów. Wyniki tego etapu posłużą do dalszych badań prowadzonych przez ornitologów tj. opracowania i wdrażania skutecznych rozwiązań mających na celu minimalizację kolizji ptaków stanowiących przyczynę największej śmiertelności.

Stosowane w Polsce działania, mające na celu zmniejszenie częstości kolizji poprzez umieszczanie naklejek sylwetek ptaków na ekranach akustycznych czy przezroczystych elementach budynków, są nieskuteczne, co zostało potwierdzone badaniami przeprowadzonymi w Wiedniu (Zbyryt 2012). Nieskuteczność tej metody bazuje na czterech przyczynach: (1) naklejane sylwetki ptaków nie przedstawiają drapieżników, (2) są zbyt małe w porównaniu z rzeczywistymi rozmiarami ptaków, (3) nie odzwierciedlają naturalnego upierzenia oraz (4) rozmieszczane są w zbyt małym zagęszczeniu (Kniola, Pakuła 2012; Zbyryt 2012). Nie ma jednego, powszechnie akceptowanego rozwiązania tego problemu. W badaniach nad skutecznością poszczególnych metod prowadzonych głównie przez amerykańskich i niemieckich naukowców, dowiedziono, że ptaki nie widzą różnicy pomiędzy przezroczystą szybą a pustą przestrzenią. Najskuteczniejsze (na poziomie 98% skuteczności) okazało się umieszczenie pionowych pasków z taśmy samoprzylepnej o szerokości 2 cm, w odległości nie większej niż 10 cm od siebie (Zbyryt 2012). Skuteczne metody do zastosowania na elementach szklanych budynków to m.in.:

- budowanie fasad budynków składających się z ceramicznych prętów, rozmieszczonych tak, aby użytkownicy obiektu mogli widzieć przestrzeń na zewnątrz, a jednocześnie minimalizujących zasięg odsłoniętego szkła;

- stosowanie matowych tafli, tak aby zapewnić dostęp światła i powietrza do wnętrza budynku, bez niebezpiecznych refleksów;
- stosowanie szyb z filtrami UV, których działanie zostało zainspirowane mechanizmem ewolucyjnym wykształconym u pająków wplatających w sieć włókna jedwabiu, które odbijają promienie ultrafioletowe w celu przyciągnięcia owadów i jednocześnie zabezpieczają sieć przed przypadkowym zniszczeniem przez ptaki; zaletą tego typu rozwiązania jest to, że wzory pokrywające powierzchnię szyby są widoczne dla ptaków, a zupełnie niewidoczne dla ludzkiego oka; badania wskazują, że ich zastosowanie zmniejsza liczbę kolizji o około 75%;
- unikanie monolitycznych połączeń szyb oraz stosowanie szyb o niskim współczynniku odbicia (Zbyryt 2012, American Bird Conservancy 2015).

Opisane wyżej rozwiązania techniczne niejednokrotnie są kosztochłonne, co nie sprzyja ich wprowadzaniu. W związku z tym niezbędne są działania edukacyjne, wspierane akcjami medialnymi.

Przeprowadzone badania umożliwiają określenie skali zjawiska oraz identyfikację miejsc najczęstszych kolizji ptaków z elementami szklanymi obiektów budowlanych. Systematyczne obserwacje terenowe (monitorowanie miejsca przypadków kolizji i określenie ich przestrzennego zróżnicowania) to pierwszy etap do poszukiwania skutecznych metod eliminacji zjawiska oraz formułowania działań zapobiegawczych już na etapie projektowania inwestycji. Badania mogą być także przydatne w planowaniu przestrzennym na obszarach zurbanizowanych, głównie na etapie formułowania zapisów w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego.

Podziękowanie

Autorki składają podziękowania Panu Piotrowi Zięćkowi, ze Stowarzyszenia Obserwatorów Ptaków Wędrownych „Drapolicz”, za wsparcie merytoryczne i metodologiczne oraz studentom I roku studiów stacjonarnych I stopnia kierunku Gospodarka Przestrzenna Uniwersytetu Gdańskiego za wykonaną w maja 2014 r. inwentaryzację terenu, wypełnienie formularzy i dostarczenie bogatej dokumentacji fotograficznej.

Literatura

American Bird Conservancy, <http://www.abcbirds.org> (dostęp: 30.03.2015).

Dyrektywa EWG 79/409/EWG z dnia 02 kwietnia 1979 roku o ochronie dziko żyjących ptaków.

Erickson W. P., Johnson G.D., Young D. P. Jr. 2005. A Summary and Comparison of Bird Mortality from Anthropogenic Causes with an Emphasis on Collisions. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191.

Klem D. Jr. 2009. Preventing bird – window collisions. The Wilson Journal of Ornithology 121 (2), s. 314–321.

Kniola T., Pakuła M. 2012. Sposoby minimalizacji kolizji ptaków z powierzchniami przezroczystymi – wyniki badań naukowych a polska praktyka. Przegląd Przyrodniczy 23 (3), s. 121–135.

Kondracki J. 1994. Geografia Polski, mezoregiony fizyczno-geograficzne. PWN, Warszawa.

Lewczuk M., Zięćko P., Grygoruk P. 2014. Kolizje ptaków z elementami szklanymi architektury miejskiej w Trójmieście – zarys problemu, Gdańsk, Sopot, Gdynia – materiał niepublikowany.

Schmid H., Dopler W., Heynen D., Rössler M. 2012. Vogelfreundliches Bauen mit Glas und Licht, 2. überarbeitete Auflage. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880 z późn. zm.).

Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. 2013 poz. 1235 z późn. zm.).

Zbyryt A. 2012. Poradnik ochrony ptaków przed kolizjami z przezroczystymi ekranami akustycznymi oraz oknami budynków. PTO, Białystok.

Pomiar marszrutowy jako narzędzie monitoringu aktywności turystycznej. Przykład Wielkich Jezior Mazurskich

On route observations as a monitoring tool of tourists activities.
The case of Great Masurian Lakes (Poland)

Sylwia Kulczyk¹, Edyta Woźniak², Marta Derek¹, Małgorzata Kowalczyk³

¹ Wydział Geografii i Studiów Regionalnych,
Uniwersytet Warszawski, 00-927 Warszawa, Krakowskie Przedmieście 30
e-mail: skulczyk@uw.edu.pl

² Centrum Badań Kosmicznych, Polska Akademia Nauk,
00-716 Warszawa, ul. Bartycka 18a

³ Instytut Gospodarki Przestrzennej i Mieszkalnictwa
03-728 Warszawa, ul. Targowa 45

Abstract: In order to describe relations between tourism and landscape, it is important to operate within two scopes. The first is landscape potential and the second – the way it is used by tourists. In the paper, the problem of dynamic and diversity of tourist nature-based activities was addressed. Although the problem is of primary character, it remains poorly recognized due to difficulties in data collection. This concerns especially local scale studies within areas where it is difficult to use automatic monitoring. Despite abundance of methods of remote acquisition of data on tourism traffic, field measurements still have some advantages. What is important, they allow to combine quantitative and qualitative observations, making their interpretation more fruitful. The method of on route measurements described in the paper was implemented to assess the level and diversity of tourist flow in the Great Masurian Lakes. Tourist activities (divided in several categories) were being identified every 30 minutes during 12 days long sailing cruise. At the same time, qualitative observations were conducted. The proposed method proved to obtain rich data in economically efficient and relatively easy way. Some of the initial results have been presented to prove this statement.

Słowa kluczowe: ruch turystyczny, pomiar, badania terenowe

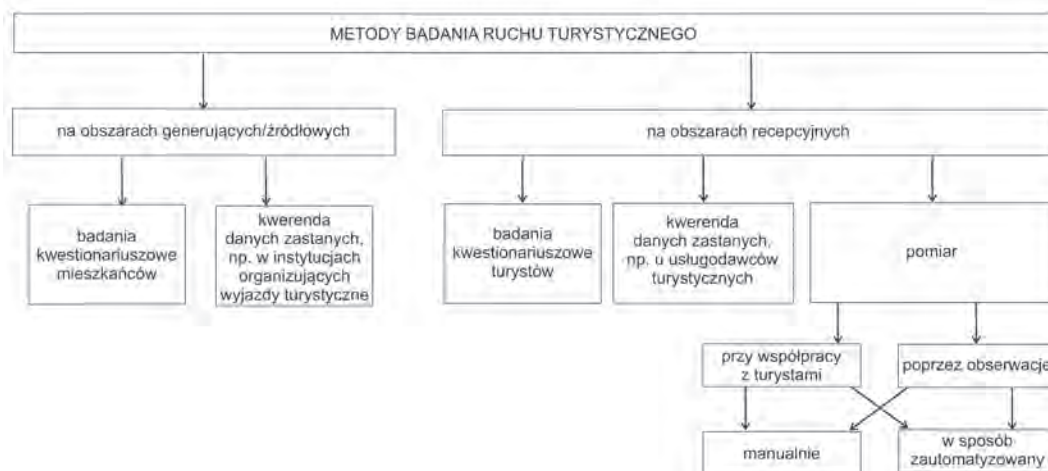
Keywords: tourist traffic, measurement, field research

Wprowadzenie

Możliwość uprawiania turystyki i rekreacji jest powszechnie wskazywana jako jedna z istotnych korzyści, jakie człowiek czerpie z przyrody (Ecosystems and human well-being 2005, Paracchini i in. 2014.) Znajomość

sposobu i zakresu wykorzystania zasobów przyrodniczych powinna zatem być podstawą planowania oraz zarządzania turystyką i rekreacją.

Odpowiedź na pytanie „gdzie są i co robią turyści” można osiągnąć stosując szeroki wachlarz metod badawczych. Operują one na różnym poziomie szczegółowości i dążą do jakościowego bądź ilościowego opisu zjawiska. Można je stosować zarówno na obszarach źródłowych ruchu turystycznego, jak i – na obszarach recepcji turystycznej (ryc. 1), zaś A. Matczak (1992) wyróżnia także obserwacje ruchu turystycznego prowadzone w trakcie odbywania podróży turystycznej (a więc pomiędzy jego obszarami źródłowymi i docelowymi). Każda metoda dostarcza badaczom innego rodzaju informacji, które często są wobec siebie komplementarne. Niniejszy artykuł poświęcony jest metodzie pomiaru ruchu turystycznego w terenie wykorzystującej obserwację manualne.



Ryc. 1. Metody badania ruchu turystycznego

Fig. 1. Methods of collecting data regarding tourist flow

Terenowe pomiary ruchu turystycznego pozwalają na uzyskanie zróżnicowanych danych. A. Muhar i in. (2002) jako najbardziej znaczące wskazują: liczbę odwiedzin, liczbę indywidualnych wizyt, czas spędzony w obrębie badanego obszaru, kierunek ruchu i charakter przepływu odwiedzających, gęstość odwiedzających oraz różnorodność podejmowanych aktywności.

Metody pomiarowe można podzielić na manualne, angażujące obserwatorów wyposażonych w narzędzia do notowania, oraz automatyczne, wykorzystujące rejestratory ruchu bądź obrazu i odbiorniki GPS. Rozwój technologiczny (miniaturyzacja, zwiększony czas czuwania, coraz lepsza dokładność) sprzyja gwałtownemu wzrostowi popularności drugiej grupy metod. Mogą to być odbiorniki sygnału GPS, w które zostają wyposażeni turyści (Hallo, Manning 2009; Beeco i in. 2014), dane pozyskane z urządzeń rejestrujących zainstalowanych w terenie (np. kamery internetowe – Kammler, Schernewski 2004), a nawet ewidencja sygnału w telefonach komórkowych (Rein i in. 2008). Żadne z tych narzędzi nie jest jednak doskonałe – urządzenia GPS bądź dane z urządzeń zamontowanych w terenie sprawdzają się na obszarach o stosunkowo małej powierzchni, najlepiej zamkniętych (co ułatwia kontrolę nad sprzętem), np. w parkach narodowych bądź w miastach (Shoval, Isaacson 2007; Kajala i in. 2007). Problemem jest też cena samych urządzeń rejestrujących, wymuszająca ograniczenie próby. Pozyskanie informacji z urządzeń funkcjonujących niezależnie od prowadzonych badań (np. danych o połączeniach telefonicznych) jest często niemożliwe ze względów formalnych.

Innym sposobem podziału technik pomiaru ruchu turystycznego jest stopień zaangażowania turystów w proces pozyskiwania danych. W odniesieniu do metod automatycznych G. Brown i M. Kytta (2014) wyróżniają Public Participation GIS (PPGIS) i Voluntary GIS (VGI). W przypadku pierwszej grupy metody działania uczestników

społecznych są ukierunkowywane i organizowane pod kątem zdobycia konkretnych informacji. Metody VGI wykorzystują dane upubliczniane przez użytkowników (np. w serwisach społecznościowych).

Mimo rosnącej popularności zautomatyzowanych pomiarów ruchu turystycznego, metody manualne nie tylko są nadal wykorzystywane, ale w pewnych sytuacjach mają przewagę. A. Pocewicz i in. (2012) zauważają, że w przypadku dostarczania danych przez samych turystów (techniki self-mapping) lepiej sprawdzają się proste narzędzia (np. papier i ołówek); konieczność obsługi nieznanymi urządzeniami może ograniczyć efektywność pozyskiwania danych. Ręczny, okresowy monitoring ruchu turystycznego jest narzędziem wydajnym, a jednocześnie prostym i tanim (Warcholik i in. 2010; Cieszewska 2008). Obserwatorzy powinni być rozmieszczeni w punktach węzłowych dla ruchu turystycznego – ograniczeniem dla tej metody jest rozmiar obszaru oraz charakter ruchu turystycznego. A. Matczak (1992) zwraca uwagę, że dość szeroko wykorzystuje się pomiar ruchu turystycznego w miejscach jego okresowej koncentracji. Najbardziej wiarygodne wyniki można uzyskać, jeśli ma on charakter liniowy, np. wzdłuż szlaków turystycznych. Opisywana metoda dobrze sprawdza się zatem na obszarach chronionych, ale będzie trudna do zastosowania w otwartej ogólnodostępnej przestrzeni.

Przykładem takiego obszaru są wody śródlądowe. Powszechnie wskazywane jako istotny walor turystyczny (Bartkowski 1986; Kowalczyk 2001), są użytkowane na potrzeby różnorodnych form rekreacji i turystyki. O ile w przypadku niewielkich, zamkniętych zbiorników możliwe jest monitorowanie ruchu turystycznego z pojedynczych punktów obserwacyjnych na brzegu, sytuacja komplikuje się w przypadku większych kompleksów jeziornych.

Celem artykułu jest przedstawienie zastosowania metody manualnego pomiaru marszrutowego do oceny ruchu turystycznego oraz wykazanie jej przydatności dla tego typu pomiarów w obrębie kompleksów jeziornych.

Teren badań

Pomiary prowadzono na jeziorach należących do systemu żeglownego Wielkich Jezior Mazurskich. Ten fragment Pojezierza Mazurskiego wyróżnia obecność relatywnie dużych (w tym dwóch największych w Polsce) jezior, a przede wszystkim fakt, że poszczególne zbiorniki są ze sobą, naturalnie bądź sztucznie, połączone. Jako obszary o podobnych cechach wskazać można Pojezierze Iławsko-Ostródzkie, Drawskie, a poza granicami Polski – Wielkie Jeziora Meklemburskie (Mecklenburgische Großseengebiet). W żadnym z wymienionych przypadków powierzchnia połączonych ze sobą wód otwartych nie jest tak duża jak Wielkich Jezior Mazurskich. Główny szlak żeglowny (Pisz–Węgorzewo) liczy 110 km (Lijewski i in. 2002). Należy podkreślić, że dla turystów dostępne są również akweny niewliczane w jego skład (np. długie na 23 km Jezioro Nidzkie).

