



POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA
IM. STANISŁAWA LESZCZYCKIEGO

Jerzy Solon
Ewa Roo-Zielińska
Andrzej Affek
Anna Kowalska
Bogusława Kruczkowska
Jacek Wolski
Marek Degórski
Bożenna Grabińska
Ewa Kołaczowska
Edyta Regulska
Izabela Zawiska

Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodo-glacialnym

Ocena potencjału i wykorzystania



**Świadczenia ekosystemowe
w krajobrazie
młodoglacjalnym**

Ocena potencjału i wykorzystania

**Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania
Polskiej Akademii Nauk
oraz Wydawnictwo Akademickie SEDNO**
wspólnie wydają serię publikacji książkowych pracowników IGiPZ PAN

W serii opublikowano monografie:

- Bożena Degórska *Transformacja krajobrazu wschodnich Kujaw w kontekście zmian użytkowania ziemi i osadnictwa (1770–1970)*
- Krzysztof Błażejczyk, Jarosław Baranowski, Anna Błażejczyk *Wpływ klimatu na stan zdrowia w Polsce: stan aktualny oraz prognoza do roku 2100*
- Ewa Roo-Zielińska *Wskaźniki ekologiczne zespołów roślinnych Polski*
- Krzysztof Błażejczyk, Magdalena Kuchcik, Paweł Milewski, Wojciech Dudek, Beata Kręcisz, Anna Błażejczyk, Jakub Szmyd, Bożena Degórska, Cezary Pałczyński *Miejska wyspa ciepła w Warszawie – uwarunkowania klimatyczne i urbanistyczne*
- Leszek Starkel *O niektórych prawidłowościach rozwoju rzeźby gór i przedpoli*
- Magdalena Kuchcik, Krzysztof Błażejczyk, Jakub Szmyd, Paweł Milewski, Anna Błażejczyk, Jarosław Baranowski *Potencjał leczniczy klimatu Polski*
- Tomasz Komornicki, Piotr Korcelli, Piotr Siłka, Przemysław Śleszyński, Dariusz Świątek *Powiązania funkcjonalne pomiędzy polskimi metropoliami*
- Marek Degórski, Alojzy Kowalkowski, Anna Kozłowska *Gleby bielicoziemne – geograficzne trendy oraz dyskontynuacje procesów rozwoju*
- Przemysław Śleszyński, Tomasz Komornicki, Jerzy Solon, Marek Więckowski *Planowanie przestrzenne w gminach*

Wkrótce ukazać się następujące książki:

- Magdalena Górczyńska *Restitution of nationalized property in post-socialist city and its socio-spatial implications*
- Marek Degórski, Dariusz Brykała, Bożena Degórska, Tomasz Komornicki *Uwarunkowania lokalizacji elektrowni wiatrowych w skali regionalnej – propozycja metody na przykładzie województwa kujawsko-pomorskiego*

Więcej informacji o tych i kolejnych publikacjach można znaleźć na stronach internetowych wydawców:

www.igipz.pan.pl
www.wydawnictwosedno.pl

**Jerzy Solon
Ewa Roo-Zielińska
Andrzej Affek
Anna Kowalska
Bogusława Kruczkowska
Jacek Wolski
Marek Degórski
Bożenna Grabińska
Ewa Kołaczowska
Edyta Regulska
Izabela Zawiska**

Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym

Ocena potencjału i wykorzystania



**INSTYTUT GEOGRAFII
I PRZESTRZENNEGO
ZAGOSPODAROWANIA PAN**



**SEDNO
Wydawnictwo
Akademickie**

Wydawca
Bożena Kućmierowska

Recenzenci
prof. dr hab. Andrzej Mizgajski
dr hab. Tadeusz Chmielewski, prof. Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie

Redakcja merytoryczna i korekty
Janusz Puskarz

Redakcja techniczna
Danuta Przymanowska-Boniuk

Projekt okładki, stron tytułowych i opracowanie typograficzne
Janusz Fajto

Redakcja kartograficzna
Jacek Wolski

Zdjęcie na okładce
Andrzej Affek

Badania finansowane przez Narodowe Centrum Nauki ze środków projektu 2012/07/B/ST10/04344
„Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodogłacjalnym – ocena zasobów, zagrożeń i wykorzystania”

Copyright © by Wydawnictwo Akademickie SEDNO Spółka z o.o.
Copyright © by Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN
Warszawa 2017

Wszelkie prawa zastrzeżone
Kopiowanie, przedrukowywanie i rozpowszechnianie w całości lub we fragmentach jakkolwiek
techniką bez pisemnej zgody wydawcy zabronione

ISBN 978-83-7963-062-2
ISBN 978-83-7963-063-9 (e-book)

Wydawnictwo Akademickie SEDNO Spółka z o.o.
00-696 Warszawa
ul. J. Pankiewicza 3
www.wydawnictwosedno.pl
info@wydawnictwosedno.pl

Spis treści

SŁOWO WSTĘPNE.....	9
1. WPROWADZENIE.....	13
1.1. Dotychczasowy stan wiedzy na temat świadczeń ekosystemowych.....	14
1.1.1. Historia koncepcji i terminologii świadczeń ekosystemowych.....	14
1.1.2. Przegląd definicji świadczeń ekosystemowych.....	15
1.1.3. Systemy i schematy klasyfikacji świadczeń ekosystemowych i ich rozwój.....	17
1.1.4. Potencjał środowiska przyrodniczego a świadczenia ekosystemowe.....	20
1.1.5. Podstawy ekologii a pojęcie świadczeń ekosystemowych.....	22
1.1.6. Różnorodność biologiczna a świadczenia ekosystemowe.....	24
1.1.7. Zrównoważony rozwój i ekonomia a świadczenia ekosystemowe.....	33
1.1.8. Przestrzenna i czasowa skala badań a świadczenia ekosystemowe.....	35
1.1.9. Rodzaje miar i wskaźników świadczeń.....	38
1.1.10. Mapowanie świadczeń ekosystemowych.....	44
1.1.11. Społeczna percepcja świadczeń ekosystemowych.....	48
1.1.12. Powiązania między świadczeniami ekosystemowymi.....	51
1.1.13. Świadczenia ekosystemowe w prawie krajowym, strategiach itp.....	54
1.1.14. Świadczenia ekosystemowe w projektach i konferencjach krajowych.....	57
1.1.15. Świadczenia ekosystemowe w projektach międzynarodowych z udziałem Polski.....	59
1.1.16. Świadczenia ekosystemowe w inicjatywach/programach międzynarodowych.....	61
1.2. Założenia teoretyczne, cel i zakres badań.....	66
2. TEREN BADAŃ.....	72
2.1. Położenie administracyjne.....	72
2.2. Położenie fizycznogeograficzne.....	72
2.3. Rzeźba terenu z elementami geologii.....	75
2.4. Wybrane elementy klimatu.....	87
2.5. Wody powierzchniowe.....	93
2.6. Pokrywa glebowa.....	101
2.7. Roślinność.....	106
2.8. Świat zwierząt.....	118
2.9. Formy ochrony przyrody.....	122

3. METODYKA	132
3.1. Ocena potencjału ekosystemów.....	132
3.1.1. Ocena ekspercka.....	132
3.1.2. Ocena społeczna (beneficjentów).....	134
3.2. Analiza macierzy wskaźników potencjału.....	135
3.3. Ocena wykorzystania świadczeń ekosystemowych.....	137
3.4. Badania powiązań między potencjałem ekosystemów w ocenie bezpośrednich beneficjentów a rzeczywistym wykorzystaniem usług oraz wybranymi charakterystykami społeczno-demograficznymi	140
3.5. Ocena popytu na świadczenia ekosystemowe.....	141
4. POLSKA ADAPTACJA SYSTEMU CICES.....	142
5. PRZESTRZENNE JEDNOSTKI ODNIESIENIA.....	147
5.1. Wprowadzenie	147
5.2. Podział na ekosystemy według szczegółowej typologii autorskiej.....	148
5.3. Podział na obwody łowieckie	162
5.4. Podział na krajobrazy.....	165
5.5. Podział na ekosystemy według zmodyfikowanej typologii MAES.....	168
5.6. Podział na wydzielienia glebowe.....	169
5.7. Komórki rastra.....	171
6. POPYT NA ŚWIADCZENIA EKOSYSTEMOWE W ŚWIETLE DOKUMENTÓW PLANISTYCZNYCH.....	172
6.1. Gmina Giby.....	173
6.2. Gmina Nowinka	176
6.3. Gmina Suwałki.....	178
6.4. Podsumowanie	181
7. POTENCJAŁ DO DOSTARCZANIA ŚWIADCZEŃ – UJĘCIE ANALITYCZNE.....	183
7.1. Świadczenia ekosystemowe w ocenie eksperckiej	185
7.1.1. Świadczenia ekosystemowe dla typów ekosystemów	185
7.1.2. Świadczenia ekosystemowe dla obwodów łowieckich	285
7.1.3. Świadczenia ekosystemowe dla krajobrazów	300
7.1.4. Świadczenie ekosystemowe dla wydzieleń glebowych	320
7.1.5. Świadczenie ekosystemowe dla komórek rastra.....	326
7.2. Świadczenia ekosystemowe w ocenie beneficjentów dla typów ekosystemów....	329
8. POTENCJAŁ DO DOSTARCZANIA ŚWIADCZEŃ – UJĘCIE SYNTETYCZNE	345
8.1. Macierz zręgowanych wartości wskaźników.....	345

8.2. Potencjał zagregowany.....	348
8.2.1. Potencjał ekosystemów na podstawie oceny eksperckiej.....	348
8.2.2. Potencjał ekosystemów na podstawie oceny beneficjentów.....	353
8.2.3. Potencjał jednostek heterogenicznych (krajobrazów i obwodów łowieckich) na podstawie oceny eksperckiej.....	357
8.3. Powiązania między miarami i ocenami potencjałów.....	361
8.3.1. Powiązania między potencjałami ekosystemów do dostarczania świadczeń ekosystemowych.....	361
8.3.1.1. Powiązania między potencjałami na podstawie oceny eksperckiej (ekosystemy w wąskim ujęciu).....	361
8.3.1.2. Powiązania między potencjałami na podstawie oceny społecznej (ekosystemy według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES).....	366
8.3.2. Powiązania między potencjałami heterogenicznych jednostek przestrzennych do dostarczania świadczeń.....	369
8.3.2.1. Krajobraz jako jednostka odniesienia.....	369
8.3.2.2. Obwód łowiecki jako jednostka odniesienia.....	374
8.3.3. Grupy (wiązki) świadczeń i ich uwarunkowania.....	379
8.4. Porównanie przestrzennych jednostek odniesienia pod względem potencjałów do dostarczania świadczeń.....	381
8.4.1. Powiązania między ekosystemami.....	381
8.4.1.1. Powiązania między ekosystemami na podstawie eksperckiej oceny potencjału.....	381
8.4.1.2. Powiązania między ekosystemami na podstawie społecznej oceny potencjału.....	383
8.4.2. Powiązania między heterogenicznymi jednostkami przestrzennymi.....	385
8.4.2.1. Powiązania między krajobrazami.....	385
8.4.2.2. Powiązania między obwodami łowieckimi.....	388
9. RZECZYWISTE WYKORZYSTANIE ŚWIADCZEŃ I ICH WPŁYW NA OCENĘ POTENCJAŁÓW.....	391
9.1. Rzeczywiste wykorzystanie.....	391
9.1.1. Wykorzystanie świadczeń deklarowane w formule otwartej.....	391
9.1.2. Wykorzystanie świadczeń deklarowane w formule zamkniętej.....	395
9.1.3. Porównanie deklarowanego wykorzystania w formule otwartej i zamkniętej.....	398
9.2. Wpływ cech indywidualnych i częstotliwości korzystania ze świadczeń na ocenę potencjału ekosystemów.....	399
9.2.1. Wpływ cech indywidualnych na ocenę potencjału ekosystemów.....	399
9.2.2. Wpływ częstotliwości korzystania ze świadczeń na ocenę potencjału ekosystemów.....	401

9.3. Podsumowanie	404
10. PODSUMOWANIE I WNIOSKI	405
SŁOWNIK TERMINOLOGICZNY	410
BIBLIOGRAFIA	415
AKTY PRAWNE (układ tematyczno-chronologiczny)	438
SPIS RYCIN	441
SPIS TABEL	445
SUMMARY	449
LIST OF FIGURES	454
LIST OF TABLES	458
ZAŁĄCZNIK 1 – Ankieta „Korzystanie z dobrodziejstw przyrody”	462

Słowo wstępne

Przekazywana do rąk czytelników książka stanowi oryginalne, pionierskie opracowanie dotyczące jednego z bardzo ważnych zagadnień w analizie identyfikacji i ewaluacji potencjału środowiska i krajobrazu, nie tylko w kontekście poznawczym, ale również aplikacyjnym, który wyraża się obecnie między innymi w rozwoju koncepcji ekonomii okrężnej (*circular economy*). Praca prezentuje przykład wieloaspektowej oceny i mapowania potencjału świadczeń ekosystemowych w skali lokalnej i regionalnej oraz propozycję czterdziestu miar i wskaźników jego oceny, zweryfikowanych na podstawie bezpośrednich i pośrednich procedur badawczo-analitycznych. Rozwiązania metodyczne zaprezentowane w pracy mogą być pomocne dla szerokiej rzeszy osób prowadzących badania związane z racjonalnym zarządzaniem potencjałami środowiska i krajobrazu. Szczególnie istotne z punktu widzenia planowania przestrzennego i kształtowania krajobrazu są zdefiniowane powiązania między wskaźnikami potencjałów ekosystemów pokazujące zależności między świadczeniami, związane m.in. z formą pokrycia terenu, typem i dojrzałością ekosystemu, warunkami siedliskowymi, sposobem użytkowania ziemi oraz poziomem presji antropogenicznej.

Prezentowane w książce wyniki badań są następstwem projektu 2012/07/B/ST10/04344 „Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym – ocena zasobów, zagrożeń i wykorzystania” finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki. W realizacji przedsięwzięcia uczestniczył interdyscyplinarny 11-osobowy zespół badawczy z Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, skupiający specjalistów z zakresu geografii, geoinformacji, botaniki, fitosocjologii, gleboznawstwa, ekologii krajobrazu, zoogeografii, socjologii i planowania przestrzennego.

W tym miejscu pragniemy gorąco podziękować recenzentom pracy, wybitnym profesorom – Andrzejowi Mizgajskiemu i Tadeuszowi Chmielewskiemu – za trud wykonania recenzji, które w sposób znakomity pozwoliły na osiągnięcie ostatecznej formy książki.

Na zakończenie serdecznie dziękujemy za pomoc i bezinteresowną życzliwość wszystkim pracownikom tych instytucji, których progi przekroczyliśmy podczas kwerend prowadzonych w terenie. Są to przede wszystkim Urzędy Gmin Suwałki, Nowinka i Giby, Starostwa Powiatowe w Suwałkach, Augustowie i Sejnach oraz

Nadleśnictwa Suwałki, Pomorze, Głęboki Bród, Szczebra, a także: Wigierski Park Narodowy, Agencja Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa w Warszawie i Augustowie, firma InterTim w Suwałkach, Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Warszawie, Gospodarstwo Rybackie Polskiego Związku Wędkarskiego w Suwałkach, Powiatowy Inspektorat Weterynarii w Sejnach i Suwałkach oraz Biuro Wsparcia Inwestycyjnego w Białymstoku.

Wyrazy wdzięczności winniśmy także instytucjom, które w profesjonalny sposób zrealizowały wszystkie nasze zamówienia, udostępniając niezbędne do pracy materiały kartograficzne i fotogrametryczne. Są to: Centralny Ośrodek Dokumentacji Geodezyjnej i Kartografii w Warszawie, Wojewódzki Ośrodek Dokumentacji Geodezyjnej i Kartografii w Białymstoku, Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Sękocinie Starym, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Warszawie, Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Białymstoku, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej w Warszawie, Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Państwowy Instytut Geologiczny – PIB w Warszawie oraz Centralna Biblioteka Geografii i Ochrony Środowiska IGiPZ PAN w Warszawie.

Szczególne podziękowania należą się Pani Jolancie Więckowskiej, osobie której zaangażowanie w prace organizacyjne i techniczne zarówno na etapie realizacji projektu, jak i przygotowywania niniejszej publikacji są nie do przecenienia.

Życzymy Państwu ciekawej lektury.

Kierownik projektu
Prof. dr hab. Marek Degórski



Fot. 1. Zespół wykonawczy w składzie: 1. prof. dr hab. Marek Degórski (Kierownik projektu), 2. prof. dr hab. Jerzy Solon, 3. prof. dr hab. Ewa Roo-Zielińska, 4. dr Andrzej Affek, 5. dr Anna Kowalska, 6. dr Bogusława Kruczkowska, 7. dr Jacek Wolski, 8. dr Bożenna Grabińska, 9. dr Edyta Regulska, 10. dr Ewa Kończowska, 11. dr Izabela Zawiska, 12. Jolanta Więckowska (Sekretarz projektu) (fot. B. Kruczkowska, A. Affek, M. Rycharski, J. Wolski)

1. Wprowadzenie

Oddajemy do rąk czytelnika opracowanie, które jest wynikiem projektu finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki (NCN 2012/07/B/ST10/04344), a dotyczy świadczeń ekosystemowych¹, a ściślej zastosowania tej koncepcji do oceny wartości potencjałowej środowiska przyrodniczego (ekosystemów) w skali regionalnej w trzech gminach województwa podlaskiego (Nowinka, Giby, Suwałki), położonych w krajobrazie młodoglacjalnym. Wykorzystanie przez człowieka zasobów przyrodniczych i potencjał środowiska są od dawna przedmiotem zainteresowania zarówno naukowców, jak i praktyków. Teorie związane ze świadczeniami ekosystemowymi dały początek wielu inicjatywom i programom badawczym – krajowym i zagranicznym, a ich rezultaty przybierały często formę aplikacyjną i były wprowadzane w wielu dziedzinach nauk przyrodniczych (zwłaszcza dotyczących różnorodności biologicznej) i ekonomicznych. Idea projektu oraz niniejszego opracowania powstała na podstawie wielu przemyśleń, wynikających z dokonanego przeglądu literatury, pokazującego wielostronność podejmowanych w tej dziedzinie zagadnień i ich wielopłaszczyznowość. Przejawia się to już w samym identyfikowaniu, definiowaniu i klasyfikacji usług ekosystemowych. W prezentowanej monografii

¹ *Świadczenia ekosystemowe* to preferowane w tej książce tłumaczenie angielskiego terminu *ecosystem services*, desygnującego zarówno koncepcję teoretyczną, jak i formę związku między systemami przyrodniczymi i społecznymi. Niemniej, uznawane za poprawne i stosowane w tekście jako równoważny znaczeniowo zamiennik jest także określenie *usługi ekosystemowe*. Podobnie jak w ośrodku poznańskim (Mizgajski, Stępniewska 2009) słowo *świadczenia* postrzegane jest przez autorów niniejszej pracy jako bardziej adekwatne niż *usługi*, gdyż znaczeniowo obejmuje ono całą paletę dóbr i usług oferowanych przez przyrodę człowiekowi. Nie jest natomiast przyjmowana za poprawną prosta kalka językowa z języka angielskiego – *usługi/świadczenia ekosystemów* (por. Mizgajski, Stępniewska 2009; Kronenberg 2012). Autorzy nie widzą uzasadnienia dla akcentowania podmiotowości ekosystemów i przypisywania im aktywnej roli w dostarczaniu świadczeń. Analogicznie jak hotele nie świadczą same w sobie *usług hoteli*, tylko ludzie tam pracujący świadczą celowo *usługi hotelowe*. Podobnie, ekosystemy nie świadczą ludziom wolicjonalnie usług, a jedynie tworzą potencjał materialny bądź określone warunki środowiskowe, z których to ludzie mogą dopiero aktywnie te dobra pozyskiwać czy usługi zrealizować. Bez aktywności człowieka jako odbiorcy usług, świadczenia jako takie nie istnieją, istnieje jedynie pewien potencjał przyrodniczy. Ponadto określenie *ekosystemowe* wskazuje ogólnie na wymiar przyrodniczy/ekologiczny usług i nie ogranicza postrzegania ich jako tych dostarczanych tylko przez cały system ekologiczny (ekosystem), a nie np. przez jakiś jego komponent lub pojedynczy gatunek. To konkretna dynamika rozwoju koncepcji i przyjęta maniera językowa spowodowała, że mówi się o świadczeniach ekosystemowych, a nie np. o świadczeniach przyrodniczych czy środowiskowych.

przedstawiono spójne opracowanie dotyczące usług ekosystemowych umiejscowionych w ogólnie przyjętej klasyfikacji CICES. Jest to jedno z pierwszych opracowań w literaturze polskiej, w którym przeanalizowano nie tylko usługi ekosystemowe, ale także ich wskaźniki i miary. Autorzy mają nadzieję, że wyczerpująco opisany dotychczasowy stan wiedzy przybliży czytelnikowi koncepcję usług ekosystemowych, a prezentowana książka w znaczący sposób wzbogaci wiedzę o świadczeniach.

1.1. Dotychczasowy stan wiedzy na temat świadczeń ekosystemowych

1.1.1. Historia koncepcji i terminologii świadczeń ekosystemowych

Choć pojęcie „zależności człowieka” od ekosystemów Ziemi sięga początku *Homo sapiens*, a rozpoznanie sposobu, w jaki ekosystemy dostarczają złożone świadczenia pojawia się już u Platona (ok. 400 lat p.n.e.), który wiedział na przykład, że wylesianie może doprowadzić do erozji gleby czy wysychania źródeł, to termin „kapitał naturalny” został po raz pierwszy zastosowany przez E.F. Schumachera dopiero w 1973 roku.

Idee współczesnej koncepcji usług ekosystemowych prawdopodobnie sięgają jednak XIX w., kiedy to G.P. Marsh w 1864 r. zakwestionował pogląd, że zasoby naturalne Ziemi są nieograniczone, wskazując na zmiany żyzności gleby w rejonie Morza Śródziemnego. Natomiast pod koniec lat 40. XX w. trzech autorzy: H.F. Osborn (1948), W. Vogt (1948) oraz A. Leopold (1949) zaczęli lansować pogląd ścisłej zależności człowieka od środowiska. Kilkanaście lat później P. Sears (1956) zwrócił uwagę na kluczową rolę ekosystemów w przetwarzaniu odpadów i recyklingu substancji odżywczych. Natomiast P.R. Ehrlich i A. Ehrlich (1970) w swoim podręczniku zwrócili uwagę na „systemy ekologiczne” oraz na istotne zagrożenie dla ludzkiej egzystencji – niszczenie przez człowieka potencjału tych systemów.

Również w 1970 r., w raporcie „Analiza kluczowych problemów środowiskowych” (Wilson, Matthews 1970), po raz pierwszy został wprowadzony termin „świadczenia środowiskowe” (*environmental services*) i wymieniono świadczenia związane z zapyłaniem przez owady, rybołówstwem, regulacją klimatu oraz ochroną przeciwpowodziową. Pojęcie świadczenia ekosystemowe (*ecosystem services* – ES), które stało się standardem w literaturze naukowej, pojawiło się po raz pierwszy w kontekście wymierania i zastępowania populacji, gatunków, gildii i utraty w związku z tym świadczeń ekosystemów (Ehrlich, Ehrlich 1981; Ehrlich, Mooney 1983).

Niemniej, wielu autorów wcześniejszych prac z zakresu szeroko pojętej ekologii i geoekologii, w rozważaniach dotyczących podstawowych komponentów środowiska przyrodniczego, przede wszystkim gleby oraz szaty roślinnej, a także

powiązań tych składowych z człowiekiem przekazywało informacje dotyczące *de facto* usług ekosystemowych, nie używając tego terminu (m.in. King 1966; Helliwell 1969; Huetting 1970; Odum 1972).

Historię koncepcji i terminologii usług ekosystemowych do 1997 r. można znaleźć w znakomitej, wieloautorskiej książce pod redakcją G.C. Daily (1997) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Jest to jedno z pierwszych syntetycznych opracowań, w którym dokonano przeglądu wielu korzyści i usług, oferowanych człowiekowi przez środowisko przyrodnicze i ścisłych zależności człowieka od naturalnych systemów, które jego otaczają. W szczególności przedstawiono w niej syntezę podejścia do pakietu usług ekosystemowych oraz wstępną wycenę ich wartości ekonomicznej zgodną ze stanem wiedzy na koniec XX w. W kolejnych rozdziałach rozważano takie usługi, jak: regulacja klimatu, żyzność gleby, zapylenie czy zwalczanie szkodników, a także poruszono filozoficzne i ekonomiczne zagadnienia wyceny, odnosząc się do poszczególnych studiów przypadku specyficznych ekosystemów i świadczonych przez nie usług. W książce znalazły się też rekomendacje dotyczące działań, które należy podjąć w celu rozwiązania najpilniejszych problemów dotyczących środowiska przyrodniczego i świadczeń.

Bardzo interesujący przegląd rozwoju koncepcji świadczeń ekosystemowych opublikowano w 2010 r. (Gómez-Baggethun i in. 2010). Praca ta koncentruje się na analizie rozwoju teorii ekonomicznych, uwzględniających rosnącą rolę środowiska – od klasycznej ekonomii (w której ziemia jest jedynie czynnikiem produkcji) do tzw. ekonomii ekologicznej, w której kapitał naturalny uzupełnia i dopełnia kapitał wytworzony przez człowieka. Na tym tle przedstawiono rozwój koncepcji świadczeń i przedstawiono najważniejsze, kluczowe publikacje i poglądy ekonomiczne.

Rosnąca świadomość korzyści, jakie ekosystemy przynoszą społeczeństwu, czyni koncepcję ES wartą szerzenia i rozwoju (Foley i in. 2005). Pierwszorzędną rolę w kreowaniu oraz propagowaniu idei usług ekosystemowych odegrał R. Costanza, amerykański uczony, specjalista w zakresie ekonomii ekologicznej i zrównoważonego rozwoju (Costanza i in. 1997; Costanza 2008). Również w krajach europejskich, w tym w Polsce powstaje w ostatnich latach wiele prac z tego zakresu (Solon 2008; Roo-Zielińska, Grabińska 2012, 2014). Mają one różny walor teoretyczny oraz praktyczny (Degórski 2010). Celem tych publikacji jest przede wszystkim ocena wpływu działalności człowieka na podaż świadczeń ekosystemowych.

1.1.2. Przegląd definicji świadczeń ekosystemowych

Największym problemem, jaki powstał w wyniku szybkiego rozwoju koncepcji usług ekosystemowych jest chaos terminologiczny i dowolność w definiowaniu samego pojęcia (Degórski, Solon 2014), a także różne ich klasyfikacje (Wallace 2008).

Pomimo stosunkowo już długiej historii koncepcji, w literaturze dotychczas niewiele było prób jednoznacznie zdefiniowania świadczeń ekosystemowych (Barbier 2007; Boyd 2007).

G.C. Daily (1997) zdefiniowała usługi ekosystemowe jako stany i procesy, przez które naturalne ekosystemy, wraz z będącymi ich częścią organizmami żywymi, podtrzymują i wypełniają ludzkie procesy życiowe. Są one odpowiedzialne za utrzymywanie bioróżnorodności i produkcji dóbr ekosystemowych, takich jak owoce morza, żywność, drewno, biopaliwa, celuloza, substancje o wartości farmaceutycznej czy surowce przemysłowe. Poza produkcją dóbr, usługi ekosystemowe to funkcje podtrzymujące procesy życiowe, takie jak pochłanianie i przetwarzanie odpadów, procesy regeneracji, a także źródło wielu niematerialnych (estetycznych i kulturowych) korzyści dla człowieka.

Od końca lat 90. do 2010 r. nie pojawiły się w literaturze nowe definicje usług ekosystemowych (Ojea i in. 2012). Dopiero w ostatnich latach podjęto próbę uporządkowania zarówno terminologii, jak i metodologii badań świadczeń ekosystemowych (TEEB 2010; EEA 2013; Maes i in. 2013; UK NEA 2014), co niewątpliwie jest krokiem milowym w rozumieniu samego pojęcia i optymalizacji metod badawczych.

Pojęcie usług ekosystemowych w znaczeniu ogólnym jest definiowane jako zestaw wytworów (np. drewno, owoce leśne, zwierzyna łowna) i funkcji ekosystemów (np. oczyszczanie wody i powietrza, produkcja tlenu, miejsca rekreacji), z których korzysta społeczeństwo (Costanza i in. 1997; Solon 2008). Termin „świadczenia ekosystemowe” autorzy odnoszą przede wszystkim do tych otrzymywanych z ekosystemów (MEA 2005; Moser i in. 2011). Natomiast coraz więcej autorów, np. J. Solon (2008), rozszerza pojęcie ES do całego krajobrazu i pojmuje je jako zestaw wytworów oraz funkcji ekosystemu (krajobrazu), które są przydatne dla społeczeństwa.

Inne definicje usług ekosystemowych to:

- ▶ komponenty przyrody bezpośrednio konsumowane lub doświadczane w celu budowania dobrostanu ludzi (Boyd, Banzhaf 2007), natomiast funkcje i procesy ekosystemowe o charakterze pośredniczącym nie są traktowane jako usługi ekosystemowe (Fisher i in. 2008);
- ▶ elementy ekosystemów wykorzystywane (czynnie lub biernie) do wytwarzania dobrostanu ludzi; usługi muszą być zjawiskami ekologicznymi i nie muszą być wykorzystywane bezpośrednio (Fisher i in. 2008);
- ▶ bezpośredni i pośredni wkład ekosystemów w dobrostan ludzi (TEEB 2010), a korzyść to poprawa dobrostanu wynikająca z zaspokajania potrzeb.

Świadczenia ekosystemowe mogą mieć formę trójstopniową: usługi końcowe, dobra i korzyści (produkty) oraz dobrostan. Takie ujęcie ma prowadzić w efekcie do wyceny ekonomicznej usług (Fisher, Turner 2008; Haines-Young, Potschin 2013):

- ▶ Końcowe usługi ekosystemowe stanowią wkład ekosystemów w zapewnianie dobrostanu ludzi. Usługi te są końcowe, ponieważ są wytworami ekosystemów (zarówno naturalnych, półnaturalnych, jak i znacznie przekształconych), które w sposób najbardziej bezpośredni wpływają na dobrostan ludzi. Podstawową ich cechą jest to, że zachowują łączność z leżącymi u ich podstaw funkcjami, procesami i strukturami ekosystemowymi.
- ▶ Dobra i korzyści ekosystemowe to rzeczy, które ludzie wytwarzają lub czerpią z końcowych usług ekosystemowych. Końcowe wytwory ekosystemów zostały przekształcone w produkty lub doświadczenia, które nie są już funkcjonalnie powiązane z systemami, z których pochodzą. Dobra te i korzyści mogą być określane łącznie jako „produkty”.
- ▶ Dobrostan człowieka to stan, który powstaje w wyniku odpowiedniego dostępu do podstawowych materiałów do dobrego życia, zapewniających wolność wyboru i działania oraz zdrowie, dobre stosunki społeczne i bezpieczeństwo. Dobrostan zależy od zagregowanej wartości dostarczanych dóbr i korzyści ekosystemowych.

1.1.3. Systemy i schematy klasyfikacji świadczeń ekosystemowych i ich rozwój

Usługi ekosystemowe ujęte są w różnych systemach klasyfikacyjnych. W najprostszyc i najbardziej powszechnych podziałach wymieniane są cztery podstawowe kategorie usług: (1) zaopatrzeniowe (*provisioning*), do których należy między innymi produkcja żywności, produkcja innych surowców, np. drewna, paliwa, a także zaopatrzenie w wodę i inne, (2) regulacyjne (*regulating*), takie jak np.: regulacja składu powietrza, klimatu, zjawisk ekstremalnych – powodzi, suszy, przeciwdziałanie degradacji gruntów, regulacja procesów glebowych, zanieczyszczeń, procesy biologiczne, kontrola chorób, (3) wspomagające (*supporting*), a wśród nich między innymi powstawanie gleb i krążenie pierwiastków, produkcja pierwotna, funkcja siedliskowa, cykl hydrologiczny oraz (4) kulturowe (*cultural*), w tym rekreacyjne, duchowe, estetyczne, edukacyjne, religijne i inne dobra niematerialne (MEA 2003, 2005; TEEB 2008, 2010; Maes i in. 2013, 2014).

Zgodnie z klasyfikacją zaproponowaną przez I.-M. Greena i innych (1994), jedynie dwie kategorie usług (zaopatrzeniowe i kulturowe) obejmują wytwory i struktury bezpośrednio użyteczne dla społeczeństwa ludzkiego. Dwie pozostałe kategorie (usługi regulacyjne i wspomagające) tworzą ramy strukturalno-funkcjonalne, wpływające na ogólną integralność systemu krajobrazowego i możliwość produkowania przez nie usług o charakterze szczegółowym.

R. Costanza i inni (1997, 2008) przytaczają w swoich pracach dwie klasyfikacje usług ekosystemowych. Pierwsza, związana z funkcjonowaniem ekosystemu,

obejmuje 17 usług i funkcji ekosystemów odpowiadających za ich dostawę. Wśród nich wymienia się np. kontrolę erozji i gromadzenie osadów, wynikające z funkcji retencyjnej gleby w ekosystemie (tab. 1.1). Choć klasyfikacja ta ma obecnie znaczenie jedynie historyczne, kierunek przez nią wytyczony przez wiele lat wpływał na sposób myślenia i typologizacji świadczeń.

Tabela 1.1. Usługi ekosystemowe służące człowiekowi, a wynikające z funkcjonowania ekosystemów (według Costanzy i in. 1997)

Table 1.1. Ecosystem services for humans, resulting from the functioning of ecosystems (after Costanza et al. 1997)

Usługi ekosystemowe	Funkcje ekosystemu
Regulacja zawartości gazów	Regulacja składu chemicznego atmosfery
Regulacja klimatu	Regulacja temperatury, opadów i innych biologicznie stymulowanych procesów klimatycznych w skali globalnej, regionalnej i lokalnej
Regulacja zaburzeń	Pojemność, wilgotność i zintegrowana odpowiedź ekosystemu na wahania w środowisku
Regulacja reżimu wodnego	Regulacja przepływu wody
Zaopatrzenie w wodę	Magazynowanie i zatrzymywanie wody
Kontrola erozji i gromadzenie osadów	Retencja gleby w ekosystemie
Powstawanie gleb	Procesy glebotwórcze
Obieg nutrientów	Gromadzenie, obieg wewnętrzny, przetwarzanie i utrzymywanie substancji odżywczych
Utylizacja odpadów	Odzyskiwanie mobilnych substancji odżywczych i usuwanie lub rozpad nadmiaru obcych substancji odżywczych lub związków
Zapylenie	Przemieszczanie diaspor roślin
Kontrola biologiczna	Regulacja populacji na poziomie troficznym
Schronienie	Siedlisko dla populacji rezydentów i przybyszów
Produkcja żywności	Część produkcji pierwotnej wydzielona jako żywność
Surowce	Część produkcji pierwotnej wydzielona jako surowiec
Zasoby genetyczne	Źródła unikalnego materiału roślinnego i produktów roślinnych
Rekreacja	Stworzenie możliwości do aktywnej rekreacji
Kulturowe	Stworzenie możliwości niekomercyjnego użytkowania

Druga klasyfikacja R. Costanzy i innych (2008) uwzględnia 18 usług ekosystemowych zgrupowanych w pięciu kategoriach w powiązaniu z miarą przestrzenną ich produkcji i odbioru (por. tab. 1.4).

Jeden z czołowych teoretyków zagadnień usług ekosystemowych R.S. de Groot z Wageningen University & Research Centre, przedstawił próbę klasyfikacji i definicje usług ekosystemowych na użytek planowania przestrzennego, krajobrazu, zarządzania i projektowania (de Groot 1992; de Groot i in. 2002, 2010a). Zaproponowana przez autorów klasyfikacja obejmuje 23 usługi ekosystemowe połączone w cztery podstawowe grupy: (1) zaopatrzeniowe, (2) regulacyjne, (3) siedliskowe lub wspomagające oraz (4) kulturowe. W pracach wymieniono także procesy ekologiczne odpowiadające za dostarczanie usługi oraz wskaźniki określające wydajność danej usługi ekosystemowej.

Wśród następnych najważniejszych i najszerzej dyskutowanych klasyfikacji warto wymienić trzy:

- ▶ Najczęściej przywoływaną w literaturze, a opracowaną w ramach raportu „Milenijna Ocena Ekosystemów” (*Millenium Ecosystem Assessment*; MEA

2005), który ocenia zmiany dobrobytu człowieka (szczególnie w ciągu ostatnich 50 lat) wywołane degradacją ekosystemów. MEA definiuje usługi ekosystemowe jako korzyści uzyskane z ekosystemów i podaje cztery kategorie świadczeń: zaopatrzeniowe, regulacyjne, wspomagające i kulturowe.

- ▶ Opracowaną na potrzeby projektu „Ekonomia Ekosystemów i Bioróżnorodności” (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) klasyfikację TEEB, w której zastąpiono grupę „wspomagających usług ekosystemowych”, grupą „usług siedliskowych”, podkreślając rolę ekosystemów w zapewnianiu miejsc lęgowych dla gatunków wędrownych oraz w ochronie puli genowej (np. siedliska przyrodnicze stwarzające odpowiednie warunki do naturalnej selekcji) – Maes i inni (2013). Funkcje ekosystemu określono jako „podzbiór interakcji pomiędzy strukturą ekosystemu i procesami, które stanowią podstawę do oceny zdolności ekosystemu do dostarczenia towarów i usług” (TEEB 2008, 2010).
- ▶ Najnowszą Wspólną Międzynarodową Klasyfikacją Usług Ekosystemowych (*Common International Classification of Ecosystem Services – CICES*), sporządzoną przez Europejską Agencję Środowiska EEA, której pierwszą wersję przedstawiono w 2010 r. (Haines-Young, Potschin 2010a), a obecnie obowiązującą (wersja 4.3) opublikowano trzy lata później (Haines-Young, Potschin 2013). Jest to system ściśle hierarchiczny, oparty na wcześniejszych klasyfikacjach MEA i TEEB, wprowadzony do zastosowań aplikacyjnych (ocenowych). CICES ma cztery główne poziomy hierarchiczne (sekcja, dział, grupa, klasa). Wyróżniono w niej trzy sekcje: „Zaopatrzenie”, „Regulacja i utrzymanie” oraz „Kultura”. Do usług zaopatrzeniowych zaliczono wszystkie wytwory organizmów żywych wykorzystywane przez człowieka (w tym pożywienie, materiały i energia). Sekcja „Regulacja i utrzymanie” obejmuje wszystkie usługi, w których żywe organizmy pełnią rolę mediatorów lub moderatorów otaczającego środowiska na korzyść człowieka. W sekcji usług kulturowych mieszczą się z kolei wszystkie niematerialne i z zasady niekonsumpcyjne wytwory ekosystemów, które wpływają na fizyczną i psychiczną kondycję człowieka. Są one rozumiane przede wszystkim jako pewne cechy przestrzeni, miejsca lub sytuacje, które dają sposobność do aktywności przyczyniającej się do poprawy jakości życia, a których charakter jest całkowicie zależny od zachodzących procesów życiowych. Główną różnicą między systemami CICES i TEEB jest stosunek do usług siedliskowych. Podczas gdy TEEB identyfikuje je jako odrębną grupę na najwyższym poziomie, CICES traktuje je jako część szerszej sekcji „Regulacja i utrzymanie”. Autorzy CICES zaproponowali, aby tworzyły one grupę zawierającą klasy obejmujące te aspekty kapitału naturalnego, które są istotne dla regulacji i utrzymania

warunków biotycznych w ekosystemach (np. regulacja szkodników, zapylenie, ochrona puli genowej) oraz aby były równoważne innym czynnikom biofizycznym regulującym warunki otoczenia, w tym np. klimatowi (Maes i in. 2013).

Klasyfikacja CICES jest powszechnie wykorzystywana w warunkach krajowych (np. Andrzejewska i in. 2014)². Jest także podstawą analizy usług ekosystemowych w niniejszym opracowaniu i dla jego potrzeb została przetłumaczona na język polski.

1.1.4. Potencjał środowiska przyrodniczego a świadczenia ekosystemowe

„Potencjał ekosystemów” to termin, który ściśle wiąże się z pojęciem usług ekosystemowych. Koncepcja potencjału środowiska przyrodniczego powstała we wschodniemieckiej szkole kompleksowej geografii fizycznej. Jej autorem był E. Neef (1966), definiujący potencjał jako wszelkie zasoby przyrody, których eksploatacją człowiek może być zainteresowany lub jako zasób przestrzeni przyrodniczej do zaspokajania potrzeb społecznych. Inny niemiecki autor G. Haase (1976, 1978) wyróżnił osiem potencjałów częściowych (produktywności biologicznej, samooczyszczania, zaopatrzenia w wodę, atmosferyczny, surowcowy, zdolności do zabudowy, rekreacyjny, biotycznej zdolności regeneracyjnej), który to zestaw zaczął funkcjonować jako płaszczyzna odniesienia dla kolejnych klasyfikacji.

Zbliżoną do niemieckich potencjałów była polska koncepcja tzw. użytków z przyrody, czyli wszelkich zasobów i sił przyrody, które T. Bartkowski (1977) podzielił na dwie główne grupy: systemy i podsystemy megasystemu epigeosfery i częściowo megasystemu „człowiek-przyroda” (w tym ekosystemy). Autor włączył tu korzystne położenie geograficzne (w tym piękno krajobrazu), które zaliczył do grupy substancjalno-energetycznych tworów przestrzeni, a warunki przyrodnicze – do grupy relacji i interakcji zachodzących między nimi w tzw. przestrzeni konkretnej (geograficznej).

M. Przewoźniak (1991), nawiązując do koncepcji E. Neefa i G. Haasego, wyróżnił trzy grupy potencjałów: samoregulacyjno-odpornościowe, zasobowo-użytkowe i percepcyjno-behawioralne. Coraz częściej jednak zwracano uwagę na duży subiektywizm rangowania cech diagnostycznych metodą bonitacji punktowej – zwłaszcza w przypadku jakościowego podejścia intuicyjno-apriorycznego (Pietrzak 1998). Próbę metodycznego zobjektywizowania tego problemu podjął M. Kistowski (1996),

² Także liczne publikacje w czasopiśmie „Ekonomia i Środowisko”, w szczególności nr 4(51) z 2014 r. oraz nr 4(59) z 2016 r.

który rozwinął i zmodyfikował wspomnianą powyżej klasyfikację potencjałów M. Przewoźniaka. O krok dalej w postrzeganiu potencjałów poszedł J. Solon (2004). Zaproponował bowiem, aby pojęcia potencjału krajobrazowego nie ograniczać wyłącznie do relacji człowiek-krajobraz, ale desygnować nim wszelkie zasoby, których eksploatacją jest zainteresowana dana populacja (w tym także ludzka). Jego zdaniem, przyjmując dowolną grupę organizmów, można wyróżnić następujące potencjały częściowe krajobrazu: samoregulacyjno-odpornościowy, buforujący, środowiskotwórczy oraz zasobowo-użytkowy (w tym substancjalny, magazynowy i transportowy).

W początkach lat 90. zwrócono uwagę na potrzebę dywersyfikacji terminów; potencjał krajobrazu miał określać możliwości, kierunki i warunki jego gospodarczego wykorzystania (aspekt silnie utylitarny), a funkcja krajobrazu – jego ekologiczną wydajność w warunkach określonego użytkowania, przy czym oba terminy zalecano traktować komplementarnie. O. Bastian (1991) zaproponował podział funkcji na produkcyjne (ekonomiczne), regulacyjne (ekologiczne) oraz dla przestrzeni życiowej (społeczne). Kilka lat później ów podział wykorzystano w *Polityce Leśnej Państwa* (1997), w której jest mowa o produkcyjnych (gospodarczych), ekologicznych (ochronnych) i społecznych funkcjach lasu. Z obecnej perspektywy można stwierdzić, że klasyfikacja ta była poniekąd antycypacją podziału współczesnych świadczeń ekosystemowych.

Jak zauważa J. Solon (2008), koncepcje potencjałów i świadczeń ekosystemowych sporo łączy, ale nie mniej także dzieli – dotyczy to zwłaszcza sposobu ujęcia zasobów środowiska przyrodniczego i zakresu zastosowań praktycznych (tab. 1.2). W ostatnich latach obserwuje się jednak zbliżenie obu podejść – z jednej strony mówi się o potencjalnych świadczeniach, a z drugiej następuje doprecyzowanie znaczenia poszczególnych potencjałów, co umożliwi znalezienie ich odpowiedników w ramach typologii świadczeń ekosystemowych.

Tabela 1.2. Główne różnice między koncepcjami potencjału krajobrazowego i świadczeń ekosystemowych (Solon 2008)

Table 1.2. The main differences between concepts of landscape potential and ecosystem services (Solon 2008)

Cecha	Potencjał krajobrazowy	Świadczenia ekosystemowe
Wykorzystanie zasobów	możliwe	rzeczywiste
Rodzaje zasobów	głównie abiotyczne	głównie biotyczne
Ujęcie zasobu	szerokie	wąskie
Ocena ekonomiczna	nie	tak
Uwzględnienie kontekstu przestrzennego i skalowalności	nie	tak
Przydatność do planowania przestrzennego	duża	mała
Wykorzystanie w planowaniu kompensacji	małe	duże
Prezentacja kartograficzna	częsta	rzadka

Należy jednak podkreślić, że między koncepcją potencjałów krajobrazowych a koncepcją świadczeń ekosystemowych pozostaje nadal jedna zasadnicza różnica: świadczenia ekosystemowe dotyczą głównie wykorzystania zasobów produkowanych lub kontrolowanych przez biosferę, natomiast potencjały krajobrazowe koncentrują się w znacznym stopniu na przydatności abiotycznych komponentów środowiska do różnych form użytkowania.

Koncepcja świadczeń ekosystemowych przyjęta w UE rozróżnia funkcje ekosystemowe, podstawowe procesy i struktury ekologiczne, które są zależne od różnorodności biologicznej (Maes i in. 2013). Funkcje te są tworzone przez różne kombinacje procesów i struktur i stanowią potencjał ekosystemów do świadczenia usług, niezależnie od tego, czy są one aktualnie wykorzystywane przez ludzi (TEEB 2010). Na przykład produkcja podstawowa (proces) jest potrzebna, aby utrzymać przy życiu populację ryb (funkcja), która może być wykorzystana (złowiona) w celu dostarczenia pożywienia (usługa). Możliwe nieporozumienia mogą wynikać z faktu, że wielu autorów stosuje terminy „funkcja” i „proces” zamiennie.

W odróżnieniu od funkcji ekosystemowych, usługi ekosystemowe zakładają dostępność i występowanie popytu na zaspokajanie różnorodnych potrzeb ludzi. Dobrze funkcjonujące dziewicze naturalne ekosystemy, którym można przypisać wysoką wartość ekologiczną, mogą dostarczać mniej usług ekosystemowych niż przekształcone ekosystemy półnaturalne zlokalizowane w pobliżu dużych skupisk ludności, tylko dlatego, że jest tam bardzo mały na nie popyt (np. puszcza karpaska może dostarczać mniej usług rekreacyjnych niż park miejski). Niemniej, naturalne ekosystemy o charakterze pierwotnym pozostają kluczowymi komponentami środowiska, dostarczając szeregu innych ważnych usług (np. regulacja klimatu, retencja wody, przeciwdziałanie erozji) i stanowiąc dla wielu społeczeństw bezcenne dziedzictwo przyrodnicze. Dlatego też tak istotne jest uwzględnianie całego wachlarza usług i wielu wymiarów oceny przy szacowaniu wartości ekosystemów.

1.1.5. Podstawy ekologii a pojęcie świadczeń ekosystemowych

Zrozumienie pojęcia „usługi/świadczenia ekosystemowe” wymaga znajomości podstaw ekologii, które opisują główne zasady i interakcje między organizmami a środowiskiem. Ponieważ skala, w której te interakcje występują, może się zmieniać – od bakterii do krajobrazów, od sekund do milionów lat, jednym z największych wyzwań jest przedstawienie przepływu materii i energii między organizmami (na różnym poziomie ich organizacji) a środowiskiem. Na przykład martwa materia organiczna, mikroorganizmy w glebie i właściwości gleby to elementy, które przyczyniają się do zdolności lasu do świadczenia usług ekosystemowych, takich

jak: sekwestracja węgla, oczyszczanie wody i zapobieganie erozji. Ten sam las może zapewnić schronienie dla innych organizmów, a także służyć rekreacji, która jest usługą kulturową.

Fundamentalne dzieło z zakresu ekologii gleby i usług ekosystemowych *Soil Ecology and Ecosystem Services* (Wall i in. 2012) prezentuje badania dotyczące usług ekosystemowych dostarczanych przez biotop gleby w różnych skalach – od interakcji biotycznych w mikroskali do zbiorowisk organizmów glebowych funkcjonujących w skali regionalnej i globalnej. Książka przybliży czytelnikowi procesy i sposoby prowadzące do utrzymania trwałości gleb, różnorodności biologicznej i usług ekosystemowych oraz opisuje zależności ludzi i zwierząt od organizmów glebowych i świadczeń ekosystemowych.

Złożoność ekosystemów Ziemi stanowi wyzwanie dla naukowców, którzy starają się uchwycić i zrozumieć, jak wyglądają relacje między organizmami, procesami i ich otoczeniem. Ponieważ zagadnienia usług ekosystemowych odnoszą się do ekologii człowieka, sugerowane przez C. Kremen (2005) badania ekosystemów obejmują następujące etapy:

- ▶ identyfikacja dostawców usług ekosystemowych (*ecosystem service providers* – ESP), tzn. gatunków lub populacji świadczących określone usługi ekosystemowe i charakterystyka ich funkcjonalnej roli oraz zależności w danym ekosystemie;
- ▶ określenie aspektów struktury zbiorowiska/biocenozy, które wpływają na funkcjonowanie dostawców ES w ich naturalnym krajobrazie i stabilizują jego funkcjonowanie lub kompensują następstwa nieprzypadkowych zdarzeń (np. wymierania lub innych zaburzeń);
- ▶ ocena kluczowych czynników środowiskowych (abiotycznych) wpływających na usługi ekosystemowe;
- ▶ pomiar skali przestrzennej i czasowej, w której działają dostawcy usług ekosystemowych.

Nowe metody badawcze pozwalają usprawnić identyfikację dostawców usług i ocenę znaczenia różnych gatunków ze względu na ich liczebność i obfitość (Balvanera i in. 2005). Takie parametry dostarczają wskazówek, w jaki sposób gatunki reagują na zmiany w środowisku (tj. udziału drapieżników, dostępności zasobów czy warunków klimatycznych) i są niezwykle przydatne do identyfikacji gatunków, które są kluczowe przy świadczeniu usług ekosystemowych. Metody te nie uwzględniają jednak wszystkich efektów oddziaływań i interakcji, które są często bardzo skomplikowane, a mają fundamentalne znaczenie dla utrzymania ekosystemu. Mimo to ocena funkcji i struktury ekosystemu łącznie z informacjami na temat cech gatunków może poszerzyć wiedzę na temat odporności poszczególnych ekosystemów na zmiany środowiskowe.

1.1.6. Różnorodność biologiczna a świadczenia ekosystemowe

Powiązania między różnorodnością biologiczną a pojedynczymi świadczeniami ekosystemowymi lub ich wiązkami (*bundles*) to bardzo rozległe pole badań, a dotychczasowe wyniki nie są jednoznaczne. Wynika to m.in. z braku sprecyzowania zakresu poszczególnych świadczeń oraz mieszania pojęć dotyczących różnorodności biologicznej i stosowania różnych, często nieporównywalnych metod pomiaru (Zhang i in. 2015; Liqueite i in. 2016).

Zgodnie z Konwencją o różnorodności biologicznej (Dz.U. z 2002 r. nr 184, poz. 1532) – różnorodność biologiczna to zróżnicowanie wszystkich żywych organizmów występujących na Ziemi w ekosystemach lądowych, morskich i słodkowodnych oraz w zespołach ekologicznych, których są częścią. Dotyczy ona różnorodności w obrębie gatunku (różnorodność genetyczna), pomiędzy gatunkami oraz różnorodności ekosystemów.

Ta sama definicja różnorodności biologicznej została przyjęta w ramach projektu MAES (Maes i in. 2014; *Science for Environment Policy* 2015). Natomiast w licznych pracach szczegółowych, wykonywanych lub inspirowanych projektem MAES, różnorodność biologiczna jest traktowana znacznie szerzej i – zgodnie z publikowanym schematem koncepcyjnym (Maes i in. 2013) – obejmuje: (a) procesy ekologiczne, (b) cechy funkcjonalne, (c) struktury biofizyczne, (d) różnorodność genetyczną, (e) bogactwo gatunkowe, (f) interakcje biotyczne. Warto przy tym zwrócić uwagę, że taki podział nie jest ani do końca logiczny, ani w pełni rozłączny, ani całkowicie wyczerpujący.

Inni autorzy pojęcie różnorodności biologicznej rozumieją również bardzo szeroko. Przykładowo, T.E. Elmqvist i inni (2010) za składniki różnorodności biologicznej uważają: zmienność genetyczną, wielkość i biomasę populacji, zgrupowania gatunków, zbiorowiska, interakcje między organizmami i środowiskiem abiotycznym, interakcje między osobnikami i gatunkami, natomiast według P. Balvanery i innych (2016) różnorodność w szerokim ujęciu obejmuje liczbę, obfitość występowania, zróżnicowanie funkcjonalne, rozmieszczenie przestrzenne oraz interakcje w obrębie genotypów, gatunków, populacji, zbiorowisk i ekosystemów. Należy zwrócić uwagę, że w wielu publikacjach termin „bioróżnorodność” używany jest błędnie zamiast terminu „bogactwo gatunkowe”, co wprowadza sporo zamieszania (por. dyskusja w pracy M. Lugnot i G. Martin z 2013 r.).

Choć w literaturze istnieje bogata dokumentacja potwierdzająca pozytywne związki między różnorodnością biologiczną, funkcjonowaniem ekosystemu i możliwością dostarczania określonych pojedynczych świadczeń (Kremen 2005; Egoi i in. 2009; Cardinale 2011; Isbell i in. 2011; Mace i in. 2012; Berbec 2014; Harrison i in. 2014), to nie jest do końca pewne, jakiej natury są te powiązania i jaka jest ich dynamika (Harrison i in. 2014; Liqueite i in. 2016). Jednocześnie od

dawna przyznaje się, że w ujęciu ogólnym różnorodność biologiczna jest dostarczana zwykle przez kompleks ekosystemów i jest bezpośrednim źródłem korzyści płynących ze środowiska biotycznego (Daily, Ehrlich 1995).

Na niejasne zależności między różnorodnością biologiczną a świadczeniami ekosystemowymi zwracają także uwagę G.M. Mace i inni (2012), podkreślając przy tym, że taka sytuacja utrudnia stworzenie spójnej polityki ekologicznej i wymaga intensywnego rozwoju interdyscyplinarnych badań dotyczących zarządzania ekosystemami, skupiających m.in. ekologów, specjalistów od ochrony przyrody i ekonomistów.

Już wcześniejsze przeglądy literatury pod kątem powiązań między świadczeniami ekosystemowymi i różnorodnością biologiczną wskazują, że z roku na rok rośnie liczba publikacji poświęconych tym zagadnieniom (Balvanera i in. 2005; Solon 2008). W ciągu ostatnich kilkunastu lat ten rosnący trend jeszcze się pogłębił (Balvanera i in. 2016).

Współczesne badania idą w kilku zachodzących na siebie kierunkach, które można umownie określić jako: (a) próby precyzyjnej identyfikacji producentów poszczególnych świadczeń, (b) rozważania teoretyczne nad wpływem poszczególnych aspektów różnorodności biologicznej na produkcję i możliwości dostawy świadczeń, (c) ocena roli zróżnicowania krajobrazowego w produkcji świadczeń, (d) teoretyczne i empiryczne modele matematyczne określające związek między aspektami różnorodności i produkcją świadczeń, (e) badania terenowe, w tym eksperymenty polowe.

Prace nad precyzyjną identyfikacją dawców poszczególnych świadczeń doprowadziły do opracowania koncepcji „dostawcy świadczenia” (*ecosystem service provider* – ESP). Zgodnie z tą koncepcją wielkość świadczenia zależy tylko od specyficznych organizmów i ich atrybutów (różnorodność, bogactwo, zróżnicowanie genetyczne, grupy funkcjonalne itp.). Dostawcą świadczenia może być dowolny zestaw organizmów żywych, w tym np. gatunek, inna grupa systematyczna, określona grupa funkcjonalna wyróżniona według dowolnych kryteriów, forma życiowa, poziom troficzny lub każdy inny segment biocenozy (ekosystemu) wyłącznie i bezpośrednio odpowiedzialny za produkcję świadczenia (Kremen 2005; Balvanera i in. 2016). Inną koncepcją umożliwiającą identyfikację bezpośrednich producentów świadczeń są cechy funkcjonalne (gatunków lub ich zgrupowań). Podejście to umożliwia objaśnianie wkładu gatunków w powiązania między świadczeniami. Z tą koncepcją są związane dwie kolejne: *Specific Effect Function* (SEF) – określająca jednostkową zdolność gatunku do wpływania na świadczenie ekosystemowe oraz *Specific Response Function* (SRF), która określa zdolność gatunku do podtrzymywania lub zwiększania świadczenia w warunkach zmian w środowisku biotycznym lub abiotycznym (Diaz i in. 2013). C. Kremen (2005) wprowadziła także pojęcie „jednostki dostarczającej świadczenia” (*service providing unit* – SPU),

odpowiadającej za produkcję danego świadczenia na danym terytorium (ekosystemie). Ta ostatnia koncepcja umożliwia mierzenie lub szacowanie wielkości dostarczanych usług.

Korzystając z koncepcji ESP, C. Kremen (2005) dokonała precyzyjnej identyfikacji producentów wielu zasadniczych, ale stosunkowo wąsko ujętych i precyzyjnie zdefiniowanych usług i zaproponowała przy tym powiązanie producentów z miernikami świadczeń. Na przykład dostawcą usługi regulacyjnej „zapas węgla” są „gatunki drzew”, a miarą wielkości usługi „tempo akumulacji biomasy”. Dostawcą usługi regulacyjnej „zapylenie” jest zgrupowanie pszczół i trzmieli, a miarą wielkości usługi może być np. wielkość depozycji pyłku na jedną wizytę na roślinie. W przypadku usługi „regulacja liczebności szkodników” dostawcą są pasożytnicze owady-szkodniki, a miarą – udział zainfekowanych owadów. Takie ujęcie – poprawne metodycznie – nie zawsze jest jednak sensowne z pragmatycznego punktu widzenia, np. w przypadkach bardzo utrudnionego i pracochłonnego określania wskaźnika. W takich wypadkach C. Kremen (2005) postuluje używanie miar zastępczych. Przykładem takiego podejścia może być „krążenie pierwiastków” (z grupy usług wspomagających). Dostawcą są funkcjonalne grupy mikroorganizmów glebowych, natomiast miarą jest np. tempo rozkładu materii organicznej (a nie liczebność mikroorganizmów).

Inne podejście do identyfikacji dawców świadczeń zaproponowali P.A. Harrison i inni (2014) na podstawie systematycznego przeglądu 530 recenzowanych publikacji, dotyczących powiązań między różnymi atrybutami szeroko pojętej różnorodności biologicznej z 11 świadczeniami ekologicznymi. Dla uporządkowania zależności wyróżnili oni siedem typów „dostawców” świadczeń, a mianowicie: (1) pojedyncze populacje, (2) dwie lub więcej populacji różnych gatunków, (3) pojedyncze grupy funkcjonalne, (4) dwie lub więcej grup funkcjonalnych, (5) zbiorowisko (w sensie zespołu zwierzęcego) dominujące, (6) pojedyncza biocenoza (ekosystem), (7) dwie lub więcej biocenoz (ekosystemów). Zastosowanie powyższego schematu umożliwiło lepsze ujęcie zależności między aspektami różnorodności biologicznej a możliwą dostawą świadczeń. Ich analiza wykazała, że produkcja drewna i rybactwo (wędkarstwo) śródlądowe zależy od dwóch lub więcej populacji, zaopatrzenie w wodę oraz oczyszczanie wody jest regulowane przez pojedyncze ekosystemy lub ich większą liczbę, za regulację atmosfery i pochłanianie węgla odpowiadają głównie pojedyncze typy ekosystemów, zapylenie natomiast jest w głównej mierze regulowane przez pojedyncze grupy funkcjonalne, kontrola szkodników zaś jest jednocześnie regulowana przez cały zestaw składowych różnorodności biologicznej, w tym grupy funkcjonalne, populacje oraz wszystkie ekosystemy. W przypadku świadczeń kulturowych analiza wskazała na główną rolę zróżnicowania ekosystemowego (w przypadku walorów estetycznych) i populacji różnych gatunków (w przypadku rekreacji ukierunkowanej na obserwację gatunków, np. *bird watching*).

W porównaniu do podejścia bazującego na ESP powyższa propozycja ujmuje świadczenia nieco szerzej, obejmując także świadczenia produkowane w obrębie krajobrazu (czego w zasadzie nie uwzględnia metodyka ESP). Ma przez to charakter bardziej intuicyjny i jest łatwiejsza do zastosowań praktycznych.

Na inny aspekt zależności między grupami gatunków a produkcją świadczeń wskazał B. Ridder (2008). Zwrócił on uwagę, że poza dobrze zdefiniowanymi kryteriami funkcjonalnymi, charakteryzującymi gatunki produkujące świadczenia, ważnym atrybutem jest także trwałość w przypadku zmian środowiskowych. Ze względu na to kryterium podzielił on świadczenia na trzy grupy:

- ▶ świadczenia niezależne od obecności poszczególnych, konkretnych gatunków, czyli te, które są zależne od grup funkcjonalnych, w których poszczególne gatunki mogą być zastąpione innymi – przykładem mogą być takie świadczenia, jak sekwestracja węgla, zaopatrzenie w wodę czy kontrola erozji; w takich wypadkach ważniejsza jest obecność drzew jako takich, a nie ich skład gatunkowy;
- ▶ świadczenia zależne od gatunków odpornych na zmiany warunków środowiskowych, czyli bazujące na gatunkach dominujących, często hodowanych i protegowanych przez człowieka (produkcja drewna, produkcja rolna);
- ▶ świadczenia zależne od gatunków wrażliwych na zmiany warunków – w wielu przypadkach dotyczy to świadczeń pełnionych przez gatunki rzadkie i zagrożone, i obejmuje głównie świadczenia o charakterze kulturowym, w zasadzie bez znaczenia dla świadczeń zaopatrzeniowych.

Z powyższym podziałem wiąże się szerszy problem zachowania zdolności do produkcji świadczeń w wyniku zmian bogactwa gatunkowego i tzw. nadmiarowości (*redundancy*) gatunków, z których część może, ale nie musi mieć znaczącego udziału przy produkcji świadczenia. Różni autorzy wskazują kilka mechanizmów takich zależności. Pierwszym jest efekt komplementarności, zgodnie z którym grupa gatunków lepiej wykorzystuje zasoby niż każdy z gatunków oddzielnie, co prowadzi do większej dostawy dobra będącego świadczeniem (dotyczy to przede wszystkim świadczeń zaopatrzeniowych). Drugim jest efekt selekcji. W jego wyniku dominacja gatunku o określonych właściwościach silnie determinuje funkcjonowanie całego ekosystemu, a przez to wpływa (pozytywnie lub negatywnie) na produkcję świadczenia (Loreau, Hector 2001; Elmqvist i in. 2010). T.E. Elmqvist i inni (2010) podkreślają przy tym specyficzny efekt wywoływany przez podstawowe gatunki budujące (*keystone species*), których rozwój lub zanik odgrywa nieproporcjonalnie dużą rolę w dostawie świadczenia w porównaniu z efektem losowo wybranych gatunków (nawet z tej samej grupy ESP). P. Balvanera i inni (2016) przytaczają jeszcze efekt asynchronicznej reakcji, zgodnie z którym niejednoczesna i odmienna reakcja różnych gatunków na fluktuacje i stres środowiskowy

prowadzi w efekcie do wyższej i bardziej stabilnej podaży świadczeń (por. Elmqvist i in. 2010). Dobrym przykładem roli efektu komplementarności i asynchroniczności są wyniki badań eksperymentalnych, z których wynika, że im wyższa liczba gatunków glonów w strumieniach, tym wyższa redukcja zawartości związków azotowych w wodzie. Wiąże się to z wypełnieniem różnych nisz ekologicznych i wyższą odpornością na zmiany zewnętrzne (Balvanera i in. 2014). W tym samym znaczeniu C. Kremen (2005) pisze o efekcie stabilizacyjnym i kompensującym, wskazując przy tym na ogólny model „ważenia statystycznego” w wyniku losowych zmian w obfitości występowania poszczególnych gatunków.

Rolę ogólnego bogactwa gatunkowego i korzyści z redundancji prześledzili F. Isbell i inni (2011). Zespół ten wykazał, że 84% ze 147 gatunków roślin badanych w 17 eksperymentach wpływało pozytywnie na możliwość dostarczania świadczeń ekosystemowych przynajmniej raz. Różne gatunki były za to odpowiedzialne w różnych latach i w różnych miejscach i dla różnych świadczeń, przy odmiennych scenariuszach zmian środowiskowych. Co więcej, gatunki niezbędne dla dostarczania jednego świadczenia przez wiele lat były odmiennie od tych niezbędnych dla realizacji wielu świadczeń w ciągu jednego roku. Ze swoich analiz autorzy wyciągnęli ogólny wniosek, że choć może się wydawać, iż w danym miejscu i przy jednym zestawie warunków środowiskowych występuje nadmiar funkcjonalny gatunków niezbędnych do dostarczania świadczeń, to w szerszym kontekście okazuje się, że niezbędny jest bardzo szeroki zestaw gatunków do zapewnienia realizacji wielu funkcji, przez dłuższy czas w wielu miejscach zmieniającego się świata. Do podobnych wniosków doszli również M. Lugnot i G. Martin (2013). Zwrócili oni uwagę, że poszczególne gatunki i grupy funkcjonalne odpowiadają za odmienne świadczenia, co powoduje, że różnorodność wewnątrzsystemowa i międzyekosystemowa łącznie pozytywnie wpływa na ogólny potencjał do dostarczania świadczeń. Podobny obraz wyłania się również z innych prac. P. Brandt i inni (2014), na podstawie niezależnego mapowania 9 potencjałów świadczeń reprezentujących wszystkie grupy (zaopatrzeniowe, regulacyjne, wspomagające i kulturowe) oraz bogactwa gatunkowego 4 grup taksonomicznych (ssaki, ptaki, płazy oraz drzewa), przeanalizowali powiązania między nimi. Znalezione istotne korelacje między liczbą i wielkością produkcji wszystkich świadczeń a bogactwem gatunkowym wszystkich analizowanych grup. Takie wyniki silnie popierają tezę, że wielofunkcyjność („wieloświadczeniowość”) regionu silnie koreluje z ogólnym bogactwem gatunkowym.

Niezależnie od prac poświęconych szczegółowej identyfikacji dawców świadczeń i ich uwarunkowań ważnym wątkiem badawczym jest określenie, które aspekty szeroko rozumianej różnorodności biologicznej są najlepszym wskaźnikiem wielkości potencjału świadczeń. Powszechnie przyjmuje się, że dla świadczeń zależnych od roślin, orientacyjnym, pierwszym przybliżeniem jest bogactwo

gatunkowe (Balvanera i in. 2016). Podobnie S. Quijas i inni (2010) wykazali istnienie wyraźnego pozytywnego związku między bogactwem gatunkowym (nazywanym w pracy różnorodnością biologiczną) roślin a takimi świadczeniami, jak zaopatrzenie w produkty pochodzenia roślinnego, kontrola erozji, odporność na inwazje, odporność na patogeny. Mniej istotne były związki z kontrolą żyzności gleby i regulacją szkodników.

Bardziej szczegółowe analizy wskazują jednak na wyższy poziom komplikacji zależności. Dla renaturalizowanych mokradeł w Chinach Y. Zhang i inni (2015) przeprowadzili analizę zależności między różnymi miarami różnorodności biologicznej i 11 świadczeniami ekosystemowymi. Jako wskaźniki różnorodności wykorzystali miary dominacji, bogactwa, równomierności Pielou i różnorodności Shannona oraz różnorodności Simpsona oddzielnie w odniesieniu do zróżnicowania taksonomicznego i zróżnicowania funkcjonalnego gatunków roślin. Wyniki pokazały, że wskaźniki zróżnicowania funkcjonalnego lepiej korelują z wielkością świadczeń niż wskaźniki taksonomiczne, przy czym najsilniejsze związki wykazuje wskaźnik dominacji, a w następnej kolejności wskaźniki bogactwa i różnorodności. Wskaźnik dominacji, a dokładnie wahania liczebności dominujących gatunków pszczoł okazał się najważniejszym czynnikiem wpływającym na poziom zapylenia upraw przez zespół dziko żyjących pszczoł (Winfree i in. 2015). W tych samych badaniach dowiedziono, że zmiany bogactwa gatunkowego były w zasadzie nieistotne, gdyż dotyczyły gatunków rzadkich, mających niewielki wpływ na realizację funkcji ekosystemowych. Inne przykłady podają P. Balvanera i inni (2016), wskazując, że równomierność w obrębie składu gatunkowego ma związek z odpornością na inwazje, a dla świadczeń zależnych od zwierząt liczba gatunków i skład w obrębie zespołów zwierzęcych są związane z kontrolą chorób.

Z powyższego przeglądu wynika, że nie ma jednej uniwersalnej miary łączącej aspekty różnorodności gatunkowej z możliwością dostarczania świadczeń. Zwraca na to uwagę m.in. L.C. Braat (2013, 2014), który przestrzega przed traktowaniem pojedynczych wskaźników jako miar dopływu pakietu usług, gdyż doprowadzić to może do przeceniania na przykład wartości kilku gatunków i ekosystemów w produkcji żywności czy drewna, przy jednoczesnym zaniedbaniu roli innych aspektów różnorodności biologicznej w dopływie odmiennych usług na poziomie ekosystemu i krajobrazu.

Ekosystemy, w obrębie których wytwarzane są dobra będące podstawą świadczeń, stanowią część krajobrazu, którego struktura przestrzenna może, z jednej strony, wpływać na rzeczywistość podaż świadczeń, z drugiej zaś – na ocenę wielkości potencjału w heterogenicznych jednostkach przestrzennych. Udowodnili to m.in. B.J. Anderson i inni (2009), którzy w Wielkiej Brytanii badali współwystępowanie miejsc o najwyższej różnorodności biologicznej (dokładniej – bogactwa gatunków podlegających ochronie) i miejsc najważniejszych z punktu widzenia

potencjału świadczeń ekosystemowych, stosując przy tym jako powierzchnie odniesienia kwadraty o różnej wielkości. Okazało się, że współwystępowanie miejsc o wysokiej liczbie analizowanych gatunków i wysokim potencjale do świadczenia usług zależy od wielkości kwadratów. Co więcej, w różnych regionach Anglii inaczej kształtował się wzorzec powiązań między świadczeniami i gatunkami. Z badań tych wynika wniosek, że zależności między gatunkami, świadczeniami i przestrzenią należy analizować w obrębie małych obszarów.

Podobne, choć nieidentyczne wnioski wynikają z pracy W. Verhagena i innych (2016). Stwierdzili oni (na podstawie analizy danych literaturowych oraz modeli kartograficznych), że heterogeniczność krajobrazu odgrywa dużą rolę przy określaniu potencjału niektórych świadczeń ekosystemowych. Ważne jest przy tym odniesienie do skali analizy, gdyż np. efekty widoczne przy analizie komórek rastra oraz zlewni cząstkowych są uśredniane i zanikają przy ujęciu dużych jednostek regionalnych. Dla wyjaśnienia otrzymanych rezultatów autorzy, zgodnie z ogólnymi ujęciami ekologiczno-krajobrazowymi, rozdzielili heterogeniczność krajobrazu na dwa składniki: kompozycję – określającą obecność i obfitość występowania określonych typów ekosystemów (w tej pracy – typów pokrycia terenu) i konfigurację – określającą ułożenie w przestrzeni poszczególnych płatów. Zdaniem W. Verhagena i innych (2016), heterogeniczność wpływa na świadczenia ekologiczne w sposób bezpośredni (np. poprzez kontrolę przepływów oraz retencji wody i innych substancji), a także pośredni – poprzez wpływ na bogactwo i strukturę gatunkową.

Autorzy wyróżnili cztery aspekty konfiguracji wpływające na potencjał świadczeń: (a) specyficzną lokalizację typu pokrycia terenu (określaną np. odległością płatu od struktur innego płatu lub struktury antropogenicznej), (b) strukturę i rozmieszczenie wielu płatów, określaną m.in. za pomocą odległości do najbliższego sąsiada czy wskaźnikami łączności (*connectivity*), (c) strukturę pojedynczych płatów, wyrażoną np. za pomocą wskaźników wielkości, krawędzi czy kształtu, (d) obecność elementów liniowych.

Wykonana przez nich analiza wykazała, że pośród wszystkich świadczeń ujętych w systemie CICES kontrola przeciwpowodziowa, retencja osadów, akumulacja substancji odżywczych, zapylenie oraz wartości estetyczne najsilniej zależą od konfiguracji. Zdaniem tych autorów brakuje natomiast jednoznacznych dowodów na wpływ konfiguracji na produkcję rolną i kontrolę szkodników. Natomiast w przypadku sekwestracji węgla, produkcji drewna i zwierząt hodowlanych zależność taka najprawdopodobniej nie występuje.

Również Z. Zhang i J. Gao (2016) wykazali wyraźny związek między wielkością płatów, stopniem fragmentacji i wskaźnikami łączności a potencjałem wielu świadczeń. Podobnie R.-U. Syrbe i U. Walz (2012) podkreślają rolę struktury krajobrazu w wielkości potencjału świadczeń. Wskazują na konieczność stosowania rozlicznych metryk kompozycji i konfiguracji, w tym także metryk łączności.

Twierdzą, że dla różnych świadczeń jedne cechy heterogeniczności są decydujące i modyfikujące, a inne nie mają większego znaczenia.

Jak podkreślają różni autorzy, ważnym aspektem struktury przestrzennej krajobrazu jest jego fragmentacja. Od strony teoretycznej zagadnieniem wpływu fragmentacji na efektywną dostawę (efektywny potencjał) świadczeń zajmowali się M. Mitchell i inni (2015). W ich modelu efektywny potencjał krajobrazu zależy od potencjału świadczeń w obrębie ekosystemów i przepływów między ekosystemami. Spadek potencjału krajobrazu może zachodzić według trzech schematów, tzn. (a) liniowego – proporcjonalnego do fragmentacji, (b) o kształcie malejącej funkcji wykładniczej, gdzie początkowo spadek jest bardzo szybki, a przy dalszym wzroście fragmentacji reakcja spadkowa potencjału jest znacznie wolniejsza, (c) o kształcie malejącej krzywej logistycznej, gdzie początkowo spadek jest bardzo wolny a przy dalszym wzroście fragmentacji reakcja spadkowa potencjału znacznie przyspiesza. Natomiast wpływ fragmentacji na przepływy w obrębie krajobrazu może być neutralny, negatywny lub pozytywny (również według różnych wzorców funkcyjnych). Kombinacja tych uwarunkowań umożliwiła autorom wyróżnienie trzech podstawowych kategorii relacji, zależnych od oddzielnych reakcji potencjału ekosystemów i przepływów w obrębie krajobrazu:

- ▶ fragmentacja wpływa negatywnie na potencjał ekosystemów i przepływ świadczeń, co powoduje gwałtowny spadek możliwości efektywnej dostawy świadczeń (obniża się potencjał w skali krajobrazu); taki przypadek dotyczy m.in. zaopatrzenia w wodę i regulacji przepływów wody, które są zależne od wielkości płątów i stopnia łączności między nimi;
- ▶ fragmentacja daje efekt kompensacyjny, tzn. wpływ fragmentacji na potencjał ekosystemów jest przeciwny od wpływu na przepływy, w wyniku czego maksymalny potencjał krajobrazu dla danego świadczenia występuje przy pośrednich poziomach fragmentacji; taki model odnosi się m.in. do świadczeń rekreacyjnych, kulturowych i estetycznych krajobrazu, zasobów genetycznych, zapyłania i kontroli szkodników;
- ▶ przepływy w obrębie krajobrazu są niezależne od stopnia fragmentacji, wtedy poziom zaopatrzenia zależy wyłącznie od wpływu fragmentacji na potencjał świadczeń w poszczególnych płątach (ekosystemach); przykładem takich świadczeń jest m.in. sekwestracja węgla.

W powiązaniu z innymi kierunkami badań nad związkami między różnorodnością biologiczną a podażą świadczeń poszukuje się zależności i modeli funkcyjnych ułatwiających praktyczne określanie potencjału do świadczenia usług na podstawie danych o różnych aspektach różnorodności biologicznej. I choć w większości przypadków przyjmuje się proste zależności liniowe, to wielu autorów wskazuje, że występują również zależności opisywane funkcjami o innym kształcie (np. dzwonowatym czy logarytmicznym – por. Balvanera i inni 2016).

L. Braat i P. ten Brink (2008) zaproponowali ogólny ideowy schemat zależności między potencjalną dostępnością różnych kategorii świadczeń a różnorodnością biologiczną mierzoną za pomocą wskaźnika MSA (*Mean Species Abundance* – średnia obfitość gatunków). Jednocześnie poziom różnorodności utożsamili z kategoriami intensywności użytkowania ziemi (kategorie: naturalna, użytkowanie niskie, użytkowanie ekstensywne, użytkowanie intensywne, obszary zdegradowane, obszary miejskie), co oczywiście może budzić duże wątpliwości, ale jest dopuszczalne przy tak daleko idącej generalizacji.