Wielkie Jeziora Mazurskie są od dawna wykorzystywane na potrzeby turystyki. Tradycje wypoczynku w regionie sięgają pierwszej połowy XX w., ale szczególnie intensywny rozwój turystyki nastąpił w latach 70. XX w. (zorganizowana i indywidualna turystyka wodna, liczne zakładowe ośrodki wypoczynkowe).

Najważniejszymi ośrodkami rozrządowymi ruchu turystycznego w omawianym regionie są Giżycko, Mikołajki, Węgorzewo i Ruciane-Nida. W miejscowościach tych skoncentrowana jest baza noclegowa i towarzysząca, co przekłada się na intensywny ruch turystyczny. Jego skala nie jest jednak znana. Statystyki dotyczące liczby i stopnia wykorzystania miejsc noclegowych w gminach nie dostarczają danych w odpowiedniej skali przestrzennej ani informacji o aktywnościach podejmowanych przez korzystających z noclegów. W ograniczonym stopniu uwzględniają indywidualną bazę noclegową, a w ogóle nie obejmują noclegów „w terenie” (np. na jachtach), które to formy zakwaterowania są w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich bardzo popularne. Istniejące szacunki odnoszące się do turystyki żeglarskiej, będącej jedną z najpopularniejszych form aktywności w regionie, są bardzo zróżnicowane a jednocześnie mało wiarygodne (Kozak 2011; Chomicz, Batyk 2012).

Metody

Celem badań była charakterystyka ruchu turystycznego na Wielkich Jeziorach Mazurskich. Zakładano, że prowadzone pomiary dostarczą danych pozwalających na przestrzenną, ilościową i jakościową charakterystykę zjawiska.

Wcześniejsze obserwacje prowadzone na tym obszarze wykazały, że turyści są aktywni na bardzo wiele różnych sposobów. Zróżnicowanie to oraz rozległość badanego obszaru zdecydowały o zastosowaniu pomiaru marszrutowego. Pomiar marszrutowy, stosowane np. w klimatologii (Kuchcik, Baranowski 2011), służy określeniu zróżnicowania przestrzennego badanej cechy i mają charakter powtarzalny. W omawianym przypadku pod hasłem „marszruta” należy rozumieć prowadzenie regularnych pomiarów z pokładu jachtu poruszającego się szlakiem Wielkich Jezior Mazurskich. Badania te przeprowadzono w dwóch seriach. Pierwsza, realizowana w dniach 3–13.07.2014, obejmowała akweny w południowej części szlaku. Druga, przeprowadzona w okresie 20-31.08.2014, była powtórzeniem poprzednich pomiarów na odcinku j. Bełdany–J. Mikołajskie–J. Tałty–J. Ryńskie, i objęła swoim zasięgiem również północną część szlaku Wielkich Jezior Mazurskich (ryc. 2). W obu seriach pomiary prowadzono co pół godziny, od 9 do 19. Dobowy czas ich realizacji odpowiadał aktywności turystyczno-rekreacyjnej określonej na podstawie wcześniejszych obserwacji.

Pomiary prowadzono metodą raptularzową. Obserwator odnotowywał w tabeli wszystkie aktywności o charakterze turystyczno-rekreacyjnym stwierdzone w polu widzenia o danej godzinie. Ich katalog sporządzono na podstawie wcześniejszych obserwacji. Uwzględniono dwie grupy aktywności: pierwsza to wyspecjalizowane, wymagające specyficznych umiejętności, do których zaliczono:

- żeglarstwo: jachty płynące pod żaglami (z podziałem na kierunek płynięcia, o ile charakter akwenu na to pozwalał), jachty płynące na silniku (z podziałem na kierunek płynięcia, o ile charakter akwenu na to pozwalał), jachty stojące przy brzegu („na dziko” i przy polach namiotowych, nie brano pod uwagę jachtów w portach);
- sporty motorowodne (łódzie motorowe, skutery wodne);
- wędkarstwo;
- windsurfing i kitesurfing;
- lotniarstwo i baloniarstwo.

Druga grupa to aktywności niewyspecjalizowane, niewymagające specyficznych umiejętności, takie jak:

- kajakarstwo;
- pływanie łodziami wiosłowymi;
- pływanie rowerami wodnymi;
- kąpiele (z podziałem na kąpiel przy brzegu i z łódki);
- opalanie (na brzegach, pomostach, zacumowanych jachtach);
- rejsy statkami białej floty.

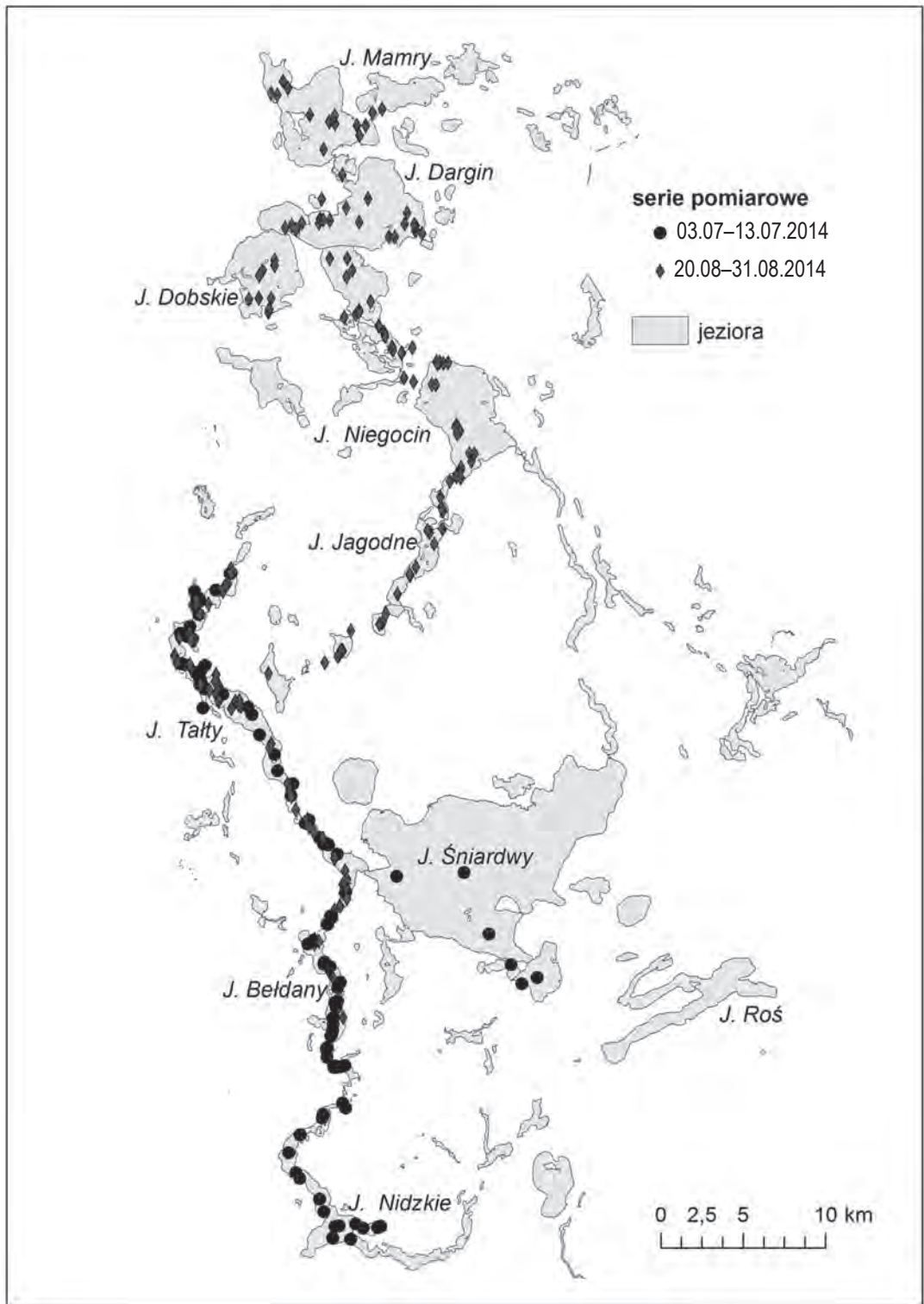
W przypadku aktywności wykorzystujących środki transportu, liczono jednostki (np. liczba jachtów, liczba kajaków), natomiast w przypadku kąpiących się, wędkujących i opalających – pojedyncze osoby.

Przy każdym pomiarze zapisywano pozycję jachtu, z którego prowadzono obserwacje, za pomocą GPS oraz opisowo, a także odnotowywano siłę wiatru, zachmurzenie i występowanie opadu atmosferycznego.

Trasę obu rejsów i gęstość punktów pomiarowych pokazuje rycina 2. Jacht, z którego pokładu prowadzono pomiary, był typową konstrukcją stosowaną w rejsach turystycznych. O wyborze tego typu jednostki zadecydował fakt, że na Wielkich Jeziorach Mazurskich żeglarstwo jest dominującą aktywnością turystyczną. Zastosowanie jachtu żaglowego przekreślało wprawdzie regularność przestrzenną pomiarów (zapewne trudną do zrealizowania nawet w przypadku użycia łódki motorowej), ale za to zapewniało przemieszczanie się w rytmie typowym dla największej grupy użytkowników¹. Możliwa była stała obserwacja uczestnicząca, a także zapoznanie ze specyfiką przedmiotu badań tych uczestników realizowanego projektu naukowego, którym ta forma turystyki była dotąd obca. W badaniach uczestniczyły zawsze trzy osoby, przy czym dwie były bezpośrednio zaangażowane w rejestrację i dokumentację, a jedna zajmowała się prowadzeniem jachtu. Pod względem organizacyjnym opisywana metoda jest więc mało skomplikowana.

Należy podkreślić, że równocześnie z pomiarami ruchu turystycznego prowadzono uzupełniające obserwacje i badania. Część z nich dotyczyła uzyskania danych niezbędnych do określenia potencjału turystycznego terenu – prowadzono pomiary przejrzystości wody przy użyciu krążka Secchiego oraz określano cechy

¹ Uwzględnienie w pomiarach kierunku płynięcia obserwowanych jachtów oraz siły wiatru pozwoliło wykluczyć z ogólnej liczby obserwacji te powtarzalne, dotyczące jachtów płynących w tym samym kierunku co jednostka pomiarowa.



Ryc. 2. Punkty, w których prowadzono pomiary w trakcie rejsu badawczego na terenie Wielkich Jezior Mazurskich
Fig 2. Points of data gathering while sailing along the Great Masurian Lakes

litologiczne dna w miejscach cumowania jachtu. Pozostałe pomiary dodatkowe miały ścisły związek z turystyką i jej oddziaływaniem na środowisko. Identyfikacja i opis słyszanych dźwięków miały pomóc w odpowiedzi na pytanie, czy na Mazurach rzeczywiście można znaleźć ciszę i spokój, tak często deklarowane przez turystów jako poszukiwane na tym terenie. W miejscach postoju określano stopień i zasięg (licząc w głąb łądu) zaśmiecienia brzegu, rejestrowano również inne przejawy presji turystycznej (erozja brzegu pod wpływem falowania wywołanego przez łodzie motorowe, uszkodzenia drzew podczas cumowania). Weryfikowano również zebrane wcześniej dane dotyczące zagospodarowania turystycznego. Obserwacje jakościowe służyły szczegółowemu rozpoznaniu zróżnicowania podejmowanych przez turystów aktywności oraz sposobu, w jaki korzystają oni z pobytu „na łonie natury”. Nie wszystkie zebrane dane zostały uwzględnione przy opracowywaniu tego artykułu – ma on przede wszystkim charakter metodyczny.

Wyniki

Poniżej zaprezentowano jedynie wstępne wyniki mające wykazać potencjał badawczy zastosowanej metody badań terenowych. Ogółem przeprowadzono 430 pomiarów. Objęły one swoim zasięgiem niemal cały szlak Wielkich Jezior Mazurskich (z pominięciem jezior Roś i Tyrkło, gdzie planuje się przeprowadzenie pomiarów uzupełniających). Trzeba jednak zwrócić uwagę, że o ile pomiary w centralnej części szlaku (jeziora: Beldany, Mikołajskie, Tałty) wykonywano wielokrotnie i w obu okresach badawczych, na niektórych jeziorach (np. j. Świątajty) przeprowadzono zaledwie kilka obserwacji. Mimo tej niejednorodności przestrzennej zgromadzone dane pozwoliły na stwierdzenie pewnych prawidłowości rządzących wykorzystaniem turystyczno-rekreacyjnym Wielkich Jezior Mazurskich.

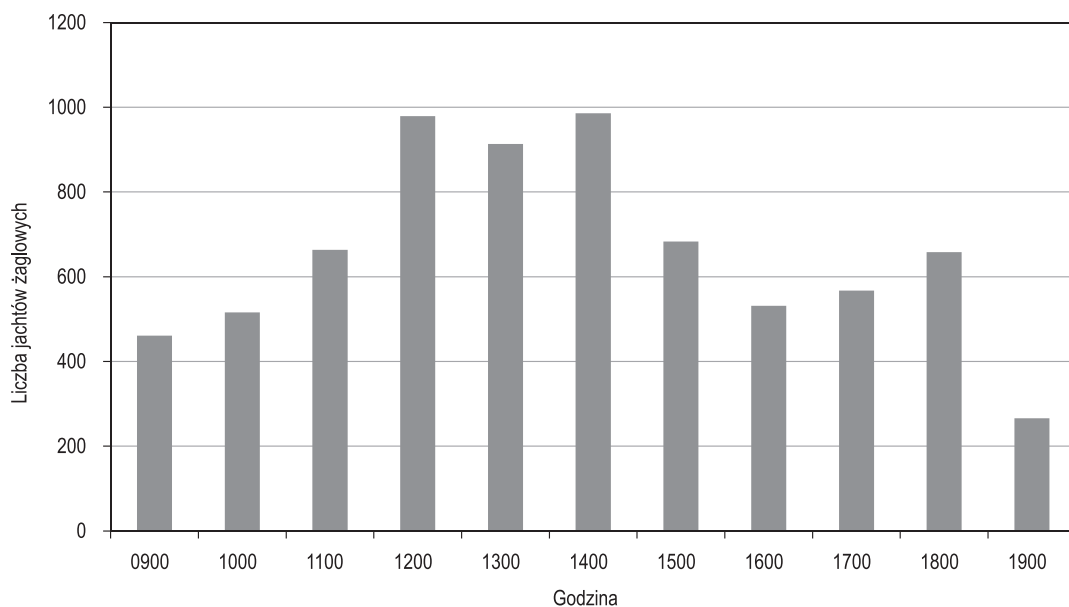
Wiodącą formą aktywności turystycznej na obszarze badań jest żeglarstwo – stanowiło 78% zaobserwowanych aktywności, co potwierdziło wcześniejsze przypuszczenia. Pływanie na jachtach motorowych (zarówno motorówkach, jak i większych jednostkach, również tzw. „houseboats”) stanowiło 11% zaobserwowanych aktywności. Pozostałe 11% przypadło na pozostałe aktywności.

Aktywność turystów jest zależna od pory dnia. Jak pokazano na rycinie 3, najczęściej jachtów żaglowych pływa po jeziorach około południa oraz po południu, w trakcie którego zaznacza się spadek liczby jachtów pływających podczas przerwy obiadowej (ok. godz. 16:00). Cykl ten jest odwrotnie proporcjonalny do liczby jachtów cumujących przy brzegu. Niezależnie od rosnącej liczby i poprawy jakości warunków w przystaniach na szlaku Wielkich Jezior Mazurskich, cumowanie „na dziko” jest powszechnie praktykowane i w znaczącym stopniu oddziałuje na charakter brzegu – niestety, często negatywnie (zanieczyszczenie sięga średnio 150 m od linii brzegu). Różnorodność podejmowanych aktywności jest oczywiście zależna od pogody. Warunki sprzyjające największej liczbie aktywności to niewielkie zachmurzenie (3–4 w dziesięciostopniowej skali) oraz lekki wiatr (2 w skali Beauforta).

Jak wynika z przeprowadzonych badań, turystyka typu „3S” jest na Wielkich Jeziorach Mazurskich relatywnie mało popularna. Większą liczbę kąpiących się czy opalających obserwowano jedynie w słoneczne i bezwietrzne dni przy ośrodkach wypoczynkowych i na publicznych plażach (których w stosunku do długości linii brzegowej jest bardzo mało – głównie w większych miejscowościach). Wyraźnie powiązane przestrzennie z miejscami intensywnie zagospodarowanymi turystycznie są też takie formy rekreacji jak rowery i narty wodne. Największą dostępnością dla turystów zainteresowanych pasywnym oglądaniem jezior „z wody” cechuje się Jezioro Mikołajskie – obserwowano tu do 5 statków białej floty jednocześnie (oprócz dłuższych tras oferowanych przez Żeglugę Mazurską dostępnych jest wiele rejsów spacerowych z wypłynięciem na jezioro Śniardwy).

Dyskusja

Opisana metoda bliska jest temu, co A. Muhar i in. (2002) określają mianem „obserwacji losowych” (*random observations*). Cytowani autorzy podkreślają znaczenie obserwacji terenowych czynionych w różnych miejscach i o różnych porach. Uważają, że tego typu informacje (nawet przypadkowe) dostarczają szerokiego spektrum



Ryc. 3. Liczba jachtów żaglowych zaobserwowanych o różnych godzinach na terenie Wielkich Jezior Mazurskich w okresach 3–13.07 i 20–31.08. 2014 r.

Fig 3. Number of sailing yachts observed on different hours in the Great Masurian Lakes in July 3–13 and August 20–31, 2014

informacji o liczbie turystów i ich zachowaniach. Proponowana metoda porządkuje obserwacje poprzez narzucenie regularności czasowej i sformułowanie podstawowego zakresu elementów do odnotowania. Umożliwia też swobodne odnotowywanie wszelkich innych przejawów działalności turystów, które obserwator uzna za istotne, jak również nie wyklucza jednoczesnego zbierania innych, pomocniczych danych.

Dane zbierane są wzdłuż wyznaczonej marszuty. Jest ona na tyle długa, że wiele pomiarów ma charakter dyskretny. Duże znaczenie ma jednak fakt, że obserwacje nie ograniczają się do kilku wybranych punktów czy aktywności wąskiej grupy osób, ale mają charakter przekrojowy, dostarczając informacji również o miejscach, gdzie ruch turystyczny jest stosunkowo niewielki (ale może mieć szczególny charakter).

Dobór punktów pomiarowych w obrębie wyznaczonej trasy jest przypadkowy, zależy w dużej mierze od panujących w danym dniu warunków pogodowych (głównie siły i kierunku wiatru). Nie można zatem mówić o bezpośrednim pomiarze całości ruchu turystycznego na obszarze badań. Zakłada się jednak, że duża liczba przeprowadzonych pomiarów, znajomość ich dokładnej lokalizacji (a co za tym idzie zasięgu pola widzenia) oraz w niektórych przypadkach ich powtarzalność umożliwia wykorzystanie narzędzi GIS do opracowania przestrzennego modelu rozkładu ruchu turystycznego na Wielkich Jeziorach Mazurskich.

Do największych zalet opisywanej metody należy fakt, że pozwala ona w relatywnie krótkim czasie zebrać bardzo wiele różnorodnych danych, o charakterze zarówno ilościowym jak i jakościowym, oraz jej prostota. Istnieją jednak pewne ograniczenia jej stosowania. Odpowiednie zaplanowanie i realizacja marszuty pomiarowej wymaga wcześniejszej znajomości terenu oraz ogólnej wiedzy o praktykach turystycznych na danym obszarze. Jest to podstawowy warunek efektywności prowadzonych działań. Choć mogłoby się wydawać, że ze względu na swoją prostotę opisywana metoda mogłaby znaleźć zastosowania w badaniach prowadzonych przez studenckie koła naukowe, uczniów czy inne grupy społeczne, to jednak dane zbierane przez obserwatorów bez odpowiedniego przygotowania mogą się okazać trudne w interpretacji – zwłaszcza jeśli osoba je analizująca nie uczestniczyła w obserwacjach, a teren zna słabo. Badania tego typu wymagają też pewnej samodyscypliny – regularne powtarzanie tych samych czynności może skutkować pewnym przytępieniem ciekawości badawczej – tymczasem towarzyszące pomiarom obserwacje jakościowe mogą mieć zasadnicze znaczenie dla wyjaśnienia zaobserwowanych trendów. Kolejną, niezależną już od prowadzących

badania kwestią, są warunki pogodowe. Idealnie byłoby, gdyby cała seria pomiarowa mogła być realizowana przy podobnej pogodzie – najlepiej takiej, która zachęca do podejmowania aktywności będących przedmiotem obserwacji. O ile niewielkie wahania warunków nie wpływają znacząco na zachowania turystów, duże zróżnicowanie pogodowe, zwłaszcza z okresami znacząco ograniczającymi aktywność turystów, może utrudnić interpretację uzyskanych danych. Ze względu na swój charakter opisywana metoda wydaje się wierniej oddawać zróżnicowanie tych aktywności, które mają duży zasięg przestrzenny i czasowy (np. żeglarstwo). Aktywności krótkotrwałe, efemeryczne i o ograniczonym zasięgu (np. kąpiele) są trudniejsze do zaobserwowania. Wartość zebranych danych może być jednak wzbogacona przez zastosowanie równoległe kilku metod badawczych (np. ankiet przeprowadzonych na obszarze badań).

Mimo swoich ograniczeń metoda marszrutowego pomiaru ruchu turystycznego jest godna polecenia. Wydaje się szczególnie przydatna do prowadzenia badań na obszarach, których cechy utrudniają zastosowanie metod automatycznych – relatywnie dużych i o zróżnicowanym charakterze ruchu turystycznego.

Badania w ramach projektu „Wykorzystanie koncepcji ecosystem services na potrzeby zarządzania zrównoważonym rozwojem turystyki na przykładzie obszarów pojeziernych. Projekt został sfinansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2012/07/B/HS4/00306. The research project “Use of the ecosystem services concept for sustainable management of tourism in lake areas”. The project was funded by National Science Center on the basis of a decision DEC-2012/07/B/HS4/00306.

Literatura

- Bartkowski T. 1986. Zastosowania geografii fizycznej. PWN, Warszawa.
- Beeco J. A., Hallo J. C., Brownlee M. T. 2014. GPS Visitor Tracking and Recreation Suitability Mapping: Tools for understanding and managing visitor use. *Landscape and Urban Planning* 127, s. 136–145.
- Brown G., Kytta M. 2014. Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS): A synthesis based on empirical research. *Applied Geography* 46, s. 122–136.
- Chomicz R., Batyk I., 2012, Pomiar wielkości ruchu w turystyce żeglarskiej na szlaku wielkich jezior mazurskich – stan na 2012r. *Journal of Health Sciences* 2 (6), s. 71–79.
- Cieszewska A. 2008. Recreational forest management based on visitor monitoring in Kampinos National Park. *Annals of Warsaw University of Life Sciences-SGGW. Horticulture and Landscape Architecture* 29, s. 163–171.
- Ecosystems and human well-being. 2005. Island Press, Washington.
- Hallo J. C., Manning, R. E. 2009. Transportation and recreation: A case study of visitors driving for pleasure at Acadia National Park. *Journal of Transport Geography* 17 (6), s. 491–499.
- Kajala L., Almik A., Dahl R., Dikšaitė L., Erkkonen J., Fredman P. et. al. 2007. Visitor monitoring in nature areas – a manual based on experiences from the Nordic and Baltic countries. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Kammler M. Schernewski G. 2004. Spatial and temporal analysis of beach tourism using webcam and aerial photographs. *Coastline Reports* 2, s. 121–128.
- Kowalczyk A. 2001. Geografia turystyki. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kozak M. 2011. Turystyka jako czynnik rozwoju regionów Polski Wschodniej. Ekspertyza wykonana na zlecenie Ministerstwa Rozwoju Regionalnego na potrzeby aktualizacji Strategii rozwoju społeczno-gospodarczego Polski Wschodniej do roku 2020, http://www.mir.gov.pl/rozwoj_regionalny/Polityka_regionalna/Strategia_rozwoju_polski_wschodniej_do_2020/Dokumenty/Documents/TURYSTYKA_PL_WSCH_18_10_2011.pdf, dostęp 07.03.2015.

- Kuchcik M., Baranowski J. 2011. Różnice termiczne między osiedlami mieszkaniowymi o różnym udziale powierzchni czynnej biologicznie. *Prace i Studia Geograficzne* 47, s. 365–372.
- Lijewski T., Mikułowski B., Wyrzykowski J. 2002. *Geografia turystyki Polski*. Państwowe Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa.
- Matczak A. 1992. Model badań ruchu turystycznego. Studium metodologiczne. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Muhar A., Arnberger A., Brandenburg C. 2002. Methods for visitor monitoring in recreational and protected areas: An overview. *Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. Institut for Landscape Architecture & Landscape Management Bodenkultur University Vienna, s. 1–6.
- Paracchini M. L., Zulian G., Kopperoinen L., Maes J., Schägner J. P., Termansen M. 2014. Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators* 45, s. 371–385.
- Pocewicz A., Nielsen-Pincus M., Brown G., Schnitzer R. 2012. An Evaluation of Internet versus Paper-based Methods for Public Participation Geographic Information Systems (PPGIS). *Transactions in GIS* 16 (1), 39–53.
- Rein A., Aasa A., Antti R., Ülar M., Siiri S. 2008. Evaluating passive mobile positioning data for tourism surveys: an Estonian case study. *Tourism Management* 29 (3), s. 469–486.
- Shoval N., Isaacson M. 2007. Tracking tourists in the digital age. *Annals of Tourism Research* 34 (1), s. 141–159.
- Warcholik W., Majewski K., Kiszka K. 2010. Ruch turystyczny w Pienińskim Parku Narodowym. *Pieniny – Przyroda i Człowiek* 11, s. 149–156.

Rola badań terenowych w diagnozowaniu potencjału turystycznego doliny Warty na terenie metropolii Poznań

The role of field studies in diagnosing touristic potential in the Warta Valley in Poznan Metropolis

Sylwia Bródka¹, Iwona Miedzińska²

¹ Zakład Ekologii Krajobrazu, Instytut Geografii Fizycznej i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza
ul. Dziegielowa 27, 61-680 Poznań

² Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Lesznie
ul. Mickiewicza, 64-100 Leszno

e-mail: ¹ brodka@amu.edu.pl; ² iwona.miedzinska@wp.pl

Abstract: The study focuses on the importance of methods and techniques of field studies in diagnosing touristic potential as well as in conceptualizing the program of tourism development in the Warta Valley. The Warta Valley is considered to be of major touristic and recreational importance in Poznan Metropolis. Landscape inventory of this area showed that its natural potential is extremely variable, dependent on numerous factors connected with the features of natural environment and the way it is managed and used by man. The survey enabled recognition of social expectations concerning the touristic potential of the Warta Valley. The results of the survey contributed to the identification of territories and objects that define eco-landscape value of the valley. Social assessment included suggestions of changes to increase the recreational potential as well as to improve functional aspect of the Warta Valley.

Słowa kluczowe: potencjał turystyczny, dolina, badania terenowe, kierunki rozwoju

Keywords: tourist potential, valley, field research, development trends

Wprowadzenie

Obserwowana od dawna w krajach europejskich oraz coraz mocniej akcentowana w Polsce tendencja do wzmocnienia turystycznego znaczenia dolin rzek uznawana jest za jeden z priorytetowych celów rozwoju turystyki w Poznaniu i jego strefie podmiejskiej (Jachuta-Szostak 2011). Wśród szeregu działań szczegółowych wymienić należy potrzebę wykreowania wizerunku Poznania jako kluczowego elementu tzw. Wielkiej Pętli Wielkopolski oraz szlaku wodnego dla turystów z Europy Zachodniej. Za równie ważne uznaje się opracowanie pakietowych ofert turystycznych dla turystyki wodnej oraz tworzenie nadwarciańskiej przestrzeni publicznej jako atrakcyjnego miejsca do spędzania czasu wolnego, budowę infrastruktury sportowo-rekreacyjnej na Warcie wraz z zagospodarowaniem terenów nadrzecznych (m.in. przystanie, bulwary, ścieżki pieszo-rowerowe,

wypożyczalnie sprzętu) (por. Strategia rozwoju turystyki w województwie wielkopolskim 2007). Przygotowanie koncepcji programowej oraz rozwiązań inwestycyjnych zmierzających do realizacji wymienionych zadań powinno być poparte analizą uwarunkowań rozwoju turystyki na tym obszarze, bazującą na wynikach badań terenowych.

Cel i zakres badań

Główny cel opracowania koncentruje się na zagadnieniach dotyczących roli metod i technik badań terenowych w diagnozowaniu potencjału turystycznego doliny Warty w granicach metropolii Poznań. Podstawowym założeniem metodycznym pracy jest próba zintegrowanego podejścia do analizy uwarunkowań turystyki i rekreacji na badanym obszarze. W związku z tym inwentaryzacja oraz ocena potencjału turystycznego jest połączeniem oceny eksperckiej i społecznej.

Terenowe prace badawcze polegały na kartowaniu doliny Warty; zrealizowano je z wykorzystaniem formularza inwentaryzacyjnego zawierającego kryteria umożliwiające rozpoznanie walorów przyrodniczo-krajobrazowych i kulturowych oraz stanu użytkowania i zagospodarowania doliny. W zakres prac terenowych weszły ponadto badania społeczne, które zrealizowane zostały metodą sondażu diagnostycznego z wykorzystaniem kwestionariusza ankietowego. Głównym celem badań ankietowych było rozpoznanie opinii turystów i mieszkańców metropolii Poznań na temat znaczenia naturalnych i kulturowych walorów oraz zagospodarowania doliny Warty w realizowaniu potrzeb wypoczynkowych. Za równie ważne uznano wskazanie elementów decydujących o wysokiej jakości środowiska przyrodniczego i krajobrazu oraz czynników zagrażających potencjałowi przyrodniczemu tego obszaru.

Obszar badań

Możliwości turystycznego wykorzystania rzek w metropolii Poznań związane są przede wszystkim z Wartą, która wraz z Wełną i Kanalem Mosińskim oraz mniejszymi dopływami tworzy liczne warianty przebiegu szlaków wodnych, prowadzących także w inne części regionu oraz kraju. Według regionalizacji fizycznogeograficznej J. Kondrackiego (2012), od południa Warta przebiega przez mezoregion Kotliny Śremskiej. W okolicach Śremu rzeka wkracza w Poznański Przełom Warty (por. Bartkowski 1957). Jest to przebiegający południkowo odcinek doliny Warty, o długości ok. 45 km, łączący z północy na południe Pradolinę Toruńsko-Eberswaldzką z Pradolina Warszawsko-Berlińską. W centralnej części przełomowego odcinka doliny położony jest Poznań. Przed Obornikami Warta wpływa na obszar Kotliny Gorzowskiej. W granicach metropolii Poznań dolina Warty w swym zasięgu przestrzennym obejmuje gminy: Śrem, Mosinę, Puszczykowo, Komorniki, Luboń, Poznań, Suchy Las, Czerwonak, Murowaną Goślinę oraz Oborniki. Jest to odcinek o długości 120 km, zlokalizowany pomiędzy 303 km a 183 km biegu rzeki.