Zgodnie z ich schematem łączna podaż świadczeń zaopatrzeniowych jest maksymalna przy intensywnym użytkowaniu ziemi (w warunkach stosunkowo niskiego bogactwa gatunkowego), suma świadczeń kulturowo-rekreacyjnych jest najwyższa przy użytkowaniu niskim (wysoka, ale nie najwyższa możliwa liczba gatunków), natomiast świadczenia regulacyjne i kulturowo-poznawcze stopniowo maleją wraz ze wzrostem intensywności użytkowania. Taki przebieg zmienności poszczególnych grup świadczeń powoduje, że sumaryczna podaż wszystkich świadczeń jest najwyższa przy niskim i ekstensywnym użytkowaniu, choć w takich warunkach żadna z konkretnych grup świadczeń nie jest maksymalizowana.

Bardziej szczegółową analizę przeprowadzili C.C. Vos i inni (2014), którzy określili modele funkcyjne zależności między kategorią świadczeń a bogactwem gatunkowym, z tym, że nie brali pod uwagę wszystkich gatunków, lecz jedynie bogactwo w obrębie grupy dostawców świadczenia (ESP). Ich wyniki przedstawiono w postaci uproszczonej w tabeli 1.3.

Tabela 1.3. Wybrane typy zależności między bogactwem gatunkowym a potencjałem świadczeń ekosystemowych (na podstawie Vos i in. 2014)

Table 1.3. Selected types of relationship between species richness and potential as regards ecosystem services (based on Vos et al. 2014)

Świadczenie	Grupa gatunków (ESP)	Typ ekosystemu	Uwarunkowania krajobrazowe	Typ zależności
Sekwestracja węgla	gatunki długożyjące	las i trwałe ekosystemy trawiaste	brak	rosnąca z poziomem wysycenia
Oczyszczanie wody	rośliny niemotylkowe, glony	mokradła, ekosystemy trawiaste	brak	rosnąca prostoliniowa
Żyzność gleby	rośliny motylkowe, gatunki glebowe	ekosystemy trawiaste, uprawy	brak	rosnąca prostoliniowa
Regulacja szkodników	ptaki, ssaki, owady drapieżne i pasożytnicze osy	roślinność drzewiasta i bogata w gatunki z dużymi kwiatami	struktura mozaiki krajobrazowej w promieniu 1–2 km	logistyczna
Zapylenie	pszczołowate, motyle	roślinność drzewiasta i bogata w gatunki z dużymi kwiatami	struktura mozaiki krajobrazowej w promieniu 1–2 km	logistyczna
Walory estetyczne	gatunki charyzmatyczne i oddziaływujące	różne	struktura mozaiki krajobrazowej	rosnąca prostoliniowa

Przedstawione w tabeli zależności, podobnie jak i propozycje zamieszczone w innych pracach, mają zasadniczo charakter empiryczny i rzadko są podbudowane dobrze uzasadnionym mechanizmem przyczynowo-skutkowym. Nie ma więc pewności czy są to zależności o charakterze ogólnym, czy też opisują tylko zjawiska w wybranych skalach lokalnych. Jak twierdzą P. Balvanera i inni (2016), brak pewności co do ścisłej zależności między świadczeniami zaopatrzeniowymi i regulacyjnymi a niektórymi przynajmniej aspektami różnorodności wynika raczej z braku odpowiednich eksperymentów i testowania niż z braku zależności. Można jednak być pewnym, jak wynika z wielu przeglądów literaturowych i rozważań teoretyczno-modelowych, że zmniejszenie różnorodności roślin tak zmienia funkcjonowanie ekosystemu, że prowadzi najprawdopodobniej do zmniejszenia podaży ogólnej puli świadczeń.

1.1.7. Zrównoważony rozwój i ekonomia a świadczenia ekosystemowe

Przez wiele dziesięcioleci racje i pojęcia *stricte* ekonomiczne uznawano za najważniejsze, a nawet jedyne kryteria racjonalności gospodarowania. Za główne cele przyjmowano takie kategorie, jak wzrost gospodarczy, stabilność cen, pełne zatrudnienie, efektywna alokacja zasobów, sprawiedliwy podział dochodu i zrównoważony bilans płatniczy, przyrodę zaś traktowano jako niewyczerpane źródło zasobów oraz nieograniczony odbiornik odpadów (Lorek 2015). Rozwój cywilizacji industrialnej doprowadził do niemal całkowitej kolonizacji przyrody, w trakcie której naturalny obieg materii, energii i informacji podporządkowany został potrzebom gospodarki (Poskrobko 2010).

Dopiero w ostatnich latach pożytki z przyrody weszły w zakres rozważań z zakresu ekonomii zrównoważonego rozwoju. Ten nowy nurt, którego sens wyodrębnienia wielu ortodoksyjnych ekonomistów całkowicie neguje lub silnie deprecjonuje, spychając na peryferia neoklasycznej teorii ekonomii, ogniskuje się na możliwościach osiągnięcia wystarczająco wysokich standardów ekonomicznych, ekologicznych i społeczno-kulturowych, które mieściłyby się w granicach naturalnej pojemności środowiska przyrodniczego (Rogall 2010; Michałowski 2011). Z takim postrzeganiem świadczeń ekosystemowych wiąże się jedna z podstawowych kategorii ekonomicznych jaką jest kapitał, zwłaszcza przyrodniczy i naturalny. Pierwszy z nich jest tą częścią bogactwa przyrodniczego w ujęciu ekologicznym, która w danym okresie bezpośrednio uczestniczy (lub pośrednio sprzyja) w procesie pomnażania bogactwa narodów. Drugi zaś stanowią realne i potencjalne zasoby (odnawialne i nieodnawialne) oraz siły, procesy, walory i elementy strukturalne przyrody wraz z ich kompozycją i wzajemnymi relacjami, które poprzez utrzymywanie życia na Ziemi zapewniają samoreprodukcję na wszystkich poziomach organizacji środowiska przyrodniczego, tworząc tym samym warunki dla ludzkiej egzystencji i wyznaczając zewnętrzne granice funkcjonowania człowieka oraz

możliwości rozwoju działalności gospodarczej. Elementem obydwu tych kapitałów są właśnie świadczenia ekosystemowe (Poskrobko 2010).

Niewątpliwie znalezienie wspólnego mianownika dla koncepcji świadczeń ekosystemowych i idei zrównoważonego rozwoju jest bardzo istotne. Ta pierwsza bowiem, mimo bezdyskusyjnego waloru aplikacyjnego i operacyjnego charakteru, jest często postrzegana jako dosyć abstrakcyjna koncepcja naukowa, natomiast ta druga, powstała jako idea w sferze polityki globalnej, nie posiada statusu powszechnie uznawanego paradygmatu naukowego. Dopiero wyrażenie w kategoriach ekonomicznych pożytków z funkcjonowania układów przyrodniczych, a także ich ostateczne usystematyzowanie i opracowanie metod kwantyfikacji w mikro- i mezoskali może doprowadzić do operacjonalizacji idei zrównoważonego rozwoju w zakresie wiązania ładu przyrodniczego z pozostałymi ładami wewnętrznymi – społecznym, gospodarczym, instytucjonalnym czy przestrzennym (Mizgajski, Sępniewska 2009).

Zrozumiałe jest więc, że jednym z największych wyzwań na styku nauk przyrodniczych i ekonomicznych stało się opracowanie efektywnych i spójnych metod wyceny wartości dóbr środowiskowych (Winpenny 1995; Żylicz 2000, 2010, 2012; Szyszko i in. 2010). Zaletą określenia ich w jednostkach pieniężnych jest przede wszystkim jasne i bezpośrednie wyrażenie stopnia społecznego zaangażowania w problemy środowiska, a także gotowość ludzi do płacenia za dane dobro oraz ich preferencji dotyczących zasobów naturalnych (Zydroń, Szoszkiewicz 2013). Jak jednak wycenić nierynkowe dobro publiczne, np. ciszę, harmonijny krajobraz czy zapach ukwieconej łąki?

Obecnie przyjmuje się, że korzyści o charakterze pozaprodukcyjnym zaspokajają potrzeby ludzkie i w tym sensie przedstawiają realną wartość dla społeczeństwa. Wartości bowiem zawierają składniki, z których część jest związana z bezpośrednim lub pośrednim użytkowaniem dóbr, a część jedynie z satysfakcją z samego faktu, że owo dobro istnieje. W Polsce po raz pierwszy zwrócono uwagę na ten problem w latach 70. XX w., podejmując próbę oszacowania ekonomicznej wartości pozaprodukcyjnych funkcji lasów (Marszałek 1976). Z każdą kolejną dekadą zainteresowanie tym zagadnieniem wzrastało (Marszałek 1993; Klocek 1999; Buszko-Briggs i in. 2004; Giergiczny 2009; *Wartości nierynkowych korzyści...* 2011; Żylicz, Giergiczny 2013). Z czasem drugim poligonem badawczym stały się terytorialne systemy miejskie (Szumacher 2011; Sudra 2015), w obrębie których szczególną uwagę poświęcano drzewom, wpływającym na warunki klimatyczne, higienę atmosfery i bilans wodny, ale także na wzrost cen sprzedaży i wynajmu domów (Giergiczny, Kronenberg 2012; Szczepanowska 2014). Do wyceny dóbr nierynkowych wykorzystuje się zarówno dobrze znane metody bazujące na ujawnionych i deklarowanych preferencjach konsumentów (kosztu podróży, wyboru warunkowego i wyceny warunkowej, transferu korzyści, kosztu odtworzenia, ceny hedonicznej i in.), ale także testuje nowe podejścia, jak mapowanie partycypacyjne,

spacery badawcze, obserwację, opowieści oraz analizę dokumentów i zapisów medialnych (*Wartości nierynkowych korzyści...* 2011; Kronenberg 2016).

Przykłady aplikacyjnego wykorzystania koncepcji świadczeń ekosystemowych wraz z ich wyceną nie ograniczają się oczywiście do terenów leśnych i obszarów zurbanizowanych. Znalazła ona praktyczne zastosowanie m.in. w turystyce i rekreacji (Kowalczyk, Kulczyk 2012; Kałamucka 2015), ochronie przyrody, w tym także jako płaszczyzna porozumienia w konfliktach ze społecznością lokalną (Niedziałkowski i in. 2014), zagadnieniach związanych z krajobrazem rolniczym (Rosin i in. 2011) czy nawet w rozważaniach z punktu widzenia jednego gatunku jako składowej ekosystemu (Kostecka i in. 2012; Kronenberg i in. 2013).

Dyskusja na temat usług ekosystemowych niejednokrotnie prowadzona jest w kontekście ewentualnego włączenia ich przy planowaniu ochrony obszarów cennych przyrodniczo (Egoh i in. 2007). Należy podkreślić, że ocena i wykorzystanie świadczeń ekosystemowych powinny mieć jak najszerszy zakres, obejmujący nie tylko środowiska naturalne, ale również antropogenicznie przekształcone. Uwzględniona jakość i ilość usług powinna niewątpliwie wynikać ze specyfiki jednostki przestrzennej, jej użytkowania, jak i wymogów odbiorcy oczekującego na konkretne wyniki badań. Nie powinno się pomijać również usług kulturowych, choć są one jednak najtrudniejsze do skwantyfikowanej oceny (Grunewald, Bastian 2015).

1.1.8. Przestrzenna i czasowa skala badań a świadczenia ekosystemowe

Wartości tych samych usług ekosystemowych otrzymane dla jednostek w różnej skali przestrzennej są odmienne. Na przykład te uzyskane dla biocenoz różnią się znacznie od tych, które otrzymano dla krajobrazów. R. Costanza (2008) przytacza podział usług ekosystemowych według skali przestrzennej. Są to usługi o zasięgu: (1) globalnym, (2) lokalnym, (3) ukierunkowane, (4) występujące w miejscu powstania (pozyskania) oraz (5) związane z ruchem użytkowników usług (tab. 1.4).

Przyjmując przestrzenną skalę ekologiczną oddziaływania usług ekosystemowych, można rozpatrywać je także na czterech poziomach układów ekologicznych (wraz z odpowiadającymi im miarami przestrzennymi): (1) globalnym, (2) biotopów i krajobrazów, (3) ekosystemów oraz (4) pojedynczej powierzchni badawczej i organizmu (np. gatunku rośliny) – Hein i inni (2006).

Badania świadczeń ekosystemowych są prowadzone w wielu skalach przestrzennych: od lokalnej (Lavorel i in. 2011; Allendorf, Yang 2013; Gould i in. 2014) czy regionalnej (Vihervaara i in. 2010; Casado-Arzuaga i in. 2013; Plieninger i in. 2013), przez krajową (Norton i in. 2012; Turner i in. 2014; Mononen i in. 2016) i kontynentalną (Okruszko i in. 2011; Haines-Young i in. 2012; Paracchini i in. 2014), do ogólnoświatowej (Naidoo i in. 2008; Luck i in. 2009).

Tabela 1.4. Podział usług ekosystemowych według skali przestrzennej (według Costanza 2008)

Table 1.4. Division of ecosystem services by area (after Costanza 2008)

Usługi	Regulowane przez klimat i odległość
1. Globalne - niezależne od odległości	Sekwestracja węgla Akumulacja węgla Niektóre wartości kulturowe i wartości bytowe
2. Lokalne - zależne od odległości	Czynności kontrolne - regulacja zaburzeń / ochrona przeciwszstormowa Utylizacja odpadów Zapylenie Kontrola biologiczna Siedlisko/schronienie
3. Ukierunkowane - związane z przepływem od miejsca powstania do miejsca wykorzystania	Regulacja obiegu wody / ochrona przeciwpowodziowa Zaopatrzenie w wodę Regulacja sedimentacji / ochrona przeciwerozynna Regulacja przepływu biogenów
4. W miejscu powstania (pozyskania)	Powstawanie gleby Produkcja żywności / produkty leśne (poza drewnem) Surowce
5. Związane z ruchem użytkowników usług; przepływ ludzi do miejsc o niezwykłych walorach i zasobach	Zasoby genetyczne Potencjał rekreacyjny Walory kulturowe i estetyczne

Skala analiz zależy od charakteru badanych świadczeń. K.E. Limburg i inni (2002) wskazują na zróżnicowanie pomiarów zależnie od typu usługi ekosystemowej i skali przestrzenno-czasowej na przykładzie ekosystemów wodnych i lądowych (tab. 1.5). Podkreślają, że określenie skali, w której odbywa się produkcja i dostarczanie danej usługi ekosystemowej jest często bardzo trudne. Na przykład usługa związana z mineralizacją substancji odżywczych jest powodowana w większości przez mikroorganizmy żyjące w glebie, wodzie czy osadach. Rośliny i zwierzęta wykorzystują te składniki odżywcze niezależnie od skali czasu i przestrzeni geograficznej. Niemniej autorzy ci uważają, że stosowanie skali w klasyfikacji usług ekosystemowych pomaga je zrozumieć i ocenić.

Niektóre świadczenia zapewniają ogólnospołeczne korzyści materialne i niematerialne, bez względu na położenie czy kontekst społeczno-kulturowy. Przykładem może być sekwestracja dwutlenku węgla w ekosystemach lądowych i wodnych wpływająca na regulację jakości powietrza i klimatu całej Ziemi (Turner i in. 1998). Przedstawienie tego świadczenia w skali ogólnoswiatowej umożliwia pokazanie przepływów (*flows*) pomiędzy regionami, krajami czy kontynentami (Luck i in. 2009; Maes i in. 2012b). Natomiast świadczenia związane z przepływem wody wymagają przedstawienia w skali zlewni czy dorzecza (Morri i in. 2014). W skali lokalnej lub regionalnej analizowane są zazwyczaj możliwości ekosystemów związane z zapyleniem (Naidoo i in. 2008; Vihervaara i in. 2010; Albert i in. 2016; Affek 2017). Większość świadczeń zaopatrzeniowych i kulturowych może być silnie związana kulturowo z regionem (Vihervaara i in. 2010). Szczególnie

widoczna jest ta zależność przy świadczeniach kulturowych opisywanych w badaniach społecznych (np. Gould i in. 2014; Kowalska i in. 2017). Ponadregionalne badania świadczeń kulturowych dotyczą przede wszystkim rekreacji i turystyki (Paracchini i in. 2014). Z kolei M.J. Swift i inni (2004) zwracają uwagę na diametralne różnice między ograniczoną skalą czasową i przestrzenną, w jakiej z konieczności prowadzone są badania systemów rolniczych.

Tabela 1.5. Przykłady usług ekosystemowych w różnych skalach przestrzennych/ czasowych w ekosystemach lądowych i wodnych (według Limburg i in. 2002)

Table 1.5. Examples of ecosystem services on different spatial/temporal scales in terrestrial and aquatic ecosystems (after Limburg et al. 2002)

Skala czasowa (dzień) lub przestrzenna (m)	Ekosystem lądowy	Przykład usługi ekosystemowej	Skala w jakiej usługa ekosystemowa jest oceniana	Ekosystem wodny	Przykład usługi ekosystemowej	Skala w jakiej usługa ekosystemowa jest oceniana
$10^6 - 10^5$	mikroorganizmy glebowe	mineralizacja biogenów, denitrifikacja	regionalna/globalna	bakterie	absorbpcja biogenów i produkcja materii organicznej	lokalna/regionalna
$10^3 - 10^1$	procesy wewnątrz roślin, zespoły glebowe	procesy fotosyntezy, procesy mechaniczne gleb	regionalna/globalna	plankton	przepływ energii i biogenów	lokalna/regionalna
$10^0 - 10^1$	roślina	produkcja drewna, liści, soków, owoców	lokalna	stłup wody, osady, małe strumienie	tworzenie siedliska	lokalna
$10^2 - 10^4$	powierzchnia leśna / krajobraz	regulacja mikroklimatu, filtracja wody	lokalna/regionalna	jeziora, rzeki, zatoki	produkcja ryb i roślin	lokalna/regionalna
$\geq 10^5$	regionalna/globalna	ciepło/woda/ wymiana gazów z atmosferą	regionalna/globalna	oceany, większe rzeki i jeziora	regulacja biogenów, regulacja zawartości CO ₂	globalna

Zakres przestrzenny zależy od kilku czynników, z których najważniejszym jest cel analiz. Zazwyczaj badania planistyczne obejmujące analizę kosztów i korzyści albo priorytetów czy możliwości osiągnięcia kompromisu (*trade-off*) są prowadzone na poziomie regionalnym lub lokalnym, natomiast badania dotyczące ogólnych trendów związanych z rozmieszczeniem przestrzennym świadczeń czy innych prawidłowości – na poziomie ponadkrajowym (Maes i in. 2012a).

Należy także podkreślić, że cel badań wpływa na wybór źródeł danych, metod ich pozyskania i wykorzystania. Dane powinny być jednolite dla całego badanego obszaru. Pozyskanie dokładnych danych jest łatwiejsze w skali lokalnej czy regionalnej, natomiast im szerszy jest zakres przestrzenny analiz, tym ten proces staje się trudniejszy (Maes i in. 2012b). R. Naidoo i inni (2008) stwierdzili dostępność danych o zasięgu ogólnosiwiatowym tylko dla czterech typów świadczeń. Na poziomie

Europejskim powszechnie wykorzystywana jest mapa CORINE Land Cover (Metzger i in. 2006). Jakość jej danych różni się jednak pomiędzy państwami i przy wykorzystaniu na poziomie lokalnym czy regionalnym powinna być uzupełniana odpowiednimi danymi miejscowymi (Vihervaara i in. 2010). Ponadto pozyskiwanie informacji o świadczeniach z map pokrycia/użytkowania ziemi lub map siedliskowych (Burkhard i in. 2009; Kienast i in. 2009) jest właściwe tylko w przypadku, gdy dominujące świadczenie bezpośrednio wiąże się z użytkowaniem (np. płody rolne) i gdy celem badań jest określenie występowania danej usługi (Okruszko i in. 2011), a nie ujęcie ilościowe. Dane statystyczne, przydatne w ocenie ilościowej, zbierane są zazwyczaj dla jednostek administracyjnych i dostępne przede wszystkim dla świadczeń zaopatrzeniowych. Do oszacowania świadczeń regulacyjnych i utrzymujących używane są różne miary zastępcze (Feld i in. 2009), uzyskane na drodze modelowania (zależność między gatunkiem i powierzchnią – *species-area relationships* SAR – Nelson i in. 2009; cechy funkcjonalne roślin – Lavorel i in. 2011) lub z danych pozyskanych bezpośrednio w terenie, ekstrapolowanych na sąsiednie obszary (pomiar biomasy – Roo-Zielińska i in. 2016). Bardzo przydatne do tego celu są również dane teledetekcyjne i techniki GIS (Nemec, Raudsepp-Hearne 2013). Ocena zasobów czy produkcji (*supply*) świadczeń nie zawsze odpowiada faktycznemu zapotrzebowaniu (*demand*) i wykorzystaniu (*use*). Ten aspekt jest zazwyczaj weryfikowany za pomocą badań społecznych (Scholte i in. 2015), które ze względu na swój charakter są ograniczone przestrzennie do skali lokalnej (Badola 1998; Lewan, Söderqvist 2002), regionalnej (Castro i in. 2011; van Berkel, Verburg 2014) czy ogólnokrajowej (Kikowski 2009). Niektórzy badacze prowadzili także obserwacje obejmujące ten sam typ ekosystemu w kilku regionach/państwach (lasy – Sodhi i in. 2010; łąki – Lamarque i in. 2011).

1.1.9. Rodzaje miar i wskaźników świadczeń

Interdyscyplinarność koncepcji świadczeń ekosystemowych powoduje, że miary i wskaźniki (indykatory) świadczeń ekosystemowych reprezentują różne sposoby opisu rzeczywistości. Wskaźniki potencjału i podaży świadczeń (traktujące zagadnienie od strony producentów, czyli ekosystemów i krajobrazów) należą do szerszej grupy wskaźników stanu środowiska, natomiast wskaźniki określające popyt i korzyści (analizujące zagadnienie od strony społeczeństwa) to część szeroko rozumianych miar społecznych i ekonomicznych. Ze względu na zakres tematyczny książki tylko pierwsza grupa wskaźników będzie przedmiotem dalszych rozważań.

W literaturze poświęconej świadczeniom środowiskowym spotyka się wiele różnie sformułowanych definicji miary i wskaźnika, które – choć różne – mieszczą się w ogólnym rozumieniu pojęcia wskaźnik (por. ogólna dyskusja i przegląd definicji w Roo-Zielińska i in. 2007).

Merriam-Webster Dictionary podaje między innymi dwie bardzo ogólne definicje terminu wskaźnik (*indicator*): (a) organizm lub zbiorowisko tak ściśle związane z określonymi warunkami środowiskowymi, że jego obecność wskazuje na obecność danych warunków; (b) dowolny zestaw wartości statystycznych, które określają poziom danego zjawiska. Tylko to drugie rozumienie terminu jest przyjęte w badaniach świadczeń ekosystemowych. W bardziej szczegółowych rozważaniach rozróżnia się: (a) miarę – czyli bezpośredni wynik pomiaru stanu, ilości lub procesu otrzymany na drodze obserwacji lub pomiaru aparaturowego; (b) wskaźnik – czyli przekaz wyników pomiaru w sposób ukierunkowany na odbiorcę i dostosowany do celu informowania, czyli – innymi słowami – wskaźniki świadczeń ekosystemowych to informacja, która w sposób wydajny i zrozumiały dla odbiorcy przedstawia stan i trendy świadczeń; (c) indeks – czyli zestaw miar przeliczonych w taki sposób, aby ułatwić przekaz, dokonać syntetycznego ujęcia lub przedstawić zagadnienie, którego nie można opisać za pomocą pojedynczego wskaźnika (Balmford i in. 2008; Brown i in. 2014).

W ujęciu ogólnym rozróżnia się wskaźniki bezpośrednie (*direct*), odnoszące się dokładnie do badanego obiektu na każdym poziomie pomiaru. Natomiast wskaźniki pośrednie (*indirect*) są definiowane jako wskaźniki stosowane zamiast innego podstawowego wskaźnika ze względu na większą łatwość pomiaru lub dostępność danych. Terminu „wskaźnik pośredni” w zasadzie nie używa się przy zagadnieniach związanych ze świadczeniami ekosystemowymi. W tym znaczeniu używany jest najczęściej termin „wskaźnik zastępczy” (*surrogate*) (por. Miguntanna i in. 2010). Warunkiem podstawowym stosowalności wskaźników zastępczych jest to, że muszą one być mierzalne z odpowiednią dokładnością i muszą być związane ze wskaźnikiem podstawowym (bezpośrednim) znaną relacją, umożliwiającą przewidywanie wartości wskaźnika podstawowego. Dokładność przewidywania zależy od dokładności pomiarów wskaźnika zastępczego i siły związku między wskaźnikiem podstawowym a wskaźnikiem zastępczym. W wielu pracach stosuje się również termin *proxy indicator* bez bliższego definiowania, natomiast z definicji słownikowej i kontekstu zastosowań wynika, że w większości przypadków jest to termin równoważny z pojęciem wskaźnika zastępczego (*surrogate, indirect*) i terminy te można stosować wymiennie.

Zupełnie inną koncepcję podziału wskaźników na podstawie relacji do obiektu ocenianego przedstawili B. Egoi i inni (2012). Propagują oni pojęcia podstawowych (*primary*) i podrzędnych (*secondary*) wskaźników świadczeń. Należy tu podkreślić, że ich terminologia nie jest intuicyjnie jasna i może budzić pewne wątpliwości. W ich ujęciu wskaźniki podstawowe odzwierciedlają miary używane do mierzenia świadczeń (np. atrakcyjność turystyczna), podczas gdy wskaźniki podrzędne dostarczają danych niezbędnych do zbudowania wskaźnika podstawowego (np. dostępność i naturalność jako elementy atrakcyjności turystycznej).

Poza wskaźnikami prostymi pod względem budowy, bezpośrednio odpowiadającymi jednemu rodzajowi pomiarów, stosuje się również wskaźniki złożone (czasem zwane indeksami), będące matematyczną kombinacją wskaźników prostych. Najczęściej stosuje się przy tym normalizację wskaźników cząstkowych. Normalizacja przebiega według wzoru:

$$X_{\text{norm}} = (X_{\text{obs}} - X_{\text{min}}) / (X_{\text{max}} - X_{\text{min}})$$

gdzie: X_{obs} to obserwowana wartość wskaźnika; X_{min} oznacza albo teoretycznie najniższą wartość wskaźnika, albo najniższą wartość w określonym zestawie danych; X_{max} oznacza albo teoretycznie maksymalną wartość, albo najwyższą wartość pożądaną, albo wartość najwyższą w określonym zestawie danych.

Znaczenie X_{max} i X_{min} zależy od teoretycznego modelu danych i celu analizy. Takie podejście jest przydatne, gdy różne wskaźniki są wyrażane w różnych skalach wielkościowych i różnych jednostkach, a wymagają one wzajemnego porównania lub też wchodzi łącznie w skład wskaźników złożonych.

Wskaźniki syntetyczne (zintegrowane) bazujące na wartościach znormalizowanych są wykorzystywane w różnych celach, a otrzymanym wskaźnikom różni autorzy nadają różne nazwy, np.:

- ▶ sumaryczny wskaźnik świadczeń ekosystemowych na poziomie krajobrazu (*Multiple Ecosystem Services Landscape Index* – MESLI), będący sumą znormalizowanych wskaźników cząstkowych (Rodríguez-Loínez i in. 2015);
- ▶ totalny wskaźnik świadczeń ekosystemowych (*Total Ecosystem Service Index* – TESI), liczony jako średnia ze znormalizowanych wartości wskaźników cząstkowych (Dick i in. 2014);
- ▶ złożony wskaźnik świadczeń ekosystemowych (*Ecosystem Services Composite* – ESC), mający w zintegrowany sposób przedstawiać grupę świadczeń, o ogólnym wzorze: $ESC = (\sum(X_{\text{norm}i} * w_i)) / N$, gdzie w_i oznacza wagę danego świadczenia i w ogólnej wiązce liczącej N świadczeń (Alam i in. 2016).

Silną stroną podejścia z uwzględnieniem wag jest możliwość redukcji dużej liczby wskaźników cząstkowych, analitycznych do niewielkiej liczby wskaźników syntetycznych, lepiej przemawiających do odbiorcy. Słabą stroną jest natomiast brak znajomości rzeczywistych powiązań między wskaźnikami cząstkowymi i subiektywność nadawania wag.

Niezależnie od przyjętej definicji i konstrukcji wskaźnika, przyjmuje się pewne naukowe i praktyczne kryteria doboru i oceny indyktorów. Wyczerpujący przegląd tego zagadnienia w odniesieniu do większości wskaźników środowiskowych zamieszczono w pracy E. Roo-Zielińskiej i innych (2007), natomiast w przypadku wskaźników świadczeń ekosystemowych najczęściej przyjmuje się następujące kryteria naukowe i praktyczne (Wiggering, Müller 2004; Kandziora i in. 2013a):

- ▶ wskaźnik lub zestaw wskaźników musi zapewniać poprawność naukową poprzez: (1) jednoznaczną reprezentację indykowanego zjawiska; (2) dobrze udowodnioną zależność przyczynowo-skutkową między indykatorem i zjawiskiem indykowanym; (3) optymalną czułość reprezentowania zjawiska; (4) informację odpowiednią do skali przestrzenno-czasowej; (5) możliwość agregacji przestrzennej i czasowej; (6) wysoki stopień zasadności (*validity*) i reprezentatywności wykorzystywanych źródeł danych; (7) wysoki stopień porównywalności z innymi wskaźnikami; (8) dobre spełnianie wymagań statystycznych dotyczących weryfikacji, powtarzalności, reprezentatywności i walidacji wyników;
- ▶ wskaźnik lub zestaw wskaźników musi zapewniać wysoką przydatność praktyczną poprzez: (1) duże znaczenie przy podejmowaniu decyzji politycznych/praktycznych; (2) bezpośrednie odniesienie do działań praktycznych; (3) możliwość określenia stanów normalnych i norm formalnych; (4) dużą zrozumiałość i przejrzystość społeczną; (5) zorientowanie na cele środowiskowe; (6) odpowiednio dobrą mierzalność; (7) dobrą dostępność niezbędnych danych; (8) dostarczanie informacji dotyczącej trendów długookresowych; (9) przydatność dla celów wczesnego ostrzegania.

Czasami wymagania formalne w stosunku do wskaźników są formułowane w sposób bardziej ogólny. W ważnym opracowaniu J. Maesa i innych (2014) bezpośrednio wymieniono tylko dwa kryteria, a mianowicie: dostępność danych i przydatność do przekazania odpowiednich informacji dla zarządzających. Pośrednio jednak wspomniano o wiarygodności, odpowiedniości i zasadności oceny. W tym kontekście U. Heink i inni (2016) wskazują na brak określenia poprawności (*validity*) znacznej części wskaźników stosowanych w wielu różnych pracach do określenia większości świadczeń ekosystemowych. Poprawność odnosi się do stopnia, w jakim wskaźnik odzwierciedla znaczenie (wielkość, wartość) indykowanego zjawiska. Wskaźnik uznaje się za poprawny, jeśli dane i teoria podtrzymują interpretację wyników otrzymanych za pomocą indykatora.

Poza ogólnymi kryteriami poprawności naukowej i przydatności praktycznej formułuje się często dodatkowe postulaty z punktu widzenia użyteczności informacji. Przykładowo, Ch. Albert i inni (2016) wskazują na pięć specyficznych wymagań dotyczących zestawów wskaźników z punktu widzenia użytecznej informacji wspomagającej podejmowanie decyzji i zarządzanie przestrzenią: (1) ujmowanie dostawy świadczeń w odniesieniu do obszarów o określonych wymaganiach (np. wyższe znaczenie zaopatrzenia w wodę i rekreacji przyrodniczej w pobliżu dużych miast); (2) możliwość wyjaśnienia czy obserwowane zmiany w użytkowaniu świadczeń wynikają ze zmiany potencjału świadczeń, tras dostarczania świadczeń, zmian w warunkach ekosystemu, zmian w presji ludzkiej czy zmian popytu

na świadczenia; (3) możliwość nie tylko określania bieżącej produkcji i przepływu świadczeń, ale także zdolność ekosystemów do dostarczania ich w przyszłości; (4) możliwość wspomagania podejmowania decyzji w warunkach niepełnej wiedzy, najczęściej na podstawie znajomości ogólnych zależności między potrzebami a dostępnymi świadczeniami; (5) dodatkowo wskazuje się na konieczność precyzyjnego rozróżnienia między naturalnym potencjałem (wewnętrzną cechą ekosystemu) a możliwością korzystania ze świadczenia, często łączącego się z udziałem czynnika antropogenicznego.

Bardziej ogólnie widzą to zagadnienie C. Brown i inni (2014), którzy sformułowali następujące kryteria dobrego wskaźnika: (1) odpowiedni do potrzeb odbiorcy; (2) zrozumiały pod względem konstrukcji, prezentacji i interpretacji; (3) użyteczny dla raportowania, identyfikacji zmian, wczesnego ostrzegania itd.; (4) uzasadniony naukowo, tzn. wynikający z uznanych teorii i związków między wskaźnikiem a przedmiotem indykowanym i bazujący na rzetelnych danych; (5) odpowiednio czuły na zmiany zachodzące w mierzonych świadczeniach; (6) praktyczny i opłacalny. Autorzy ci krytycznie ocenili dotychczasowe osiągnięcia na tym polu, podkreślając, że stworzenie systemu wskaźników świadczeń ekosystemowych jest dużym wyzwaniem gdyż, m.in.: (1) zdolność wskaźników do przekazania informacji na temat świadczeń jest generalnie niska, choć różna w odniesieniu do różnych świadczeń; (2) wskaźniki dostępne dla poszczególnych świadczeń nie mają charakteru kompleksowego i często nie są odpowiednie dla scharakteryzowania kompleksowości świadczeń i płynących z nich korzyści; (3) dla dobrze skonstruowanych wskaźników brakuje odpowiednich danych wejściowych; (4) przy ogólnie niedobrej sytuacji wskaźniki dotyczące świadczeń regulacyjnych i kulturowych prezentują znacznie niższy poziom niż wskaźniki dotyczące świadczeń zaopatrzeniowych.

Ta krytyczna ocena jest zgodna z wynikami metaanalizy, którą przeprowadzili B. Egoh i inni (2012). Dokonali oni zestawienia typów wskaźników związanych z poszczególnymi grupami świadczeń. W grupie wskaźników podstawowych (*primary*) najwięcej różnych wskaźników dotyczyło świadczeń regulacyjnych, a najmniej – zaopatrzeniowych. Podobna zależność dotyczyła wskaźników podrzędnych (*secondary*), dla świadczeń regulacyjnych wykazano aż 90 różnych indykatorów. Jednym z objaśnień tego zjawiska może być fakt, że dla określenia wartości takich świadczeń, jak sekwestracja węgla czy regulacja przepływów wody stosuje się modelowanie, które wymaga wielu różnych danych wejściowych, będących właśnie wskaźnikami podrzędnymi. Inna jest sytuacja w przypadku świadczeń zaopatrzeniowych, gdy wskaźnik podrzędny jest bezpośrednio wykorzystywany jako miara (np. przy mapowaniu) danego świadczenia. Tu należy podkreślić, że pokrycie terenu było jednym z najważniejszych wskaźników podrzędnych dla wszystkich grup świadczeń (stanowił 16% wszystkich analizowanych wskaźników), drugi w kolejności to charakterystyka gleby, a następnie typ roślinności.

Nieco późniejsza, systematyczna analiza 405 artykułów (Boerema i in. 2016) wykazała, że dla każdego z analizowanych 21 świadczeń występują średnio 24 różne miary, co może być odbiciem złożoności poszczególnych świadczeń lub też sugerować brak ogólnej zgody co do treści i zakresu poszczególnych świadczeń. Okazało się również, że dla świadczeń regulacyjnych większość (67%) wskaźników dotyczy właściwości ekosystemu, natomiast dla świadczeń zaopatrzeniowych wskaźnikowane są głównie korzyści i wartości (68% wskaźników). W przypadku świadczeń kulturowych – ze względu na trudności wykonania bezpośrednich pomiarów ich wartości – nieco częściej stosowane są metody bonitacyjne. Z analizy wynika, że mierzenie i ocena świadczeń są jeszcze słabo i nierównomiernie rozwinięte i w zależności od rodzaju świadczenia raz przeważają wskaźniki związane z ujęciem ekologicznym, a innym razem – z ujęciem społeczno-ekonomicznym.

Tu też warto podkreślić niepewność co do wartości stosowania wskaźników różnorodności biologicznej. Niektóre z nich jednoznacznie odzwierciedlają świadczenia ekosystemowe (np. obfitość występowania gatunków użytkowych), inne zaś określają zjawiska będące w niejednoznacznym związku ze świadczeniami (np. wartość kulturowa gatunków rodzimych) – Boykin i inni (2013).

Brak dobrze zdefiniowanych relacji między wskaźnikami a rzeczywistym poziomem potencjału, przepływu lub wykorzystania świadczeń występuje również w ogólnoeuropejskim projekcie MAES (Maes i in. 2014), w którym dla określenia różnych świadczeń proponuje się wskaźniki o zupełnie odmiennym charakterze, w dodatku często związanym z typem pokrycia terenu (tzw. ekosystemy MAES). Ta niekonsekwencja w konstrukcji wskaźników wynika z przyjętego założenia, że dla oceny usług ekosystemowych należy wykorzystywać jedynie powszechnie dostępne dane, gromadzone w poszczególnych krajach w ten sam standaryzowany sposób.

Sposobem na wyeliminowanie tych ograniczeń może być konsekwentne powiązanie wskaźników świadczeń ekosystemowych z ogólnym modelem DPSIR, stanowiącym ramę zalecaną przez Europejską Agencję Ochrony Środowiska do prezentowania wskaźników środowiskowych (EEA 1999). Takie podejście zaproponowali m.in. R.H. Haines-Young i M.P. Potschin (2010b). M. Kandziora i inni (2013a), wykorzystując to podejście, przedstawili kaskadę obejmującą elementy takie jak: Struktury biofizyczne i procesy – mierzalne właściwości ekosystemu → Funkcjonowanie ekosystemu – ekologiczna integralność → Świadczenia ekosystemowe → Korzyści, opisujące wpływ na dobrostan jednostkowy i społeczny → Wartość – względna ważność poszczególnych składników. Każdy segment tej kaskady powinien mieć swój własny zestaw wskaźników, przy czym segment „Świadczenia ekosystemowe” powinien dotyczyć wyłącznie wskaźników przepływu świadczeń z „przyrody” do „społeczeństwa”. W proponowanym podejściu na uwagę zasługuje segment „Funkcjonowanie ekosystemu, czyli ekologiczna integralność”.

Zaproponowano tu konieczność indykowania całego zestawu cech określających poziom integralności i spójności (*integrity*) ekosystemu, takich jak: akumulacja energii, produkcja entropii, zdolność magazynowania substancji, krążenie materii, biotyczne przepływy wody, wydajność metaboliczna, heterogeniczność przestrzeni, różnorodność biotyczna. Dopiero w następnym kroku określano powiązania takich syntetycznych wskaźników (choć niekiedy mierzonych za pomocą prostych wskaźników zastępczych) z konkretnymi świadczeniami lub ich grupami.