Metody i etapy badań terenowych

Badania terenowe przeprowadzono z wykorzystaniem metody topograficznej nazwanej również marszrutową. Kartowanie realizowano od strony lądu wzdłuż wyznaczonych linii marszrutowych oraz od strony wody na pokładzie wolno płynącej rzeką statku. Istotą zastosowanej metody było wydzielenie odcinków homogenicznych z punktu widzenia badanych cech, oddzielnie dla lewostronnego oraz prawostronnego fragmentu doliny. Inwentaryzacji i ocenie poddano łącznie 23 cechy szczegółowe, które zagregowano następnie w ramach trzech kategorii odnoszących się osobno do walorów przyrodniczo-krajobrazowych doliny rzeki oraz jej koryta, a także – do użytkowania i zagospodarowania doliny rzeki (por. tab.1).

Na dobór kryteriów oceny wpływ miała duża zmienność warunków środowiskowych doliny Warty, które dodatkowo są w różnym stopniu modyfikowane przez czynnik antropogeniczny. O wyborze cech diagnostycznych

Tabela. 1. Zakres inwentaryzacji walorów przyrodniczo-krajobrazowych doliny Warty
Table.1. The scope of natural and landscape inventory of the Warta Valley

Walory przyrodniczo-krajobrazowe		Użytkowanie oraz zagospodarowanie doliny i koryta rzeki
doliny rzeki	koryta rzeki	
Morfologia doliny	głębokość koryta rzeki	użytkowanie terenu w dolinie
Krawędzie doliny	morfologia koryta rzeki	obecność oraz rodzaj wałów przeciwpowodziowych
Układ doliny	szerokość strefy przybrzeżnej	obecność innych obiektów gospodarki wodnej
Obecność wód w dolinie	roślinność wodna	zróżnicowanie oraz ranga obiektów dziedzictwa kulturowego
Wartość przyrodnicza doliny	roślinność skarp	ilość i zróżnicowanie obiektów zagospodarowania turystycznego
Liczba planów w krajobrazie	zróżnicowanie gatunkowe roślinności na skarpach	występowanie elementów ograniczających dostępność oraz możliwość użytkowania turystycznego doliny i koryta rzeki
Liczba oraz zróżnicowanie elementów budujących krajobraz	zadrzewienie brzegów rzeki	–
Występowanie dominant krajobrazowych	warunki świetlne koryta	–
–	obudowa brzegów cieku	–

zdecydowały również stosowane powszechnie kryteria wykorzystywane w ekomorfologicznej charakterystyce dolin rzek w krajach Unii Europejskiej (por. CEN/TC pr EN 14614 2003; Final Report Twinning Light Project No TLP 01-28 (2004); Gacka-Grześkiewicz i in. 1997; Ilnicki, Lewandowski 1997). Każde z kryteriów oceny podzielone zostało na trzy klasy, które opisano pod kątem różniących je cech. Każdej z klas przyporządkowano następnie odpowiednią punktację w przedziale od 1 do 5. Wartość 1 oznacza niską jakość badanej cechy, wartość 3 – jakość średnią, natomiast wartość 5 – jakość wysoką. Następnym krokiem było obliczenie wartości uśrednionych dla każdego z odcinków oraz dla każdej z badanych cech. Wyniki badań zamieszczono w zestawieniu tabelarycznym (por. ryc. 1).

Ocena społeczna zrealizowana została z wykorzystaniem kwestionariusza ankietowego, który składał się z dwudziestu pytań. Badania przeprowadzono metodą doboru nielosowego w letnim sezonie rekreacyjnym 2014 r. W badaniu udział wzięło 470 osób, które wypoczywały w różnych częściach doliny Warty. W podziale administracyjnym było to: 21% ogółu badanych w Poznaniu, 11% w gminie Oborniki, 9% w gminie Murowana Goślina, 10% w gminie Czerwonak, 6% w gminie Suchy Las, 9% w gminie Luboń, 13% w gminie Puszczykowo, 10% w gminie Mosina oraz 11% w gminie Śrem. Nierównomierny rozkład liczby respondentów, to efekt dużej rozciągłości przestrzennej doliny oraz problemów związanych z występowaniem barier dla ruchu i zagospodarowania turystycznego (np. terenów stale lub okresowo podmokłych, stref ochronnych ujęć wód, poligonu wojskowego, zabudowy przemysłowej i mieszkaniowej w bezpośrednim sąsiedztwie linii brzegowej rzeki, słabej dostępności komunikacyjnej).

Wyniki badań terenowych

Dolina Warty stanowi główną oś w układzie terenów o dużym znaczeniu turystycznym i rekreacyjnym w metropolii Poznań. Południkowy przebieg doliny stwarza szanse na jej wykorzystanie jako najważniejszego traktu turystycznego, obsługującego różnorodne formy aktywności rekreacyjnej. Dodatkowym atutem jest integracja doliny Warty z Poznaniem jako centrum turystycznym metropolii oraz z dowiązanymi do niej od zachodu i od wschodu obszarami turystyczno-wypoczynkowymi dolin rzek: Samicy i Bogdanki oraz Cybiny i Głównej (por. Kaniecki, Rotnicka 1995; Nadolny, Słowiński 20011; Nadolny 2013).

Inwentaryzacja walorów i zagospodarowania doliny Warty

Przeprowadzona inwentaryzacja przyrodniczo-krajobrazowa doliny Warty wykazała, że jej naturalny potencjał jest mocno zróżnicowany. W części północnej i środkowej dolina jest raczej wąska i na znacznej długości głęboko wcięta, a jej szerokość nie przekracza 200–300 m. W odcinku środkowym najszersze fragmenty doliny występują w Poznaniu-Naramowicach oraz między Luboniem a poznańską dzielnicą Rataje. W części południowej, od Mosiny do Śremu, szerokość doliny wyraźnie wzrasta (przeważnie do około 2 km). Koryto rzeki jest na wielu odcinkach uregulowane i zabezpieczone za pomocą ostróg kamienno-faszynowych, a w obrębie Poznania płyt betonowych. Zadrzewienie skarp Warty w ponad połowie odcinków przekracza 50–70%. Na około 30% brzegów zadrzewienia stanowią 70–100%, natomiast w 20% brzegów ich udział wynosi poniżej 30%. Są to najczęściej niewysokie krzewy oraz drzewa (3–10 m wysokości), a w ich składzie oprócz różnych gatunków wierzby i olszy czarnej, znaczący udział mają też: dąb szypułkowy, topola, klon jesionolistny, osika, jesion wyniosły, sosna zwyczajna oraz wiąz szypułkowy.

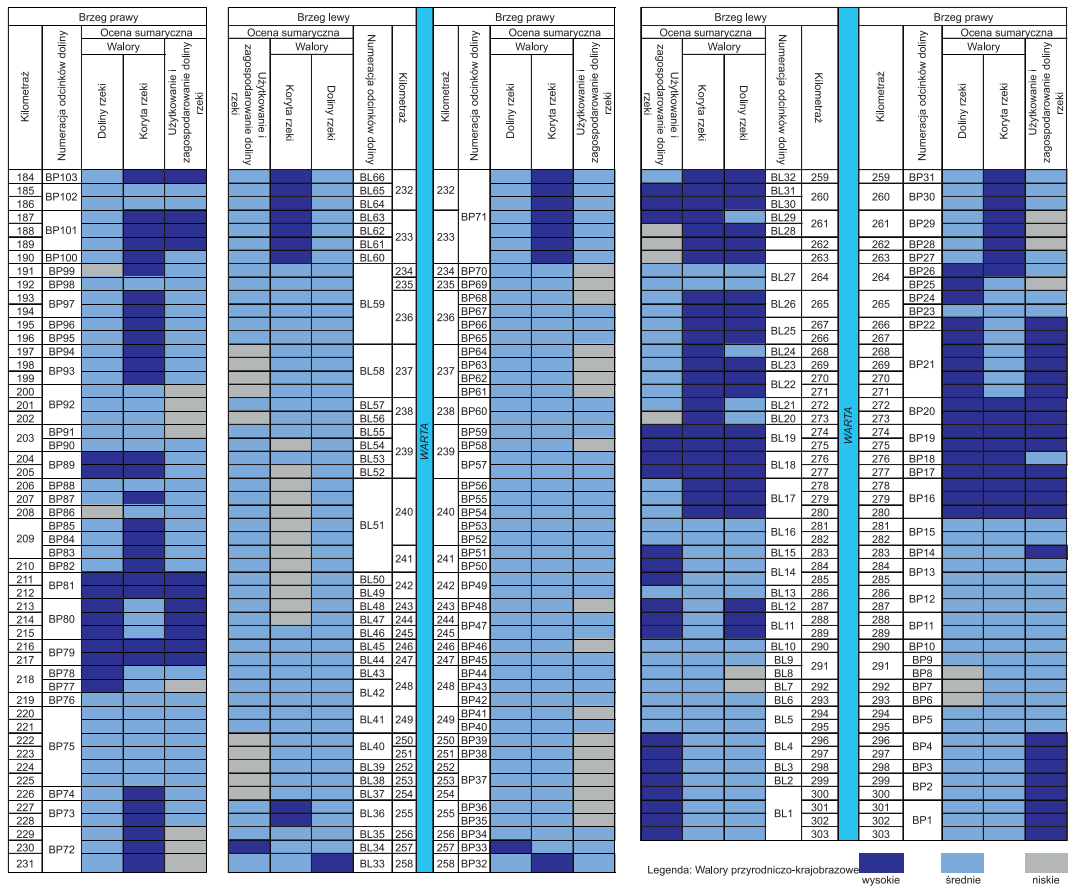
Użytkowanie terenu w dolinie rzeki różnicuje się przestrzennie. W części północnej dominują duże kompleksy leśne, a znajdujące się tam grunty rolne użytkowane są ekstensywnie. W części środkowej, w granicach Poznania oraz mniejszych miejscowości (Czerwonak, Luboń, Puszczykowo), przeważa zabudowa o różnej intensywności, często usytuowana blisko koryta rzeki, a także tereny zieleni urządzonej, ogrodów działkowych oraz sportu i rekreacji. W części południowej użytkowanie terenu jest bardziej urozmaicone. W okolicach Mosiny, w lewobrzeżnym fragmencie doliny przeważają użytki zielone z licznymi zadrzewieniami, które przechodzą następnie w zwarte powierzchnie leśne. Część prawobrzeżna odznacza się z kolei mozaiką łąk, pastwisk, lasów łęgowych, zadrzewień drobnopowierzchniowych oraz mokradeł i starorzeczy. Zupełnie odmienny jest natomiast mocno zabudowany, miejski fragment doliny w Śremie.

W dolinie zachowały się cenne fragmenty lasów łęgowych, w tym unikatowe w skali kraju łągi wierzbowe i topolowe. Na wyższych terasach występują kompleksy grądów. Większą część obszaru pokrywają lasy w typie siedliskowym borów mieszanych świeżych i lasów mieszanych oraz w mniejszym stopniu – lasów wilgotnych. Znaczna część doliny znajduje się na terenach objętych różnymi formami ochrony przyrody. W obrębie doliny Warty położone są m.in.: Wielkopolski Park Narodowy, Rogaliński Park Krajobrazowy, rezerваты przyrody (Krajkowo, Śnieżycowy Jar, Słonawy, Dołęga), obszar chronionego krajobrazu Biedrusko oraz szereg obszarów sieci Natura 2000 [obszary mające znaczenie dla Wspólnoty (OZW): Rogalińska Dolina Warty, Ostoja Wielkopolska, Fortyfikacje w Poznaniu, Biedrusko, Dolina Welny, Kiszewo oraz obszary specjalnej ochrony ptaków (OSO): Ostoja Rogalińska, Puszcza Notecka].

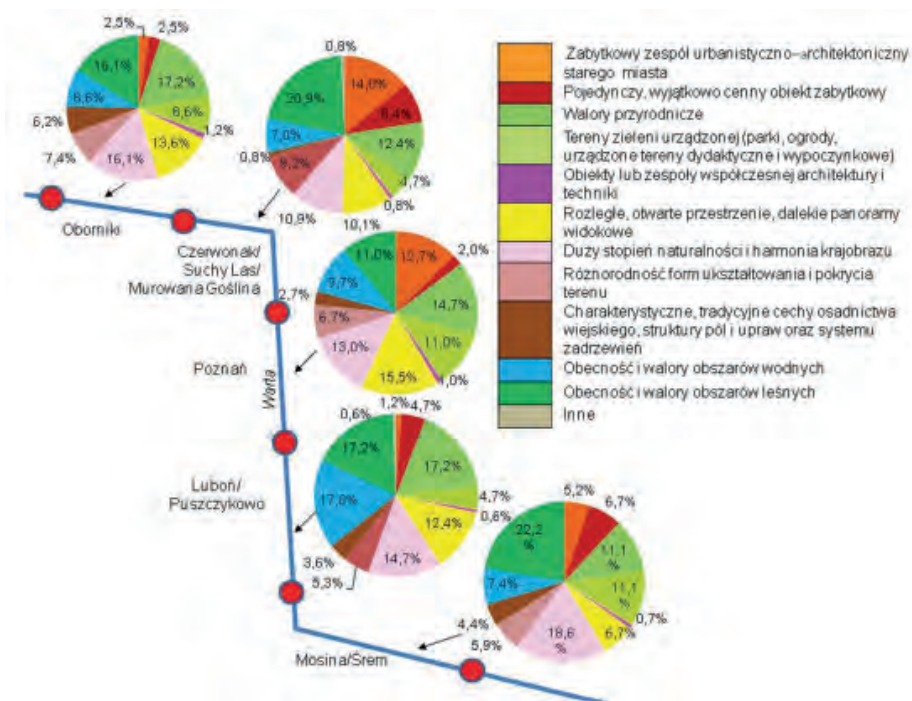
Wśród elementów decydujących o wysokich walorach przyrodniczych i krajobrazowych doliny Warty wymienić należy cechy charakteryzujące układ i krawędzie doliny, morfologię koryta rzeki, szerokość strefy przybrzeżnej, roślinność skarp, obudowę brzegów rzeki oraz jej dostępność. Na poziomie wartości średnich kształtują się cechy morfologii doliny rzeki, obecności wód w dolinie, zadrzewienia brzegów oraz użytkowanie doliny i jej zagospodarowanie turystyczne oraz walory kulturowe (por. ryc. 1). Najniższe wartości uzyskały kryteria opisujące roślinność wodną oraz obwałowanie rzeki. Do szczególnie wartościowych pod względem warunków ekologiczno-krajobrazowych zaliczono fragmenty doliny Warty położone w granicach gmin: Śrem (283–289 km i 294–303 km biegu rzeki), Mosina, Puszczykowo i Komorniki (255–263 km i 265–283 km), Suchy Las i Czerwonak (220–233 km) oraz Oborniki (184–188 km i 193–216 km) (por. ryc. 1). Najniższą ocenę uzyskały odcinki zlokalizowane w granicach terenów zurbanizowanych: Śremu (290–303 km), Czerwonaka, Poznania i Lubonia (230–254 km) oraz Obornik i Murowanej Gośliny (205–218 km).

Spółeczna ocena walorów i zagospodarowania doliny Warty

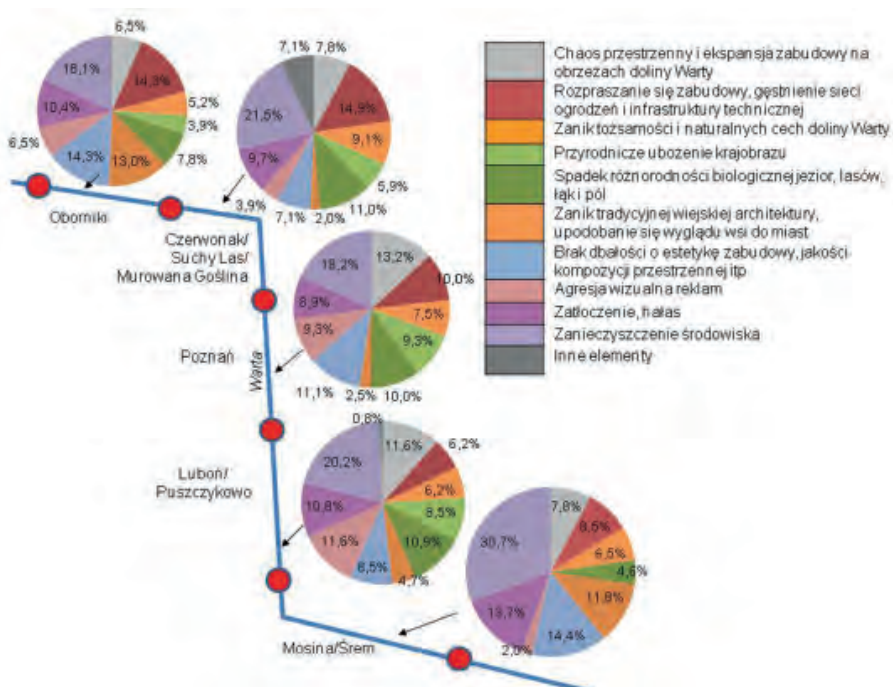
Podstawowym celem badań społecznych było rozpoznanie oczekiwań dotyczących możliwości turystycznego wykorzystania doliny Warty. Wyniki ankiety pozwoliły na identyfikację obszarów i obiektów decydujących o wyjątkowej wartości doliny oraz jej znaczeniu turystycznym i rekreacyjnym, a także czynników, które



Ryc. 1. Walory i zagospodarowanie doliny Warty
 Fig. 1. The natural values and tourist development of the Warta Valley



Ryc. 2. Wybrane przykłady społecznej oceny potencjału turystycznego doliny Warty – cechy korzystne w opinii respondentów
 Fig. 2. Social assessment of the tourism potential of the Warta Valley – selected examples of the preferred features



Ryc. 3. Wybrane przykłady społecznej oceny potencjału turystycznego doliny Warty – cechy niekorzystne w opinii respondentów
 Fig. 3. Social assessment of the tourism potential of the Warta Valley – selected examples of the negative features

zagrożą jakości krajobrazu (ryc. 2 i 3). Respondenci przedstawili ponadto propozycje zmian służących wzrostowi potencjału rekreacyjnego oraz funkcjonalności doliny Warty. Wyniki badań ankietowych posłużyły do opracowania mapy mentalnej.

Zdaniem ankietowanych dolina Warty jest ważną przestrzenią dla realizowania potrzeb wypoczynkowych. Najczęściej deklarowaną formą aktywności rekreacyjnej są spacer (72%), szczególnie po oznakowanych ścieżkach (30%). Bardzo popularna jest obserwacja przyrody i krajobrazu (44%), często z nieurządzonych miejsc widokowych (22%), w połączeniu z obserwacją płynącej wody (16%), a także – fotografowaniem przyrody (28%). Wśród form biernej aktywności dużą rolę odgrywa możliwość piknikowania (25%) oraz biwakowania (9%). Z kolei rekreacja aktywna to przede wszystkim wyprawy rowerowe po wyznaczonych szlakach (43%) lub poza nimi (24%), spływy zorganizowane (13%) i indywidualne (12%) oraz spacer i marsze nordic walking (10%), a także sporadycznie organizowane gry terenowe (4%). Niemniej popularne jest krajoznawstwo i turystyka kulturowa o charakterze poznawczym, realizowana na terenie Rogalińskiego Parku Krajobrazowego (17%) oraz w miejscowościach sąsiadujących z Wartą (15%). Chętnie realizowanymi formami wypoczynku jest uczestnictwo w wydarzeniach rozrywkowych, sportowych i kulturalnych organizowanych w dolinie Warty, będących w ofercie miast i miejscowości z nią sąsiadujących (22%). Zdaniem badanych, aktywności wypoczynkowej i rekreacyjnej w granicach doliny Warty sprzyja każda pora roku.

W opinii respondentów, do szczególnie atrakcyjnych turystycznie zalicza się obszary o wyróżniających się walorach przyrodniczych i krajobrazowych (25%), umożliwiające obcowanie z przyrodą w wymiarze wypoczynkowym, poznawczym, edukacyjnym i estetycznym. Wysoką ocenę w tej grupie uzyskały tereny cenne przyrodniczo (18%), np.: Wielkopolski Park Narodowy, Rogaliński Park Krajobrazowy, Park Krajobrazowy Puszcza Zielonka oraz punkt widokowy na Dziewiczej Górze, Łęgi Nadwarciańskie, Puszcza Notecka oraz dolina Kończaka i dolina Wełny. Duże znaczenie ankietowani przypisują terenom zieleni urządzonej (15%), w tym również tych o zbyt wysokim charakterze (np. założenie pałacowo-parkowe w Rogalinie). Wysoko oceniane są ponadto: duży stopień naturalności i harmonia krajobrazu (17%), obecność i walory obszarów wodnych oraz leśnych (15%), otwarte przestrzenie, rozległe i dalekie panoramy widokowe (13%) oraz różnorodność form ukształtowania i pokrycia terenu (7%) (por. ryc. 2).

Wśród czynników obniżających atrakcyjność doliny Warty respondenci wymienili niewystarczającą dbałość o teren rozumianą jako brak „gospodarza” (31%) oraz znaczne zaśmiecenie obszaru (dzikie składowiska odpadów, przepełnione pojemniki na odpady, śmieci na szlakach turystycznych pieszych i rowerowych, stałe i płynne zanieczyszczenia przenoszone z nurtem rzeki oraz występujące wzdłuż linii brzegowej) (47%). Dużym mankamentem jest brak zaplecza rekreacyjnego w postaci wypożyczalni sprzętu sportowego i wodnego, boisk, placów zabaw, ławek, miejsc wypoczynkowych, miejsc piknikowych, parkingów oraz szlaków i ścieżek zlokalizowanych w bliskim sąsiedztwie koryta rzeki (wytyczone i oznakowane trasy spacerowe oraz szlaki piesze i rowerowe) (29%). Do elementów uciążliwych dla wypoczynku ankietowani zaliczyli ponadto: wszechobecny hałas (np. komunikacyjny, miejski, lotniczy, pokrzykiwania innych osób) (21%), małą ilość terenów zieleni urządzonej o charakterze parkowym (7%) oraz brak poczucia bezpieczeństwa (obecność osób pijących alkohol, bezdomnych) (4%). Za niekorzystne zjawisko uznano również „niekontrolowany” rozwój zabudowy w granicach doliny oraz zły stan techniczny linii brzegowej rzeki (3%) – por. ryc. 3.

W opinii społecznej, wśród niezbędnych zmian służących podniesieniu atrakcyjności doliny Warty wymienić należy: konieczność lepszego współdziałania podmiotów odpowiedzialnych za zarządzanie terenami nadwodnymi, wzrost świadomości społecznej oraz większą dbałość o wspólną przestrzeń. Za równie ważny uznano rozwój infrastruktury rekreacyjnej, a w szczególności: szlaków i ścieżek turystycznych (rowerowych, pieszych, spacerowych), zorganizowanych pól biwakowych z wiatami i ławkami, pielęgnowanych terenów zieleni umożliwiających gry i zabawy sportowe, urządzonych placów zabaw, boisk sportowych i plaż. W opinii badanych na funkcjonalność doliny Warty wpłynąć może powstanie tarasów widokowych, bulwarów spacerowych na terenach miejskich (Poznań, Oborniki i Puszczykowo), ustawienie ławek i wiat przy szlakach oraz w miejscach ciekawych krajobrazowo, a także utworzenie nowych przystani wodnych oraz wypożyczalni sprzętu wodnego.

Wnioski i podsumowanie

Przeprowadzona analiza wykazała zasadność stosowania zintegrowanego podejścia do inwentaryzacji i diagnozy potencjału turystycznego doliny Warty. Połączenie eksperckiej oceny walorów oraz zagospodarowania doliny Warty z jej odbiorem społecznym stwarza szanse na równoważenie ekologicznych, gospodarczych i społecznych potrzeb w procesie planowania funkcji turystycznych.

Badania terenowe potwierdziły, że istotnym problemem w turystycznym wykorzystaniu Warty są duże dysproporcje w walorach oraz w przystosowaniu brzegów rzeki dla turystyki aktywnej i wypoczynku, szczególnie pomiędzy częścią doliny położoną w granicach Poznania a odcinkami znajdującymi się na północ i południe od miasta. Nierównomiernie kształtuje się dostępność doliny dla ruchu turystycznego. W skali całej metropolii zintegrowany systemem szlaków turystycznych (wodnych, rowerowych i pieszych) występuje jedynie na odcinkach usytuowanych pomiędzy Luboniem i Rogalinem oraz Czerwonakiem i Mściszewem. Słabo rozwinięta jest infrastruktura turystyki wodnej, zarówno pod względem ilości i standardu obiektów, jaki i świadczonych z ich wykorzystaniem usług. Ograniczeniem dla turystycznego użytkowania doliny Warty są ponadto zlokalizowane w jej granicach obszarowe formy prawnej ochrony środowiska (obszary ochrony przyrody, strefy ochrony ujęć wód, lasy ochronne), których obecność całkowicie lub częściowo wyklucza użytkowanie doliny w celach turystycznych.

Czynnikiem sprzyjającym aktywizacji funkcji turystycznych są cechy związane z walorami morfologicznymi i krajobrazowymi doliny Warty, jej ekstensywnym użytkowaniem, obecnością większych kompleksów leśnych o korzystnych warunkach bioklimatycznych oraz występowaniem atrakcyjnych krajoznawczo obiektów dziedzictwa kulturowego. Mocną stroną oferty turystycznej doliny są ponadto położone w jej granicach ośrodki miejskie o randze wojewódzkiej (Poznań), powiatowej (Śrem i Oborniki) oraz gminnej (Luboń, Puszczykowo, Mosina), a także liczne mniejsze miejscowości. Traktując powyższe ośrodki jako zaplecze obsługi ruchu turystyczno-rekreacyjnego w dolinie Warty, należy wskazać na ich specjalistyczny charakter. Oprócz Poznania, rolę wielofunkcyjnych miejscowości turystycznych pełnić mogą: Śrem, Rogalin, Mosina, Puszczykowo, Luboń oraz Owińska. Funkcje wypoczynkowe przypisać należy Mechlinowi, Radzewicom, Świątnikom oraz Rogalinkowi. Typowo usługowy charakter mają natomiast Koziegłowy, Czerwonak, Biedrusko oraz Oborniki

Przeprowadzona analiza walorów i zagospodarowania doliny Warty wskazuje na konieczność podjęcia działań służących tworzeniu nowoczesnej i spójnej podbudowy infrastrukturalnej oraz organizacyjnej w sferze turystyki i rekreacji. Podstawą metodyczną tych rozwiązań powinno być wprowadzenie zintegrowanych produktów turystycznych dla obszaru opracowana przy założeniu wiodącego znaczenia czterech rodzajów turystyki: wodnej, aktywnej, przyrodniczej (poznawczo-edukacyjnej) oraz miejskiej (por. Bródka, Miedzińska 2015).

Literatura

- Bartkowski T. 1957. Rozwój polodowcowej sieci hydrograficznej w Wielkopolsce Środkowej. Zeszyty Naukowe UAM 8, s. 15–23.
- Bródka S., Miedzińska I. 2015. Turystyka i rekreacja. W: *Koncepcja kierunków rozwoju przestrzennego metropolii Poznań*. Centrum Badań Metropolitalnych, Poznań, s. 186.
- CEN/TC pr EN 14614. 2003. Water quality – Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers, Brussels, s. 24.
- Final Report Twinning Light Project No TLP 01-28, Annex 3. Assessment of the principles and techniques used to monitor hydromorphological characteristic in Europe including Slovak Republic, 2004, s. 38.
- Gacka-Grzeškiewicz E. i in. 1997. Weryfikacja krajowych korytarzy ekologicznych ze względu na stan przekształcenia sieci wodnej. Etap II Metody oceny dolin rzecznych jako korytarzy ekologicznych. IOŚ, Warszawa, s.180

- Ilnicki P., Lewandowski P. 1997. Ekomorfologiczna waloryzacja dróg wodnych Wielkopolski. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 19–30.
- Jachuta-Szostak A. 2011. Front wodny Poznania – dolina Warty. Rewitalizacja związków z rzeką. Wyd. Politechniki Poznańskiej, s.186.
- Kaniecki A., Rotnicka J. (red.) 1995. Wody powierzchniowe Poznania. Problemy wodne obszarów miejskich. T. 2, Wyd. Sorus, Poznań, s. 356.
- Kondracki J. 2011. Geografia regionalna Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, s. 444.
- Nadolny G. 2013. Przewodnik nawigacyjny „Wielka Pętla Wielkopolski”. Wielkopolska Organizacja Turystyczna, Poznań, s. 84.
- Nadolny G., Słowiński M. 2011. Przewodnik „Wielka Pętla Wielkopolski”. Wyd. Satchwell, Warszawa, s. 64.
- Strategia rozwoju turystyki w województwie wielkopolskim. 2007. Instytut Turystyki, Warszawa, s. 195.

Hibner J., 2015, Rola prac terenowych w badaniach natężenia ruchu turystycznego na górskich obszarach chronionych na przykładzie Łomnickiego Stawu *Problemy Ekologii Krajobrazu*, T. XXXIX, 129–137.

Rola prac terenowych w badaniach natężenia ruchu turystycznego na górskich obszarach chronionych na przykładzie Łomnickiego Stawu

The role of field works in the visitor monitoring studies in mountain protected areas (a case study of Skalnaté pleso)

Joanna Hibner

Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński
ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków
e-mail: joanna.hibner@uj.edu.pl

Abstract: Skalnaté pleso is the most frequently visited place in a whole Slovakian Tatra National Park. That is because of the cable cars operating in this area. Apart from that, there are also 4 tourist trails in the area of Łomnicki Staw, which enables tourist dispersion from the research site to the other neighbouring mountain areas. Since visitor monitoring brings a lot of benefits from the perspective of protected area management, monitoring studies are priority for the protected areas managers. Monitoring research methods are divided into 4 main categories: direct on-site observations, on-site automatic countings, visit registrations and inferred counts (Cessford, Muhar 2003). The aim of this article is to present the role of field works in the visitor monitoring studies in the mountain protected areas. For the author's studies, it is planned to use methods from all of the basic categories, since each of them has its advantages and disadvantages. Most of the methods used by the author involve field works but only their combination with methods of statistical analysis allows for getting reliable information about visitors in protected areas, together with their spatial and qualitative distribution.