W inny sposób wykorzystano koncepcję kaskady w opracowaniu systemu wskaźników dla Finlandii (Mononen i in. 2016). Uznano, że „świadczenia” nie tworzą samodzielnego bloku lecz są procesem obejmującym wszystkie pozostałe segmenty, oraz zmieniono nieco treść poszczególnych segmentów. W ten sposób otrzymano następujący schemat kaskady: (a) struktury i procesy będące podstawą dla funkcjonowania ekosystemu i odzwierciedlające perspektywę przestrzenną potencjału ekosystemów → (b) funkcje niezbędne dla produkcji świadczeń, ujmujące perspektywę czasową → (c) korzyści, czyli materialna lub niematerialna wykorzystana część potencjału świadczeń ekosystemowych → (d) wartość (społeczna, zdrowotna, ekonomiczna i inna) osiągniętych korzyści. W powyższym schemacie segmenty (a) i (b) to ujęcie z perspektywy ekosystemu i różnorodności biologicznej, będące podstawą określania potencjału ekosystemów, a segmenty (c) i (d) to ujęcie dobrostanu ludzi i społeczeństwa. Na podstawie tej kaskady oraz zmodyfikowanego do potrzeb krajowych wykazu świadczeń CICES, opracowano schemat obejmujący 28 świadczeń (10 zaopatrzeniowych, 12 regulacyjnych i 6 kulturowych). Dla każdego ze świadczeń zaproponowano także zestaw czterech wskaźników (łącznie 112) odpowiadających poszczególnym etapom w omówionej wcześniej kaskadzie (Mononen i in. 2016). Jest to jedyny do tej pory system wskaźników konsekwentnie i jednoznacznie ujmujący zarówno wskaźniki potencjału, jak i wykorzystania świadczeń ekosystemowych.

Mimo wyraźnego postępu w ostatnich latach związanego z bardziej precyzyjnym definiowaniem świadczeń i wzrastającym rygoryzmem w stosowaniu wskaźników, w dalszym ciągu panuje na tym polu znaczna dowolność i brakuje podejść ogólnie przyjmowanych za standardowe.

1.1.10. Mapowanie świadczeń ekosystemowych

Mapowanie świadczeń ekosystemowych jest problemem złożonym i obejmuje kilka powiązanych ze sobą zagadnień, z których najważniejsze to: (1) wybór odpowiednich wskaźników poszczególnych świadczeń, (2) dostęp do danych umożliwiających obliczenie wartości wskaźników oraz (3) dobór odpowiedniej jednostki przestrzennej mapowania. Szczególnie istotne jest to ostatnie zagadnienie, gdyż charakter jednostki w bardzo silny sposób wpływa na wiarygodność obrazu przestrzennego

i możliwości jego wykorzystania do celów naukowych i praktycznych. R.U. Syrbe i U. Walz (2012) na podstawie szerokiego przeglądu literatury dokonali zestawienia najczęściej stosowanych pól odniesienia. Według nich różne jednostki wykorzystywane w praktyce można odnieść do następujących kategorii:

- ▶ Pojedyncze płyty, elementy przestrzenne krajobrazu, parcele geodezyjne, czyli najmniejsze jednostki homogeniczne ze względu na założony dobór cech.
- ▶ „Najmniejsza wspólna jednostka geometryczna” wygenerowana automatycznie w GIS przez nałożenie na siebie map różnych komponentów. Takie podejście wymaga bardzo rozległych baz danych o środowisku, a w rezultacie może dać mało logiczny obraz przestrzenny w wyniku olbrzymiej liczby powierzchni o bardzo nieregularnych kształtach. W wielu przypadkach takie powierzchnie można generalizować do jednostek heterogenicznych, w szczególności gdy analizie podlega struktura pokrycia terenu czy zagadnienia związane z różnorodnością biologiczną.
- ▶ Jednostki administracyjne, szczególnie wtedy, gdy wykorzystuje się istniejące dane dotyczące zjawisk społecznych czy planowania przestrzennego. Należy jednak przyznać, że te jednostki, choć ważne z punktu widzenia zarządzania zasobami, nie są zbyt odpowiednie do szczegółowej analizy rozmieszczenia świadczeń ekosystemowych.
- ▶ Zlewnie cząstkowe (lub wyższego rzędu), są użytecznym polem odniesienia dla wszystkich świadczeń związanych z procesami krajobrazowymi zależnymi od wody (zapobieganie powodziom, oczyszczanie wody itp.). Są również przydatne przy określaniu walorów estetycznych krajobrazu i wartościowaniu siedlisk.
- ▶ Tak zwane jednostki naturalne, odzwierciedlające zróżnicowanie komponentów środowiska naturalnego (gleby, geologii, roślinności itp.), szczególnie przydatne przy ocenie świadczeń produkowanych na poziomie krajobrazu.
- ▶ Jednostki krajobrazowe wyróżniane nie tylko na podstawie warunków naturalnych, ale również pokrycia terenu (użytkowania ziemi) i fizjonomii krajobrazu (por. Chmielewski 2012), które są przydatne do oceny wiążącości świadczeń, szczególnie dla dużych obszarów.
- ▶ Regularne sztuczne jednostki geometryczne (np. siatka rastra), stosowane często przy przekalowywaniu danych o bardzo różnej rozdzielczości (por. Nemeč, Raudsepp-Hearne 2013).

Nawet w ramach wyżej zarysowanego schematu możliwa jest wielka różnorodność powierzchni odniesienia, zależna przede wszystkim od celu badań, skali opracowania i dostępnych danych.

W analizach dotyczących przestrzennego rozmieszczenia świadczeń: sekwestracji węgla, produkcji zwierząt hodowlanych oraz dostarczania wody w odniesieniu do

różnorodności biologicznej w skali ogólnosiwiatowej, posłużono się ekoregionami, dla których dostępne były dane o rozmieszczeniu kręgowców (Naidoo i in. 2008). W pracach o zasięgu lokalnym lub regionalnym identyfikacja świadczeń prowadzona jest najczęściej na poziomie ekosystemu. T. Okruszko i inni (2011) badali świadczenia różnych typów mokradeł, P. Lamarque i inni (2011) łąk, a G. Decocq i inni (2016) czy G. Grilli i inni (2016) lasów, lokalizowanych i rozróżnianych z pomocą różnych baz danych przestrzennych (map): leśnych, obszarów Natura 2000, pokrycia terenu czy topograficznych.

W skali europejskiej najczęstsze są odniesienia do typów ekosystemów określanych na podstawie rodzaju pokrycia lub użytkowania terenu (Metzger i in. 2006; Kienast i in. 2009; Burkhard i in. 2012). Źródłem informacji przestrzennej dla ekosystemów lądowych jest zazwyczaj mapa CORINE Land Cover (Maes i in. 2012a). Ostatnio stosowana jest również klasyfikacja ekosystemów zaproponowana przez Komisję Europejską (Maes i in. 2013) do realizacji celów Unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. (Maes i in. 2016). Klasyfikacja ta obejmuje siedem typów ekosystemów lądowych i pięć związanych z wodami śródlądowymi i morskimi.

Analizy świadczeń ekosystemowych, w skali europejskiej, prowadzone są także w sztucznych regularnych jednostkach (np. w polu 1 km × 1 km – Haines-Young i in. 2012), a ich wyniki są generalizowane i przedstawiane dla regionów administracyjnych (NUTs), wydzielanych w celach statystycznych. W badaniach łączy się także jednostki naturalne ze sztucznymi, dla których dostępne są dane statystyczne o użytkowaniu świadczeń (głównie zaopatrzeniowych) (Crossman i in. 2013). Przykładem mogą być badania E. Morri i innych (2014), w których połączono analizy w obrębie dorzecza z podziałem na gminy, by wykazać zależności pomiędzy dostarczaniem i zapotrzebowaniem na wybrane świadczenia związane z retencją i dostawą wody, ochroną gleby oraz sekwestracją węgla. Natomiast P. Vihervaara i inni (2010) w swoich badaniach w Laponii połączyli dane o pokryciu terenu i użytkowaniu z podziałem na okręgi hodowli reniferów.

Dla niektórych świadczeń kulturowych znalezienie pola odniesienia jest trudne. Przykładem mogą być przeżycia duchowe rzadko przedstawiane na mapach. Zazwyczaj miejsca, w których mogą być realizowane/dostarczane zaznacza się punktowo (Raymond i in. 2009), ponieważ związane są ze specyficznymi elementami czy strukturami krajobrazowymi. S. Chmielewski z zespołem (2017) do kartowania potencjału inspiracji artystycznych krajobrazu, jako pola podstawowe zastosowali jednostki struktury fizjonomicznej krajobrazu: wnętrza krajobrazowe i płaty zwartego pokrycia terenu, odwzorowywane w dziełach malarskich i kadrach fotograficznych. Preferencje użytkowników świadczeń kulturowych, w stosunku do różnych elementów (np. pasy zadrzewień) i struktur krajobrazowych (np. mozaika pól i lasów), badali także m.in. D.B. van Berkel i P.H. Verburg (2014).

W wielu pracach, których podstawą są badania społeczne, świadczenia (wszystkie typy) są oceniane dla całego obszaru badań (parku narodowego, regionu), bez rozróżnienia na typy ekosystemów znajdujące się w jego granicach (Castro i in. 2011; Allendorf, Yang 2013; Casado-Arzuga i in. 2013; Kulczyk i in. 2016).

W ostatnich latach ukazało się wiele opracowań syntetyzujących wyniki kartowania ekosystemów z wykorzystaniem możliwości GIS. Mapowano jednostki fizycznogeograficzne różnej rangi i przepływ usług ekosystemowych do społeczeństwa, a także wartości ekosystemów ze względu na usługi ekosystemowe (Braat 2013; Braat i in. 2013; Brown i in. 2015ab; Liqueste i in. 2015). Omawiana w pracach metodologia, którą zastosowano przy identyfikacji oraz kartowaniu elementów krajobrazu/ekosystemu, uwzględnia ich wielofunkcyjność i potencjalne zyski jakie docierają z nich do społeczeństwa (Burkhard i in. 2012, 2014). Stosowane metody polegają zwykle na ocenie ilościowej i kartowaniu naturalnej zdolności ekosystemów/krajobrazów do dostarczania usług, a także wyznaczeniu kluczowych siedlisk i korytarzy ekologicznych dla organizmów.

Realizowane w różnych projektach badania odnoszą się do różnej skali przestrzennej – od regionalnej do globalnej (Maes i in. 2013). Wspomnieć należy o badaniach realizowanych dla całego kontynentu europejskiego. Analizą objęto terytoria 27 krajów Unii Europejskiej (Liqueste i in. 2015), w których oceniano dostawę ośmiu usług regulacyjnych i wspomagających (regulacja jakości powietrza, zapobieganie procesom erozyjnym, regulacja przepływu wody, ochrona nadbrzeży, zapylenie, utrzymanie struktury i jakości gleby, oczyszczanie wody, regulacja klimatu), oraz kluczowe właściwości siedliskowe dla populacji dużych ssaków, takie jak: duże powierzchnie leśne pokryte gęstym lasem, odporność krajobrazu, korytarze dla dzikiej zwierzyny itp. Ich wyniki pokazują, że obszary zapewniające najwięcej usług i naturalnych siedlisk pokrywają 23% Europy i są określane jako kluczowe w nazywanej przez autorów „zielonej sieci” (*green infrastructure* – GI), a 16% jako pomocnicze. Inna grupa prac omawia przestrzenne zależności między jednostkami fizycznogeograficznymi, np. krajobrazami i przepływem między nimi usług ekosystemowych (Burkhard i in. 2009; Brown i in. 2015ab).

Cenny wkład w rozwój wiedzy o świadczeniach ekosystemowych mają badania empiryczne polegające na zastosowaniu metody kartowania partycypacyjnego (*public participation GIS* – PPGIS) – Brown, Fagerholm (2015). Partycypacyjne kartowanie przestrzeni to grupa metod i technik łączących kartografię tradycyjną z metodami badań społecznych. Badacze przenoszą na mapy zarówno dane odnoszące się do przestrzeni fizycznogeograficznej, jak i informacje pochodzące z badań społecznych, np. ankiet. Autorzy niejednokrotnie zwracają uwagę, że w celu wypracowania porównywalnej analizy ekologiczno-ekonomicznej usług ekosystemowych potrzebna jest normalizacja zasad wszechstronnej oceny funkcjonowania

ekosystemów, dóbr i usług. Stanowi to wyzwanie do stworzenia wzorców typologii i klasyfikacji przydatnych do wyceny dóbr i usług ekosystemowych.

Ogromną rolę w mapowaniu usług ekosystemowych i ich wskaźników odegrała – wcześniej opisana w tekście – inicjatywa MAES. Jednym z jej rezultatów będzie Cyfrowy Atlas MAES, który ma na celu przedstawienie mapy typów ekosystemów i usług ekosystemowych w Europie. Zebrane informacje, sukcesywnie opracowywane, będą opublikowane w skali europejskiej, na szczeblu krajowym lub regionalnym. Kompletna zawartość Atlasu MAES przewidziana jest na 2020 rok. Ze strony Polski wśród jednostek badawczych biorących udział w mapowaniu i ocenie ekosystemów i ich usług, wymienić należy Centrum UNEP/GRID-Warszawa (Zakład Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska). Ekspertyza wykonana przez Centrum na zlecenie Ministerstwa Środowiska pt. „Mapowanie i ocena ekosystemów i ich usług w Polsce” przyczyniła się do wdrażania zapisów Unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. poprzez adaptację do warunków krajowych metodologii i wytycznych zawartych w raportach grupy roboczej MAES (Mikołajczyk 2016). Dzięki wykorzystaniu narzędzi GIS, zróżnicowanie przestrzenne ekosystemów i potencjał do świadczenia usług ekosystemowych zapisane zostało w formie baz danych przestrzennych, co umożliwia wykonywanie szeregu adaptacji oraz wizualizację kartograficzną wyników. Warto odnotować, że przetostowanie i dostosowanie metodyki oceny i wyceny usług ekosystemowych opracowanej przez Komisję Europejską wykonano wcześniej dla skali lokalnej na obszarze Ramsar – Wigierski Park Narodowy (Andrzejewska i in. 2014).

1.1.11. Społeczna percepcja świadczeń ekosystemowych

Przy realizacji przedsięwzięć związanych z zarządzaniem świadczeniami ekosystemowymi coraz częściej wykorzystuje się wskazania opinii publicznej. Zwiększa to liczbę zadowolonych użytkowników ekosystemów i prowadzi do wzmocnienia świadomości społecznej (Felipe-Lucia i in. 2015). Wzrasta również liczba badań społecznych dotyczących oceny świadczeń ekosystemowych, które odzwierciedlają ich rzeczywistą wartość dla ludzi (Scholte i in. 2015).

Przy waloryzacji świadczeń, aby była ona obiektywna i miarodajna, bardzo istotne jest uwzględnienie opinii wszystkich potencjalnych użytkowników (osób, które mają realny wpływ na przedmiot badań lub mogą ich dotyczyć decyzje z nim związane – Freeman 2010). W praktyce, badania prowadzone są na odpowiednio dużej próbie reprezentującej daną społeczność, zróżnicowanej pod względem cech indywidualnych (wiek, płeć, miejsce zamieszkania, wykształcenie, zawód, dochód itd.), ról społecznych czy sposobu użytkowania ekosystemów (Chan i in. 2012). To ostatnie kryterium jest szczególnie istotne przy wykorzystywaniu opinii społecznej do podejmowania decyzji dotyczących zarządzania świadczeniami

ekosystemowymi. W wielu badaniach wskazywano, że rozpoznanie i ocena świadczeń zależy w dużym stopniu od sposobu użytkowania ekosystemów i korzyści (materialnych), jakie z nich czerpią użytkownicy (Maass i in. 2005; Carvalho-Ribeiro, Lovett 2011; Calvet-Mir i in. 2012; Casado-Arzuaga i in. 2013; Scholte i in. 2015).

Na ocenę świadczeń ma również wpływ sposób postrzegania ekosystemów, który zależy nie tylko od ich fizycznych właściwości, lecz także od ogólnie przyjętych koncepcji krajobrazu, związanych z tożsamością kulturową i tradycją (Terkenli 2001). Znaczącą rolę odgrywają również więzi emocjonalne z danym terenem, wynikające z relacji społecznych, pochodzenia czy ważnych przeżyć (Soini i in. 2012). Czynnikiem ograniczającym możliwości oceny może być brak wiedzy o różnych rodzajach świadczeń. Bez odpowiedniej informacji usługa może zostać niezauważona i konsekwentnie nie będzie uznana za ważną (Bingham i in. 1995).

Metody zbierania opinii społecznej o świadczeniach ekosystemowych są zróżnicowane, a ich wybór zależy od zakresu badań. Wiele badań koncentruje się na identyfikacji najcenniejszych świadczeń dla danego terenu, celem innych jest stworzenie hierarchii świadczeń lub poznanie jak zmieniały się preferencje użytkowników w czasie (Felipe-Lucia i in. 2015). Stosowane metody można podzielić na dwie grupy: w pierwszej dane gromadzone są pośrednio poprzez analizę materiałów pisanych czy obserwację zachowania, w drugiej informacje pozyskuje się bezpośrednio od ludzi (Scholte i in. 2015).

Obserwacje mogą być prowadzone przy ocenach świadczeń wymagających bezpośredniego zaangażowania użytkowników, przede wszystkim świadczeń kulturowych (Tzoulas, James 2010; Sagie i in. 2013). Przykładem może być liczba wizyt w parku narodowym wykorzystywana jako miara rekreacyjnej atrakcyjności terenu.

W analizach materiałów pisanych opinie indywidualnych osób, grup lub szerszej społeczności pozyskiwane są poprzez przegląd różnego rodzaju tekstów, dokumentów, obrazów i innych form prezentacji (Chadwick i in. 1984; Mehtälä, Vuorisalo 2010; Pramova i in. 2012; Piwowarczyk i in. 2013; Seamans 2013) lub pogłębiony przegląd literatury (Oswald i in. 2013). Ten typ analizy był wykorzystywany w badaniach społecznych związanych ze środowiskiem przyrodniczym już od lat 70. XX wieku. Przeprowadzono wtedy pierwsze badania, których przedmiotem była wycena kosztów środowiskowych (Ernst & Ernst, 1972–1978). W literaturze przedmiotu wyróżnia się dwa podejścia do analizy treści: mechanistyczne oraz interpretacyjne (Beck i in. 2010). Podejście mechanistyczne polega na automatycznym wyszukiwaniu i zliczaniu w tekście dokumentów danych słów, wyrażeń czy zdań (Maczka i in. 2016). Bazuje ono na założeniu, że im częściej w tekście pojawia się dane słowo/wyrażenie/zdanie, to tym większe jest jego znaczenie. Podejście takie umożliwia ilościową analizę większej liczby dokumentów w krótkim czasie.

Podjęcie interpretacyjne jest bardziej czasochłonne, polega bowiem na analizie i interpretacji całości tekstu dokumentów i wyszukaniu danych słów/wyrażeń/zdań (sformułowań) dotyczących badanej tematyki. W literaturze niewiele jest opracowań analizujących treści polskich dokumentów planistycznych. Do wyjątków należy artykuł J. Piwowarczyk i innych (2013) analizujący dokumenty planistyczne nadmorskich miast i gmin oraz artykuł K. Maczka i innych (2016) poświęcony krajowym dokumentom strategicznym.

Kolejną metodę – ocenę ekspercką – można zakwalifikować zarówno do technik pośrednich, jak i bezpośrednich, ponieważ eksperci mogą być proszeni o wyrażenie własnej opinii, jak również o informacje o preferencjach innych ludzi. Eksperti są z założenia lepiej obeznani z problemami technicznymi i specyficzną terminologią, ale ich ocena oparta jest o subiektywne doświadczenia i wiedzę, które mogą nie odzwierciedlać w pełni opinii szerszej społeczności (Edwards i in. 2012).

Opinie bezpośrednich użytkowników ekosystemów są gromadzone za pomocą wywiadów pogłębionych, ankiet czy dyskusji w specjalnie dobranych grupach interesariuszy. Ważny jest sposób kontaktu z respondentami, a także wybór metody analizy ich odpowiedzi. Ze względu na dążenie do standaryzacji procedury badawczej i do ograniczania wpływu badacza najczęściej są stosowane pisemne badania kwestionariuszowe. Pozwalają one na gromadzenie dużej ilości danych, które mogą być analizowane ilościowo. Wadą takich badań jest stosunkowo wysoki koszt i niewielka elastyczność procedury pozyskiwania danych, co może prowadzić do pominięcia istotnych dla analizowanego problemu informacji, będących w posiadaniu respondenta. Bardziej szczegółową analizę preferencji użytkowników umożliwiają pogłębione wywiady, podczas których respondenci mogą swobodnie wypowiedzieć swoje zdanie. Wywiady, traktowane często jako badania pilotażowe do ankiet, dostarczają informacji o świadczeniach istotnych dla badanego terenu (Calvet-Mir i in. 2012). Podczas dyskusji w grupach uczestnicy dzielą się swoją wiedzą i próbują wypracować wspólne stanowisko. Ta metoda jest powszechnie stosowana na obszarach, gdzie lokalne społeczności aktywnie uczestniczą w zarządzaniu środowiskiem (Goma i in. 2001).

Stosując każdą z tych metod, należy jasno określić zakres przestrzenny i czasowy oceny. Teren badań powinien obejmować cały obszar podlegający wpływom wytypowanych do oceny świadczeń, z których korzystają wybrani użytkownicy. Ustalenie ram czasowych ma istotne znaczenie ze względu na ciągłe zmiany właściwości biofizycznych i użytkowania ziemi, które wpływają na zmianę percepcji ekosystemów i ich ocenę (Turner i in. 2003; Hein i in. 2006). Równie ważne z punktu widzenia zarządzania ekosystemami (Hauck i in. 2013) jest odwoływanie się do konkretnej jednostki przestrzennej. W dotychczasowych badaniach opinii na temat świadczeń ekosystemowych rzadko uwzględniano ich przestrzenne zróżnicowanie. Wartości są zwykle przypisywane całemu badanemu obszarowi, bez

rozdzielania na poszczególne typy ekosystemów (Castro i in. 2011; Allendorf, Yang 2013; Casado-Arzuaga i in. 2013). Mapowanie świadczeń powinno polegać na przypisywaniu wartości poszczególnym elementom krajobrazu. W wielu pracach świadczenia oceniane są w jednym konkretnym typie ekosystemu, np. w lasach (Gould i in. 2014), na łąkach (Lamarque i in. 2011) czy mokradłach (Dobbie, Green 2013); rzadziej oceny odnoszą się do ekosystemów różniących się specyficznymi cechami, np. różnorodnością gatunków (Lindermann-Matthies i in. 2010) lub strukturą drzewostanów (Grilli i in. 2016) oraz stanem jakości wody (Dobbie, Green 2013) czy powietrza (Morrison i in. 2013). Inną możliwością jest wskazanie konkretnych lokalizacji, w których dana usługa jest świadczona. Trzeba jednak wziąć pod uwagę, że to podejście może być obciążone subiektywizmem, respondenci bowiem mogą zaznaczyć przede wszystkim te miejsca, które dobrze znają (Scholte i in. 2015).

1.1.12. Powiązania między świadczeniami ekosystemowymi

Pojęcia kompromisu (*trade-off*) i wzajemnego wspomagania (*synergy*) należą do jednych z ważniejszych terminów w analizie świadczeń ekosystemowych. W ujęciu ogólnym kompromis (*trade-off*) to sytuacja, w której korzystanie z jednej usługi ekosystemowej bezpośrednio zmniejsza korzyści uzyskiwane z innej usługi. Sytuacja odwrotna, kiedy korzystanie z jednej usługi powoduje wzrost korzyści płynącej z innej – jest nazywana synergią usług (Turkelboom i in. 2016). Należy jednak podkreślić, że w wielu opracowaniach stosuje się jedynie termin *trade-off* dla określenia wszystkich typów powiązań między świadczeniami, a nawet szerzej – powiązań między dawcą i biorcą świadczeń. Powstaje przez to pewien chaos terminologiczny, który starano się przezwyciężyć, wprowadzając różne schematy wąsko zdefiniowanych powiązań.

M.A. Mouchet i inni (2014) przytaczają dwa powszechnie stosowane podejścia do typologii powiązań. Pierwszy z nich został opracowany w ramach projektu *Millennium Ecosystem Assessment*. Wprowadził on podział na cztery kategorie powiązań: (1) przestrzenne (*spatial trade-off*), określające lukę (rozstęp – *lag*) przestrzenną między miejscem produkcji świadczenia a miejscem jego dostarczenia (np. gospodarka leśna w górnych odcinkach zlewni i jej wpływ na zaopatrzenie w wodę w dolnych odcinkach zlewni); (2) czasowe (*temporal trade-off*) określające opóźnienie w dostawie wyprodukowanych świadczeń, wynikające z decyzji ludzkich lub z naturalnych procesów; (3) odwracalne (*reversible trade-off*), określające zdolność do powrotu do początkowych możliwości dostarczania świadczeń po zakłóceniach w produkcji; (4) powiązania między świadczeniami, czyli pozytywny lub negatywny wpływ dostawy jednego świadczenia na możliwości dostawy innego świadczenia.

W projekcie TEEB zaproponowano klasyfikację z podobną terminologią, ale nieco odmienną definicją kategorii: (1) przestrzenne, oznaczające przestrzenny rozstęp między zyskami i kosztami związanymi z określonym świadczeniem; (2) czasowe, oznaczające opóźnienie między korzyścią a przyszłym kosztem związanym z określoną usługą (dobrym przykładem jest związek między dzisiejszym pozyskaniem ryb a przyszłymi kosztami braku ryb i koniecznością sztucznego zarybiania lub znalezienia dobra zastępczego); (3) powiązania między beneficjentami, czyli tymi którzy „zyskują” i tymi którzy „tracą” w zależności od tego kto uzyskuje korzyści i kto ponosi koszty związane z produkcją i dostawą świadczeń (przykładem mogą być relacje między różnymi grupami mieszkańców na obszarach chronionych: jedni zyskują w wyniku rozwoju bazy turystycznej, inni tracą w wyniku ograniczenia możliwości zmian w użytkowaniu ziemi); (4) powiązania między poszczególnymi świadczeniami dotyczące zarządzania jednym świadczeniem kosztem innego świadczenia.

Jak podkreślają M.A. Mouchet i inni (2014), pierwsza z klasyfikacji jest bardziej ukierunkowana na konsekwencje ekologicznych powiązań między świadczeniami, natomiast druga dotyczy przede wszystkim relacji między ekonomicznymi kosztami i korzyściami związanymi z zapotrzebowaniem na świadczenia.

Pojęcie powiązań przestrzennych zostało rozwinięte w koncepcji obszarów zaopatrujących w usługi i obszarów korzystających z usług (Fisher i in. 2009; Syrbe, Walz 2012). Zgodnie z tą koncepcją obszary zaopatrujące w usługi (*service providing areas* – SPAs) to miejsca (ekosystemy, krajobrazy), w których następuje rzeczywista produkcja świadczeń, obszary zaś korzystające z usług (*service benefiting areas* – SBAs) to obszary, w których następuje wykorzystanie świadczeń. W przypadku wyraźnego rozdziału przestrzennego między SPA i SBA można jeszcze wyróżnić obszary łączące (*service connecting areas* – SCAs), umożliwiające przemieszczanie materii, energii i organizmów między SPA i SBA. Na bazie tego aparatu pojęciowego B. Fisher i inni (2009) wyróżnili cztery główne typy powiązań przestrzennych, odpowiadające ogólnie pierwszej kategorii powiązań w schemacie *Millennium Ecosystem Assessment*: (1) SPA i SBA są identyczne, co oznacza, że produkcja świadczenia i jego wykorzystanie następuje dokładnie na tym samym obszarze; (2) SPA jest częścią znacznie większego obszaru SBA, a wykorzystanie świadczenia nie wymaga żadnego specjalnego kanału przepływu; (3) SPA i SBA są rozdzielone przestrzennie, a między nimi występuje obszar łączący (SCA); warunkiem istnienia SCA i przepływu jest gradient (w sensie fizycznym) między SPA i SBA – najczęściej dotyczy to procesów grawitacyjnych (zimne powietrze, woda, ruchy masowe ziemi itd.); (4) SPA i SBA są rozdzielone przestrzennie, a między nimi występuje obszar łączący (SCA), natomiast nie ma powiązania gradientowo-potencjałowego; w takim przypadku jakość SCA (a zatem także możliwości przepływu świadczeń) zależy od innych uwarunkowań, często nieprzestrzennych

(np. uwarunkowania prawne). Oczywiście taki podział jest poprawny i sensowny tak długo, jak wszystkie obszary i powiązania są rozpatrywane w tej samej skali przestrzennej. W innym przypadku występują tzw. powiązania międzyskalowe (*scale trade-offs*), oznaczające między innymi, iż produkcja świadczenia ma charakter lokalny a korzyści są ponadregionalne lub odwrotnie (co zdarza się znacznie rzadziej) – Syrbe, Walz (2012).

Na rolę skali przestrzennej we wszystkich rodzajach powiązań między świadczeniami zwracano uwagę wielokrotnie. Między innymi G. Rodríguez-Loinaz i inni (2015) na podstawie badań w Kraju Basków wyraźnie stwierdzili, że synergie i kompromisy między świadczeniami mają inny charakter przy identyfikacji w skali szczegółowej i inny w skalach ponadregionalnych.

W powiązaniu ze skalą przestrzenną ważna jest także kompozycja i konfiguracja na poziomie krajobrazu. M.G. Mitchell i inni (2015) sugerują, że w zależności od stopnia fragmentacji synergie i kompromisy między świadczeniami mogą kształtować się w zupełnie odmienny sposób, co oczywiście wiąże się z występowaniem odmiennych powiązań przestrzennych (zależności typu pierwszego według *Millennium Ecosystem Assessment*) oraz wpływu fragmentacji na produkcję świadczeń w obrębie ekosystemów wraz ze zmianą przepływów między ekosystemami.

Prace poświęcone wyłącznie powiązaniom między świadczeniami nie są zbyt liczne, a dostępne wyniki pochodzą raczej z prac ogólnych, poświęconych identyfikacji, kwantyfikacji i mapowaniu świadczeń na poszczególnych obszarach. Dlatego też brakuje wiarygodnych danych o ogólnych powiązaniach między poszczególnymi świadczeniami. Stwierdza się jednak powszechnie występowanie wyraźnych negatywnych powiązań między świadczeniami zaopatrzeniowymi (głównie pochodzącymi z obszarów rolniczych) a świadczeniami regulacyjnymi, na co (poza oczywistymi związkami z rodzajem pokryciem terenu) może mieć także wpływ wielkość i rodzaj antropogenicznej subwencji energetycznej, traktowanej jako jedna ze zmiennych sterujących produkcją świadczeń zaopatrzeniowych (Balvanera i in. 2014; Maes i in. 2014). Przy jednoczesnym rozpatrywaniu wielu różnych świadczeń często stosuje się pojęcie „wiązki usług ekosystemowych” (*ES bundle*). Przez wiązkę rozumie się zbiór powiązanych ze sobą usług płynących z danego ekosystemu lub krajobrazu, które zazwyczaj występują razem w czasie i przestrzeni (Berry i in. 2016). Pojęcie wiązki świadczeń ma największe znaczenie przy rozpatrywaniu obszarów (ekosystemów, krajobrazów) wielofunkcyjnych, czyli takich które mają zdolność do równoczesnego pełnienia wielu funkcji, a przez to mogą produkować wiele różnych świadczeń tworzących wiązkę lub wiązki (Turkelboom i in. 2016). Choć z formalnego punktu widzenia nie ma wymogu, aby między usługami w wiązce zachodziły jakiekolwiek interakcje, to najczęściej ten termin stosuje się w przypadku przestrzennego współwystępowania zestawu usług (Berry i in. 2016).

1.1.13. Świadczenia ekosystemowe w prawie krajowym, strategiach itp.

Główną rolę w gronie zainteresowanych rozwojem koncepcji świadczeń ekosystemowych i jej praktycznym zastosowaniem pełni Unia Europejska. W Polsce do niedawna nie miało to jednak niemal żadnego odzwierciedlenia w dokumentach o charakterze prawnym czy strategicznym. Jeszcze w Piątym krajowym raporcie z wdrażania Konwencji o różnorodności biologicznej (2014) zwracano uwagę, że nie przeprowadzono dotychczas kompleksowej analizy dotyczącej znaczenia i wartości świadczeń ekosystemowych, a polskie wyceny wartości majątku narodowego nie uwzględniają bezpośrednio tej tematyki, chociaż jej społeczne znaczenie nie budzi wątpliwości.

Nasze ubezpieczenie na życie i nasz kapitał naturalny – unijna Strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. (COM(2011) 244) jest jednym z pierwszych w historii dokumentów, w którym *expressis verbis* zawarto zalecenia dotyczące usług ekosystemowych. W celu przewodnim jest mowa o powstrzymaniu ich degradacji w UE, a w jednym z celów priorytetowych – o utrzymaniu i wzmocnieniu ekosystemów i ich usług poprzez ustanowienie zielonej infrastruktury. UE zobowiązuje państwa członkowskie, aby we współpracy z Komisją Europejską opracowały systemy odszkodowań lub kompensacji zapewniające zerową utratę netto, dokonały identyfikacji oraz oceny stanu i wartości gospodarczej ekosystemów i ich usług, a następnie włączyły te wartości do systemów rachunkowości i sprawozdawczości na poziomie unijnym i krajowym do 2020 roku.

Implementacją unijnej strategii na poziomie krajowym, a zarazem elementem wdrażania w Polsce Konwencji o różnorodności biologicznej, jest Program ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej oraz Plan działań na lata 2015–2020 (M.P. 2015 poz. 1207). Dokument ten, powtarzając siłą rzeczy zapisy zawarte w unijnej strategii, kładzie dodatkowo nacisk na opracowanie i wdrożenie systemu (metod) wartościowania usług ekosystemowych oraz wpisanie tych wartości do krajowych strategii rozwoju i systemów planowania w poszczególnych sektorach, dzięki czemu różnorodność biologiczna uzyska rangę determinanty rozwoju społeczno-gospodarczego i będzie inaczej postrzegana przez społeczeństwo, m.in. w zakresie kształtowania indywidualnych zachowań konsumpcyjnych. W tym miejscu należałoby zadać pytanie – czy powyższe zapisy mają wciąż jedynie charakter deklaracyjny? Odpowiedź nie jest jednoznaczna. W Koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030 (M.P. 2012 poz. 252) kilkakrotnie, w różnych kontekstach, wspomniana jest koncepcja usług ekosystemowych obrazująca zależność społeczeństwa od przyrody. Zwrócono uwagę, że „nasilanie się negatywnych skutków zjawisk naturalnych” wpływa – „w dalszej perspektywie – na zdolności ekosystemów do świadczenia określonych usług”, docelowy zaś układ obszarów

chronionych powinien objąć m.in. „obszary niezbędnych świadczeń ekosystemowych w obszarach funkcjonalnych miast”.

W koncepcji znalazł się także zapis, że „polityka przestrzenna kraju wpływa na procesy zachodzące w środowisku i zdolność świadczenia przez ekosystemy usług wykorzystywanych w procesie rozwoju, określających codzienną jakość życia, oraz na konkurencyjność i spójność terytorium. [...] Polityka ta nie może usunąć podstawowej sprzeczności celów strategii ochrony zasobów i procesów przyrodniczych oraz celów rozwoju społeczno-gospodarczego wykraczających poza tradycyjne wykorzystanie potencjału przyrodniczego regionów, inaczej, niż postulując analizę funkcji obszaru i usług ekosystemów tak, aby planowane zagospodarowanie przestrzeni co najmniej nie zmniejszało odporności środowiska przyrodniczego”.

Zapisy dotyczące podobnych zagadnień znajdują się także w Strategii Bezpieczeństwo Energetyczne i Środowisko perspektywa do 2020 r. (M.P. 2014 poz. 469) i stanowią, że „odpowiednio prowadzona gospodarka przestrzenna, biorąca pod uwagę także interes społeczności lokalnych, będzie uwzględniała zasoby przyrodnicze i świadczone przez nie usługi ekosystemowe oraz przeciwdziałała fragmentacji środowiska”. Strategia zwraca też uwagę na brak mechanizmów wartościowania usług ekosystemowych i związane z tym następstwa: „usługi ekosystemowe to dobra publiczne, które obecnie nie podlegają mechanizmom rynkowym, a więc pomija się je przy wycenie kosztów inwestycji, co ostatecznie prowadzi do nieograniczonego lub nadmiernego korzystania z zasobów naturalnych”.

Wzmianki o konieczności podjęcia działań w zakresie mapowania i oceny stanu ekosystemów oraz świadczonych przez nie usług znajdują się w Krajowej Polityce Miejskiej 2023 (M.P. 2015 poz. 1235). Mają one charakter operacyjny, co wyróżnia ten dokument spośród pozostałych strategii zintegrowanych: „samorządy, przygotowując studia oraz plany zagospodarowania przestrzennego, powinny brać pod uwagę rekomendacje dotyczące wykorzystania koncepcji świadczeń usług ekosystemowych w planowaniu, wypracowane w ramach projektu «Urban MAES – usługi ekosystemowe na obszarach zurbanizowanych» prowadzonego przez Ministerstwo Środowiska. Rekomendacje te mogą być przydatne dla kompleksowego uwzględniania kwestii środowiskowych w planowaniu przestrzeni miast”.

W Strategicznym planie adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu do roku 2020 z perspektywą do roku 2030 (2013) wspomniano, że zmiany klimatu doprowadzą do „ograniczenia dostępności zasobów środowiska (w tym drewna) oraz usług ekosystemowych (turystyka, łagodzenie zmian klimatu przez lasy, sekwestracja dwutlenku węgla, ograniczenie naturalnej retencji wodnej lasów)”. Jednym z działań o charakterze horyzontalnym, sprzyjającym realizacji celów planu, jest rozwój badań naukowych i tworzenie programów badawczych, w tym „opracowanie metodyk wyceny wartości środowiska i zdrowia ludzi z uwzględnieniem specyfiki krajowej i zmian klimatu (w tym wyceny usług

ekosystemowych)”. W pozostałych kilkunastu wybranych dokumentach strategicznych³ brak jest powołań *explicite* na świadczenia/usługi ekosystemowe.

Jak dotychczas, zalecenia zawarte w Unijnej Strategii i Programie ochrony mają nikłe odzwierciedlenie w krajowym ustawodawstwie. Według stanu na listopad 2016 r. spośród 12 wybranych tematycznie dokumentów⁴ jedynie w ustawie o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej mowa jest wprost o podejściu ekosystemowym stosowanym podczas sporządzania planów zagospodarowania przestrzennego morskich wód wewnętrznych, morza terytorialnego i wyłącznej strefy ekonomicznej. Zgodnie z zapisem ma ono umożliwić „jednoczesne, trwałe i zrównoważone użytkowanie zasobów i usług ekosystemowych przez obecne i przyszłe pokolenia” (art. 37b ust. 1a pkt. 3).