Słowa kluczowe: badania ruchu turystycznego, obszary chronione, Łomnicki Staw
Keywords: visitor monitoring studies, protected areas, Skalnaté pleso

Wprowadzenie

Zainteresowanie badaniami na temat wielkości ruchu turystycznego po obu stronach Tatr pojawiło się wraz z intensywnym rozwojem turystyki na tym obszarze, już w latach 50. XX w. Początkowe badania miały charakter szacunków. Liczbę turystów po polskiej stronie Tatr określano m.in. na podstawie raportów z urzędów gminnych (lub powiatowych) dotyczących ogólnej liczby turystów w Zakopanem i w przyległych gminach. Określano ją w sposób pośredni, na przykład na podstawie ilości sprzedanego chleba. Dużym ułatwieniem było

wprowadzenie w latach 90. XX w. biletów wstępu na teren Tatrzańskiego Parku Narodowego po stronie polskiej (Czochański, Szydarowski 2000; Czochański 2002; Skawiński 2010). Strona słowacka nie prowadzi wprawdzie systemu sprzedaży biletów wstępu, jednakże począwszy od lat 70. XX w., prowadzone jest kontrolne liczenie turystów na całym obszarze Tatrzańskiego Parku Narodowego po stronie słowackiej (TANAP), jeden dzień w roku w okresie wakacyjnym. Kontrolne zliczanie turystów odbywało się po obu stronach Tatr już wielokrotnie (Czochański, Szydarowski 2000; Šturcel 2007). W terminie 5–7 sierpnia 2004, wraz ze stroną słowacką, powzięto wspólny projekt badań monitoringu ruchu turystycznego w Tatrach. Zastosowano różne, zbliżone techniki badań monitoringowych, m.in. badania sondażowe, fizyczne liczenie turystów oraz badania natężenia ruchu drogowego po słowackiej stronie Tatr (Ładygin, Chovancová 2005). Badania sondażowe stosowano dość powszechnie także w polskim Tatrzańskim Parku Narodowym (TPN) (Szydarowski 2000, Marchlewski 2010). W ostatnim okresie zaczęto stosować także nową technikę pomiaru ruchu turystycznego przy użyciu czujników ruchu (Švajda 2009, Buchwał; Fidelus 2010; Zwijacz-Kozica 2013).

Obszar TANAP stanowi ważną atrakcję turystyczną regionu, przez co jest on corocznie licznie odwiedzany przez turystów. Wprawdzie, jak wspomniano wcześniej, TANAP nie prowadzi systemu sprzedaży biletów wstępu, jednakże raz do roku odbywa się liczenie turystów na całym terytorium Parku. Z danych tych wynika, że rejon Łomnickiego Stawu jest obszarem silnie użytkowanym turystycznie. Średnia dobowa frekwencja od 1976 r. wahała się od ok. 1000 do blisko 6000 odwiedzających. Główną przyczyną tak wysokiej frekwencji było łatwy dostęp w postaci kompleksu kolejek linowych funkcjonujących w tym obszarze (Švajda, Šturcel 2005).

Zarządzanie tak intensywnym ruchem turystycznym jest zadaniem trudnym i wymaga wsparcia w postaci wiedzy nie tylko o ilościowym, ale także – jakościowym charakterze tegoż ruchu. Dane ilościowe w pierwszej kolejności pozwalają na identyfikację miejsc o dużym natężeniu ruchu turystycznego. Z kolei dane jakościowe pozwalają na identyfikację potencjalnych kolizji na linii człowiek – środowisko przyrodnicze, a także rozpoznanie potencjalnych zagrożeń w stosunku do turystów przebywających w obszarze wysokogórskim. Dane te pozwalają także na właściwe planowanie zadań dla pracowników obszarów chronionych. Równie istotna jest wiedza dotycząca motywacji oraz potrzeb turystów – pozwala ona na lepszą komunikację na linii władze obszarów chronionych – turyści. To zaledwie kilka z licznych korzyści płynących z badań monitoringowych (Cessford et al. 2002; Cessford, Muhar 2003; Aramberger et al. 2005; Konu, Kajala 2012).

Celem niniejszej pracy jest zaprezentowanie roli, jaką spełniają prace terenowe w badaniach na temat wielkości, struktury i charakteru ruchu turystycznego w górskich obszarach chronionych.

Obszar badań

Łomnicki Staw (słow. Skalnaté pleso; 1772 m n.p.m.) usytuowany jest u podnóża Łomnicy (słow. Lomnický štít; 2634 m n.p.m.) – drugiego pod względem wysokości szczytu tatrzańskiego. Łomnicki Staw znajduje się w Łomnickiej Dolinie (słow. Skalnatá dolina), położonej w mezoregionie fizycznogeograficznym Tatry Wysokie (Kollár et al. 1998; Turistický Atlas Slovenska 2005; Balon, Jodłowski 2014)

Dużą atrakcją a także ułatwieniem dla ruchu turystycznego jest kompleks kolejek linowych funkcjonujących w tym rejonie. Z Tatrzańskiej Łomnicy (miejsowość u stóp Łomnicy) do stacji pośredniej Štart, kursuje czteroosobowa kolej gondolowa o przepustowości 900 os./godz. Ze stacji pośredniej, w rejon Łomnickiego Stawu, turystów wywozi już 15-osobowa gondola o przepustowości 2400 os./godz. Ponadto główną atrakcją obszaru stanowi wjazd koleją linową z Łomnickiego Stawu na szczyt Łomnicy. Przepustowość kolejki wynosi 45 os./godz. Warto również zaznaczyć, że szczyt Łomnicy nie jest dostępny znakowanym szlakiem turystycznym. Dodatkową atrakcją jest również dwuosobowy wyciąg krzeselkowy na Łomnicką Przełęcz (słow. Lomnické sedlo 2189 m n.p.m.), czynną zarówno latem jak i zimą (Lanovsky.sk 2014; Vysoké... 2014). Ponadto Łomnicki Staw jest również dostępny dla turystów pieszych, znakowanymi szlakami turystycznymi. Szlaki niebieski i zielony prowadzą z rejonu Tatrzańskiej Łomnicy, natomiast szlak czerwony, tzw. Tatrzańska Magistrala, jest głównym szlakiem turystycznym po słowackiej stronie Tatr. Przebiega on przez obszar badań w dwóch kierunkach: w stronę Siodelka (słow. Hrebienok) oraz w stronę Zielonego Stawu Kieżmarskiego – słow. Zelené pleso Kežmarské (Turistický Atlas Slovenska 2005).

Przegląd prac terenowych

Metody badawcze zastosowane w ramach prac monitoringowych opierają się przede wszystkim na pracach terenowych. Autorka do badań terenowych zalicza: pomiar bezpośredni ruchu turystycznego, pomiar automatyczny, przy użyciu czujnika ruchu (prace terenowe, w tym przypadku dotyczą właściwego montażu oraz demontażu urządzeń pomiarowych), obserwację bezpośrednią oraz badania sondażowe w terenie. Opis i cel powyższych prac zostanie pokrótce przedstawiony w dalszej części artykułu.

Pomiar bezpośredni

Pomiar bezpośredni, czyli fizyczne zliczanie turystów, jest podstawową techniką badań terenowych. Jak wspomniano na początku artykułu, jest to technika powszechnie stosowana w TANAPie od 1972 roku (Švajda, Šturcel 2005). Pomiar bezpośredni dostarcza przede wszystkim danych ilościowych o ruchu turystycznym, a także informacji o dyspersji turystów w sąsiedztwie obszarów badawczych. Ponadto, w trakcie pomiaru możliwe jest prowadzenie prostych obserwacji, zarówno społecznych, jak i tych dotyczących stanu pogody, który ma bezpośredni wpływ na wielkość ruchu turystycznego. Ponieważ technika ta nie pozwala na prowadzenie stałego pomiaru, istotny jest reprezentatywny dobór dni badawczych (Muhar et al. 2002; Cessford, Muhar 2003; Hibner 2014).

W rejonie Łomnickiego Stawu pomiar bezpośredni prowadzono od lipca do października 2014 r. Liczba dni pomiarowych wyniosła 11 (tab. 1.). Autorka, wybierając dni do badań, starała się uwzględnić zarówno dni robocze, dni wolne od pracy oraz tzw. długie weekendy. Liczenie prowadzone było na dwóch stanowiskach pomiarowych, na rozwidleniach szlaków:

1. przy Łomnickim Stawie – rozwidlenie szlaku czerwonego na Zielony Staw i szlaku niebieskiego przez Małą Świstówkę (słow. Malá Svišťovka, ryc. 1 i 2)
2. przy Łomnickim Schronisku (schronisko górskie) – rozwidlenie szlaku czerwonego na Siodelko i szlaku zielonego do Tatrzańskiej Łomnicy (ryc. 1 i 2).

Tabela 1. Terminy badań w 2014 r.

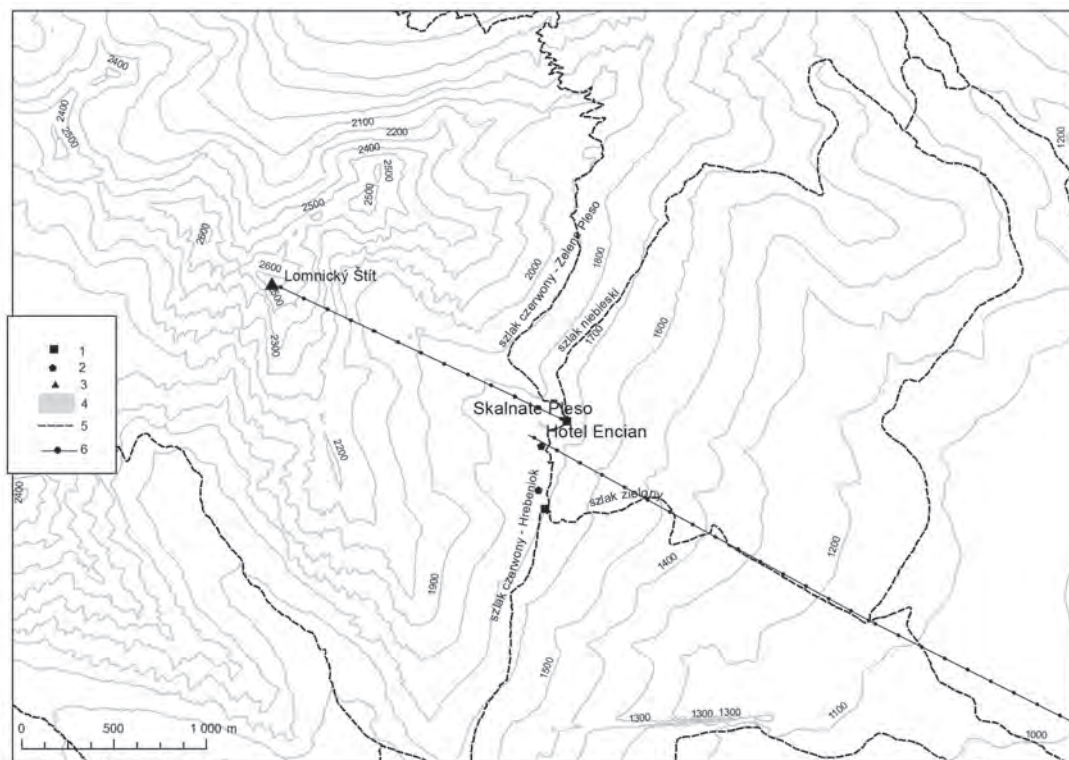
Table 1. Dates of studies in 2014

Miesiąc	Data
Lipiec	12–15 (sobota–wtorek)
Sierpień	28–30 (czwartek–sobota) – słowackie święto narodowe
Wrzesień	21–22 (niedziela–poniedziałek)
Październik	25–26 (sobota–niedziela)

Pomiary prowadzone były w odstępach godzinowych, od 9:00 do 17:00 (lipiec, sierpień) oraz od 9:00 do 16:00 (wrzesień, październik). Uzyskane dzięki tej technice dane dostarczą informacji o dobowym natężeniu ruchu turystycznego oraz o dyspersji turystów w sąsiedztwie obszaru badawczego. Ponadto, prowadzone w trakcie pomiaru obserwacje dotyczące stanu pogody pozwolą na korelacje uzyskanych wyników. Prace będą jeszcze kontynuowane w bieżącym roku (Hibner 2015).

Pomiar automatyczny z użyciem czujnika ruchu

Wykorzystanie do badań natężenia ruchu turystycznego tzw. migratora pozwala na prowadzenie ciągłego pomiaru, bez stałego udziału badawcza oraz bez względu na stan pogody (poza okresem zimowym, kiedy pokrywa śnieżna ogranicza prace urządzenia). Terenowa rola badacza ogranicza się do właściwego montażu



Ryc. 1. Obszar badań

Fig. 1. Study area

Objaśnienia: 1 – punkty pomiaru; 2 – budynki (schronisko, hotel), 3 – szczyty; 4 – jezioro; 5 – szlaki turystyczne; 6 – kolejki.
Explanations: 1 – measurement points; 2 – buildings (a shelter, a hotel); 3 – summits; 4 – lakes; 5 – hiking trails; 6 – cable cars.

Źródło/ Source: Hibner J., 2015.



Ryc. 2. Stanowiska pomiarowe numer 1 i 2 (fot. J. Hibner)

Fig. 2. Measurement points number 1 and 2 (photo by J. Hibner).

urządzenia na miejscu pomiaru tak, aby uzyskane dane były jak najbardziej dokładne. Migrator powinien być przede wszystkim dobrze ukryty w terenie, aby zminimalizować ryzyko kradzieży czy też zniszczenia. Urządzenie musi być zainstalowane na wąskim odcinku szlaku, wówczas odwiedzający zliczani są pojedynczo. Równie ważna jest instalacja na odpowiedniej wysokości, aby migrator mógł policzyć wszystkich turystów bez względu na ich wzrost (np. małe dzieci). Uwzględnienie powyższych zasad pozwoli zminimalizować błędy pomiarowe. Migrator wykorzystany do badań autorki działa na zasadzie fotokomórki, dostarcza ilościowych informacji o obustronnym ruchu turystycznym. Dane z czujnika podawane są w interwałach godzinowych, przez co możliwa jest ich korelacja z pomiarem bezpośrednim (Muhar et al. 2002; Cessford, Muhar 2003; Buchwał, Fidelus 2010). W okresie tzw. długiego weekendu w sierpniu 2013 r., na wybranych szlakach w rejonie Kasprowego Wierchu (Tatrzański Park Narodowy, Polska) dokonano jednoczesnego pomiaru porównawczego, stosując pomiar bezpośredni oraz pomiar z użyciem czujnika ruchu. Procent błędnych naliczeń wahał się od 6–40% w zależności od szerokości szlaku oraz natężenia ruchu turystycznego (Hibner, 2014).

W trakcie badań w 2014 r. autorka posiadała tylko jeden czujnik. Zatem pomiaru dokonano na szlaku czerwonym w dwóch punktach pomiarowych: stanowisko pierwsze (1) na szlaku czerwonym w stronę Zielonego Stawu Kieżmarskiego oraz stanowisko drugie (2) na szlaku czerwonym w stronę Siodelka (ryc. 3.). Pomiar prowadzono od 1 lipca do 25 października. Miejsce migratora zmieniano po upływie około miesiąca tak, aby uzyskać dane z jednego miesiąca letniego i jednego jesiennego, dla poszczególnych stanowisk. W dniu 1 lipca 2014 roku, migrator zainstalowano na stanowisku pierwszym, następnie 9 sierpnia 2014 r., został on przeniesiony na stanowisko drugie. Dnia 22 września 2014 r., po upływie około dwóch miesięcy (jeden letni i jeden jesienny), migrator zainstalowano ponownie na stanowisku pierwszym. Czujnik został zdemontowany na okres zimowy w dniu 25 października 2014 r.