Należy jednak mieć na uwadze, że wyniki powyższej kwerendy dotyczą wyłącznie występowania w dokumentach terminu „usługi/świadczenia ekosystemowe”. Jak wykazali K. Maczka i inni (2016)⁵ znacznie liczniejsze są zapisy nawiązujące jedynie do przedmiotowej koncepcji i określające *implicite* korzyści i dobra związane z ekosystemami, których beneficjentem jest człowiek. Przykładem mogą być pożytki z form ochrony przyrody (Ustawa o ochronie przyrody), wód (Prawo wodne), lasu (Polityka Leśna Państwa), ale pośrednio także płatności przyznawane w ramach unijnych programów rolno-środowiskowych, czyli instrumenty finansowe pozwalające realizować na gruntach rolnych przedsięwzięcia służące ochronie różnorodności biologicznej i ekosystemów dostarczających podstawowe usługi, opisane m.in. w Krajowym

³ Do tej grupy należą m.in. następujące dokumenty i strategie zintegrowane: Polityka Ekologiczna Państwa w latach 2009–2012 z perspektywą do roku 2016 (M.P. 2009 nr 34 poz. 501), Strategia Rozwoju Kraju 2020 (M.P. 2012 poz. 882), Krajowa Strategia Rozwoju Regionalnego 2010–2020 (M.P. 2011 nr 36 poz. 423), Krajowy Plan Strategiczny Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007–2013, Strategia zrównoważonego rozwoju wsi, rolnictwa i rybactwa na lata 2012–2020 (M.P. 2012 poz. 839), Narodowa Strategia Edukacji Ekologicznej, Strategia Edukacji Ekologicznej NFOŚiGW na lata 2013–2016 z perspektywą do 2020 roku.

⁴ Analizie zawartości poddano obowiązujące teksty jednolite następujących ustaw: Prawo ochrony środowiska (Dz.U. z 2001 r. nr 62, poz. 627), o ochronie przyrody (Dz.U. z 2004 r. nr 92, poz. 880), o ochronie zwierząt (Dz.U. z 1997 r. nr 111, poz. 724), o ochronie roślin (Dz.U. z 2004 r. nr 11, poz. 94), o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz.U. z 1995 r. nr 16, poz. 78), o lasach (Dz.U. z 1991 r. nr 101, poz. 444), Prawo wodne (Dz.U. z 2001 r. nr 115, poz. 1229), o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej (Dz.U. z 1991 r. nr 32, poz. 131), Prawo łowieckie (Dz.U. z 1995 r. nr 147, poz. 713), o rybactwie śródlądowym (Dz.U. z 1985 r. nr 21, poz. 91), o rybołówstwie (Dz.U. z 2004 r. nr 62, poz. 574), o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz.U. z 2003 r. nr 80, poz. 717).

⁵ Autorzy, wykorzystując metodę złożonej analizy treści (dedukcja i intersubiektywna interpretacja), pogłębione wywiady z ekspertami i oprogramowanie NVivo do analizy jakościowej danych, przestudiowali łącznie 46 aktów prawa krajowego w randze ustaw i zarządzeń wykonawczych oraz programów i strategii zintegrowanych. W 31 z nich znaleziono kontekstowe nawiązania do koncepcji świadczeń ekosystemowych – przede wszystkim dotyczące zagadnień związanych z ochroną przyrody (ponad 530 fragmentów tekstu) oraz gospodarką leśną (ponad 315) i wodną (ponad 200). Zaledwie w 4 dokumentach wystąpił termin usługi/świadczenia ekosystemowe (Maczka i in. 2016).

Planie Strategicznym Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007–2013 (Rosin i in. 2011). Zdaniem ekspertów taka sytuacja wynika przede wszystkim z dużego poziomu abstrakcji koncepcji (zwłaszcza w zakresie dóbr nierynkowych), słabego jej zrozumienia wśród pracowników administracji publicznej i wciąż dużej „płynności” terminologicznej. Powoduje to nie tylko trudności w praktycznej implementacji w wykonawczych aktach prawnych, ale prowadzi także do interpretacyjnych niejednoznaczności, a czasem wręcz sprzeczności między ogólnymi strategiami a szczegółowymi ustawami czy zarządzeniami sektorowymi (Maczka i in. 2016).

Warto wspomnieć, że podobną egzegezę bazującą na analizie hermeneutycznej 63 dokumentów strategicznych dla 10 największych miast na polskim wybrzeżu wykonali kilka lat wcześniej J. Piwowarczyk i inni (2013). Autorzy doszli do wniosku, że chociaż ogólne założenia koncepcji świadczeń ekosystemowych są znane, to jednak ich zastosowanie w miejskich dokumentach planistycznych i strategiach długookresowych jest szczątkowe i ogranicza się niemal wyłącznie do świadczeń *stricte* rynkowych. Termin „usługi/świadczenia ekosystemowe” nie wystąpił w ani jednym dokumencie. Jeszcze inne spojrzenie na problemy z implementacją przedmiotowej koncepcji w planowaniu przestrzennym na poziomie gmin (Studia uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego, Miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego) przedstawili M. Kowalczyk i P. Sudra (2014). Do podobnego nurtu należy praca M. Stępniewskiej i innych (2017), w której dokonano przeglądu aktów prawnych dotyczących ochrony ekosystemów, ich funkcji i korzyści dla społeczeństwa, a także przedstawiono koncepcję ES w polskim systemie prawnym oraz wyzwania związane z jej wdrażaniem.

1.1.14. Świadczenia ekosystemowe w projektach i konferencjach krajowych

Jednym ze wskaźników oceny postępu w implementacji wytycznych Programu ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej oraz Planu działań na lata 2015–2020 jest liczba zadań krajowych, w których koncepcja usług ekosystemowych została wykorzystana i odegrała rolę fundamentalną.

Przeprowadzona kwerenda projektów wykazała, że zrealizowane w latach 2010–2015 i trwające obecnie projekty można podzielić na cztery grupy.

- ▶ Projekty metodyczno-aplikacyjne o zasięgu regionalnym, realizowane przez jednostki naukowe i finansowane przez Narodowe Centrum Nauki. Spośród prawie 4200 projektów z siedmiu paneli dziedzinowych NCN z lat 2011–2016 tylko cztery były poświęcone świadczeniom ekosystemowym (*sensu stricto* lub *sensu lato*). Pierwszy ogniskował się na wykorzystaniu koncepcji na potrzeby zarządzania zrównoważonym rozwojem turystyki (Kowalczyk, Kulczyk 2012), dwa kolejne dotyczyły mentalnej gotowości społeczeństwa

do zapłaty za dobra przyrody (Zydroń, Szoszkiewicz 2013) i ekonomicznej wyceny społecznych korzyści płynących z zapobiegania pożarom lasów w Polsce (Bartczak i in. 2015), a wynikiem czwartego jest niniejsze opracowanie pt. „Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym – ocena potencjału i wykorzystania”.

- ▶ Projekty dotyczące zielonej infrastruktury, która postrzegana jest obecnie w dwóch aspektach:
 - ▷ jako sieć korytarzy ekologicznych, nawiązujących do dawnej koncepcji Krajowej Sieci Ekologicznej ECONET-PL (Liro i in. 1995). W tym zakresie obecnie jest realizowany przez Główną Dyрекcję Ochrony Środowiska projekt „Ochrona różnorodności biologicznej poprzez wdrożenie sieci łądowych korytarzy ekologicznych na terenie Polski” (2014–2017);
 - ▷ jako element wspierający funkcjonowanie ekosystemów i świadczone przez nie usługi w przestrzeni publicznej terytorialnych systemów miejskich, na który składają się m.in. lasy i parki miejskie, ogrody, drzewa przyuliczne, zielone pasaże, dachy i ściany budynków, ale także obszary podmokłe i zbiorniki wodne (Lorek 2015). Potrzeba uwzględnienia tych ostatnich była asumptem do opracowania przez Katedrę Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego i Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii PAN koncepcji Błękitno-Zielonej Sieci, która jest obecnie wdrażana w ramach Strategii Zintegrowanego Rozwoju Łodzi 2020+ (Wagner i in. 2013, 2015).
- ▶ Projekty edukacyjne o zasięgu lokalnym, realizowane przez organizacje pozarządowe i finansowane głównie przez Narodowy i Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW/WFOŚiGW).
- ▶ Pozostałe inicjatywy ujmują świadczenia ekosystemowe jako ważną składową działań związanych z ochroną różnorodności biologicznej (w wymiarze zarówno ogólnym, jak i redukcjonistycznym) i mają charakter praktycznych przedsięwzięć, których beneficjentami są społeczności lokalne. Wartością dodaną jest zwrócenie uwagi na konieczność zastępowania dotychczasowego odgórnego podejścia eksperckiego (*top-down*) przez oddolne podejście partycypacyjne (*bottom-up*) (Niedziałkowski i in. 2014), czego praktyczną implikacją jest tworzenie społecznych map bioróżnorodności.

Wraz z rozwojem koncepcji świadczeń ekosystemowych zaistniała potrzeba organizacji konferencji, których głównym celem było wypracowanie ujednoczonych i powiązanych działań polskich przyrodników i ekonomistów. Ważnym punktem na mapie polskich konferencji poświęconych tematyce świadczeń ekosystemowych jest Ogólnopolskie Sympozjum Naukowe ECOSERV, które od 2010 r. jest

organizowane cyklicznie (co dwa lata) przez pracowników Zakładu Geografii Kompleksowej Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu. Ideę sympozjum stanowi transdyscyplinarna wymiana doświadczeń naukowych na polu badawczo-aplikacyjnym, prowadząca do zwiększenia możliwości praktycznego wykorzystania potencjału świadczeń ekosystemowych w różnych dziedzinach działalności człowieka oraz jej wdrożenia do dokumentów prawa krajowego.

W 2011 r. miała miejsce konferencja „Synthesizing different perspectives on the value of urban ecosystem services” zorganizowana przez Fundację Sendzimira i Wydział Ekonomiczno-Socjologiczny UŁ. Jej tematyka dotyczyła wartości usług ekosystemowych w miastach oraz wypracowania spójnych zasad pomocnych w zarządzaniu nimi.

Na konferencji „Tourism, well-being and ecosystem services”, która odbyła się w 2014 r. w Warszawie, poruszono temat wykorzystania świadczeń ekosystemowych w turystyce oraz interakcji pomiędzy środowiskiem naturalnym a dobrostanem społeczeństwa. W tym samym roku miała miejsce Międzynarodowa Konferencja Naukowa „Środowisko przyrodnicze a rozwój” organizowana przez pracowników Uniwersytetu Łódzkiego, na której omawiano m.in. problematykę wartościowania usług ekosystemowych. Cyklicznie od 2014 r. w Warszawie odbywa się konferencja „Środowisko Informacji” organizowana przez Ministerstwo Środowiska, Generalną Dyрекcyję Ochrony Środowiska oraz Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, której problematyka dotyczy możliwości wykorzystywania danych o środowisku, ocen oddziaływania różnych czynników na środowisko, jak również usług ekosystemowych.

Powiązania pomiędzy krajobrazem, jego funkcjami a świadczeniami ekosystemowymi były natomiast tematem międzynarodowej konferencji „Ecosystem Services – Landscape Ecology Integrative Role” zorganizowanej przez Polską Asocjacje Ekologii Krajobrazu oraz Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego, która odbyła się w 2016 r. w Łochowie.

1.1.15. Świadczenia ekosystemowe w projektach międzynarodowych z udziałem Polski

Aspekt środowiskowo-społeczny usług ekosystemowych wyraźnie dominował w projekcie LINKAGE „Usługi ekosystemów na obszarach cennych przyrodniczo z perspektywy różnych grup interesariuszy”, realizowanym we współpracy polsko-norweskiej w latach 2013–2016 (projekt finansowany w ramach programu Polsko-Norweska Współpraca Badawcza i koordynowany przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju LINKAGE nr POL-NOR/196105/2/201)⁶. Ze strony polskiej

⁶ <http://www.linkage.iop.krakow.pl>.

w badaniach uczestniczyło pięć instytutów naukowych. Jednym z głównych celów projektu była poprawa zarządzania zasobami przyrodniczymi poprzez wypracowanie i rozwój innowacyjnych technik podejmowania decyzji bazujących na mapowaniu partycypacyjnym (Pietrzyk-Kaszyńska i in. 2016). Publikacja przedstawiająca wyniki tego projektu prezentuje opinie o postrzeganiu przyrody lub krajobrazu zebrane wśród uczestników warsztatów i ankiet na pięciu obszarach testowych, wzbogacone o kontekst przestrzenny uzyskany przy zastosowaniu mapowania partycypacyjnego. Podejście to pozwala na zebranie informacji, które jednoznacznie odnoszą się do konkretnego miejsca czy obszaru, ponieważ są oznaczane przez respondentów na mapie.

W ramach inicjatywy unijnej Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services (MAES – więcej w rozdz. 1.1.16) realizowany był projekt „Mapowanie i ocena ekosystemów i ich usług w Polsce” (2014 i 2015), poprzedzony studium pilotażowym „Wycena usług ekosystemowych dla obszaru Ramsar: Wigierski Park Narodowy” (2014) – oba wykonane w Centrum Informacji o Środowisku UNEP/GRID-Warszawa (Andrzejewska i in. 2014). W ramach tej samej inicjatywy realizowano na Wydziale Nauk Geograficznych i Geologicznych UAM w Poznaniu projekt „Urban MAES – Ecosystem Services in Urban Areas” (2015).

W ramach Programu Operacyjnego „Ochrona różnorodności biologicznej i ekosystemów” na wyróżnienie zasługuje projekt „Usługi ekosystemów dla zrównoważonego rozwoju miast” (2010–2013) prowadzony przez Fundację Sendzimira, która zajmuje się edukacją z zakresu zrównoważonego rozwoju i wdrażaniem tej koncepcji w Polsce. Jego pokłosiem jest m.in. seria publikacyjna „Zrównoważony rozwój – zastosowania” (Bergier, Kronenberg 2012; Bergier i in. 2013), a także polska wersja poradnika TEEB dla miast (TEEB 2011). Opublikowany poradnik przybliży tematykę usług ekosystemów w miastach, a także wyzwań związanych z ochroną miejskich ekosystemów i wyceną ich wartości. Podręcznik przygotowało konsorcjum projektu TEEB wspólnie z Międzynarodową Radą na rzecz Lokalnych Inicjatyw Środowiskowych (*International Council for Local Environmental Initiative* – ICLEI).

Dużym projektem Unii Europejskiej (konsorcjum 25 krajów), realizowanym także w Polsce w ramach programu Horizon 2020 jest ESERALDA (*Enhancing Ecosystem Services Mapping for Policy and Decision Making*, 2015–2018)⁷. Projekt ma na celu wypracowanie innowacyjnych, elastycznych metod mapowania i oceny świadczeń ekosystemów w skali całej Europy, poszczególnych krajów oraz ich regionów. Ma on wesprzeć działania Krajów Członkowskich UE w osiągnięciu celów przyjętych w Unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. dotyczących identyfikacji i mapowania, a także oceny i wyceny

⁷ <http://www.esmeralda-project.eu>.

świadczeń ekosystemów w Europie. Badania i uzyskane wyniki odnoszą się do wymogów dotyczących planowania, rolnictwa, klimatu, wody i polityki ochrony przyrody. Uczestnikiem programu ze strony Polski jest Zakład Geografii Kompleksowej Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu.

Ważną inicjatywą jest także krajowa sieć Ecosystem Services Partnership (ESP) – Worldwide network to enhance the science and practical application of ecosystem services⁸. Utworzona w 2015 r., była pomyślana jako platforma do kontaktu między naukowcami i praktykami zajmującymi się świadczeniami ekosystemowymi. Liderem grupy koordynującej prace w środkowo-wschodniej Europie jest zespół badawczy z Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, m.in. M. Stępniewska i A. Mizgajski. Członkowie ESP mają zapewniony dostęp online do: materiałów, publikacji, baz danych z dziedziny ES, a także możliwość współpracy w grupach roboczych i eksperckich w ramach ESP.

1.1.16. Świadczenia ekosystemowe w inicjatywach/programach międzynarodowych

W 2007 r. z inicjatywy rządu Niemiec, Komisji Europejskiej i ONZ – Program ds. Środowiska (*United Nations Environment Programme* – UNEP) i w odpowiedzi na propozycję ministrów środowiska krajów grupy G8+5⁹ zainicjowano projekt „Ekonomia Ekosystemów i Bioróżnorodność” (TEEB 2010). Celem tego projektu było zwrócenie uwagi na rosnące koszty degradacji środowiska. Chodziło przede wszystkim o ocenę ekonomicznego znaczenia ekosystemów i bioróżnorodności, a także o upowszechnianie wiedzy na ten temat w kręgach politycznych i decyzyjnych na poziomie międzynarodowym, krajowym i lokalnym, wśród przedstawicieli biznesu i społeczeństwa. Inicjatywa TEEB jest istotna również dlatego, że pozwala zwrócić uwagę decydentom na rosnące koszty związane z utratą różnorodności biologicznej i degradacją ekosystemów, powołując się na stosowane w ekonomii środowiskowej, wspomniane już pojęcie „kapitału naturalnego” i wypracować narzędzia ekonomiczne do wyceny świadczeń (Sudra 2015).

Do popularyzacji koncepcji usług ekosystemów przyczyniło się także monumentalne opracowanie przygotowane pod auspicjami ONZ – Milenijna Ocena Ekosystemów (MEA 2003, 2005). Pokazała ona, że zdolność ekosystemów do dostarczania 2/3 usług została nadszarpnięta. Oznacza to, że usługi te są w coraz mniejszym stopniu dostępne, a tym bardziej będą coraz mniej osiągalne dla przyszłych pokoleń.

⁸ <http://es-partnership.org>; <http://es-partnership.org/community/regional-chapters/europe/poland>.

⁹ G8+5 to grupa skupiająca przywódców krajów grupy G7, Rosji (zawieszonych w 2014 r. w związku z aneksją Krymu) oraz pięciu największych gospodarek wschodzących (Brazylia, Chin, Indii, Meksyku i RPA).

Dotyczy to tak podstawowych usług, jak dostarczanie czystej wody, zasobów ryb, oczyszczanie powietrza, regulowanie klimatu, przeciwdziałanie katastrofom naturalnym (Kronenberg 2016).

Od publikacji MEA popularność koncepcji usług ekosystemów rosła w postępie wykładniczym zarówno w odniesieniu do publikacji naukowych odnoszących się do tej tematyki, jak i w przypadku praktycznych działań i zobowiązań podejmowanych na szczeblu międzynarodowym, krajowym i lokalnym. Jednym z głównych zainteresowanych rozwojem koncepcji świadczeń ekosystemowych i jej praktycznym zastosowaniem jest Unia Europejska. Wsparciem dla koncepcji usług ekosystemowych była przyjęta przez Komisję Europejską w maju 2011 r. Unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r.¹⁰, w której określono ramy dla działań UE w nadchodzącej dekadzie, zmierzających do realizacji przewodniego celu jakim jest „powstrzymanie utraty różnorodności biologicznej i degradacji usług ekosystemowych do 2020 roku oraz przywrócenie ich w możliwie największym stopniu, a także zwiększenie wkładu UE w zapobieganie utracie różnorodności biologicznej na świecie”. Dokument ten stanowi integralną część strategii „Europa 2020” i 7. unijnego programu działań w zakresie środowiska.

W ramach strategii realizowane są zobowiązania UE wynikające z Konwencji o różnorodności biologicznej. Strategia obejmuje sześć wzajemnie się wspierających celów, które dotyczą głównych czynników wpływających na utratę różnorodności biologicznej. Realizacja tych celów ma zmniejszyć zagrożenia dla przyrody i usług ekosystemowych w UE. Każdy cel ujęto w zbiór działań zaplanowanych na określony czas ze wskazaniem środków je wspomagających. Jednym z celów jest „Utrzymanie i odbudowa ekosystemów i ich usług” – w ramach jego realizacji zalecane jest, żeby do 2020 r. ekosystemy i ich usługi zostały utrzymane i wzmocnione poprzez ustanowienie zielonej infrastruktury i odbudowę co najmniej 15% zdegradowanych ekosystemów. Działanie, służące realizacji tego celu, ma polegać na poprawie wiedzy na temat ekosystemów i ich usług w UE. Do 2014 r. państwa członkowskie we współpracy z Komisją zobowiązały się do zidentyfikowania i oceny stanu ekosystemów i ich usług na swoim terytorium.

W Unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej zamieszczono także wizję UE na rok 2050. Do 2050 r. różnorodność biologiczna w Unii Europejskiej oraz usługi ekosystemowe, które zapewnia i które stanowią jej kapitał naturalny, będą chronione, wycenione i zostaną odpowiednio odtworzone, ze względu na ich fundamentalny udział w zapewnianiu dobrobytu człowieka i koniunktury gospodarczej. Należy uniknąć przede wszystkim katastrofalnych zmian usług ekosystemowych wywołanych przez utratę różnorodności biologicznej. W strategii zapisano również konkretne zobowiązanie poszczególnych krajów UE do oceny stanu

¹⁰ <http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/2020.htm>.

i przygotowania map ekosystemów na ich terytorium, a także do wyceny wartości świadczonych przez nie usług i dążenia do uwzględnienia tej wartości w rachunkach narodowych.

Najbardziej ambitnym z tych przedsięwzięć była przeprowadzona w Wielkiej Brytanii i Irlandii Północnej „Narodowa ocena ekosystemów” (*National Ecosystem Assessment*). UK NEA była pierwszą analizą środowiska naturalnego w Wielkiej Brytanii pod względem korzyści jakie przynosi ono społeczeństwu i pod kątem dobrobytu ekonomicznego. Był to program z udziałem administracji, środowisk akademickich, organizacji pozarządowych i sektora prywatnego. Choć główne wnioski płynące z tego badania odnoszą się do Zjednoczonego Królestwa, można je łatwo odnieść do innych krajów (UK NEA 2014).

Jedynym krajem Europy Środkowej i Wschodniej, w którym została zrealizowana podobna inicjatywa (choć znacznie mniej rozbudowana), są Czechy (Frélichová i in. 2014). W badaniach przeprowadzonych w tym kraju uwzględniono sześć rodzajów ekosystemów (rolnicze, leśne, trawiaste, miejskie, wodne i mokradła). Stwierdzono, że średnia wartość usług ekosystemów w Czechach wynosi półtora razy tyle, ile wartość czeskiego produktu narodowego brutto.

Odpowiedzią na zalecenia zawarte w Unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. była, podjęta w 2011 r., kolejna ważna inicjatywa dotycząca Mapowania i Oceny Ekosystemów i ich Usług (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services – MAES*)¹¹. Celem głównym programu jest identyfikacja i charakterystyka usług świadczonych przez ekosystemy, a także wycena przykładowych usług wraz z weryfikacją dostępnych zasobów danych, niezbędnych do jej dokonania. Program realizowany jest w poszczególnych krajach członkowskich oraz na poziomie Wspólnoty Europejskiej w czterech etapach:

- ▶ określenie typów ekosystemów z zastosowaniem klasyfikacji EUNIS (*European Nature Information System*)¹² oraz analizy form pokrycia terenu CORINE Land Cover;
- ▶ delimitacja podstawowego pola oceny (*Basic Assessment Unit – BAU*): podstawowej jednostki typologicznej reprezentującej dany typ ekosystemu wyznaczony na podstawie klasyfikacji EUNIS;
- ▶ sporządzenie matrycy usług ekosystemowych, prezentującej potencjał poszczególnych typów ekosystemów do świadczenia usług zdefiniowanych

¹¹ Zgodnie z Celem 2., Działaniem 5. *Strategii Ochrony ... z 2011 r.* „...państwa członkowskie, we współpracy z Komisją, zidentyfikują i ocenią stan ekosystemów i ich funkcji na swoim terytorium kraju ...”. Komisja Europejska realizując swoje zobowiązanie do wspierania krajów członkowskich powołała Grupę Roboczą ds. MAES, która m.in. inspirowała kolejne raporty, a jej członkowie uczestniczą w ich przygotowaniu. Tak więc MAES jest nie tylko projektem, ale także ciągłym procesem identyfikacji i oceny ekosystemów.

¹² <http://eunis.eea.europa.eu>.

na podstawie klasyfikacji CICES 4.3 (Haines-Young, Potschin 2013), zaadaptowanej do warunków krajowych;

- ▶ dobór wskaźników umożliwiających scharakteryzowanie i zmierzenie wybranych usług ekosystemowych i analiza przestrzennego rozkładu wybranych wskaźników (Mikołajczyk 2016).

Efektom prac prowadzonych w ramach inicjatywy MAES są m.in. cztery raporty¹³, wielokrotnie przywoływane w niniejszej monografii:

- ▶ Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessment under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Discussion paper – Final, April 2013 (Maes i in. 2013);
- ▶ Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 (2nd Report – Final, February 2014) (Maes i in. 2014);
- ▶ Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Mapping and assessing the condition of Europe’s ecosystems: Progress and challenges. 3rd Report – Final, March 2016 (Erhard i in. 2016);
- ▶ Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Urban ecosystems. 4th Report, Final May 2016 (Maes i in. 2016)

oraz opracowanie kartograficzne dotyczące mapowania świadczeń, które się znalazło w atlasie cyfrowym *MAES digital atlas – Biodiversity Information system for Europe*¹⁴.

Wyniki praktycznego zastosowania wypracowanych rozwiązań w poszczególnych krajach europejskich zostały opublikowane m.in. przez S. Jacobs i innych (2016), L. Mononen i innych (2016) oraz Ch. Albert i innych (2016).

Instytucją wspierającą badania usług ekosystemowych na poziomie europejskim jest Europejska Agencja Ochrony Środowiska (*European Environment Agency – EEA*)¹⁵, która dostarcza informacji na temat środowiska, zajmuje się opracowywaniem, przyjmowaniem, wdrażaniem i oceną polityki środowiskowej, także w kontekście społecznym. EEA działa w ścisłej współpracy z Europejską Siecią Informacji i Obserwacji Środowiska i jej 33 państwami członkowskimi. EEA gromadzi dane i tworzy oceny w szerokim zakresie zagadnień związanych

¹³ http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/MAESWorkingPaper2013.pdf; http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/2ndMAESWorkingPaper.pdf; http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/3rdMAESReport_Condition.pdf; http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/102.p.

¹⁴ <http://biodiversity.europa.eu/maes/maes-digital-atlas>.

¹⁵ <http://www.eea.europa.eu>.

ze środowiskiem naturalnym, a zwłaszcza dotyczących bioróżnorodności. Zbierane i opracowywane dane obejmują różnorodność genów, gatunków i ekosystemów, które tworzą życie na Ziemi. Wynikiem jej prac nad ekonomią środowiska jest m.in. opisywana wyżej Wspólna Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemowych (CICES).

Na potrzeby dyskusji na temat usług ekosystemów powołano w 2012 r. Międzyrządową Platformę ds. Bioróżnorodności i Usług Ekosystemów (*Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* – IPBES), instytucję podobną do Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC), znanego z raportów o globalnym ociepleniu i jego skutkach społecznych i gospodarczych. Międzyrządowa Platforma jest organem, który ocenia stan różnorodności biologicznej i usług ekosystemowych. IPBES działa pod auspicjami Organizacji Narodów Zjednoczonych i czterech jej podmiotów: UNEP, UNESCO, FAO i UNDP¹⁶.

Problematyka usług ekosystemowych była jednym z głównych tematów badawczych dużego, międzynarodowego projektu FunDivEUROPE (Funkcjonalne znaczenie różnorodności biologicznej w europejskich lasach)¹⁷, prowadzonego w ramach 7PR. W programie uczestniczyło 24 partnerów z 15 krajów europejskich. Koordynatorem projektu był Wydział Biologii i Geobotaniki Uniwersytetu we Freiburgu (Niemcy). Celem FunDivEUROPE było opisanie zależności pomiędzy różnorodnością biologiczną głównych typów europejskich lasów a zakresem oferowanych przez nie usług ekosystemowych. Najistotniejsze było określenie możliwości wykorzystania składu gatunkowego drzewostanów dla optymalizacji dostarczanych usług ekosystemowych, np. produkcji drewna, sekwestracji dwutlenku węgla czy gromadzenia rezerw słodkiej wody. Integracja różnych dziedzin nauki oraz modelowanie danych pozwoliło na prognozowanie funkcjonowania jedno- i wielogatunkowych lasów w perspektywie spodziewanych zmian klimatu. Ważnym aspektem projektu było wzmocnienie wzajemnego oddziaływania nauki i polityki poprzez dostarczanie decydom i innym interesariuszom aktualnych, istotnych i zrozumiałych informacji o oddziaływaniach pomiędzy różnorodnością biologiczną a usługami ekosystemowymi. Pozwoli to dostosować strategie zarządzania lasami do lepszego wykorzystania składu gatunkowego drzewostanów w celu optymalizacji dostarczanych przez nie korzyści.

Drugim istotnym europejskim projektem był smallFOREST¹⁸. Zakres tematyczny projektu obejmował różnorodność biologiczną i funkcjonowanie ekosystemów małych fragmentów lasów wśród krajobrazów rolniczych różnych regionów

¹⁶ <https://www.iucn.org/theme/global-policy/our-work/ipbes>.

¹⁷ <http://www.fundiveurope.eu>.

¹⁸ <https://www.u-picardie.fr/smallforest/uk>.

Europy. Pomimo niewielkich rozmiarów, płaty te często są ostojami wysokiej bioróżnorodności i mogą zapewniać szeroki wachlarz usług ekosystemowych dla społeczeństwa. Badania prowadzone od 2010 r. obejmowały całą europejską część biomu umiarkowanych lasów, wzdłuż transektu SW-NE. Projekt był uzupełnieniem opisanego wyżej FunDivEUROPE 7PR. W projekcie uczestniczyli naukowcy z Francji, Niemiec, Estonii, Szwecji, Hiszpanii i Belgii.

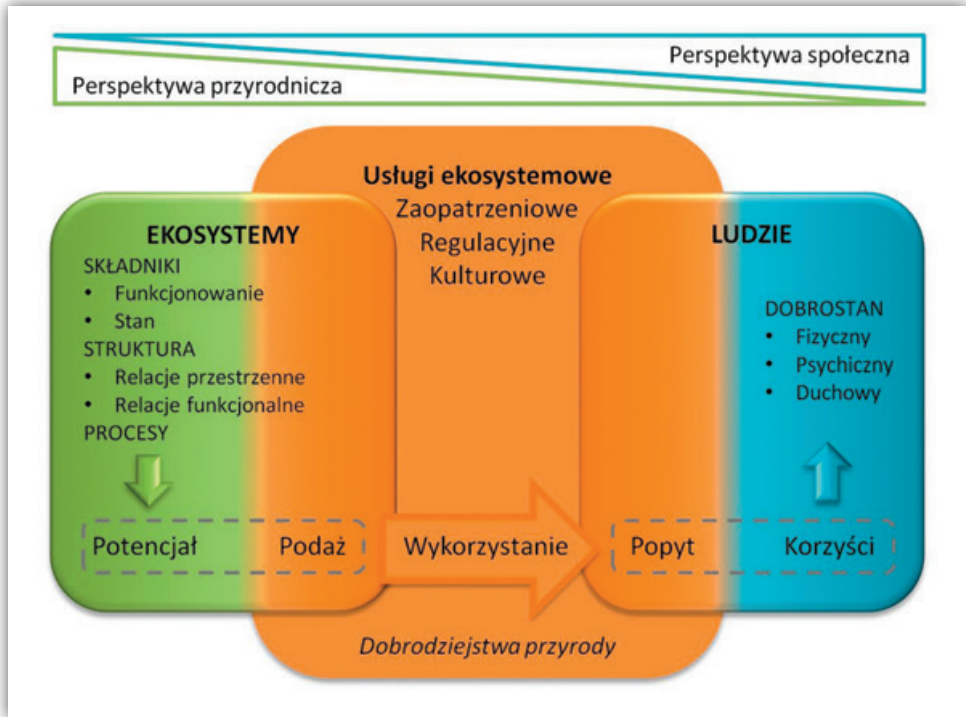
1.2. Założenia teoretyczne, cel i zakres badań

Koncepcja świadczeń ekosystemowych, przyjmując podejście antropocentryczne, opisuje relacje łączące systemy ekologiczne z systemami społeczno-ekonomicznymi, w szczególności koncentrując się na korzyściach, jakie człowiek czerpie z przyrody. Choć wyrasta z nauk ekonomicznych, to w obecnym kształcie jest zdecydowanie interdyscyplinarna – przejmuje terminologię i metody badawcze zarówno z nauk przyrodniczych, jak i społecznych oraz ekonomicznych. Została sformułowana po to, aby możliwe było uwzględnienie w globalnym rachunku ekonomicznym świadczeń płynących z przyrody, czyli, innymi słowy, aby wycenić wartość samej przyrody (rozdz. 1.1).

Po pierwszych bardzo ogólnych i szeroko krytykowanych szacunkach R. Costanza i innych (1997) stało się jasne, że nie tylko sama koncepcja wymaga doprecyzowania, ale też niezbędne jest wieloaspektowe, oparte na wiarygodnych miarach szczegółowe rozpoznanie podaży, wykorzystania i popytu na świadczenia w poszczególnych regionach, zanim dokona się wyceny monetarnej. Niniejsze opracowanie jest odpowiedzią na to zapotrzebowanie.

Kanwą teoretyczną i metodyczną badań stanowi założenie, że świadczenia ekosystemowe należy rozważać zarówno z perspektywy przyrodniczej, jak i społecznej (ryc. 1.1). Środowisko przyrodnicze tworzą ekosystemy rozumiane za W. Matuszkiewiczem (2001) jako konkretne dynamiczne strukturalno-funkcjonalne układy przestrzenne złożone z biocenozy (świata żywego – roślin, zwierząt i mikroorganizmów) oraz biotopu (zespołu abiotycznych warunków środowiska), a wyrażające jedność świata organicznego i środowiska przy określonym składzie komponentów. Oznacza to, że każdy ekosystem zależnie od swojej specyfiki cechuje się określonymi składowymi, które wpływają na jego funkcjonowanie, strukturę i procesy. Perspektywę społeczną tworzą natomiast ludzie, których dobrostan (fizyczny, psychiczny i duchowy) zależy od korzyści uzyskiwanych ze świadczeń dostarczanych przez ekosystemy (ryc. 1.1).

Współcześnie, ze strony nauk przyrodniczych, największym wyzwaniem stojącym przed badaczami jest zaproponowanie wiarygodnych narzędzi do oceny potencjału systemów przyrodniczych do świadczenia usług na rzecz człowieka.



Rycina 1.1. Relacje między przyrodą i społeczeństwem w koncepcji usług ekosystemowych

Figure 1.1. The relationship between nature and society within the ecosystem services concept

Z kolei określenie popytu i rzeczywistego wykorzystania świadczeń należy do domeny nauk społecznych i ekonomicznych.

W niniejszej pracy szczególny nacisk położony został na rozpoznanie potencjału przyrody do świadczenia usług ekosystemowych, a kwestie popytu i rzeczywistego wykorzystania, choć także w pracy poruszone, były rozpatrywane przede wszystkim w kontekście związku z potencjałem przyrodniczym i jego oceną.

Do najważniejszych celów pracy, wynikających z powyższych rozważań, należą:

- ▶ uporządkowanie dotychczasowej wiedzy dotyczącej świadczeń ekosystemowych i dostosowanie jej do warunków krajowych;
- ▶ opracowanie metodycznych rozwiązań służących szacowaniu potencjału ekosystemów do świadczenia usług ekosystemowych (definicje, wskaźniki, metody analizy i syntezy danych);
- ▶ wieloaspektowe oszacowanie i zmapowanie potencjału przyrody (ekosystemów, krajobrazu) do świadczenia usług na obszarze testowym, reprezentatywnym dla krajobrazu młodogłacjalnego;

- ▶ określenie wpływu rzeczywistego wykorzystania świadczeń i cech indywidualnych beneficjentów (np. płci, wieku) na ocenę potencjału ekosystemów do świadczenia usług;
- ▶ określenie popytu na świadczenia na podstawie analizy dokumentów planistycznych.

Z założenia natomiast nie zajmowano się wyceną monetarną świadczeń i rachunkiem ekonomicznym.

W ramach prac przygotowawczych, ze względu na niezwykle dynamikę rozwoju koncepcji w ostatnich latach i wkradający się chaos koncepcyjny i terminologiczny, podjęto się usystematyzowania dotychczasowej wiedzy z zakresu świadczeń ekosystemowych (rozdz. 1.1). Przeprowadzono szczegółowy przegląd polskich i zagranicznych przedsięwzięć (projektów) oraz prac naukowych nawiązujących do świadczeń ekosystemowych. Doprecyzowano kluczowe pojęcia, często bardzo niekonsekwentnie używane nie tylko w literaturze polskiej, ale i światowej. Przy braku satysfakcjonujących definicji wprowadzano własne.

Spośród różnych systemów klasyfikacyjnych porządkujących usługi ekosystemowe (rozdz. 1.1.3), w niniejszym opracowaniu bazowano na najpopularniejszej obecnie w Europie Wspólnej Międzynarodowej Klasyfikacji Usług Ekosystemowych – CICES (Haines-Young, Potschin 2013). Wyróżniono w niej trzy główne sekcje świadczeń: (1) „Zaopatrzenie”, (2) „Regulacja i utrzymanie” oraz (3) „Kultura”. Do usług zaopatrzeniowych zaliczono wszystkie wytwory organizmów żywych wykorzystywane przez człowieka; do regulacyjnych – wszystkie usługi, w których żywe organizmy pełnią role mediatorów lub moderatorów otaczającego środowiska na korzyść człowieka, a do sekcji usług kulturowych – wszelkie interakcje człowieka z przyrodą, które skutkują utrzymaniem lub poprawą dobrostanu. Warto podkreślić, że dla potrzeb opracowania dokonano kompleksowej polskiej adaptacji klasyfikacji CICES, dostosowując ją do warunków krajowych (rozdz. 4).

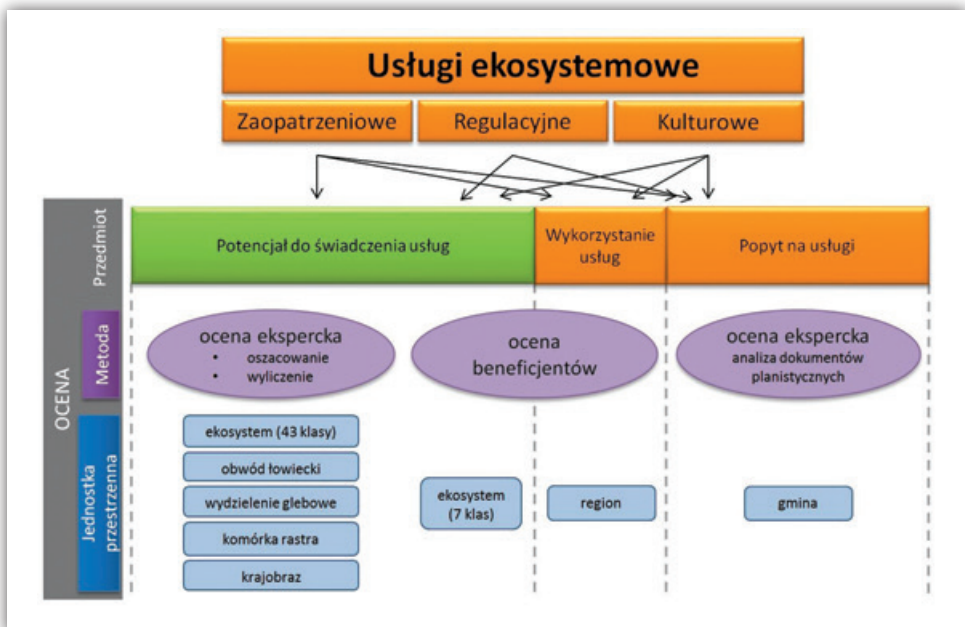
Spośród licznych definicji potencjału ekosystemów w pracy wykorzystano dość ogólną, ale dzięki temu uniwersalną definicję zaproponowaną przez B. Burkharda i innych (2012), dotyczącą *stricte* potencjału do świadczenia usług ekosystemowych. Stanowi ona, że potencjał ekosystemów to zdolność do świadczenia usług uwarunkowana przez czynniki naturalne (klimat, ukształtowanie terenu, siedlisko, roślinność potencjalną) i działalność człowieka (użytkowanie ziemi, zanieczyszczenia itp.). Jednak dla potrzeb oceny i mapowania świadczeń niejednokrotnie niezbędne było wypracowanie bardziej szczegółowych, operacyjnych definicji potencjału ekosystemów, np. dotyczących usług świadczonych przez pszczoły – zapylania i produkcji miodu (por. Affek 2017).

Do określenia potencjału ekosystemów do świadczenia całego wachlarza usług ekosystemowych niezbędne było zaproponowanie wiarygodnych miar i właściwych

narzędzi pomiarowych. W tym celu opracowano kilkadziesiąt wskaźników, szczegółowo charakteryzując przyjęte założenia teoretyczne, metodę konstrukcji, niezbędne dane źródłowe i właściwości pomiarowe (w tym jednostkę, skalę, przedziały wartości i interpretację wartości) – rozdział 7. Nie zawsze jednak jednej usłudze odpowiadał jeden wskaźnik. Dla kilku świadczeń ekosystemowych opracowano więcej wskaźników. Dotyczy to zwłaszcza świadczeń z sekcji „Regulacja i utrzymanie”: „Regulacja składu atmosfery i utrzymanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” – dla każdego z nich przygotowano po sześć różnych wskaźników.

Na podstawie opracowanych miar i wskaźników przeprowadzono kompleksową ocenę potencjału ekosystemów do świadczenia usług na obszarze testowym (ryc. 1.2). Wytypowanym obszarem, reprezentującym krajobraz młodogłacjalny, były trzy gminy województwa podlaskiego, leżące w pobliżu Wigierskiego Parku Narodowego (WPN): Nowinka, Giby oraz Suwałki. Wybór obszaru badań był tendencyjny i dokonany według dwóch podstawowych kryteriów: (1) stopnia antropogenicznego przekształcenia (ocenianego na podstawie udziału powierzchni leśnej, gęstości zaludnienia oraz braku lub obecności przemysłu) i (2) różnorodności krajobrazów i struktury użytkowania ziemi. Teren badań został szczegółowo opisany w rozdziale 2.

Do określenia potencjału przyrody do świadczenia usług ekosystemowych zastosowano dwa rodzaje ocen – ekspercką, wykorzystującą wiedzę naukową



Rycina 1.2. Zakres badań

Figure 1.2. The scope of the research

(rozdz. 7.1) oraz ocenę społeczną (beneficjentów) uzyskaną z opinii bezpośrednich użytkowników krajobrazu (mieszkańców i turystów) na podstawie przeprowadzonych badań ankietowych (rozdz. 3.1.2 i 7.2).

Podstawową jednostką przestrzenną oceny zarówno w pracy, jak i w całej koncepcji świadczeń ekosystemowych jest ekosystem, zatem dla obszaru testowego opracowano szczegółową typologię i mapę ekosystemów, uwzględniającą ponad 40 różnych kategorii. Przy wyróżnianiu typów ekosystemów wzięto pod uwagę nie tylko pokrycie terenu, ale też warunki siedliskowe i wiek zbiorowisk leśnych (rozdz. 5.2).

W ramach oceny eksperckiej potencjału wyliczono bądź, przy braku takiej możliwości, oszacowano wartości wskaźników dla poszczególnych typów ekosystemów. Jeżeli dane na to nie pozwalały, szacowano potencjał przyrody do świadczenia usług dla innych niż ekosystemy jednostek przestrzennych (obwody łowieckie, wydzielenia glebowe, komórki rastra, jednostki krajobrazowe).

Autorzy opracowania posługiwali się przede wszystkim istniejącymi danymi, które były gromadzone przez różne instytucje w sposób standardowy, najczęściej do innych potrzeb niż analiza świadczeń ekosystemowych. Materiały zbierane w terenie (rozdz. 3.1.1) były jedynie uzupełnieniem istniejących danych publikowanych i niepublikowanych (rozdz. 7.1).

W czasie trwania projektu okazało się, że wymierna ocena potencjału ekosystemów do świadczenia wszystkich wykorzystywanych w obszarze testowym usług jest niemożliwa do zrealizowania ze względu na brak danych. Z tego powodu wartości wielu wskaźników nie zostały wyliczone wprost, a jedynie oszacowane na podstawie literatury oraz wiedzy eksperckiej. Dla części świadczeń nie udało się uzyskać nawet szacunkowych wartości.

Ocena społeczna potencjału przyrody dokonana przez bezpośrednich beneficjentów świadczeń obejmowała siedem podstawowych typów ekosystemów zagregowanych hierarchicznie względem szczegółowej typologii. Wyniki oceny eksperckiej skonfrontowano z oceną społeczną zarówno w zakresie otrzymanej waloryzacji ekosystemów, jak i pod względem rozkładu wartości dla poszczególnych świadczeń (rozdz. 8).

Uzupełnieniem oceny potencjału ekosystemów było rozpoznanie popytu i rzeczywistego wykorzystania świadczeń ekosystemowych w analizowanych gminach. Do rozpoznania popytu na świadczenia ekosystemowe na obszarze testowym wykorzystano zapisy w gminnych dokumentach planistycznych, szczególnie te zawarte w fragmentach dotyczących oczekiwanych kierunków rozwoju i zagospodarowania istniejącego potencjału przyrodniczego (rozdz. 6). Przeanalizowano w sposób ilościowy i jakościowy siedem dokumentów planistycznych, w tym głównie Studia Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego oraz Strategie Rozwoju.

Rzeczywiste wykorzystanie świadczeń określono na podstawie badań ankietowych i włączono do analizy zależności między wybranymi charakterystykami

beneficjentów świadczeń a dokonaną przez nich oceną potencjału ekosystemów (rozdz. 9). W analizie powiązań uwzględniono, obok szeregu zmiennych społeczno-demograficznych (m.in. wiek, płeć, miejsce stałego zamieszkania, poziom wykształcenia), także deklarowaną w ankiecie częstotliwość korzystania ze świadczeń ekosystemowych, które do celów badań społecznych określone zostały mianem „dobrodziejstw przyrody”.

Na podstawie wyznaczonych celów i przeglądu literatury, a także z uwzględnieniem zarysowanego powyżej zakresu badań, autorzy sformułowali następujące hipotezy badawcze, które podjęli się zweryfikować w ramach niniejszej pracy:

- ▶ ekosystemy krajobrazu młodogłacjalnego różnią się wielkością potencjału do świadczenia usług;
- ▶ wyniki oceny potencjału ekosystemów są zależne od zastosowanej metody (ekspercka vs. beneficjentów);
- ▶ im szerzej ujęte jest świadczenie ekosystemowe, tym większe jest prawdopodobieństwo, że wartości otrzymane na podstawie różnych wskaźników nie będą spójne;
- ▶ relacja między heterogenicznością krajobrazu a jego potencjałem do świadczenia usług ma charakter złożony.

Autorzy mają nadzieję, że zaprezentowane w książce rozwiązania metodyczne wraz z weryfikacją powyższych hipotez wniosą oryginalny wkład w rozwój koncepcji świadczeń ekosystemowych.

2. Teren badań

Charakterystyka terenu badań, poprzedzona opisem jego położenia administracyjnego i fizycznogeograficznego, obejmuje wybrane zagadnienia związane z rzeźbą terenu i podłożem geologicznym, klimatem, wodami powierzchniowymi, pokrywą glebową, formami ochrony przyrody, szatą roślinną oraz światem zwierzęcym. Priorytetowo potraktowano zagadnienia geomorfologiczno-litologiczne w ujęciu dynamicznym, ponieważ to właśnie współczesna rzeźba i jej morfogeneza w największym stopniu determinują zróżnicowanie strukturalne i funkcjonalne całego omawianego geoekosystemu krajobrazowego.

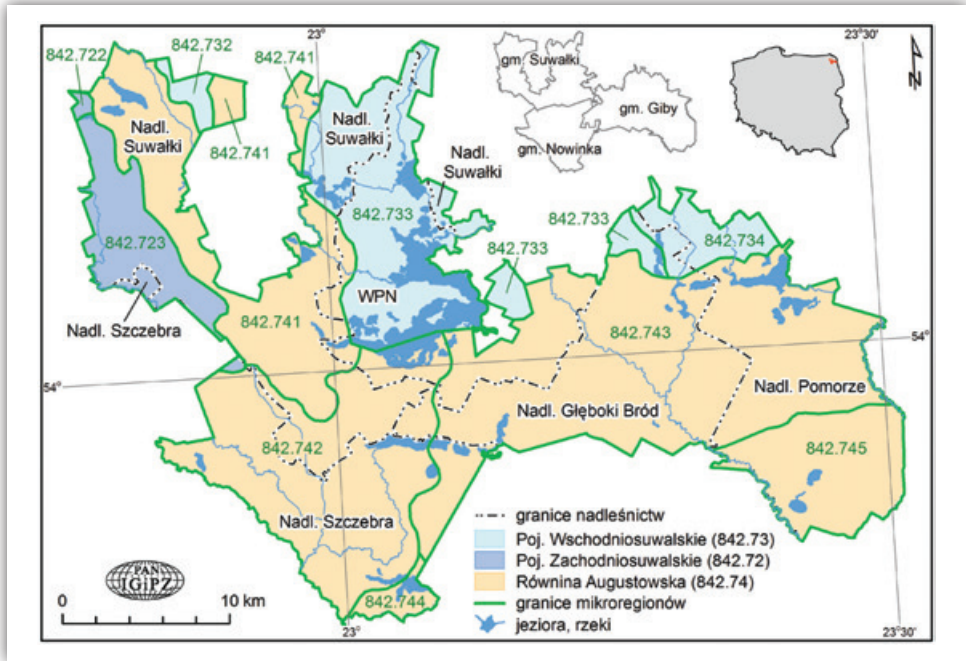
2.1. Położenie administracyjne

Teren badań zajmuje obszar o powierzchni 792,23 km² i rozciąga się od 53°51'48"N do 54°11'02"N oraz od 22°46'15"E do 23°31'00"E. Według podziału administracyjnego kraju znajduje się w województwie podlaskim i obejmuje w całości 3 gminy wiejskie: Suwałki (pow. suwalski), Giby (pow. sejneński) i Nowinkę (pow. augustowski) – rycina 2.1.

Według podziału organizacyjno-terytorialnego Państwowego Gospodarstwa Leśnego „Lasy Państwowe” nieco ponad 80% powierzchni terenu badań podlega Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Białymstoku i obejmuje częściowo cztery nadleśnictwa: Suwałki, Szczebra, Głęboki Bród i Pomorze. Pozostały obszar wchodzi w skład Wigierskiego Parku Narodowego (ryc. 2.1).

2.2. Położenie fizycznogeograficzne

Z punktu widzenia regionalizacji fizycznogeograficznej (Kondracki 1981, 1994) badany teren jest położony na obszarze Europy Wschodniej – najwyższej rangą jednostki regionalnej w podziale Europy. W praktyce badawczej niewielkich powierzchniowo terenów najważniejsze są jednak cechy charakteryzujące jednostki regionalne niższych szczebli (zazwyczaj mezoregionów), w granicach których można mówić o relatywnie wysokiej zwartości terytorialnej i spójności wewnętrznej.



Rycina 2.1. Lokalizacja terenu badań wraz z granicami mikroregionów fizyczno-geograficznych i jednostek administracyjnych w jego obrębie

Mikroregiony: 842.722 – Garb Przerośli, 842.723 – Pagórki Przebrodzkie, 842.732 – Wzgórza Jeleniewskie, 842.733 – Pojezierze Wigierskie, 842.734 – Pagórki Sejneńskie, 842.741 – Obniżenie Suwalskie, 842.742 – Pagórki Augustowskie, 842.743 – Równina Frąckowska, 842.744 – Równina Studzieniczna, 842.745 – Równina Mikaszewska

Figure 2.1. Location of the study area along with the boundaries of the physico-geographical microregions and administrative units within it

Microregions: see above

Dla omawianego fragmentu wielkich jednostek strukturalnych Europy szczegółowy podział regionalny przedstawia się następująco: obszar Europa Wschodnia, podobszar Niż Wschodnioeuropejski (8), prowincja Niziny Wschodniobałtycko-Białoruskie (84), podprowincja Pojezierza Wschodniobałtyckie (842), makroregion Pojezierze Litewskie¹⁹ (842.7), mezoregiony: Pojezierze Zachodniosuwalskie (842.72) – pas wzgórz morenowych ciągnący się wzdłuż Szczeberki na zachodnich obrzeżach gminy Suwałki (6% powierzchni terenu badań), Pojezierze Wschodniosuwalskie (842.73) – wysoczyzna morenowa z jeziorami Wigry i Pierty we wschodniej części gminy Suwałki oraz jeziorem Białowierśnie na północnym krańcu gminy Giby

¹⁹ Omawiana część Pojezierza Litewskiego dawniej była nazywana Pojezierzem Suwalskim lub Suwalsko-Augustowskim (Kondracki 1972) bądź też zaliczano ją do Pojezierza Mazurskiego (Dylikowa 1973).

(19% powierzchni), Równina Augustowska (842.74) – rozległa równina sandrowa w gminach Nowinka i Giby wraz z szerokim szlakiem odpływu wód lodowcowych wzdłuż biegu Czarnej Hańczy w środkowej części gminy Suwałki (75% powierzchni).

W latach 80. XX w., w ramach prac nad tematem „Geograficzne podstawy gospodarowania środowiskiem” (problem węzłowy 10.2, grupa tematyczna 09), istniejący podział regionalny uszczegółowiono, wyróżniając w północno-wschodniej Polsce 37 jednostek przestrzennych o randze mikroregionów, które następnie zaklasyfikowano do dziewięciu typów (Richling 1985b). W zastosowanej typologii za elementy przewodnie uznano rzeźbę i zróżnicowanie podłoża, zmienność pokrywy glebowej i roślinności, a także sposób użytkowania terenu oraz liczbę i wielkość jezior, co było szczególnie istotne przy podziale obszarów sandrowych (Richling 1985c). Dokonano także oceny warunków przyrodniczych pod względem przydatności mikroregionów do pełnienia określonych funkcji (Richling 1985a). Taka waloryzacja, służąca określeniu potencjału poszczególnych jednostek, w pewnym stopniu nawiązywała do archetypicznych koncepcji świadczeń ekosystemowych. W granicach terenu badań znalazły się następujące mikroregiony (ryc. 2.1):

- ▶ Pagórki Przebrodzkie (842.723) – wysoczyzna moreny dennej z pojedynczymi formami moreny czołowej i licznymi zagłębieniami wypełnionymi torfem i deluwiami, położona między dwoma szlakami odpływu sandrowego – rynnami Rospudy i Czarnej Hańczy; region zaliczono do typu obszarów o niskim potencjale przyrodniczym, rekreacyjnym i niewielkich walorach krajobrazowych, bez wyraźnych wskazań do ochrony; intensywny rozwój rolnictwa utrudnia urozmaicona rzeźba.
- ▶ Pojezierze Wigierskie (842.733) – wysoczyzna moreny dennej falistej i pagórkowatej z pojedynczymi wzgórzami moreny czołowej oraz obniżeniami wypełnionymi torfem i deluwiami; region zaliczono do typu obszarów o dużej atrakcyjności dla rekreacji wodnej (wysoka jeziorność) i bardzo dużej wartości przyrodniczej; pod względem gospodarczym predestynowany do rozwoju gospodarki rybackiej, o warunkach dobrych dla hodowli i zmiennych dla uprawy polowej.
- ▶ Pagórki Sejneńskie (842.734) – wysoczyzna moreny dennej ze zgrupowaniami pagórków moreny czołowej w strefie marginalnej na południu; region cechuje się dużą atrakcyjnością dla wszelkich form turystyki i występowaniem układów przyrodniczych wymagających ochrony; rozwój rolnictwa limituje urozmaicona rzeźba, natomiast duży udział użytków zielonych sprzyja rozwojowi gospodarki hodowlanej.
- ▶ Obniżenie Suwalskie (842.741) – szeroki szlak odpływu wód lodowcowych, w osi którego wcięta jest meandrująca dolina Czarnej Hańczy z wyraźnymi

poziomami tarasowymi; region zaliczono do typu obszarów o niewielkim potencjale przyrodniczym, rekreacyjnym, bez wyraźnych wskazań do ochrony przyrody.

- ▶ Pagórki Augustowskie (842.742) – strefa brzeżna sandru, gdzie wśród piasków niższego poziomu sandrowego (równina falista) występują wyspy gliny morenowej (rzeźba drobnopagórkowa na południu i pagórkowa na północy) oraz obszary torfowisk; region o dużej wartości przyrodniczej, wysokim potencjale rekreacyjnym, gdzie pod względem gospodarczym dominującą funkcję powinna spełniać gospodarka leśna i rybacka, ponieważ ubogie podłoże nie sprzyja uprawom (z wyjątkiem wysp morenowych).
- ▶ Równina Frąckowska (842.743) – równina falista, tworzona przez wyższy poziom sandrowy z występującymi lokalnie zespołami pagórków drobnopromiennych i ciągiem moren czołowych w północnej części; region o wysokiej atrakcyjności turystycznej, predestynowany do rozwoju gospodarki leśnej (lasy zajmują ok. 90% powierzchni) przy jednoczesnej ochronie częściowej naturalnych fragmentów leśnych i wybranych jezior.
- ▶ Równina Mikaszewska (842.745) – równina lekko falista, tworzona przez niższy poziom sandrowy z wynurzającymi się miejscami spod pokrywy piaszczystej wyspami gliny morenowej; region o bardzo wysokiej lesistości (ponad 90%) zaliczono do tego samego typu obszarów, co Pagórki Augustowskie.

Pozostałe trzy wyróżnione mikroregiony mają marginalne znaczenie (łącznie 2,3% powierzchni terenu badań). Są to: Garb Przerośli (842.722) i Wzgórza Jeleniewskie (842.732) na północny zachód od Suwałk oraz Równina Studzieniczna (842.744) na południowo-zachodnich krańcach gminy Nowinka.

2.3. Rzeźba terenu z elementami geologii

Według regionalizacji geomorfologicznej Polski (Gilewska 1999) cały teren badań należy do dwóch prowincji i następujących jednostek niższych rzędów:

- ▶ prowincja Niż Środkowoeuropejski (A), podprowincja Pojezierza Południowobałtyckie (A II), makroregion Pojezierze Mazurskie (A II.c), mezoregion Równina Augustowska (A II.c7);
- ▶ prowincja Niż Wschodnioeuropejski (F), podprowincja Pojezierze Wschodniobałtyckie (F II), makroregion Pojezierze Litewskie (F II.a), mezoregion Pojezierze Suwalskie (F II.a1).

Wymienione jednostki podziału regionalnego wpisują się w pasowy układ rzeźby kraju (por. *Przeglądowa mapa...* 1980), natomiast teren badań można

zaliczyć do dwóch stref morfogenetycznych obszaru młodoglacjalnego: wysoczyzn jeziornych i sąsiadującego z nimi od północy garbu pojeziernego (Gilewska 1999). W typologii krajobrazów naturalnych Polski (Richling, Dąbrowski 1995) odpowiadają im piaszczyste obszary równinne i faliste oraz krajobrazy gliniasto-piaszczystych pagórków i wzgórz.

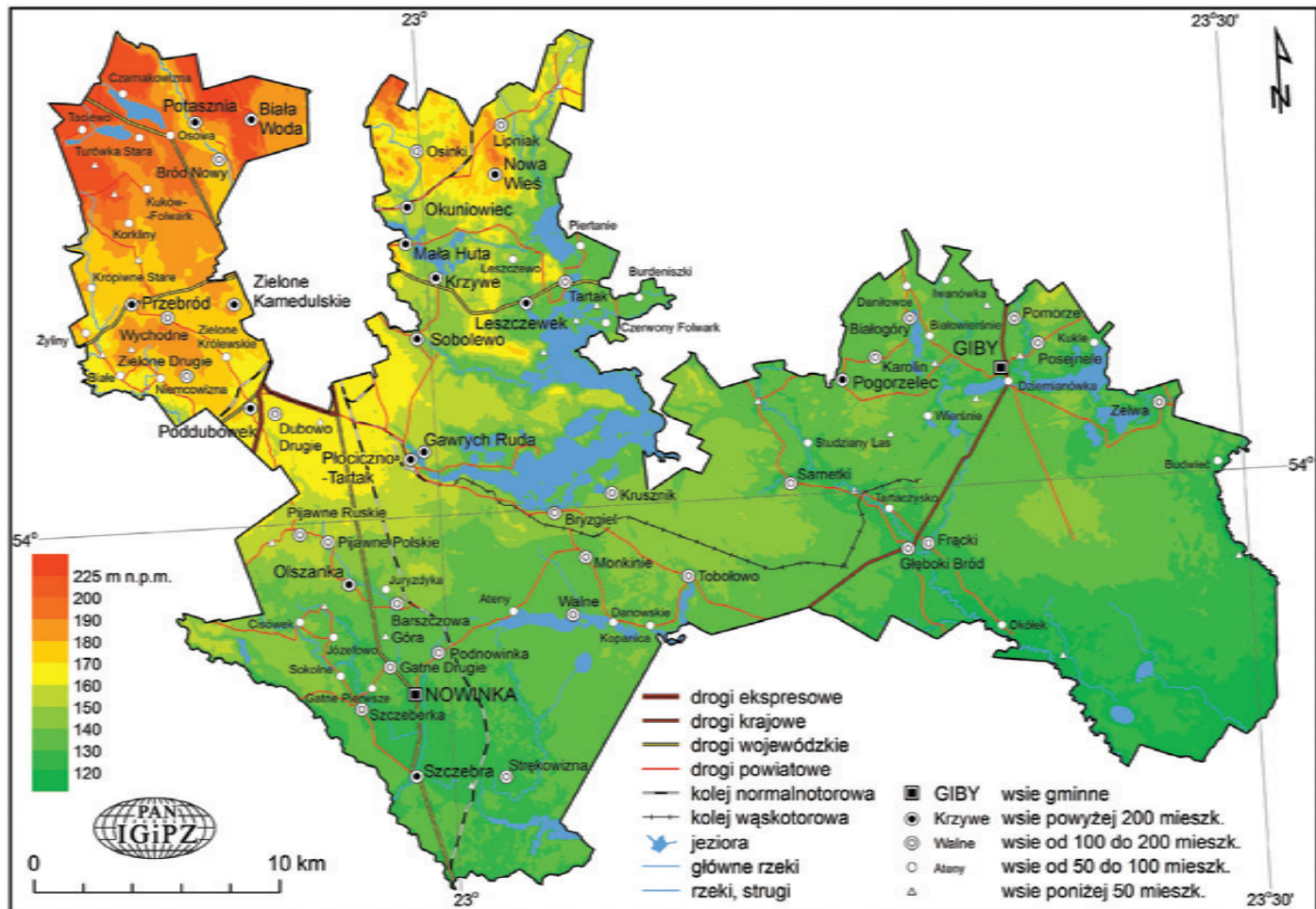
Geneza powierzchniowych form rzeźby ma bezpośredni związek z przebiegiem procesów rzeźbotwórczych podczas ostatnich zlodowaceń: działalnością akumulacyjną i zaburzającą lądolodu w okresach glacialnych²⁰ oraz akumulacyjną i erozyjną wód proglacialnych w okresach ociepleń, a także oddziaływaniami o charakterze peryglacialnym. Deniwelacje między najwyższymi pagórkami wysoczyzny morenowej a najniższej położoną częścią równiny sandrowej (w granicach terenu badań) przekraczają 140 m – od 102 m n.p.m. u ujścia strugi Szlamica do jeziora Szlamy położonego na Równinie Mikaszewskiej na granicy z Białorusią do 246 m n.p.m. we wsi Biała Woda na południowych rubieżach Wzgórz Jeleniewskich (ryc. 2.2). Tak duże zróżnicowanie hipsometryczne na stosunkowo niewielkim obszarze Niżu Polskiego, podobnie jak mozaikowatość rzeźby, jest związane z morfogenezą strefy pogranicza suwalskich wysoczyzn pojeziernych i rozległego sandru augustowskiego.

Na wstępie należy zauważyć, że ukształtowanie terenu omawianego obszaru pośrednio zależy od paleomorfologii prekambryjskiego fundamentu krystalicznego²¹. Wpływ na nią miały ruchy tektoniczne – zarówno przedplejstoceniowe, jak i te związane z późniejszą glaciostazją, czyli naprzemiennymi naciskami mas lodowych w okresach glacialnych i odciążeniami w czasie interglacjałów. Powstałe glacidepresje²² i glacielewacje nawiązują prawdopodobnie swoją lokalizacją, wielkością i kształtem do poszczególnych bloków fundamentu krystalicznego. Zaburzenia równowagi grawitacyjnej szczególną aktywność wykazywały w obrębie krzyżujących się i nakładających na siebie uskoku gradientowych na granicach struktur głębokiego podłoża (Ber 2000). W praktyce, kierunek przebiegu granic geologicznych fundamentu krystalicznego wraz z towarzyszącymi im

²⁰ Stratygrafia plejstocenu od dziesięcioleci wzbudza liczne kontrowersje – zarówno w zakresie klasyfikacji i terminologii (Mojski 2005; Ber i in. 2007; Marks i in. 2014), jak i pozycji stratygraficznej oraz liczby i zasięgów najmłodszych nasunięć lądolodu skandynawskiego (Wysota i in. 2004; Kosmowska-Suffczyńska 2005). Zastosowana w rozdziale klasyfikacja i schemat stratygraficzny poszczególnych epizodów glacialnych są w głównym zarysie zgodne z *Instrukcją opracowania i wydania Szczegółowej mapy geologicznej Polski w skali 1:50 000* (1996).

²¹ Teren badań położony jest w całości w obrębie wyniesienia mazursko-suwalskiego, czyli jednostki strukturalnej niższego rzędu prekambryjskiej platformy wschodnioeuropejskiej. Był to obszar bardzo aktywny tektonicznie, o czym może świadczyć bardzo zróżnicowana miąższość osadów czwartorzędowych: od 100 m we wschodniej części Puszczy Augustowskiej do ponad 300 m w obrębie Wzgórz Szeskich (Bogacki 1985).

²² Przykładem glacidepresji, uwarunkowanej także tektonicznie, jest misa wytopiskowa jeziora Wigry (Ber 2009).



Rycina 2.2. Mapa hipsometryczna terenu badań z uwzględnieniem sieci drogowej i kolejowej oraz jednostek osadniczych
 Figure 2.2. Hypsometric map of the study area including the road network and railway system, as well as settlement units

nieciągłościami i rozłamami tektonicznymi, zaktywizowanymi w plejstocenie głównie przez wspomnianą glaciizostazję, determinował późniejszy układ części subglacjalnych rynien lodowcowych oraz maksymalnych i recesyjnych zasięgów czasy lądolodu podczas kolejnych stadiałów i faz ostatniego zlodowacenia. Budowa geologiczna starszego podłoża wpłynęła także na zasięg i równoleżnikowy przebieg granicy między wysoczyzną morenową a sandrem augustowskim.

Nie bez znaczenia dla obrazu współczesnej rzeźby była także późniejsza działalność starszych zlodowaceń, które doprowadziły do przemodelowania stropu powierzchni podczwartorzędowej wraz z przykrywającą ją w wielu miejscach „kołdrą” osadów zastoiskowych. Lodowce bowiem, w wyniku erozji glacialnej różnego typu (wyorywania, zdzierania i ścierania), podczas kolejnych transgresji wyrównywały wyniosłości i pogłębiały istniejące depresje. Z tego powodu materiał morenowy niejednokrotnie zawiera wkładki i porwaki, czyli różnej wielkości okruszki i bloki skalne wyrwane ze znacznie starszego geologicznie podłoża. Utwory te zostały jednak w całości zakryte osadami plejstoceniowymi.

Starsze zlodowacenia plejstoceniowe, aż do stadiałów Wkry i Mławy zlodowacenia Warty²³ w ujęciu L. Lindnera (1992) włącznie, także nie pozostawiły widocznych śladów na powierzchni ziemi. Brak form będących wynikiem deglacjacji arealnej czy frontalnej związany jest z odległymi od terenu badań maksymalnymi zasięgami lądolodu i jego bardzo wolnym zanikaniem, jak również z działalnością procesów erozyjnych i akumulacyjnych zachodzących podczas kolejnych transgresji. Lądolód, ze względu na aktywność poszczególnych lobów lodowcowych i duże nasycenie materiałem skalnym, zasadniczo wpłynął jednak na miąższość osadów plejstoceniowych oraz ukształtowanie paleopowierzchni pojezierza. Warciańskie gliny w obrębie wysoczyzn polodowcowych oraz piaski i żwiry z brukiem gruzowym na równinnym obszarze erozyjno-akumulacyjnym występują powszechnie, tworząc niemal ciągłe (miejscami jedynie zaburzone glacitektonicznie) poziomy podścielające warstwy późniejszych osadów vistuliańskich. Utwory wodnolodowcowe budują m.in. dolną część sandru augustowskiego, osiągając w Sobolewie miąższość 26 m (Ber 2000). Z pewnym uproszczeniem można więc przyjąć, że osady te utworzyły stratygraficzny fundament dla nadchodzącego zlodowacenia Wisły, nie budując jednak form współczesnej, „żywej” rzeźby powierzchniowej.

Okres ocieplenia, czyli interglacjał eemski, przebiegał w omawianym regionie dosyć łagodnie. Nie bez znaczenia był fakt, że Równina Augustowska stanowiła wtedy rozległy zbiornik wodny, który swoim maksymalnym zasięgiem obejmował Obniżenie Suwalskie i rynnę Rospudy. Na skutek sedymentacji glaciifluwalnej i zbiornikowej

²³ Pozycja stratygraficzna tych epizodów glacialnych jest dyskusyjna. Przykładowo J.E. Mojski (2005) proponuje piętro zlodowaceń środkowopolskich zastąpić zlodowaceniem Odry, glacjał warciański „zdegradować” do rangi recesyjnego stadiału zlodowacenia Odry *sensu stricto*, a stadiały Wkry i Mławy do rangi faz.

typu płytkowodnego akumulowały się w nim osady rzeczne, organiczne, a u schyłku interglacjału – limnoglacialne i rzeczno-lodowcowe. Falowanie wód jeziornych prowadziło natomiast do rozmywania osadów *stricte* glacialnych (glin zwałowych), południowa zaś krawędź wysoczyzn pojeziernych, stanowiąca zarazem brzeg zbiornika augustowskiego, była rozcinana erozyjnie. Mimo to relatywnie słaba denudacja nie zatarła glacialnych form rzeźby ani nie usunęła starszych pokryw morenowych, a erozja w dolinach rzek była znacznie słabsza niż w czasie interglacjału wielkiego (Ber 2000). Z okresu interglacjału eemskiego w okolicach terenu badań (choć poza jego granicami) znane są tylko 3 udokumentowane paleobotanicznie stanowiska jeziornych osadów organicznych (Szwajcaria, Błaskowizna, Smolniki).

Około 115 000 lat BP na arenę plejstocenijskich przemian krajobrazu wkroczyło zlodowacenie Wisły. W czasie vistulianu wczesnego (stadiał Torunia) lądolód skandynawski nie objął swoim zasięgiem omawianego obszaru (Krzywicki 2014), zdaniem J.E. Mojskiego (2005) nasunięcie toruńskie jako jednostka stadialna w ogóle nie miało miejsca. Jeszcze większe kontrowersje wzbudza jego zasięg środkowovistuliański, czyli stadiał Świecia, którego silnie zniszczone formy marginalne być może wyznaczają maksymalny zasięg lądolodu zlodowacenia Wisły – uprzednio utożsamiany ze stadią lub fazą leszczyńską stadiału głównego. Większość badaczy twierdzi, że lądolód podczas tego epizodu glacialnego co najwyżej mógł się zrównać z późniejszym maksymalnym zasięgiem stadiału głównego (Mojski 2005) lub nieznacznie go przekroczyć, sięgając za pradolinę Biebrzy (Ber 2000) i opierając się swym czołem o północne stoki tzw. wysp: Sztabińskiej, Jastrzębskiej, Nowolipskiej i Lipskiej (Krzywicki 2000). Są jednak stawiane hipotezy, że dotarł po Narew, a nawet aż po dolinę Bugu (Banaszuk 2014). Paleorównina Augustowska, która w całej swojej plejstocenijskiej historii była obniżeniem uwarunkowanym tektonicznie, została wypełniona utworami tworzącymi obecnie dolny poziom glin zwałowych, a także piaskami wodnolodowcowymi zalegającymi w południowej i środkowej części sandru augustowskiego (Ber 2000).

Współczesną powierzchnię terenu badań ukształtowały przede wszystkim procesy zachodzące w okresach transgresji i recesji lądolodu stadiału głównego. Część badaczy cały stadiał główny nazywa stadią leszczyńsko-pomorską lub górną, wyróżniając osobno jedynie fazę pomorską i unikając tym samym szczegółowych, wciąż dyskusyjnych²⁴ podziałów stratygraficznych niższej rangi. Bez względu

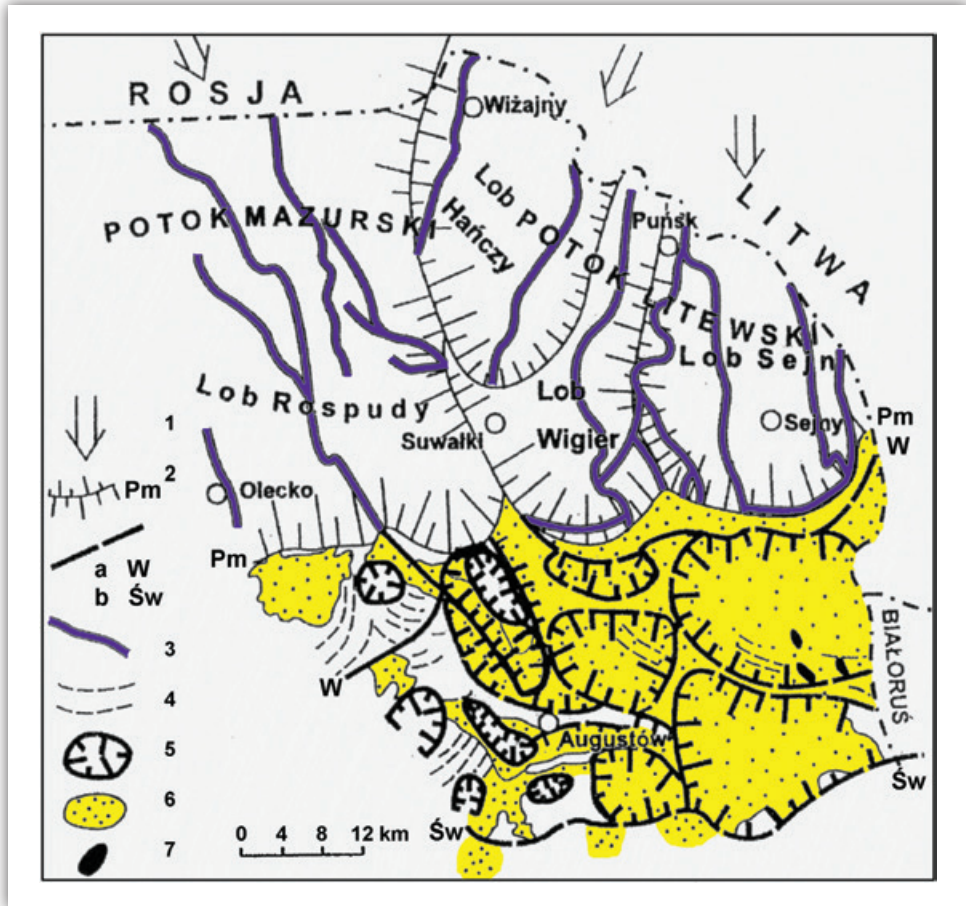
²⁴ „Klasyczny” podział klimatostatygraficzny na trzy fazy postojowe czoła lądolodu: leszczyńską, poznańską i pomorską był już dyskutowany w czasach powstawania pierwszej *Szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000*, a także w kolejnych latach, nawet przez jego orędowników (Kondracki 1981). Dość powiedzieć, że na Pojezierzu Mazurskim J. Kondracki (1972, 1998) wyróżnił aż dziewięć faz postojowych (nieco mniej w znacznie węższym pasie młodoglacialnym Pojezierza Litewskiego), najnowsze zaś badania wykazują ślady wielu zasięgów maksymalnych z różnych epizodów glacialnych o trudnej do sprecyzowania randze (Gałązka i in. 2006).

na powyższe kontrowersje przyjmuje się, że w czasie kolejnych faz stadiału głównego zlodowacenia Wisły czoło lądolodu uległo rozczłonkowaniu na dwa potoki (mazurski i litewski), a te z kolei na mniejsze loby (Rospudy, Hańczy, Wigier i Sejn) i drobne jęzory lodowcowe (ryc. 2.3). Wpływ na to miały zarówno budowa geologiczna i litologia, jak i ukształtowanie powierzchni – olbrzymie masy lodu podzieliły się podczas pokonywania równoleżnikowej strefy rozłamów oddzielających obniżenie perybaltyckie od wyniesienia mazurskiego oraz klina w postaci struktury tektonicznej suwalskiego masywu anortozytowego z Garbem Wiżajn na powierzchni (Ber 2000). Dobrym reperem aktywności i zasięgu poszczególnych lobów są kształt linii brzegowej jeziora Wigry i krawędziowe strefy zaburzeń glacitektonicznych: w okolicach Mikołajewa i Rosochatego Rogu (potok litewski) oraz Leszczewa, Cimochowizny, Zatoki Hańczańskiej, Bryzgly i półwyspu Wysoki Węgiel (potok mazurski) (Ber 2009).

Maksymalny zasięg lądolodu stadiału leszczyńsko-pomorskiego (lub fazy leszczyńskiej stadiału głównego) najczęściej wyznacza się w strefie najdalej na południe położonych jezior rynnowych (Dręstwo, Tajno, Kolno) i dalej wzdłuż Kanału Augustowskiego do Czarnej Hańczy (Ber 2000), przy czym nie ma w tej kwestii pełnej zgodności (por. Pochocka-Szwarc, Krzywicki 2014). Na przedpolu lądolodu nie wykształciły się duże formy sandrowe, co może oznaczać, że pokrywa miała stosunkowo niewielką miąższość i szybko zaczęła zamierać, przekształcając się w olbrzymie bryły martwego lodu (Bogacki 1985). Erozji wód ablacyjnych zawdzięczają swoje powstanie nie tylko wspomniane jeziora augustowskie, ale także niektóre zbiorniki ukierunkowane południkowo (np. jezioro Tobałowo na granicy gmin Nowinka i Giby). W zasięgu stadiału leszczyńsko-pomorskiego znajduje się jednak relatywnie mało rynien polodowcowych – prawdopodobnie nie odgrywały one dominującej roli w odpływie wód lodowcowych (w odróżnieniu od zaplecza faz pomorskiej i wigierskiej oraz proksymalnych części sandrów). Pozostałością deglacjacji są utwory tworzące dolny poziom gliny zwałowej (wraz z materiałem łączonym ze stadiałem Świecia), głębsze warstwy piasków i żwirów wodnolodowcowych zalegające w środkowej i południowej części sandru augustowskiego, a także spiętrzone moreny czołowe na południowych rubieżach pojezierza suwalskich.