Ryc. 3. Stanowiska migratora numer 1 i 2 (fot. J. Hibner)

Fig. 3. Infrared counter settings number 1 and 2 (photo by J. Hibner)

Obserwacja bezpośrednia

Obserwacja bezpośrednia dostarcza przede wszystkim danych jakościowych o ruchu turystycznym. Ma ona ogromne znaczenie w identyfikacji negatywnego oddziaływania turystów na środowisko przyrodnicze. Pozwala także na określenie rodzaju aktywności fizycznych uprawianych w obszarach badawczych. Ponadto, dostarcza prostych informacji o strukturze ruchu turystycznego, takich jak: płeć, wiek (dzieci, dorośli, osoby w podeszłym wieku itp.), obecność grup, ich liczebność itp. T. Coch (2002) wyróżnia trzy modele badań obserwacji zachowań turystycznych: jedno stanowisko obserwacyjne (ukryte) oddalone od obszaru badań, kilka ukrytych stanowisk obserwacyjnych oddalonych od obszaru badań oraz kilka stanowisk obserwacyjnych zlokalizowanych w obszarze badań. Najważniejszą etyczną regułą prowadzenia obserwacji zachowań turystycznych jest zachowanie anonimowości obserwowanych osób (Coch, 2002; Keirle 2002).

Obserwacja bezpośrednia prowadzona była przez autorkę w trakcie pomiaru bezpośredniego, na tych samych stanowiskach. Dzięki temu, z pierwszego stanowiska pomiarowego (ryc. 2.) widoczny był prawie cały rejon Łomnickiego Stawu, aż pod budynek kolejki oraz skrzyżowanie szlaków. Z drugiego stanowiska pomiarowego (ryc. 2) możliwa była obserwacja rejonu Łomnickiego Schroniska oraz szlaków w jej sąsiedztwie. Obserwatorzy w trakcie pomiaru dzielili odwiedzających wg płci, dodatkowo liczono także dzieci. Zaznaczano obecność zorganizowanych grup turystycznych, zwierząt (najczęściej psów należących do turystów) itp. Zwracano również uwagę na ewentualne nieprzystosowanie wyposażenia lub zachowań turystów do warunków wysokogórskich a także na negatywne oddziaływanie na przyrodę (przede wszystkim – na problem synantropizacji dzikich zwierząt pojawiających się w rejonie Łomnickiego Stawu – wskutek dokarmiania).

Badania sondażowe

Badania sondażowe są istotnym elementem badań monitoringowych, gdyż dostarczają danych jakościowych o ruchu turystycznym. Pozwalają na poznanie opinii, potrzeb oraz motywacji odwiedzających. Dostarczają również danych na temat dyspersji ruchu turystycznego, które mogą być w późniejszym etapie skorelowane z wynikami pomiarów bezpośrednich (Muhar et al. 2002; Cessford, Muhar 2003; Konu, Kajala 2012).

Badania tego typu mają charakter prac terenowych. Kwestionariusz ankiety zastosowanej do powyższych badań podzielony jest (pomijając metryczkę) na 4 sekcje tematyczne: informacje ogólne na temat wycieczki, motywacje, opinie, doświadczenie i bezpieczeństwo. Każda z wymienionych sekcji dostarcza niezbędnych informacji o ruchu turystycznym. Zdaniem autorki, pytania zawarte w dziale „motywacje” oraz część pytań z działu „opinie” oraz „doświadczenie i bezpieczeństwo” należą do grupy pytań, w których wiarygodność odpowiedzi uzależniona jest od zadania ich w badanym obszarze.

Sekcja „motywacje” dostarcza informacji o charakterze ruchu turystycznego, potrzebach i motywacjach odwiedzających. Zadanie tych pytań w terenie pozwala na uchwycenie aktualnych emocji, potrzeb i motywów działania turystów. Odtworzenie tego stanu po upływie określonego czasu (np. drogą ankiety internetowej wśród osób, które kiedyś odwiedzały teren badań) mogłoby zaważyć na wiarygodności odpowiedzi. Ankietowanym zadano m.in. pytania o powód skorzystania lub nie z kolejki. Respondentom zaproponowano kilka wariantów możliwych odpowiedzi, które pozwolą na weryfikację hipotez badawczych postawionych wcześniej przez autorkę (tab. 2). Jak wspomniano wyżej, zadanie tych pytań w dniu wycieczki (w terenie badań) zwiększa wiarygodność odpowiedzi respondentów.

Druga część sekcji „motywacje” dotyczy powodów, dla których odwiedzający wybrali się na wycieczkę w góry. Pytanie to ma na celu określenie typów użytkowników górskich obszarów chronionych w rejonie kolejki.

Tabela 2. Motywy skorzystania lub nie z kolei linowej a hipotezy badawcze

Table 2. Motives for using or not a cable car and the research hypotheses

Hipoteza	Warianty odpowiedzi
Kolejka jest tylko atrakcją turystyczną	kolejka jest ciekawą atrakcją
	nie chciałem/am się zmęczyć
Turyści korzystający z kolejek nie mają doświadczenia górskiego	nie posiadam ekwipunku turystycznego
	nie mam doświadczenia górskiego
Wśród użytkowników kolejki mały odsetek stanowią turyści nie posiadający predyspozycji fizycznych lub zdrowotnych do pieszej wędrowki	nie mam predyspozycji zdrowotnych do pieszej wędrowki
	towarzyszę osobom, które nie mogły (nie chciały) iść pieszo
Obszar badawczy (okolice kolejki) jest głównym celem wycieczki a nie tylko jej etapem	jazda kolejką skróci czas powrotu do domu
	jazda kolejką skróci czas dojścia w wyższe partie gór
Większość osób w obszarze badawczym korzysta z kolejki	turysta skorzystał lub nie z kolejki

Respondenci mają do wyboru kilka czynników motywacyjnych, z których następnie podkreślają jeden dominujący w ich przypadku. Czynniki zostały zaczerpnięte z fińskiego opracowania (Konu, Kajala 2012) dotyczącego rekreacji na terenach parków narodowych, a także w oparciu o typologię motywacji górskich J. Zdebskiego (1979). Respondentom zaproponowano łącznie 17 wariantów odpowiedzi: (1) kontakt z przyrodą, (2) podziwianie widoków, (3) zamiłowanie do gór, (4) odpoczynek psychiczny, (5) spędzenie czasu w samotności, (6) przeżycie niezapomnianych wrażeń, (7) wspomnienia, (8) ucieczka od zanieczyszczeń i hałasu, (9) relaks, (10) utrzymanie dobrej kondycji, (11) ciekawość, (12) poznanie nowych miejsc, (13) zdobycie wiedzy z zakresu przyrody i geografii Tatr, (14) spędzenie czasu w towarzystwie bliskich, (15) poznanie nowych ludzi, (16) poprawa własnych umiejętności, (17) jest to dla mnie wyzwanie.

W oparciu o wybrane przez turystów czynniki motywacyjne oraz czynnik dominujący przeprowadzona zostanie analiza skupień (klasteryzacja, ang. data clustering). Pozwoli to na pogrupowanie turystów na kategorie – typy odwiedzających. Każda kategoria zostanie nazwana i opisana na podstawie typologii turystów K. Przeclawskiego (Przeclawski 1996 za Kurek 2007) oraz dyspozycji motywacyjnych R. Winiarskiego (Winiarski 1991 za Zdebski 2011). Liczba kategorii będzie uzależniona od uzyskanych danych. Typologia pozwala na poznanie, kim są użytkownicy obszaru badawczego i jakie są ich potrzeby.

Sekcja dotycząca opinii pozwala na poznanie zdania respondentów na temat funkcjonowania kolejki, jej percepcji w krajobrazie oraz natężenia ruchu turystycznego w najbliższym otoczeniu kolejki. Odpowiedzi opracowane są na bazie pięciostopniowej skali Likerta (Babbie 2003). Zdaniem autorki, przede wszystkim pytania dotyczące natężenia ruchu turystycznego muszą być zadane w terenie tak, aby możliwa była późniejsza korelacja wyników z pomiarem bezpośrednim ruchu.

Również część pytań w sekcji „doświadczenie i bezpieczeństwo” powinna być zadana w terenie, co pozwoli zweryfikować wiarygodność odpowiedzi. Dotyczy to przede wszystkim pytań odnośnie ekwipunku turystycznego respondentów. Odpowiedzi mogą być weryfikowane na bieżąco przez ankietera. Pytania zawarte w tej sekcji pozwalają na ocenę doświadczenia górskiego turystów, a tym samym na weryfikację hipotezy badawczej, według której turyści korzystający z kolejek nie posiadają doświadczenia górskiego.

Dyskusja i wnioski

Badania monitoringowe dotyczące ruchu turystycznego według licznych autorów dzielą się na 4 główne kategorie: obserwacja bezpośrednia (w tym m.in. pomiar bezpośredni), pomiar automatyczny z użyciem czujników ruchu, rejestracja wizyt oraz tzw. dane szacunkowe, w tym m.in. badania sondażowe (Muhar et al. 2002; Cessford, Muhar 2003, tab. 3).

Większość prac prowadzonych w ramach monitoringu ruchu turystycznego ma charakter prac terenowych, nawet jeżeli dotyczą one jedynie montażu czujnika ruchu, który samodzielnie zlicza odwiedzających. Warto również zaznaczyć, że prace terenowe dostarczają nie tylko danych ilościowych, ale przede wszystkim – jakościowych o ruchu turystycznym. Rejestracja wizyt, jako metoda kameralna dostarcza natomiast jedynie

Tabela 3. Rodzaje badań monitoringowych

Table 3. Types of visitor monitoring studies

Rodzaje badań monitoringowych	Rodzaje prac	Rodzaje danych
Obserwacja bezpośrednia	terenowe	ilościowe, jakościowe
Pomiar z użyciem czujnika		ilościowe
Dane szacunkowe		jakościowe, ilościowe
Rejestracja wizyt	kameralne	ilościowe

Źródło: opracowanie własne na podstawie Muhar i in. 2002, Cessford, Muhar 2003.

Source: author's own work based on Muhar et al. 2002, Cessford, Muhar 2003.

danych ilościowych. Warto jednakże dodać, że do tzw. obserwacji bezpośredniej, poza pomiarem fizycznym turystów zalicza się także analizę danych uzyskanych ze zdjęć lub nagrań z kamer. Tego typu badania również mogą dostarczać danych jakościowych. Przede wszystkim możliwa jest analiza natężenia ruchu turystycznego na wybranych odcinkach szlaków, czy fragmentach obszaru badawczego.

Analiza oparta na pracach terenowych, mimo iż dostarczają one danych zarówno ilościowych jak i jakościowych, byłaby niekompletna bez zastosowania technik kameralnych. Każda z metod badań monitoringowych posiada swoje wady i zalety. Dopiero połączenie różnych technik stanowi wiarygodne źródło informacji o odwiedzających obszary chronione. Warto także podkreślić, że kolejnym etapem prac terenowych jest analiza statystyczna i przestrzenna uzyskanych danych. Zatem zarówno techniki kameralne, jak i terenowe są niezbędne podczas prowadzenia badań na temat ruchu turystycznego i nie można wykluczyć żadnej z nich.

Literatura

- Amberger A., Branderburg Ch., Haider V. 2005. Evaluating Visitor-Monitoring Techniques: A comprison of Counting and Video Observation Data. *Environmental Management* 36 (2), s. 317–327.
- Babbie E. 2003. *Badania społeczne w praktyce*. Wydawnictwo naukowe PWN, s. 659.
- Balon J., Jodłowski M. 2014. Regionalizacja fizycznogeograficzna Karpat Zachodnich – studium metodologiczne. W: *Struktura środowiska przyrodniczego a fizjonomia krajobrazu*. Ziaja W., Jodłowski M. (red.). IGiGP UJ, s. 85–106.
- Buchwał A., Fidelus J. 2010. Monitoring ruchu turystycznego przy użyciu czujników ruchu na przykładzie Tatrzańskiego i Babiogórskiego Parku Narodowego. W: *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego a człowiek: 2010*. Krzan Z. (red.). Wydawnictwo TPN, s. 45–54.
- Cessford G., Cockburn S., Douglas M. 2002. Developing New Visitor Counters and their Applications for Management. W: *Monitoring and Management of Visitors Flow in Recrational and Protected Areas. Conference Proceedings: 2002*. Arnberger A., Brandenburg Ch., Muhar A. (red.). Bodenkultur University of Vienna, Austria 30.01–02.02.2002, s. 14–20.
- Cessford G., Muhar A. 2003. Monitoring options for visitor numbers in national parks and natural areas. *Journal for Nature Conservation* 11, s. 240–250.
- Coch T. 2002. Observing Visitors Behaviour as a methodical alternative to questionnaires – a proposal. W: *Monitoring and Management of Visitors Flow in Recrational and Protected Areas. Conference Proceedings: 2002*. Arnberger A., Brandenburg Ch., Muhar A. (red.). Bodenkultur University of Vienna, Austria 30.01–02.02.2002, s. 474–477.
- Czochoński J. 2002. Turystyka w Tatrzańskim Parku Narodowym. W: *Użytkowanie turystyczne parków narodowych. Ruch turystyczny – zagospodarowanie – konflikty – zagrożenia*. Partyka J. (red.), s. 383–403.
- Czochoński J.T., Szydarowski W. 2000. Diagnoza stanu i zróżnicowanie przestrzenno-czasowe użytkowania szlaków turystycznych w TPN. W: *Z badań geograficznych w Tatrach Polskich*. Czochoński J.T., Borowiak D. (red.). Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, s. 207–228.
- Hibner J. 2014. Monitoring ruchu turystycznego w rejonie Kasprowego Wierchu – metody i problemy badawcze. W: *Współczesne problemy i kierunki badawcze w geografii, t. 2*. Krąż P. (red.). IGiGP UJ, s. 33–47.
- Hibner J. 2015. Natężenie ruchu turystycznego w rejonie Łomnickiego Stawu (Słowacja) w okresie lipiec–październik 2014 r. W: *Współczesne problemy i kierunki badawcze w geografii, t. 3*. Liro J., Liro M., Krąż P. (red.). IGiGP UJ, s. 73–90.
- Keirle I. 2002. Observation as a Technique for Establishing the Use made of the Wider Countryside: a Welsh Case Study. W: *Monitoring and Management of Visitors Flow in Recrational and Protected Areas. Conference Proceedings: 2002*. Arnberger A., Brandenburg Ch., Muhar A. (red.). Bodenkultur University of Vienna, Austria 30.01–02.02.2002, s. 40–45.

- Kollár D., Lacika J., Malarz R. 1998. Tatry słowacko-polskie. Wydawateľstvo Dajama, s. 354.
- Konu H., Kajala L. 2012. Segmenting Protected Area Visitors Based on Their Motivations. Nature Protection Publications of Metsähallitus. Series A 194, s. 74.
- Kurek W. (red). 2007. Turystyka. Wydawnictwo Naukowe PWN, s. 540.
- Ładygin Z., Chovancová B. (red.). 2005. Monitoring ruchu turystycznego w Tatrach. Wydawnictwo Tatrzańskiego Parku Narodowego, s. 96.
- Lanovsky.sk, <http://www.lanovsky.sk/?page=lan> (data dostępu: 27.11.2014).
- Marchlewski A. 2010. Co wiemy o tatrzańskich turystach? W: Tatry nr 3 (33): 2010. Grocholski M. (red.). Wydawnictwo Tatrzańskiego Parku Narodowego, s. 70–73.
- Muhar A., Amberger A., Brandenburg Ch. 2002. Methods for Visitor Monitoring in Recreational and Protected Areas: An Overview. W: Monitoring and Management of Visitors Flow in Recreational and Protected Areas. Conference Proceedings: 2002. Amberger A., Brandenburg Ch., Muhar A. (red.). Bodenkultur University of Vienna, Austria 30.01–02.02.2002, p 1–6.
- Skawiński P. 2010. Zarządzanie ruchem turystycznym w Tatrzańskim Parku Narodowym. W: Folia Turistica Turystyka i Ekologia 22: 2010. Matuszyk A. (red.). Akademia Wychowania Fizycznego w Krakowie, s. 25–34.
- Šturcel M. 2007. Na Siodełku ciasno. Tatry 1 (19), s. 64–65.
- Švajda J. 2009. Wielki Brat liczy turystów. Tatry 2 (28), s. 46–47.
- Švajda J., Šturcel M. 2005. Turystyka w wysokogórskim środowisku Tatr Słowackich. W: Monitoring ruchu turystycznego w Tatrach. Ładygin Z., Chovancová B. (red.). Wydawnictwo Tatrzańskiego Parku Narodowego, s. 37–42.
- Szydarowski W. 2000. Ruch turystyczny na obszarze TPN w świetle badań ankietowych. W: Z badań geograficznych w Tatrach Polskich. Czochoński J.T., Borowiak D. (red.). Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, s. 231–237.
- Turistický Atlas Slovenska. 1:50 000. 2005. VKU. Hramanec.
- Vysoké Tatry, <http://www.vt.sk/pl/> (data dostępu: 27.11.2014).
- Zdebski J. 2011. Psychologiczne aspekty uprawiania narciarstwa biegowego. W: Studia i Monografie 63. Narciarstwo Biegowe: 2011. Krasicki Sz. (red.). Wydawnictwo AWF, s. 63–83.
- Zwijacz-Kozica T. 2013. Monitoring na Kasprowym. Tatry 3 (45), s. 10–11.