Na omawianym terenie nie ma wystarczających dowodów na udokumentowanie samodzielności litostratygraficznej fazy poznańskiej (Bogacki 1985). Może to oznaczać, że utożsamiane z nią dotychczas pagórki i wzgórza morenowe (Ber 1972; Kondracki 1981) są w rzeczywistości pozostałościami kolejnych recesyjnych faz postojowych lądolodu w czasie fazy leszczyńskiej (jak to miało miejsce na Pojezierzu Mazurskim – por. Morawski 2010) lub stanowią ciąg czołowomorenowy subfazy wigierskiej.

Ostatnimi w historii epizodami glacialnymi zlodowacenia Wisły na tym obszarze były: faza pomorska, i wspomniana powyżej, lokalna subfaza wigierska. Maksymalny zasięg fazy pomorskiej wyznaczają gliniaste moreny czołowe



Rycina 2.3. Obszar suwalsko-augustowski w czasie zlodowacenia stadiów Świecia i leszczyńsko-pomorskiego (źródło: Ber 2000, s. 70, zmienione)

1 - kierunki ruchu lądolodu zlodowacenia Wisły, 2 - zasięg lądolodu fazy pomorskiej (Pm), 2a - zasięg lądolodu subfazy wigierskiej (W), 2b - maksymalny zasięg lądolodu stadiu Świecia (Św), 3 - rynny subglacjalne, 4 - moreny czołowe spiętrzone i moreny martwego lodu, 5 - bloki martwego lodu, 6 - sandry, 7 - ozy

Figure 2.3. The Suwałki-Augustów area during the glaciation of the Świecie and Leszczyńsko-Pomorski stadials (source: Ber 2000, p. 70, revised)

1 - directions of movement of the Vistula-glaciation ice sheet, 2 - extent of the Pomeranian-phase ice sheet (Pm), 2a - extent of the Wigry-subphase ice sheet (W), 2b - maximum extent of the Świecie-stadial ice sheet (Św), 3 - subglacial troughs, 4 - frontal-thrust moraines and moraines of dead ice, 5 - blocks of dead ice, 6 - outwash plain, 7 - eskers

wyciśnięcia i spiętrzenia (rzadziej akumulacyjne), przebiegające od Elku przez południowy brzeg jeziora Wigry, Bryzgiel (moreny bryzgielskie), łukiem o przebiegu niemal równoleżnikowym do Gib, a następnie wzdłuż północnego brzegu jeziora Pomorze do granicy państwa. Na terenie badań glina zwałowa utożsamiana

z fazą pomorską występuje powszechnie, budując m.in. wysoczyzny polodowcowe i moreny akumulacyjne. Osady wodnolodowcowe tworzą natomiast stropowe, najmłodsze partie poligenetycznego sandru augustowskiego (zwłaszcza w jego północnej części) i dolinnych szlaków sandrowych w obrębie wysoczyzn, zakrywając starsze vistuliańskie moreny czołowe (Ber 2000). Łądolód ówczesnie wyraźnie oscylował – po okresie relatywnie krótkotrwałej recesji nastąpiła ponowna transgresja, nazwana subfazą wigierską, istnienie której domniemywał już prawie 100 lat temu S. Wołosowicz (1926). Linia jej maksymalnego zasięgu biegnie łukiem od Gawrych-Rudy do jeziora Zelwa i dalej w kierunku NE do granicy państwa – niemal równolegle (w odległości 1–2 km na południe) do linii zasięgu fazy pomorskiej, odbiegając od niej na ok. 5 km jedynie w pobliżu jeziora Pomorze (Ber 1972; Lisicki 1994). Świadectwem transgresji wigierskiej, oprócz form marginalnych, są także osady wodnolodowcowe leżące na gruboziarnistych osadach fazy pomorskiej oraz pozostałości błota wodnomorenowego spływającego z czoła łądolodu, zachowane w postaci cienkiej warstwy gliny zwałowej i piasków gliniastych na powierzchni sandru w okolicach Monkiń, Krusznika, Sarnetek, Tobołowa i Serskiego Lasu (Krzywicki 2002).

Okres zlodowaceń zapisał się w krajobrazie w postaci licznych form rzeźby glacialnej. Do grupy form marginalnych zaliczyć można ciągi i zgrupowania wzgórz morenowych (zwłaszcza moren czołowych i wyciśnięcia), które występują powszechnie na terenie Pojezierza Wigierskiego i Pagórków Sejneńskich, ale licznie także w obrębie Pagórków Augustowskich i Przebrodzkich. Pozostałości moren martwego lodu zlokalizowane są na północ od jeziora Białowierśnie, w międzyrzeczu Szczeberki i Olszanki oraz nad jeziorem Wigry – w okolicy wsi Stary Folwark i na półwyspie Rosochaty Róg (Chmielewski 1988). W środkowej i południowej części terenu badań można spotkać wyspy o charakterze ostańców erozyjnych wystające spod osadów glacialnych sandru augustowskiego – pochodzą z czasów starszych epizodów glacialnych i cechują się znacznym zniszczeniem, wynikającym z długotrwałego oddziaływania klimatu peryglacialnego u schyłku ostatniego zlodowacenia. Pagóry kemowe, powstawanie których było warunkowane rozpadaniem się lodu stagnującego na poszczególne bloki martwego lodu (por. Jakska 2003), występują bardzo licznie, grupując się przy południowych i północnych brzegach jeziora Wigry, na północ od jezior Leszczewek i Krzywe Wigierskie, a także nad jeziorami Zelwa i Wiłkokuk oraz w międzyrzeczach Szczeberki i Olszanki (okolice Nowinki), jak i Wiatrołuży²⁵ i Maniówki. Wały ozów tworzą wyraźne, wielokilometrowe ciągi wzdłuż Wiatrołuży, Rospudy (na granicy gminy Nowinka), w rynnach jezior taciowskich oraz Wierśnie–Czarne–Białowierśnie i dalej do Daniłowic, a lokalnie także wzdłuż Czarnej Hańczy

²⁵ Nazwa Wiatrołuża dotyczy górnego odcinka rzeki (od źródeł k. wsi Kaletnik do jeziora Pierty), która w dolnym biegu nosi nazwę Piertanka.

(w okolicach Wysokiego Mostu) i Marychy (w pobliżu wsi Pomorze). Najdłuższy wał ozowy (3,4 km) znajduje się w pobliżu wsi Biała Woda w północnej części gminy Suwałki (Ber 1990). Inne formy akumulacji szczelinowej, w postaci długich i wąskich wałów o kierunku NW–SE, rozpoznano przede wszystkim w międzyczeczu Szczeberki i Rospudy oraz między jeziorami Pomorze i Zelwa, a także wokół jeziora Blizno.

O zróżnicowaniu morfologicznym omawianego krajobrazu młodoglacjalnego decydują także obszary sandrowe, powstałe w wyniku glacialfluwialnej działalności lodowca. Osady transportowane przez wody roztopowe doprowadziły do uformowania się zarówno rozległego sandru augustowskiego, jak i wąskiego, wydłużonego sandru dolinnego Czarnej Hańczy²⁶ z systemem wielopoziomowych tarasów erozyjnych – wszystkie są formami intraglacjalnymi związanymi z poszczególnymi strefami recesyjnymi zlodowacenia Wisły, a nie ekstramarginalnymi (jak np. sandr kurpiowski). O ile jednak w zachodniej Polsce poszczególne poziomy piasków i żwirów glacialfluwialnych są dosyć dobrze powiązane z konkretnymi okresami deglacjacji, to na omawianym obszarze takie rozgraniczenie często jest niemożliwe lub przynajmniej dyskusyjne. Wynika to z faktu, że zasięgi poszczególnych faz przebiegały blisko siebie, a szlaki odpływu wód proglacjalnych były wspólne – w tych samych miejscach następowało więc najpierw częściowe wypłukanie starszego, a następnie akumulacja młodszego materiału (Bieniek 2013). Nie znaczy to jednak, że osady sandrowe są facją monotonna litologicznie. W części proksymalnej, gdzie występowały wysokenergetyczne powodzie pulsacyjne obejmujące duże obszary, zalegające na powierzchni piaski są słabo przesortowane, nieprzemyte i tworzą kompleksy ze żwirami. Te ostatnie mogą wręcz lokalnie dominować, o czym świadczy ich przemysłowa eksploatacja (np. w Sobolewie). W części dystalnej, gdzie energia wód znacznie słabła, a powodzie pulsacyjne występowały wyłącznie w pobliżu kanałów zalewowych, dominują piaski luźne, dobrze przemyte i przesortowane, ubogie we frakcję koloidalną i składniki pokarmowe roślin (Biesiacki 1982). W przypadku sandrów dolinnych do niedawna uważano, że w poziomach stropowych zalega gruby, słabo wysortowany materiał, głębiej zaś coraz drobniejsze piaski (Bogacki 1985). Okazuje się jednak, że na terenie badań pionowe następstwo zespołów piaszczystych i żwirowych litofacji bywa przypadkowe, a czasem wręcz odwrotne od modelowego. Wynika to z faktu, że mamy do czynienia z bardzo długimi szlakami odpływu wód proglacjalnych, które przechodzą ku południowi w wielkie pola piaszczysto-żwirowe. To oznacza, że sandrów suwalsko-augustowskich nie można traktować (ani w sensie morfologicznym ani sedymentologicznym) jako stożki napływowe, ale jako rozległe, płaskie równiny aluwialne proglacjalnych rzek roztokowych (Zieliński 1993).

²⁶ Poza terenem badań, na północ od Suwałk, sandr Czarnej Hańczy dzieli się na kilka wąskich „odnóg”, które docierają do jeziora Jemieliste, w dolinę Szeszupy oraz zajmują rynną jezior Szelment Wielki i Mały; spore pole sandrowe powstało także między Sejnam i jeziorami Boksze i Sejwy (Pietkiewicz 1928; Bogacki 1976, 1985).

Z równiną sandrową związane są także doliny o charakterystycznym przebiegu NW–SE, których morfogeneza ma związek ze szlakami dawnego odpływu wód proglacjalnych. Intensywny transport i akumulacja osadów w okresach ociepleń w połączeniu z permanentną obecnością wieloletniej zmarzliny pełniącej rolę stałej bazy erozyjnej, skutecznie hamowały postęp erozji wgłębnej. Działalność wód roztopowych kierowała się więc wyłącznie na boki. Erozja boczna była jednak specyficzna, miała bowiem charakter nie tylko mechaniczny, ale także termiczny – woda, jako ośrodek o dodatniej temperaturze, oddziaływała na przemarznięty grunt i lód gruntowy, degradując wieloletnią zmarzlinę (Migoń 2006). Rzeki roztokowe, tworzące silnie rozgałęzioną sieć strumieni, błędziły po powierzchni sandrów, co doprowadziło z czasem do wykształcenia się płytkich dolin o silnie zabagnionych dnach.

Kolejnymi charakterystycznymi formami na omawianym terenie są subglacjalne rynny polodowcowe i wszelkie zagłębienia wytopiskowe. Te pierwsze tworzą często wielokilometrowe systemy o radialnym układzie i przebiegu wskazującym na kierunek przemieszczania się głównego lobu lub mniejszych jeziorów lodowcowych. Geneza zagłębień wytopiskowych, bardzo zróżnicowanych pod względem wielkości, głębokości, kształtu i rodzaju drenażu, jest związana z wciśniętymi w podłoże bryłami martwego lodu, które pozostawił po sobie lądolód na skutek rozpadu silnie uszczelinionej czasy lodowej podczas deglacjacji arealnej – zarówno w czasie długotrwałych faz recesji, jak i krótkotrwałych oscylacji. Mniejsze zagłębienia bezodpływowe mogą być także pozostałością naledzi glacifluwalnych. Interesującymi formami w obrębie sandru są suche obniżenia o genezie rynnowej. Przykładem jest Suche Bagno – przebiegające południkowo, głęboko wcięte bezodpływowe zagłębienie o długości ok. 1,5 km i szerokości 150–300 m, zajęte przez torfowisko wysokie. Przedłużenie ku południowi tego domniemanego fragmentu rynny polodowcowej stanowi rynna jeziora Tobołowo. Podobna forma występuje między Czerwonym Krzyżem a Wysokim Mostem nad Czarną Hańczą, stanowiąc obszar ochrony ścisłej „Parowy” ze względu na znajdujące się tam dystroficzne jezioro Konopniak i okalające go torfowisko (Krzywicki 2005; Pieczyński 2012).

W schyłkowym okresie zlodowacenia Wisły, charakteryzującym się klimatyczną rytmiką sekularną (naprzemiennymi okresami ochłodzeń i ociepleń), nie odnotowano już na omawianym obszarze obecności lądolodu. Późny vistulian, mimo że w skali geologicznej był tylko krótkim epizodem (ok. 4000 lat), odegrał bardzo ważną rolę w kształtowaniu rzeźby poglacjalnej i tworzeniu nowych form, stanowiąc swoistą forpocztę dla zbliżającego się holocenu. W okresach cieplejszych rozpoczął się intensywny proces wytapiania brył martwego lodu, a więc tym samym powstawania olbrzymiej liczby jezior – zazwyczaj płytkich, okresowo zamarzających do samego dna i pozostających poza ówczesnym, początkowym systemem sieci rzecznej. Skąpa roślinność sprzyjała dostawie mineralnego, różnofrakcyjnego materiału okruchowego do niecek, przy czym w okresach cieplejszych intensyfikowały się procesy

biogenicznej i chemiobiogenicznej sedymentacji gytii i kredy jeziornej. U schyłku allerödu i böllingu nastąpiło przejście z sedymentacji mineralnej na organiczną. Wszystkie niewielkie jeziora zanikły na początku okresu subbborealnego, a na powierzchni zabagnionych obniżeniach odbywała się wyłącznie akumulacja torfu (Szwarczewski, Kupryjanowicz 2008). Wytopienie martwego lodu w strefie moren czołowych doprowadziło do przerwania ciągłości rozcięć erozyjnych i odpreparowania rynien podlodowcowych, które funkcjonowały w późnym glacie ponad zagrzebanymi bryłami martwego lodu. Ponadto, w böllingu i allerödzie, znacznie zmniejszyła się miąższość wieloletniej zmarzliny, a zarazem zwiększyła głębokość warstwy czynnej gleby. Doprowadziło to do intensywnej erozji wgłębnej, czego skutkiem było nie tylko powstanie kolejnych poziomów tarasów nadzalewowych Czarnej Hańcy, ale zmiany rozwinięcia wszystkich koryt rzecznych – z roztokowych (jednokorytowych wielonurtowych) na wielkopromienne meandrowe, czyli jednokorytowe o pojedynczym nurcie (Kondracki 1998). W fazach starszego i młodszego dryasu w warunkach klimatu peryglacialnego tworzyły się natomiast pylasto-piaszczyste pokrywy typu eluwalnego oraz osady deluwalne wypełniające obniżenia i pokrywające zbocza (Ber 2000).

Na terenie badań pewną rolę rzeźbotwórczą odegrała także działalność wiatru, która objęła piaski nagromadzone w dolinach rzecznych oraz na obszarach sandrowych. W kolejnych fazach dryasu działalności eolicznej sprzyjały: chłodny i suchy klimat, obecność wiatrów o względnie ustabilizowanych kierunkach oraz dominacja niskiej i rzadkiej roślinności: tundry (najstarszy dryas), tundry parkowej z brzozą (starszy dryas) i tundry parkowej z brzozą i elementami stepowymi (młodszy dryas). Procesy wydmotwórcze uległy zahamowaniu w böllingu i allerödzie, kiedy nastąpiło wyraźne ocieplenie i zwilgotnienie klimatu oraz rozwój roślinności drzewiastej (Dylikowa 1973). Należy jednak zaznaczyć, że na Równinie Augustowskiej udział zarówno pól piasków eolicznych przewianych, jak i wydm śródlądowych w postaci skupień oraz pojedynczych wałów, jest nieporównywalnie mniejszy niż na ekstramarginalnym sandrze kurpiowskim. Jedyne skupienie wydm, o niezbyt wyraźnych kształtach parabolicznych i wysokościach nie przekraczających 11 m, znajduje się na powierzchni niższego poziomu sandrowego na północ od Jeziora Długiego Augustowskiego w gminie Nowinka (Krzywicki 2002), zaś dwa niewielkie pola piasków eolicznych – w okolicy Sobolewa i Płociczna (Ber 1990). Największe skupisko dobrze wykształconych wydm wałowych i parabolicznych zlokalizowane jest na południowych rubieżach sandru augustowskiego (poza terenem badań), gdzie wysokości względne tych form dochodzą do 16 m (np. między Lubinowem a Wołkuszanką) (Krzywicki 2000).

Wraz z początkiem holocenu, datowanym na 10 250 lat BP, kończy się trwający ok. miliona lat okres zlodowaceń plejstoceńskich. Większość procesów zainicjowanych w późnym vistulianie miało swoją kontynuację właśnie w holocenie (Rotnicki,

Starkel 1999; Błaszkiwicz 2010). Całkowity zanik wieloletniej zmarzliny, intensywny rozwój roślinności oraz ograniczona akumulacja materiału w dolinach sandrowych ponownie doprowadziły do rozwoju erozji wgłębnej i zmian rozwinięcia koryt rzecznych. Kolejne zbiorniki rynnowe łączyły się ze sobą krótkimi przełomami i stawały się częścią sieci rzecznej, do której z czasem były włączane także jeziora o genezie wytopiskowej czy zaporowej. Tworzyły się w ten sposób charakterystyczne, poligenezytne układy rzeczno-jeziorne. Jednocześnie jednak liczne małe, płytkie i często bezodpływowe zbiorniki, zaczęły zarastać²⁷ i podlegać procesom eutrofizacji. Spowodowane to było intensywnym wzrostem roli czynnika biotycznego – zwiększeniem zasobów i rocznej produkcji masy biogennej oraz tempa i pojemności biologicznego obiegu pierwiastków w przyrodzie (Ostaszewska 2005). Ponadto zarówno w zagłębieniach bezodpływowych, jak i w dolinach małych cieków, gromadziły się namuły piaszczyste i torfiaste oraz piaski humusowe. Proces zaniku mógł objąć nawet 70% istniejących ówczesznie jezior polodowcowych (Kalinowska 1961). W okresie atlantyckim, w wyniku podnoszenia się poziomu wód gruntowych, zatorfieniu uległa także większość pierwotnie suchych wytopisk. Ich powstanie na obszarach sandrowych jest wprawdzie związane z wytapianiem pogrzebanych brył martwego lodu, ale dopiero w okresie preborealnym i borealnym, kiedy wody wsiąkały w piaski sandrowe i odpływały śródpokrywowo do doliny Biebrzy (Stasiak 1971).

Przekształceniom ulegała także pokrywa glebowa, zwłaszcza poziomy organiczne. Znacznie przyspieszony został proces tworzenia się próchnicy, a jednocześnie zmianie uległ sposób jej gromadzenia się w glebie – miejsce dotychczasowego typu kumulacji kriogenicznej (w całej warstwie wieloletniej zmarzliny) zajął typ biogeniczny (w warstwie powierzchniowej) (Ostaszewska 2005). W okresie atlantyckim trwał intensywny rozwój torfowisk, rozpoczęty już w okresie preborealnym. Zjawisko to nie ograniczało się tylko do obniżzeń terenu, ale zachodziło także w dnach dolin i wzdłuż wyniesionych obszarów międziodolinnych. Istniejące obecnie torfowiska, zwłaszcza te najbardziej rozległe w dolinach Blizny, Olszanki i Wierśniarki oraz na północ od jez. Blizno, są zdominowane przez torfy niskie o przeciętnej miąższości wynoszącej 1–4 m. Ze względu na relatywnie niewielki udział torfowisk wysokich o typowo ombrofilnej gospodarce wodnej nie prowadzi się obecnie eksploatacji pokładów. Ślady pozyskiwania można jednak zobaczyć w okolicach wsi Zakąty, Piotrowa Dąbrowa, wigierskiej Zatoki Krzyżańskiej (jezioro Wygorzele jest dużym dołem potorfowym) oraz na północ od wsi Walne, gdzie na powierzchni 8 ha znajdują się tzw. potorfia (Krzywicki 2002).

²⁷ Stopniowy zanik jezior ma miejsce również współcześnie, przy czym dużą rolę odgrywa działalność antropogeniczna (Marszelewski 2005). Statystycznie przejawia się on częściej i bardziej intensywnie w zmniejszaniu objętości wody (wyplycaniu) niż w zmniejszaniu powierzchni zbiorników. Co ciekawe, proces ten zachodzi w różnych typach genetycznych mis jeziornych, a więc także w głębokich zbiornikach rynnowych (Choiński 2007).

W holocenie kontynuację miały także procesy wydmotwórcze, przy czym zarówno ich przebieg (wtórne przewiewanie późnovistuliańskich piasków eolicznych), jak i czynnik sprawczy (presja antropogeniczna, zwłaszcza trzebież lasów), miały już znacznie odmienny charakter.

Podsumowując: współczesną rzeźbę powstałych w czasach przedvistuliańskich wysoczyzn polodowcowych ostatecznie ukształtował (= przemodelował) lądolód wiślany, a przede wszystkim jego działalność zaburzająca (glacitektonika festonowa i krawędziowa) w okresach transgresji. Powierzchnie pojezierzy suwalskich zostały porozcinane rynnami subglacjalnymi oraz głębokimi obniżeniami egzaracyjnymi w czasie epizodów glacialnych, zaś dolinkami rzecznyymi w czasie interglacjalów. Równina Augustowska swoje powstanie zawdzięcza głównie wpływom ukształtowania i budowy geologicznej starszego podłoża oraz akumulacyjnej i erozyjnej działalności wód glacialnych i zastoiskowych. Lądolód, który nasunął się na powierzchnię zamarzniętego zbiornika augustowskiego, nie spowodował tak intensywnych zaburzeń glacitektonicznych, jak na pojezierzach. Zmiany w holocenie (w czasach przedhistorycznych) były głównie kontynuacją procesów rozpoczętych u schyłku zlodowacenia Wisły.

2.4. Wybrane elementy klimatu

Odmienność warunków klimatycznych widoczna w skali makroregionów i jednostek fizycznogeograficznych wyższej rangi jest związana przede wszystkim z ogólną cyrkulacją atmosfery, wyrażoną przez układy baryczne, fronty atmosferyczne i masy powietrza. Zróznicowanie klimatu na mniejszych obszarach zależy natomiast w głównej mierze od niejednakowego przebiegu procesu wymiany energii między atmosferą a powierzchnią czynną, czyli podłożem. W praktyce więc to stan atmosfery (zwłaszcza przezroczystość) oraz cechy fizyczne terenu²⁸ determinują różnice klimatyczne w skali lokalnej. W przypadku terenu badań, ze względu na brak wystarczającej ilości danych pomiarowo-obszaryjnych, niemożliwe jest jednak szczegółowe analizowanie empirycznych wartości, rozkładu przestrzennego i przebiegu w czasie elementów meteorologicznych w poszczególnych mezoregionach. Ograniczono się zatem do krótkiej charakterystyki najważniejszych cech klimatu szerzej ujętego regionu suwalsko-augustowskiego.

Klimat tej części kraju odznacza się wieloma cechami znanymi, co wynika przede wszystkim z faktu ścierania się nad nią trzech mas powietrza o odmiennych

²⁸ Cechy fizyczne terenu, czyli lesistość, jeziorność i rzeźba, w największym stopniu wpływają na następujące właściwości powierzchni czynnej: radiacyjne (zdolność absorpcyjną krótkofalowego promieniowania słonecznego i emisyjną długofalowego promieniowania Ziemi), termiczne (pojemność cieplną i przewodnictwo), wilgotnościowe i aerodynamiczne (Stopa-Boryczka, Boryczka 2005).

właściwościach termiczno-wilgotnościowych: wilgotnego znad północnego Atlantyku (polarno-morskiego), chłodnego znad Grenlandii (arktycznego) i stosunkowo suchego znad Europy Wschodniej i Azji (polarno-kontynentalnego). W Suwałkach średnia roczna częstość występowania tych trzech mas powietrza wynosiła w latach 1971–1995 odpowiednio: 62,7%, 20,3% i 13,4% (Więclaw 2004). W tym rozkładzie charakterystyczne są dwa zjawiska: relatywnie wysoki udział mas powietrza arktycznego i polarno-kontynentalnego oraz, wbrew pozorom, niewielki powietrza polarno-morskiego świeżego. Zdecydowana jego większość to masy już przetransformowane (stare), które podczas przemieszczania się i zalegania nad kontynentem europejskim tracą swoje pierwotne cechy termiczno-wilgotnościowe.

Powyższe zjawiska i położenie geograficzne na zachodnich rubieżach olbrzymiego obszaru lądowego decydują w przeważającej mierze o kontynentalnym charakterze klimatu omawianego regionu (Górniak 2000; Stopa-Boryczka i in. 2013). Główną miarą stopnia kontynentalizmu termicznego jest średnia amplituda roczna temperatury powietrza, która wynosi w Suwałkach 21,5°C (1951–2000; Woś 2010) i jest jedną z najwyższych notowanych w Polsce. Jej wartości wyraźnie maleją w kierunku zachodnim (Kętrzyn – 20,5°C, Olsztyn – 20,3°C), a znacznie słabiej w południowym (Białystok – 21,5°C, Ostrołęka – 21,1°C). Tak duża wartość amplitudy wynika przede wszystkim z niskich wartości temperatury powietrza notowanych w miesiącach zimowych oraz z rozkładu temperatury minimalnej. Kontynentalny charakter klimatu tej części kraju potwierdzają wartości wskaźnika kontynentalizmu termicznego, który wynosi w Suwałkach 47,5%, rosnąc w kierunku południowym (Białystok 48,1%) i wyraźnie malejąc w kierunku zachodnim (Kętrzyn 44,9%, Olsztyn 44,5%)²⁹, przy średniej dla Polski (1881–1990) równej 46,6%. Jest to świadectwem oddziaływania astrefowych czynników klimatu, w tym przede wszystkim frekwencji i stopnia transformacji mas powietrznych, pochodzących z oceanicznych lub kontynentalnych obszarów źródłowych oraz udziału powierzchni lądowej na danym obszarze. Warto jednak zauważyć, że wartości opisywanych miar w latach wcześniejszych były znacznie wyższe³⁰, co może być oznaką postępującej stopniowo oceanizacji klimatu regionu badań (Kozuchowski 2011).

W Suwałkach zarówno średnie temperatury najchłodniejszych miesięcy (styczeń -4,6°C, luty -4,3°C), jak i całej kalendarzowej zimy (-3,8°C) są najniższe w Polsce (nie licząc obszarów *stricte* górskich)³¹. Także średnie temperatury

²⁹ Wartości obliczone dla wielolecia 1951–2000 na podstawie wzoru A. Ewerta (1972).

³⁰ W wieloleciu 1951–1965 średnia amplituda roczna temperatury powietrza w Suwałkach wynosiła 22,9°C, zaś w położonych niecałe 30 km na wschód Sejnach dochodziła do 23,4°C (Stopa-Boryczka, Martyn 1985). Wskaźniki kontynentalizmu termicznego wynosiły więc odpowiednio 51,1% i 52,4%, co lokalizowało jednoznacznie obie miejscowości po wschodniej stronie granicznej izokontynentali 50%.

³¹ W wieloleciu 1951–1965 średnie temperatury powietrza w styczniu i lutym były jeszcze niższe i wynosiły odpowiednio -5,4°C i -5,7°C (Chomicz 1977).

powietrza kalendarzowej wiosny ($5,7^{\circ}\text{C}$), jesieni ($6,7^{\circ}\text{C}$) i całego roku ($6,2^{\circ}\text{C}$) należą do najniższych w kraju (1951–2000; Woś 2010). Jedynie latem ($16,2^{\circ}\text{C}$) surowość tamtejszych warunków klimatycznych nie jest tak wyraźna – ta pora roku jest wprawdzie dosyć chłodna, ale podobne warunki termiczne panują także w innych regionach nadmorskich, pojeziernych i podgórszych.

O surowości klimatu obszaru badań świadczą jednak nie tylko omawiane wartości temperatur powietrza, ale także rozkład przestrzenny, frekwencja i czas wystąpienia dni i okresów charakterystycznych ze względu na ich reżim termiczny. Ma to duże znaczenie dla gospodarki rolnej i wegetacji roślin – o ile astronomiczne i meteorologiczne pory roku w danych szerokościach geograficznych są niemal stałe (odchyłki wynoszą 1 dzień), o tyle pory fenologiczne i klimatyczne mają charakter zmienny, wyznaczane są bowiem terminami zachodzenia periodycznych zjawisk w rozwoju roślin i zwierząt oraz zakresami określonych temperatur progowych. W Suwałkach termiczna zima ($T_{\text{dob}} < 0^{\circ}\text{C}$) trwa najdłużej w Polsce – średnio 115 dni (25 XI–19 III), czyli o 1 dzień dłużej niż w Zakopanem. Omawiany region cechuje się także szybkim przejściem od zimy do wiosny i od jesieni do zimy³², czyli odpowiednio najkrótszym i najpóźniejszym w Polsce przedwiośniem ($0^{\circ}\text{C} \leq T_{\text{dob}} < 5^{\circ}\text{C}$) – 24 dni (20 III–12 IV) oraz najkrótszym i najwcześniejszym, obok Zakopanego, przedzimem ($5^{\circ}\text{C} \geq T_{\text{dob}} > 0^{\circ}\text{C}$) – 30 dni (26 X–24 XI) (1951–2000; Woś 2010). Powyższe wartości mają bezpośrednie odbicie w długości okresu wegetacyjnego, który w Suwałkach jest najkrótszy w Polsce (poza obszarami górskimi i podgórszymi) i przeciętnie trwa jedynie 196 dni. O niekorzystnych warunkach termicznych w ciągu roku świadczy także najmniejsza w Polsce nizinnej liczba dni ciepłych ($T_{\text{min}} > 0^{\circ}\text{C}$) – 229, zaś największa dni mroźnych ($T_{\text{max}} < 0^{\circ}\text{C}$) – 62,4 i bardzo mroźnych ($T_{\text{max}} \leq -10^{\circ}\text{C}$) – powyżej 4. Dni mroźne nadchodzą najwcześniej (przeciętnie 17 XI) i zanikają najpóźniej (18 III) (1951–2000; Woś 2010). W okresie letnim średnia liczba dni gorących ($T_{\text{max}} \geq 25^{\circ}\text{C}$) nie przekracza 30, a upalnych ($T_{\text{max}} \geq 30^{\circ}\text{C}$) wynosi ok. 2 (1971–2000; Lorenc 2005).

Zachmurzenie, ściśle związane z kondensacją pary wodnej w atmosferze, jest uwarunkowane rodzajem mas powietrza i modyfikowane przez sezonowe zmiany intensywności promieniowania słonecznego oraz charakter powierzchni terenu, nad którym występuje (Górniak 2000). W Suwałkach zachmurzenie ogólne nieba jest dość wysokie (68%), ale tylko w zimie osiąga wartość najwyższą w Polsce (80%), podobnie jak liczba dni pochmurnych (56,9). Wilgotność powietrza na obszarze Polski nizinnej nie wykazuje jednak dużego zróżnicowania przestrzennego. Mimo że w Suwałkach notuje się najniższą wartość średnią roczną ciśnienia pary wodnej

³² Zwracał na to już uwagę E. Romer (1949, s. 24), pisząc, że kontynentalny klimat strefy pojeziernej odznacza się jedną doniosłą osobliwością, którą jest skrócenie obu pośrednich pór roku, tzw. szarugi jesiennej i wiosennej.

(8,7 hPa) i prawie najwyższą wartość wilgotności względnej powietrza w zimie (89%), to pod względem zawartości pary wodnej w atmosferze region suwalsko-augustowski nie wyróżnia się tak mocno, jak w przypadku innych elementów meteorologicznych (1951–2000; Woś 2010).

Opady atmosferyczne, w odróżnieniu od dosyć wyrównanego rozkładu zachmurzenia i wilgotności względnej, odznaczają się dużą zmiennością w czasie i przestrzeni³³. Przewaga cech klimatu kontynentalnego w omawianym regionie uwidacznia się w rozkładzie średnich opadów miesięcznych w średniej sumie rocznej, która w Suwałkach wynosi 587 mm. Mowa przede wszystkim o zdecydowanej przewadze opadów letnich nad zimowymi (stosunek 2,2:1) oraz opadów półroczna ciepłego (IV–IX) nad opadami półroczna chłodnego (X–III) (stosunek 1,6:1). Taka asymetria rocznego przebiegu opadów jest świadectwem kontynentalizmu pluwialnego (Koźuchowski, Wibig 1988), który jest jednak nieznacznie zaburzany przez oceaniczny reżim opadowy, o czym świadczy niewielka dominacja opadów jesiennych nad wiosennymi (stosunek 1,2:1) (1951–2000; Woś 2010).

Widoczne jest także przestrzenne zróżnicowanie ilości opadów atmosferycznych, która ulega zmniejszeniu w gradiencie z północy na południe. Przykładowo średnie sumy opadów w poszczególnych regionach wynoszą: Pojezierze Suwalskie – 626 mm, Równina Augustowska – 600 mm, Kotlina Biebrzańska – 573 mm³⁴ (1961–1995; Górniak 2000). Pojezierza suwalskie wraz z Równiną Augustowską tworzą strefę podwyższonych opadów, przynoszonych głównie przez masy powietrza polarnomorskiego, napływające z sektora zachodniego (Żmudzka 2011). Zwiększona kondensacja pary wodnej w obrębie pagórkowatego krajobrazu morenowego pojezierzy może być wywołana czynnikiem orograficznym (większe wysokości względne i urozmaicona rzeźba), zaś brak wyraźnego „cienia opadowego” na Równinie Augustowskiej jest determinowany buforowym oddziaływaniem rozległych kompleksów leśnych powodujących zwiększoną transpirację i wymuszających konwekcję mas powietrza. Alternatywną (lub komplementarną) przyczyną tego typu zróżnicowania przestrzennego opadów mogą być lokalne zaburzenia dynamiki atmosfery i oddziaływanie podłoża, wpływające na ruch powietrza w warstwie tarciowej (Koźuchowski 2011).

Surowość warunków klimatycznych omawianego regionu powoduje, że znaczna część opadów dociera do powierzchni ziemi w postaci śniegu. Średnia roczna liczba

³³ Uwaga ta zależna jest jednak od skali rozważań. Na tle rozkładu przestrzennego opadów atmosferycznych na całym kontynencie europejskim ich zmienność w Polsce nie jest specjalnie wysoka. Jak zauważa K. Koźuchowski (2011), obszar naszego kraju leży w zasięgu „zatok” dość stabilnych sum opadowych, ciągnącej się od Wysp Brytyjskich, przez Danię, północne Niemcy i południowy Bałtyk aż do północno-wschodniej Polski.

³⁴ Nie można jednak traktować tego gradientu bezkrytycznie. Różnice średniej rocznej sumy opadów między Puszcza Romincką (Gołdap) a Kotliną Biebrzańską (Dębowo) przekraczające 100 mm (1951–1970; Chomicz 1977) związane są bowiem także z oddziaływaniem lokalnych czynników klimatotwórczych, zwłaszcza w basenie górnej Biebrzy (Stopa-Boryczka i in. 2013).

dni z opadami śniegu wynosi ponad 70, co stanowi ok. 40% dni z opadem $\geq 0,1$ mm (Lorenc 2005). W Suwałkach pokrywa śnieżna pojawia się średnio 18 XI, zaś zanika 8 IV (odpowiednio najwcześniej i najpóźniej w całej Polsce nizinnej), przy czym w poszczególnych latach daty jej utworzenia różnią się od dat średnich wielolecia nawet o miesiąc (22 X/15 XII; 5 III/5 V). Po uwzględnieniu przerw w trwałości, pokrywa śnieżna zalega tam średnio 96 dni (najdłużej w Polsce nizinnej) i cechuje się największą średnią grubością – ponad 9 cm³⁵ (1951–1990; Woś 2010).

Okolice Suwałk i tereny położone dalej na północ oraz całe wybrzeże są predestynowane do produkcji czystej i odnawialnej energii – zaliczono je do strefy wybitnie korzystnej pod względem lokalizacji turbin wiatrowych³⁶. Duże zasoby energetyczne wiatru są warunkowane przede wszystkim najwyższymi w województwie podlaskim i prawie najwyższymi w Polsce nizinnej (obok Helu) średnimi rocznymi i miesięcznymi prędkościami wiatru, wysokim prawdopodobieństwem wystąpienia wiatru z porywami (o prędkościach > 11 m·s⁻¹, zwłaszcza w powiatach suwalskim i sejneńskim) przy jednocześnie niskiej częstotliwości występowania cisz atmosferycznych oraz wyraźnym wzrostem średniej prędkości wiatru w miarę oddalania się od powierzchni Ziemi (1961–1995; Górniak 2000).

Zróżnicowanie klimatu to jednak nie tylko analiza zróżnicowania przestrzennego czy przebiegu w czasie jego poszczególnych elementów, ale także próby ujęć bardziej syntetycznych, których odzwierciedleniem są regionalizacje klimatyczne uwzględniające trzy najważniejsze cechy naszego klimatu: zmienność, kontrastowość i przejściowość. W Polsce pionierskie dokonania w tym zakresie są dziełem E. Romera, który metodyką klasyfikacji regionalnych zajmował się już w pierwszych latach XX wieku. Jego rozważania bazowały na założeniu, że w klimatologii zmiany kierunkowe należą do wyjątków, zaś o istocie anomalii w skali regionalnej decyduje zmienność całego zespołu elementów klimatycznych, których sumę na danym obszarze nazywał gradientem klimatycznym (Romer 1949). Zastosowana przez niego metoda izarytm gradientowych (izogradentów klimatycznych) pozwoliła wytyczyć granice różnych rzędów i wyróżnić 8 głównych typów klimatu, na które składa się 60 krain klimatycznych. Obszar badań należy w całości do krainy Sejneńskiej reprezentującej typ klimatów pojeziernych. Klasyfikacja ta, mimo upływu lat, do dzisiaj ma istotne znaczenie naukowe – w różnym stopniu, mimo innych rozstrzygnięć metodycznych, nawiązywały do niej kolejne regionalizacje, których przegląd zaprezentowali m.in. A. Ewert (1998), J. Paszyński i T. Niedźwiedz (1999) oraz A. Woś (2010).

³⁵ W wieloleciu 1970–2000 średnia grubość pokrywy śnieżnej w regionie suwalsko-augustowskim przekraczała 12 cm, w tym w latach 1975–1980 – 20 cm (Lorenc 2005).