Pietrzak M., 2015, Wybrane aspekty „terenowych” i „zdalnych” sposobów badania krajobrazu. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, T. XXXIX, 139–142.

Wybrane aspekty „terenowych” i „zdalnych” sposobów badania krajobrazu

Selected aspects of the “field” and “remote” methods of landscape research

Maciej Pietrzak

Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa im. J. A. Komeńskiego
ul. Mickiewicza 5, 64-100 Leszno
e-mail: mpietrzak@me.com

Abstract. The paper presents selected aspects of the “field” and “remote” methods of landscape research. In particular, the following problems are discussed: the network nature of decision-making process of organizing landscape research, the ambiguity of landscape units mapping and the problem of so-called “pixelization”, i.e. excessive trust in remote sensing technology.

Słowa kluczowe: krajobraz, jednostki krajobrazowe, kartowanie, pikselizacja

Keywords: landscape, landscape units, mapping, pixelization

Wprowadzenie

W rozważaniach nad istotą i miejscem badań terenowych w ekologii krajobrazu szczególne znaczenie przypisać należy takim zagadnieniom jak:

- sieciowy charakter procesu podejmowania decyzji organizujących proces badawczy krajobrazu,
- niejednoznaczność procesu kartowania jednostek krajobrazowych,
- rola „zdalnych” technik badawczych.

Istotne jest także widzenie tych zagadnień w świetle modelu metodologicznego ekologii krajobrazu.

Sieciowy proces badania – krajobraz jako konstrukcja

Podnoszona wcześniej (Armand 1988; Pietrzak 1998) i nadal, jak się wydaje, aktualna wieloznaczność i niejednoznaczność pojęcia krajobrazu a także wątpliwości co do zestawu jego komponentów, stosowanych systemów klasyfikacyjnych i taksonomicznych, istoty kryteriów prowadzenia granic, funkcjonowania jako systemu

itp., sprawiają, iż proces badania krajobrazu ma charakter sieciowy z licznymi węzłami będącymi miejscami podejmowania przez badacza alternatywnych, arbitralnych i subiektywnych, a niekiedy – intuicyjnych decyzji (Pietrzak 1998), bez wątplenia wpływających na uzyskany końcowy efekt. Dotyczą one m.in.: celów badania, skali, zestawu, jednostek i metod pomiaru cech, poziomów nierozróżnialności, metod prezentacji, a także (a może przede wszystkim) – decyzji o „terenowym” czy „zdalnym” pozyskaniu podstawowych, analizowanych później informacji. W efekcie, pozyskana informacja o krajobrazie składa się z informacji empirycznej (uzyskanej w toku prowadzonych badań) oraz informacji „a priori”, zdeterminowanej rodzajem podejmowanych decyzji i rozwiązań. Można przypuszczać, iż „objętościowo” oba źródła są ze sobą względnie porównywalne, co sprawia (Armand 1988, Pietrzak 1998), iż krajobraz w naszych opracowaniach jest w równej mierze wytworem badanej przez nas przyrody jak i „produktem” naszej własnej twórczości naukowej. A zatem (Pietrzak 1998) nie ma „jednego”, najbardziej obiektywnego i najbardziej prawdopodobnego krajobrazu, gdyż wszystkie, nawet wydające się najbardziej holistycznymi, ujęcia są tylko jego konstrukcjami. Przed utożsamianiem konstrukcji myślowych z opisywaną przy ich pomocy rzeczywistością przestrzegał m.in. H. Eichler (1993), a A.S. Kostrowicki (1988, s. 12) podkreślał, iż „każda klasyfikacja przestrzeni jest odwzorowaniem skali wartości zakodowanej w umyśle badacza, a nie odbiciem realnie istniejącej rzeczywistości”.

Czy zatem decyzja o „zdalnym” lub „terenowym” badaniu może radykalnie wpłynąć na uzyskany wynik? Bez wątplenia są problemy, których rozwiązanie może być „przypisane” jednemu z tych podejść lub wymagające stosowania obu. Podstawowymi wyznacznikami są tutaj: wielkość obszaru, skala i szczegółowość badania oraz złożoność zagadnienia. Związki dwóch pierwszych elementów dobrze ujmowało (dziś nieco zapomniane) rozróżnianie tzw. zakresów wielkościowych badań krajobrazowych (topicznego, chorycznego, regionalnego i planetarnego), pociągające niemalże automatycznie stosowane metody gromadzenia i analizy danych.

Kartowanie jednostek krajobrazowych

Zgodnie z twierdzeniem K.M. Pietrowa (1989, s. 5), iż „rozmowa o krajobrazach staje się konkretna tylko wówczas, gdy są one opisane i naniesione na mapę” kartowanie terenowe przez dziesięciolecia było podstawowym sposobem uzyskiwania wiedzy o strukturze krajobrazu. Przyjmowana powszechnie definicja jednostki krajobrazowej (geokompleksu) jako relatywnie zamkniętego wycinka przyrody, stanowiącego całość dzięki zachodzącym w nim procesom (Barsch 1979) nie znajdowała jednak bezpośredniego odbicia podczas terenowej delimitacji jednostek krajobrazowych. Jeśli bowiem – zgodnie z opinią wielu badaczy (por. Pietrzak 2010) – podstawą funkcjonowania, a zatem i „istnienia” jednostek krajobrazowych są nieprzerwane, przenikające je potoki materii, energii i informacji, to nie ma wątpliwości, że ich sprecyzowanie nie jest możliwe (szczególnie podczas jednorazowego) kartowania terenowego. Jeśli dodamy do tego konieczność wielowymiarowego ujmowania krajobrazu (por. np. twierdzenia H. Lesera (1997) o funkcjonowaniu ekosystemów krajobrazowych jako trójwymiarowych zespołów oddziaływań) i uwzględniania jego zmienności w czasie, to staje się oczywiste, iż kartowanie terenowe zakładające niezwykłą omnipotencję ekologa krajobrazu nie prowadzi do całościowego ujęcia choro-, chrono- i etostruktury krajobrazu. W tej kwestii za słuszne uznać należy zatem twierdzenia D.L. Armanda (1980, s. 243–244), iż „powołaniem krajobrazoznawców jest wyciąganie wniosków na podstawie cudzych badań” oraz że „ich własne badania mogą doprowadzić do stosunkowo powierzchownej analizy krajobrazu”, prowadzące do sformułowania wniosku o „ułudzie” holistycznego kartowania terenowego. Nie zmieniało tego faktu wyróżnianie jednostek krajobrazowych w oparciu o uwzględnianie tak zwanych czynników przewodnich, np. rzeźby terenu, bo zgodnie ze słuszną opinią H. Richtera (1968) wprawdzie rzeźba stanowi osnowę naturalnych jednostek podstawowych, ale zróżnicowanie przestrzenne uwarunkowane jest większą liczbą kryteriów niż te, które można zaobserwować poprzez formy ukształtowania powierzchni.

„Pikselizacja” krajobrazu

Przedstawione powyżej rozważania skłaniają do postawienia pytania, czy okres tzw. „GIS-owej kwantyfikacji” (w porównaniu z omówionym wyżej okresem „preGIS” – Pietrzak 2010) znacząco i radykalnie wzbogacił teorię ekologii krajobrazu i wiedzę o nim. Wydaje się niewątpliwe (Pietrzak 2010), iż wzrost możliwości obliczeniowych, związany z powszechnym zastosowaniem technik komputerowych i Geograficznych Systemów Informacyjnych przyniósł intensywny rozwój metod badawczych ekologii krajobrazu, a w szczególności – metod badania struktury krajobrazu (O’Neill i in. 1988, Riitters i in. 1995; Walz 2001). Dzięki powszechniejszemu zastosowaniu zdjęć lotniczych, a zwłaszcza – obrazów satelitarnych, wzrosły także możliwości objęcia badaniami większych obszarów i obróbki znacznej ilości danych. Powstało szereg programów obliczeniowych dedykowanych rozpatrywanemu problemowi – od najprostszych, pisanych jeszcze w języku Basic, np. A. Farina (1998, s. 181–184), do znacznie rozbudowanych, jak SPAN (Turner 1990), r.le (Baker, Cai 1992), FRAGSTATS (McGarigal i in. 1995; McGarigal i in. 2002), LEAP II, METRICS (Rami 1997) czy PatchAnalyst (Rempel i Carr 2003), a także szereg rozszerzeń (skryptów) do nich (np. Walz 2001). Należy jednak bardzo wyraźnie zaznaczyć, iż omawiane metody bazują z reguły nie na danych uzyskanych z przeprowadzonego wcześniej kartowania krajobrazowego, prowadzącego do konstrukcji mapy krajobrazowej, lecz z wektorowego lub rastrowego obrazu satelitarnego, przedstawiającego najczęściej typy użytkowania terenu. Pojawia się tu jednak (Pietrzak 2010) pewne niebezpieczeństwo nadmiernej fascynacji danymi teledetekcyjnymi i stosowanymi programami obliczeniowymi. Podniesienie tej kwestii nie oznacza oczywiście niedoceniaenia współczesnych technik (teledetekcja, GIS, GPS) zdobywania i przetwarzania informacji o krajobrazie, a jedynie służy zwróceniu uwagi na fakt, iż podstawowym elementem aparatu pojęciowego badań ekologiczno-krajobrazowych jest – zdaniem autora (Pietrzak 2010) – pojęcie „struktury krajobrazu”, zawierające w sobie podstawową, elementarną jednostkę krajobrazową, a nie (tylko) jednostkę (piksel) analizowanego obrazu komputerowego. Stąd, na przykład zawarte w pracy pod redakcją S.E. Gergel i M.G. Turner sformułowania w rodzaju „ten krajobraz ma 547 wierszy i 796 kolumn...” (2002, s. 98) uznać należy za zbyt daleko idące i budzące pewne wątpliwości uproszczenie (Pietrzak 2010). Jednocześnie należy się jednak zgodzić z U. Walzem (2001), zdaniem którego dopiero współczesne techniki geoinformacyjne pozwalają wiele wcześniejszych, powstałych w latach 60. i 70., modeli teoretycznych, „wypełnić” konkretnymi danymi i poddać weryfikacji (Pietrzak 2010).

Na koniec należy zauważyć, iż problemu relacji pomiędzy „terenowymi” a „zdalnymi” metodami badania krajobrazu nie rozstrzyga model metodologiczny ekologii krajobrazu (Pietrzak 2001, 2004, 2010), precyzujący cel badawczy ekologii krajobrazu, jej odrębność, rezultaty badawcze i charakter wyjaśniania w ekologii krajobrazu.

Literatura

- Armand A. D. 1988. *Łandschaft kak konstrukcja*. *Izw. WGO* 120 (2), s. 120–125.
- Armand D. L. 1980. *Nauka o krajobrazie*. PWN, Warszawa, s. 335.
- Baker W. L., Cai Y. 1992. The r.le program for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology* 7, s. 291–302.
- Barsch H. 1979. W sprawie pojęć dotyczących powłoki ziemskiej i jej przestrzennego rozczłonkowania w terminologii nauki o krajobrazie. *PZLG, IGiPZ PAN* 2, s. 9–15.
- Eichler H. 1993. *Okosystem Erde. Der Stofall der Mensch. Eine Schadens- und Vernetzungsanalyse* Meyers Forum 14, Mannheim.
- Farina A. 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall, London, s. 256.
- Gergel S.E., Turner M.G. (red.). 2002. *Learning Landscape Ecology. A practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, s. 316.

- Kostrowicki A.S. 1988. Wprowadzenie, W: Kostrowicki A.S. (red.), Studium geoeologiczne rejonu Jezior Wigierskich IGIPZ PAN. Prace Geogr. 147, Warszawa, s. 9–12.
- Leser H. 1997. Landschaftsökologie – Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung, wydanie 4, UTB 521. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, s. 644.
- McGarigal K., Cushman A., Neel M., Ene E. 2002. FRAGSTATS. Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- McGarigal K., Marks B. 1995. FRAGSTATS. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service, PNRS, General Technical Report PNW-GTR–351.
- McGarigal K., Marks B. 2004. FRAGSTATS. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0. Corvallis, s. 67.
- O'Neill R. V., Pearson C.P., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., De Angelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H., Graham R.I. 1988. Indices of landscape structure. Landscape Ecology 1 (3), s. 153–162.
- Pietrow K.M. 1989. Podwodnyje landszafty. Teoria, metody, issledowanija. Nauka. Leningrad, s. 126.
- Pietrzak M. 1998. Syntezy krajobrazowe – założenia, problemy, zastosowania. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, s. 168.
- Pietrzak M. 2001. Ekologia krajobrazu jako nauka – między teorią a praktyką. Problemy Ekologii Krajobrazu 8, s. 21–30.
- Pietrzak M. 2004. Attempt of formulation of methodological bases of landscape ecology. Ekologia (Bratislava) 23, Supplement 1, s. 274–279.
- Pietrzak M. 2010. Podstawy i zastosowania ekologii krajobrazu – teoria i metodologia. Leszno, s. 161.
- Rami M. 1997. Landschaftstrukturmasse und Satelietenfernerkundung. Entwicklung des Programms METRICS und seine Anwendung auf Landsat und NOAA Szenen aus dem Bereich Schwarzwald, Oberrhein, Diplomarbeit. Geographische Institut der Universität Bonn.
- Rempel R.S., Carr A.P. 2003. Patch Analyst extension for ArcView, ver. 3, CFNFER. Lakehead University Campus, Thunderbay, Ontario.
- Richter H. 1968. Stan obecny i perspektywy rozwoju przestrzennego podziału naturalnego w NRD. Prace Geogr. IG PAN 69, s. 42–65.
- Riitters K.H., O'Neill R. V., Hunsaker C. T., Wickham J. D., Yankee D. H., Timmins S. P., Jones K. B., Jackson B. L. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. Landscape Ecology 10 (1), s. 23–59.
- Steinhardt U., Blumenstein O., Barsch H. 2005. Lehrbuch der Landschaftsökologie. Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, s. 294.
- Turner M.G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. Landscape Ecology 4, s. 21–30.
- Turner M.G., Gardner R.H., O'Neill R.V. 2001. Landscape ecology in theory and practice. Pattern and process, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, s. 401.
- Walz U. 2001. Charakterisierung der Landschaftsstruktur mit Methoden der Sateliten-Fernerkundung und der Geoinformatik. Logos Verlag, Berlin, s. 204.