³⁶ Za kryterium opłacalności przyjmuje się energię wiatru na wysokości 30 m n.p.g. nie niższą niż 1250 kWh·m⁻²·rok⁻¹, zaś w Suwałkach wartość ta wynosi 1623 kWh·m⁻²·rok⁻¹ (Lorenc 1996).

Podejmowano także próby oceny klimatu z punktu widzenia potrzeb konkretnego użytkownika. Przykładowo w ramach regionalizacji wykonanej na potrzeby rolnictwa, w której uwzględniono główne czynniki rozwoju świata roślinnego (ciepło, światło, woda) i ok. 20 wskaźników fenologicznych, wyróżniono 21 dzielnic rolniczo-klimatycznych pokrywających się w przybliżeniu z jednostkami morfologicznymi (Gumiński 1998). Teren badań zaliczono do dzielnicy mazurskiej (najzimniejszej w Polsce, z wyjątkiem obszarów górskich) obejmującej Pojezierza Mazurskie i Litewskie.

Region północno-wschodniej Polski do najchłodniejszych (poza górami) zaliczyła także T. Kozłowska-Szczęsna (1991) w swojej regionalizacji przeprowadzonej z punktu widzenia bioklimatologii. Podstawę klasyfikacji stanowiła częstość występowania w ciągu roku ośmiu wskaźników bioklimatycznych w przedziałach wartości uciążliwych dla organizmu człowieka. Północno-wschodnia Polska, a szczególnie wschodnia część Pojezierza Mazurskiego, Pojezierze Suwalskie, Kotlina Biebrzańska i Wysoczyzna Białostocka, charakteryzuje się dużą liczbą dni uciążliwych związaną głównie z niskimi temperaturami powietrza i silnymi wiatrami.

Inne podejście zaproponował A. Woś (1999), według którego ważnym źródłem informacji o cechach klimatu danego obszaru, zwłaszcza w kontekście wegetacji roślin, życia zwierząt i działalności człowieka, są obserwowane stany pogody oraz ich powtarzalność i frekwencja. Teren badań, w zmodyfikowanym przez autora dekadę później podziale (Woś 2010), należy w całości do regionu klimatycznego Podlaskiego – najzimniejszego spośród wszystkich wyróżnionych 28 regionów, o czym świadczy m.in. największa w Polsce liczba dni z typami pogody mroźnej (55,6), zaś najmniejsza – pogody cieplej (234,8)³⁷. Surowość klimatu dobrze obrazuje fakt, że w Suwałkach liczba dni z pogodą dość mroźną jest identyczna jak w Zakopanem, zaś z pogodą bardzo mroźną – większa niż na Śnieżce.

Warte odnotowania są również regionalizacje w skalach makroregionalnych – wszystkie, bez wyjątku, wykonywane z wykorzystaniem metody izogradentów klimatycznych E. Romera (1949).

M. Stopa-Boryczka i D. Martyn (1985) wyróżniły w granicach dawnego województwa suwalskiego 11 regionów klimatycznych. Część północna terenu badań, od linii Stary Folwark–jezioro Pomorze, należy do regionów o najbardziej niekorzystnych warunkach termicznych dla rolnictwa – Suwalskiego i Sejneńskiego. Cała środkowa i południowa część, czyli Równina Augustowska bez „klina” suwalskiego, objęta jest granicami regionów Augustowskiego Zachodniego i Wschodniego, które

³⁷ Zgodnie z klasyfikacją A. Wosia (1999) do typów pogody cieplej zalicza się typy pogody bardzo cieplej ($T_{sr} = 15,1-25,0^{\circ}\text{C}$, $T_{max}, T_{min} > 0^{\circ}\text{C}$), umiarkowanie cieplej ($T_{sr} = 5,1-15,0^{\circ}\text{C}$, $T_{max}, T_{min} > 0^{\circ}\text{C}$) i chłodnej ($T_{sr} = 0,1-5,0^{\circ}\text{C}$, $T_{max}, T_{min} > 0^{\circ}\text{C}$), zaś do mroźnej – typy pogody umiarkowanie mroźnej ($T_{sr} = 0,0-(-5,0)^{\circ}\text{C}$, $T_{max}, T_{min} \leq 0^{\circ}\text{C}$), dość mroźnej ($T_{sr} = -5,1-(-15,0)^{\circ}\text{C}$, $T_{max}, T_{min} \leq 0^{\circ}\text{C}$) i bardzo mroźnej ($T_{sr} < -15,0^{\circ}\text{C}$, $T_{max}, T_{min} \leq 0^{\circ}\text{C}$).

wyróżniono ze względu na wpływ rozległych kompleksów leśnych na warunki wilgotnościowe i anemometryczne. Jedynie północno-zachodnie rubieże gminy Suwałki (Pojezierze Zachodniosuwalskie) należą do regionu Olecko-Ełckiego.

W kolejnym opracowaniu dokonano podziału całej północno-wschodniej Polski na 27 regionów klimatycznych. Północną część terenu badań zaliczono do regionu Suwalskiego, zaś południową (z jeziorem Wigry) do nieco suchszego regionu Augustowskiego. Najważniejszą cechą różnicującą były właśnie średnie roczne sumy opadów atmosferycznych, wynoszące odpowiednio 525–650 mm i 480–620 mm (Stopa-Boryczka i in. 1986).

Ostatnim przykładem jest próba regionalizacji klimatycznej województwa podlaskiego, w granicach którego wyróżniono trzy główne regiony: Suwalski, Podlaski i Mazowiecki. Teren badań jest położony w najchłodniejszym i najbardziej niesprzyjającym rolnictwu regionie Suwalskim, który zajmuje cały obszar pojezierny na północ od Kotliny Biebrzańskiej. W jego obrębie wydzielono 3 subregiony: Garbów Pojeziernych (północno-zachodnie fragmenty terenu badań o największej sumie rocznej opadów atmosferycznych), Suwalsko-Sejneński (relatywnie najsuchsza część północna z miastem Suwałki) i Wigiersko-Augustowski (część środkowa i południowa, gdzie na klimat lokalny wpływ ma duża jeziorność i wysoka lesistość) (Górniak 2000).

Podsumowując: wysoki udział mas powietrza arktycznego i polarno-kontynentalnego powoduje, że region suwalsko-augustowski cechuje się klimatem potocznie określanym jako „surowy” i pod tym względem, jako jedyny w kraju, porównywany może być z obszarami górskimi. Omówione powyżej wartości temperatur powietrza, rozkład przestrzenny, frekwencja i czas wystąpienia dni i okresów charakterystycznych ze względu na ich reżim termiczny, ale także długość zalegania pokrywy śnieżnej potwierdzają, że nie bez przyczyny teren badań i jego okolice określane są mianem „bieguna zimna”. Ta specyfika wyraźnie uwidacznia się także we wszystkich przedstawionych regionalizacjach klimatycznych.

2.5. Wody powierzchniowe

Region badań leży w zlewisku Morza Bałtyckiego. Według aktualnego podziału hydrograficznego Polski (*Mapa Podziału...* 2013) niemal cała gmina Giby oraz środkowa i wschodnia część gminy wiejskiej Suwałki należą do dorzecza Niemna (zlewnia Czarnej Hańczy), zaś pozostały teren (w tym niemal cała gmina Nowinka) leży w dorzeczu Wisły (zlewnia Narwi). Pierwszy z obszarów jest odwadniany przez Czarną Hańczę i jej lewobrzeżne dopływy – Wiatrołużę/Piertankę (z Kamionką i Maniówką), Gremzdówkę, Wierśniankę i Marychę. Głównymi recypientami w zlewni Narwi (w granicach terenu badań) są natomiast rzeki Blizna i jej

prawobrzeżny dopływ Szczeberka wraz z zasilającymi go ciekami niższych rzędów – strugami Olszanką i Królewianką. Poszczególne cieki, mimo ich niewielkich długości jednostkowych, mają bardzo zróżnicowany charakter. W skład tej mozaiki wchodzi m.in.: częściowo uregulowane koryta (Szczeberka), strumienie charakteryzujące się relatywnie dużymi spadkami z wodą płynącą po żwirowo-kamienistym podłożu, przypominające niemalże podgórskie potoki w głębokich wąwozach (Kamionka, Czarna Hańcza powyżej ujścia do Wigier), ale także wolno płynące, meandrujące strugi, którym towarzyszą trzciniowiska, torfowiska, zamulone rozlewiska lub bobrowe zbiorniki zaporowe (Maniówka). Większość koryt i dolin rzecznych cechuje się wysokim stopniem naturalności.

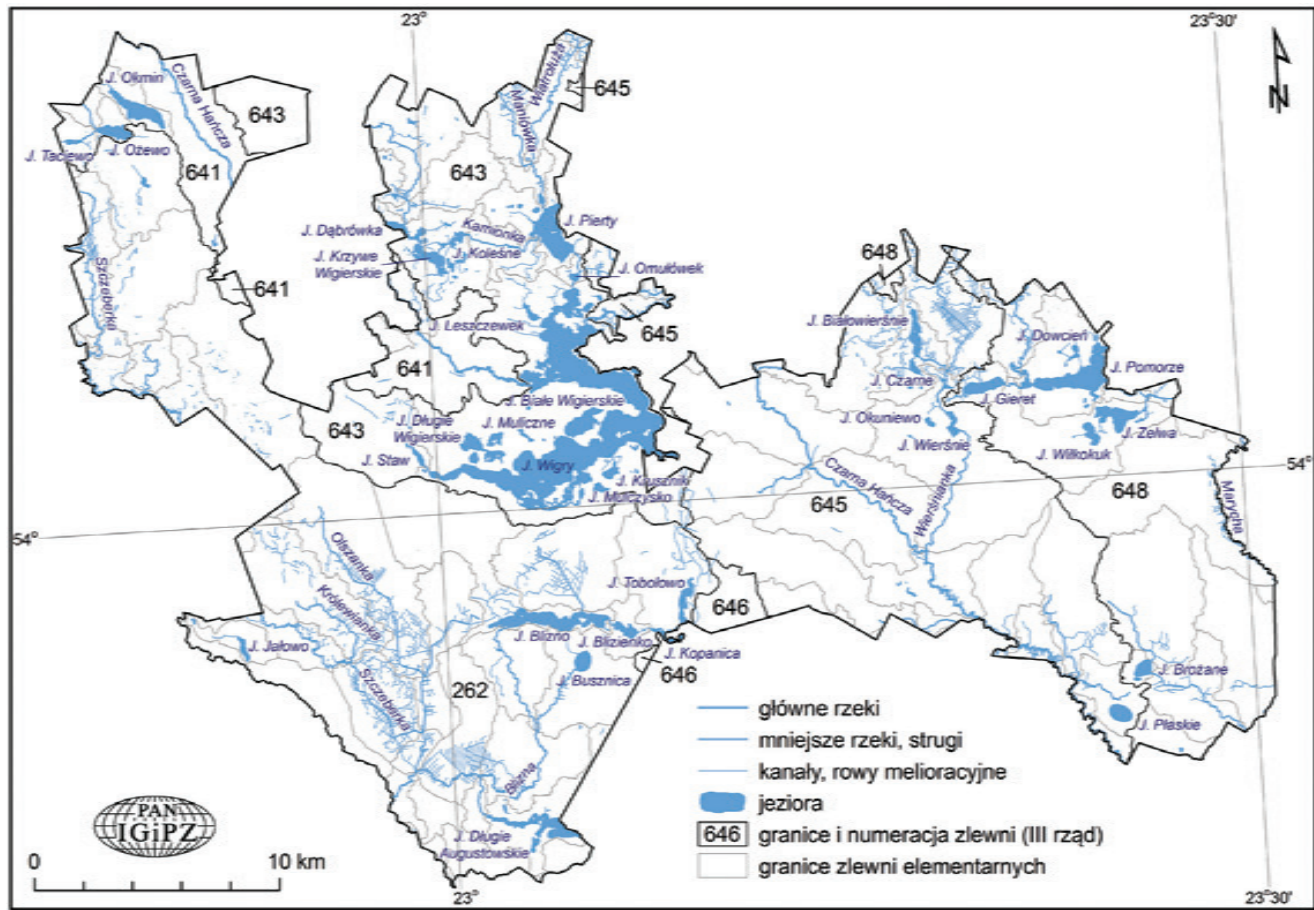
Naturalną sieć hydrograficzną uzupełnia ponad 2300 odcinków rowów melioracyjnych – w większości o charakterze stałych cieków o szerokościach < 1,5 m i długościach jednostkowych < 1 km (*Mapa Podziału...* 2013). Największe ich zagęszczenie występuje nad Blizną i Szczeberką (oraz jej dopływami Olszanką i Królewianką), nad Wierśnianką (na wschód od jeziora Białowierśnie), na północ od jeziora Blizno oraz nad Wiatrołużą i Maniówką (ryc. 2.4). Większość tych sztucznych obiektów hydrotechnicznych służy do odwadniania śródlęśnych i łąkowych torfowisk niskich, a tylko nieliczne są sztucznymi przekopami między jeziorami (np. kanał łączący jeziora Krusznik i Wigry).

Na obszarze badań wydzielono łącznie, w całości lub części, 107 elementarnych zlewni powierzchniowych (topograficznych). Liczbowo dominują zlewnie rzek (ponad 80%), ale aż 20 jednostek hydrograficznych stanowią bezpośrednie i pośrednie zlewnie jezior, spośród których największą powierzchniowo jest bezpośrednia zlewnia jeziora Wigry (ponad 78 km²).

Jezioro Wigry jest największym (2118,3 ha)³⁸ i najgłębszym (73 m) akwenem na omawianym terenie, zajmując pod tym względem odpowiednio 10. i 5. miejsce w Polsce. Cechuje się ponadto najwyższym wskaźnikiem rozwinięcia linii brzowej (4,43). Oprócz niego w granicach gmin Suwałki, Giby i Nowinka znajduje się 87 jezior o powierzchni > 1 ha, w tym 8 o powierzchni > 100 ha (Pomorze, Blizno, Pierty, Jezioro Długie Augustowskie, Jezioro Krzywe Wigierskie, Okmin, Zelwa i Jezioro Białe Wigierskie), 30 o powierzchni 10–100 ha oraz 49 – 1–10 ha (Janczak 1999). Bardzo liczne są zbiorniki drobnopowierzchniowe (< 1 ha) – łącznie występuje ich 749, z tego 77% nie przekracza 0,1 ha (*Mapa Podziału...* 2013).

Średnia jeziorność całego terenu badań, wyliczona na podstawie *Mapy Podziału Hydrograficznego Polski* i uwzględniająca wszystkie zawarte nań zbiorniki

³⁸ Często podaje się także wielkość 2115 ha. Rozbieżności wynikają z faktu, że dane pochodzą z dwóch różnych baz referencyjnych – IMGW i Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie. Ponadto funkcjonują także wielkości zawarte w *Katalogu jezior Polski* (Choiński 2006) oraz na *Mapie Podziału Hydrograficznego Polski*. W skrajnym przypadku można więc stanąć przed wyborem... czterech różnych powierzchni danego jeziora.



Rycina 2.4. Podział hydrograficzny terenu badań (opracowano na podstawie Mapy Podziału Hydrograficznego Polski 1:10 000)

Zlewnie III rzędu: dorzecze Wisły - 262 (Biebrza); dorzecze Niemna 641 (Czarna Hańcza do jez. Wigry), 643 (zlewnia jez. Wigry), 645 (Czarna Hańcza od jez. Wigry do Kan. Augustowskiego (prawy)), 646 (Kanał Augustowski), 648 (Marycha)

Figure 2.4. Hydrographical division of the research area (elaborated on the basis of the Hydrographic Division of Poland Map at 1:10 000)

3rd-order catchments: basin of the River Vistula - 262 (Biebrza); basin of the River Niemen - 641 (Czarna Hańcza to Lake Wigry, 643 (Lake Wigry catchment), 645 (Czarna Hańcza from Lake Wigry to the Augustowski Canal (right)), 646 (Augustowski Canal), 648 (Marycha)

wodne (łącznie z oczkami < 1 ha) wynosi 5,64%. Jest to wartość bardzo wysoka – nie tylko na tle średniej dla całego kraju (0,9%), ale nawet w porównaniu z jeziornością Pojezierza Mazurskiego (3–4,1%)³⁹, które jest makroregionem o największej sumarycznej powierzchni i pojemności jezior w Polsce (Choiński 2007). Za tak wysoką wartość odpowiada jezioro Wigry, którego powierzchnia jest niemal równa sumarycznej powierzchni wszystkich pozostałych jezior na terenie badań.

Pod względem genezy mis jeziornych można wyróżnić kilka typów zbiorników wodnych.

- ▶ Jeziora rynnowe – powstały w wyniku erozji glacialnej, czyli wyorywania podłoża przez masę mobilnego lodu i działalności wód subglacialnych pod ciśnieniem hydrostatycznym. Ich misy charakteryzują się znacznym wydłużeniem i głębokością, stromymi brzegami, nierównomierną konfiguracją dna i zazwyczaj słabo rozwiniętą linią brzegową. Należą do nich np. jeziora Białowierśnie, Długie Augustowskie, Jałowo czy grupa tzw. jezior taciewskich (Okmin, Ożewo i Taciewo w północno-zachodniej części gminy Suwałki). Występują niejednokrotnie w charakterystycznych ciągach o wyraźnym kierunkowym usytuowaniu, tworząc wielokilometrowe systemy rynnowe. Klasycznym przykładem są jeziora Blizno, Blizienko, Kopanica i Tobołowo w gminie Nowinka – dawniej tworzące jeden duży zbiornik powstały po wytopieniu się lodowca, który wraz z odpływem wód rzeką Blizną ulegał stopniowemu wypłycaaniu, dzieląc się ostatecznie na cztery mniejsze, istniejące obecnie akweny.
- ▶ Jeziora moreny dennej – powstały w wyniku wytopienia się różnej wielkości brył martwego lodu. Charakteryzują się zazwyczaj dużą powierzchnią, urozmaiconą linią brzegową z licznymi zatokami, półwyspami i wyspami, niskimi i łagodnie nachylnymi brzegami oraz nierównomierną konfiguracją dna i zróżnicowaną głębokością. Przykładami jezior wytopiskowych wysoczyzny morenowej są Jezioro Krzywe Wigierskie, Kolesne, Czarne i Okuniewicz (Ber 1990, 1998). Jeziora moreny dennej mają czasem charakter poligenetyczny, gdy płosa są pochodzenia wytopiskowego, zaś wydłużone zatoki – rynnowego. Klasycznym przykładem poligenetyzacji misy jeziornej są Wigry.
- ▶ Jeziora moreny czołowej – powstały w wyniku wytopienia się brył martwego lodu, chaotycznej akumulacji materiału klastycznego w strefie marginalnej lub przez zatamowanie odpływu wód proglacjalnych przez wały moren czołowych. Cechuje je stosunkowo dobrze rozwinięta linia brzegowa, misy

³⁹ Należy pamiętać, że wskaźnik jeziorności niesie ze sobą niebezpieczeństwo błędnej interpretacji podczas porównań. Związane jest to ze stosowaniem odmiennych powierzchni odniesienia (zlewnie różnej rangi, regiony, arbitralnie wyznaczone geometryczne pola podstawowe), skalą i rodzajem materiałów źródłowych oraz granicznym kryterium wielkości. W części opracowań analizowane są tylko zbiorniki o powierzchni > 10 ha (np. Jańczak 1999), a w innych wszystkie > 1 ha (np. Choiński 2006); mniejsze zazwyczaj są pomijane lub stają się tematami osobnych rozważań (np. Choiński 1999).

o wydłużonych kształtach (z dłuższą osią ustawioną równoległe do wałów morenowych) i niesymetryczne brzegi. Prawdopodobnie z wielopostaciowym oddziaływaniem stref czołowomorenowych dwóch faz postojowych lądolodu (pomorskiej i wigierskiej) związane jest powstanie jezior Pomorze, Gieret, Zelwa i Wiłkokuk w północnej części gminy Giby (Lisicki 1994). Śladem dolin marginalnych, wyerodowanych przez rzekę płynącą wzdłuż krawędzi moreny czołowej pasywnego już wtedy lądolodu, są także dzisiejsze rynny jezior augustowskich (poza terenem badań) – Necko, Jezioro Białe Augustowskie, Jezioro Studzieniczne oraz Sajno (Krzywicki 2005).

- ▶ Jeziora sandrowe – typowe zbiorniki wytopiskowe, zazwyczaj o niewielkiej głębokości i znacznej powierzchni. Mogą mieć założenia poligenetyczne, kiedy zlokalizowane są w obrębie rynien wyerodowanych w utworach glacialnych, przypominając wtedy swoją fizjonomią klasyczne jeziora rynnowe.
- ▶ Jeziora tzw. kotły – powstały w wyniku wytapiania się brył martwego lodu o dużej miąższości lub eworsyjnego pogłębiania podłoża przez wody proglacjalne. Charakteryzują się relatywnie małymi powierzchniami, dużymi głębokościami, stożkowatym kształtem misy oraz owalnym kształtem linii brzegowej o małym rozwinięciu. Największymi kotłami wytopiskowymi na terenie badań są jeziora Busznica i Płaskie.

Typologię jezior uzupełniają małe i płytkie zbiorniki o kolistym kształcie, zazwyczaj zatorfione lub pokryte roślinnością bagienną. Owe oczka wodne mogą mieć wprawdzie genezę glacialną, ale powstają także w nieckach deflacyjnych lub są następstwem działalności człowieka. Często są to zbiorniki efemeryczne i bezodpływowe, w których obieg wody odbywa się wyłącznie przez wymianę pionową (opad atmosferyczny, parowanie, przenikanie w głąb). Większość małych oczek zlokalizowana jest w postaci szerokiego pasa w lewobrzeżnej części zlewni Szczeberki, w części zlewni Kamionki położonej na wschód od Suwałk oraz na północnych obrzeżach gminy Giby.

Szczególne miejsce pośród wszystkich jezior terenu badań zajmują Wigry. Zastoisko wigierskie mogło pierwotnie składać się z ponad 20 jezior⁴⁰, które z czasem wydzieliły się w osobne zbiorniki w wyniku wypełniania osadami i zarastania misy jeziornej Pra-Wigier. Postawienie takiej hipotezy umożliwiają trzy fakty: (1) wspólny z Wigrami poziom lustra wody (131,9–132,5 m n.p.m.) wszystkich przedmiotowych akwenów, (2) występowanie osadów jeziornych (kredy jeziornej i gytii organicznych), przykrytych obecnie przez utwory torfowe, na

⁴⁰ Były to m.in.: Wigry, Jezioro Białe Wigierskie, Jezioro Długie Wigierskie, Staw, Krusznik, Jezioro Muliczne, Leszczewek, Jezioro Okrągłe, Jezioro Czarne Wigierskie i Klonek. Kilka kolejnych jezior wchodziło prawdopodobnie w skład Pra-Wigier tylko w najwcześniejszym okresie ich historii: Omulówek, Suchar Dembowski, Suchar Rzepiskowy, Suchar Zachodni, Suchar Wschodni, Pierty, Jezioro Białe Pierciańskie i Królówek (Więckowski 1988).

płaskich równinach w okolicach wsi Magdalenowo, Nowa Żubrówka, Remienkiń, Tartak, Czerwony Folwark, Piertanie i Królówek, (3) występowanie licznych zrównań i ostańców abrazyjnych, np. na północ od jeziora Pierty czy we wsi Tartak (Krzywicki 2005; Ber 2009; Krzysztofiak 2010).

Wigry, jak już wspomniano wcześniej, są poligenetycznym jeziorem wytopiskowo-rynnowym. W morfometrii misy wyróżnić można: (1) cztery rozległe zagłębienia wytopiskowe (tzw. plosa)⁴¹, które powstały częściowo w wyniku egzaracji lodowcowej uwarunkowanej strukturami tektonicznymi podłoża oraz (2) wyraźną, biegnącą równoleżnikowo rynnę subglacjalną o charakterze doliny marginalnej, wypełnioną wodami zatok Wigierki i Uklei oraz jeziora Staw. Powierzchnię jeziora Wigry urozmaicają wyspy o różnorodnej genezie. Największe z nich, Ostrów i Ordów, stanowią fragmenty wałów moreny czołowej fazy pomorskiej, które w kierunku wschodnim biegną pomiędzy jeziorami Krusznik i Mulczysko, docierając do wsi Zakąty (Chmielewski 1988). Wyspy Brzozowa i Krowa powstały w wyniku nagromadzenia się osadów lodowcowych w zagłębieniach terenu, Mysia jest pozostałością wysoczyzny polodowcowej, zaś Kamień, na której znajduje się kilka głazów narzutowych (objętych ochroną gnejsów i granitognejsów), stanowi fragment moreny martwego lodu (Pieczyński 2012).

Jeziora Równiny Augustowskiej i omawianych fragmentów pojezierzy suwalskich różnicuje nie tylko geneza i morfometria, ale także produktywność biologiczna (żywność wód), czyli tzw. trofia, której powolne zmiany mają zazwyczaj charakter harmonicznego ciągu sukcesyjnego warunkowanego postępującą eutrofizacją. Dostatecznie jałowe wody α -mezotroficzne (bliskie oligotroficznym), cechujące się małą produkcją planktonu roślinnego, wysokim stopniem mineralizacji osadów, dużą przejrzystością i silnym natlenieniem, wypełniają nieliczne misy (np. Jeziora Białego Wigierskiego). Zdecydowana większość zbiorników na terenie badań, zwłaszcza tych o powierzchniach > 10 ha, to wody względnie żyzne i żyzne o dużej zasobności w substancje pokarmowe – są to głębsze jeziora β -mezotroficzne (np. Długie Wigierskie, Okrągłe, Muliczne, Krzywe Wigierskie) i płytsze eutroficzne (np. Leszczewek).

Ciekawostką są jeziora podlegające sukcesji dysharmonicznej, w której pojedynczy czynnik występujący w ilości odbiegającej od normy nadaje całemu zbiornikowi specyficzny charakter. Pierwszym przykładem są jałowe wody dystroficzne, cechujące się znikomą produkcją biologiczną, bardzo niskim stopniem mineralizacji osadów, małą przejrzystością i często brunatnym kolorem, związanym z dużą

⁴¹ Są to (od północy): (1) Plosa Północne (Wigierskie) z zatokami Zadworze i Wschodnią, oddzielnymi Półwyspem Klasztornym oraz Zatoką Hańczańską, do której wpada Czarna Hańcza, (2) Plosa Szyja o częściowo rynnowej genezie i największej głębokości, (3) Plosa Środkowe (Zakątowskie) z zatokami Wasilczykowską i Krzyżańską, (4) Plosa Zachodnie (Bryzglowskie) z zatokami Przewłokową i Słupiańską (Osadczyk, Krzysztofiak 2010).

ilością substancji humusowych powodujących silne zakwaszenie (odczyn pH < 6,5). Te zazwyczaj niewielkie, bezodpływowe, śródleśne zbiorniki otoczone torfowiskami są charakterystycznym elementem nie tylko Równiny Augustowskiej, ale całej Suwalszczyzny, gdzie nazywa się je sucharami. W samych granicach Wigierskiego Parku Narodowego znajduje się 19 takich akwenów⁴² – największym jest Suchar Wielki (8,9 ha), zaś najgłębszym Wądołek⁴³ (15,2 m). Powierzchnia zwierciadła wody pokryta jest w różnym stopniu kożuchem pływającej roślinności, czyli tzw. płem zbudowanym głównie z mchów torfowców z udziałem krzewinek z rodziny wrzosowatych, bagnicy torfowej, rosiczki i turzyc. Pojawiają się tam także siewki sosny, brzozy brodawkowatej i świerka, które jednak przyrastają bardzo wolno ze względu na ubóstwo soli mineralnych. Brak możliwości zakorzenienia się w płytkim i pływającym kożuchu roślinnym powoduje, że drzewka pod wpływem własnego ciężaru stopniowo zanurzają się w pozbawioną tlenu wodę i w niej – co wydawać się może paradoksalne – usychają (Kamiński 2002). Z czasem, w wyniku naturalnej sukcesji oraz szybkiej depozycji osadów przy jednocześnie ich znikomej mineralizacji, zbiorniki pokryte płem ulegają wypłycaaniu i zanikowi, przekształcając się w torfowiska wysokie zarastające bagiennymi brzezinami.

Pod względem krajobrazowym bardzo podobne są tzw. jeziorka. W rzeczywistości jednak są to zbiorniki alkalitroficzne – bogate w wapń, a więc z wodą o silnym odczynie zasadowym. Na ten specyficzny chemizm wód jeziorzek decydujący wpływ ma przepływowość tych zbiorników, która powoduje znaczny ubytek substancji organicznych oraz stałe zasilanie w związki wapnia i magnezu poprzez bijące w dnie źródlika. W okresie letnim bardzo intensywnie przebiega zjawisko biologicznego odwapniania wody, które polega na wytrącaniu się węglanu wapnia na powierzchni roślin wodnych (biały osad) podczas procesu fotosyntezy. W odróżnieniu od sucharów, jeziorka alkalitroficzne w wyniku degradacji przekształcają się w torfowiska niskie. Cztery takie zbiorniki o genezie wytopiskowej (Gałęziste, Samle Wielkie, Samle Małe i Przetaczek) znajdują się na północny zachód od jeziora Pierty w gminie Suwałki.

⁴² Są to: Suchar Wielki, S. Rzepiskowy, S. Dembowskich, S. Wschodni, S. Zachodni, Pietronajć, Wądołek, Ślepe-Zielone, Sucharek k. Bryzgly, Widne-Stanowisko, Wygorzele, Konopniak oraz grupa siedmiu małych sucharów huciańskich I-VII (Kamiński 2002). Wyjątkowo interesujące jest niepozorne jezioro Pietronajć o regularnym, owalnym kształcie, przypominającym kocioł lub oczko wodne, przy czym lustro wody położone jest prawie 4 m nad doliną Wiatrołuży. Najprawdopodobniej jezioro powstało z wytopienia się bryły lodu uwięzionej w pagórku, a więc jest reliktem po pingo. Dyskutowana kilka lat temu hipoteza związana z kraterem uderzeniowym została obecnie zarzucona (Pieczyński 2012).

⁴³ Wądołek reprezentuje ponadto rzadki typ miktyczny jeziora. Zachodzi w nim bowiem zjawisko meromiksji, czyli bardzo ograniczonego mieszania się wody wyłącznie w warstwie przypowierzchniowej, co prowadzi do utrzymywania się wyjątkowo wyraźnej stratyfikacji termicznej i tlenowej.

Na zakończenie warto zaznaczyć, że mimo retencji powierzchniowej⁴⁴ ograniczonej wyłącznie do zlewni z jeziorami, sumaryczna zdolność retencyjna omawianego obszaru jest relatywnie wysoka. Decyduje o tym znaczna retencja przejściowa (zatrzymanie wody w bagnach i torfowiskach) oraz podziemna (korzystne warunki infiltracji na obszarach bezodpływowo-chłonnych zbudowanych z dobrze przepuszczalnych utworów piaszczystych). Piaszczyste osady sandrów i piaszczysto-żwirowe osady międzymorenowe stanowią jedne z najbogatszych w Polsce poziomów wodonośnych. Jednocześnie jednak liczba i wydajność źródeł (głównie w postaci wycieków i wypływów grawitacyjnych) są bardzo niskie, co związane jest głównie z małymi deniwelacjami terenu. Powyższe cechy, jak również powolny i nieznaczny spływ powierzchniowy, znacząca przewaga zasilania podziemnego nad powierzchniowym, małe amplitudy przepływów i rzadkie wezbrania, opisują kompleksowe typy krążenia wody: bardzo powolny w północno-zachodniej części terenu badań oraz przejściowy do typu zróżnicowanego w części środkowej i południowej (Dynowska, Pociask-Karteczka 1999).

Z problematyką retencji wody wiąże się równowaga zwierciadła wód podziemnych. Na omawianym obszarze można wyróżnić cztery główne typy bilansowe, warunkowane przede wszystkim morfologią terenu:

- ▶ wody w równowadze przesączania – głównie wody glinowe równin i wzniesień morenowych, gdzie krążenie wody odbywa się poprzez przesączanie do horyzontu podglinowego;
- ▶ wody w równowadze infiltracyjnej – zalegające na znacznych głębokościach wody stromych wzgórz żwirowych (moren czołowych, ozów i kemów) oraz wody sandrów;
- ▶ wody w równowadze parowania obszarowego – wody płytko podesłanych terenów równinnych i falistych, gdzie na glinach zalega cienka warstwa utworów przepuszczalnych;
- ▶ wody w przyrzeczej równowadze drenowania i nawodnienia okresowo odwracalnej, czyli aluwialne płynące w dolinach rzecznych i aluwialne statyczne w jeziorach bezodpływowych (Bajkiewicz-Grabowska 1985).

Podsumowując: układ i zróżnicowanie sieci rzecznej są determinowane morfologią rzeźby terenu. Niemal wszystkie doliny sandrowe (w większości o przebiegu

⁴⁴ Retencyjność to wskaźnik informujący o zasobach wodnych jezior rozłożonych równomiernie na danym obszarze. Warstwa wody, wyrażana w jednostkach bilansowych (mm), tożsama jest z jej całkowitą kubaturą, czyli 1 mm – 1000 m³·km⁻². Wskaźnik retencyjności zlewni cząstkowych terenu badań, w granicach których znajdują się jeziora o powierzchni powyżej 10 ha, wynosi od 69 mm (Czarna Hańcza środkowa) do 3830 mm (Czarna Hańcza – jezioro Wigry). Dla porównania średnia retencyjność Pojezierza Mazurskiego wynosi 283 mm, wszystkich pojezierzy – 162 mm, zaś całego kraju – 60 mm (Janczak 1999; Choiński 2007).

NW–SE) są relatywnie płytkie, szerokie i charakteryzują się lokalnie zabagnionymi dnami zajętyymi przez torfowiska i podmokłe łąki zalewowe. W opozycji do nich stoją węższe i głębiej wcięte doliny rzek północnej części terenu badań. Naturalnymi strefami odpływu wód w obrębie wysoczyzn morenowych były bowiem rynny lodowcowe, łączące się ze sobą krótkimi przełomami we wspólny system dolin, przy czym układ ten nie ma typowego dla sieci rzecznych charakteru dendrytycznego, ponieważ rynny subglacjalne nie tworzą systemu hierarchicznego. Jeziora, mimo że niemal bez wyjątku pochodzenia lodowcowego, różnicuje szczegółowa geneza i morfometria (rynnowe, moreny dennej i czołowej, sandrowe, kotły), ale również produktywność biologiczna, będąca następstwem zarówno harmonicznego, jak i dysharmonicznego ciągu sukcesyjnego.

2.6. Pokrywa glebowa

Gleby obszarów o intensywnej rzeźbie młodoglacjalnej, rozwinięte zazwyczaj na piaskach gliniastych, żwirach piaszczystych i gliniastych oraz glinach, cechują się głębokim odwadnianiem (dehydratacją) mineralnych i organiczno-mineralnych ciał koloidalnych (tlenków, wodorotlenków, kompleksów organiczno-mineralnych) oraz silniejszą denaturacją substancji humusowych, czemu sprzyjają duże amplitudy temperatury powietrza (Wicik 2005). Wraz z przesuwaniem się na południe, na skutek silnego wietrzenia mrozowego, wzrasta udział frakcji pylastej i iłowej w stropowych częściach osadów, zwłaszcza zbudowanych z piasków sandrowych.

Cechą różnicującą pokrywę glebową wysoczyzn morenowych i obszarów glacifluwalnych o charakterze równin zalewowych jest także zawartość węglanu wapnia. Generalnie podłoże węglanowe dominuje w strefach marginalnych, przy czym w praktyce nie jest to obszar jednolity – płyty gleb z dużą zawartością CaCO_3 w stropowych częściach profili (Obniżenie Suwalskie, Pagórki Sejneńskie) przeplatają się z płatami gleb odwapnionych. Zdaniem H. Banaszuka (1985) tę mozaikową dekalcyfikację w strefie marginalnej należy wiązać przede wszystkim z przeszłością geologiczną, a jedynie w niewielkim stopniu z wtórnym oddziaływaniem procesów glebotwórczych i klimatu. Wysoka zawartość węglanów w utworach starszych stadiałów i faz zlodowaceń ma związek ze znaczną domieszką paleozoicznych wapieni wyegzarowanych z obszaru niecki Bałtyku, zaś niska charakteryzuje utwory będące pozostałością fazy pomorskiej. W obrębie sandrów gleby węglanowe występują natomiast głównie w części proksymalnej na słabo przesortowanych utworach piaszczysto-żwirowych, zaś całkowicie bezwęglanowe lub odwapnione do głębokości 1,5 m – w części dystalnej na dobrze przesortowanych i przemytych piaskach luźnych.

Omawiany obszar jest zdominowany przez zgrupowania strefowych, autogenicznych⁴⁵ gleb brunatnych i płowych oraz rdzawych i bielcowych, które stanowią tło dla mozaiki pozostałych jednostek taksonomicznych. Gleby brunatne, zlokalizowane przede wszystkim na obszarach pagórkowatych i wzgórzowych stref marginalnych, wykształciły się z materiałów o uziarnieniu piasków gliniastych mocnych (miejscami lekkich) i glin zwałowych lekkich. Gleby eutroficzne (głównie brunatne eutroficzne typowe) są powszechne w obrębie utworów węglanowych, zaś dystroficzne – bezwęglanowych. W profilach gleb pierwszego typu nierzadko jednak notuje się odwapnienie (brunatne eutroficzne wylugowane), zaś drugiego – cechy bielcowania.

Na podobnych pod względem litomorfogenetycznym obszarach w zgrupowaniach z glebami brunatnymi występują gleby płowe. Wykształciły się przede wszystkim z glin zwałowych lekkich i mocnych, zazwyczaj odgórnie spiaszczonych (piaski słabogliniaste, gliniaste lekkie i mocne). Ta specyficzna dwudzielność uziarnienia oraz obecność poziomu eluwialnego *luvic* (*Et*), powstałego w wyniku wypłukiwania koloidów mineralnych (tzw. lessiważu), były źródłem poważnych problemów klasyfikacyjnych⁴⁶. Obecnie na obszarach użytkowanych rolniczo istnieje duże prawdopodobieństwo występowania gleb płowych ogłowionych, a nie brunatnych, jak twierdzono wcześniej. Ich podobieństwo jest następstwem orki, podczas której poziom *Et* zostaje wymieszany z poziomem próchnicznym – tym samym morfologia profili obu typów gleb staje się identyczna, a jedyną cechą różnicującą jest wspomniana dwudzielność uziarnienia (Świtoniak 2014). W glebach płowych na terenie badań, zwłaszcza w obrębie osadów pyłowych i pylastych lokalnych zastoisk, często można zaobserwować cechy kształtowane

⁴⁵ W przypadku kompleksowej charakterystyki środowiska geograficznego bardzo istotne jest wzajemne oddziaływanie poszczególnych jego elementów, stanowiących czynniki energetyczne lub substraty w procesach glebotwórczych. Z tego względu w niniejszym rozdziale postanowiono wykorzystać nomenklaturę nawiązującą do czynników glebotwórczych, które stanowiły podstawę wyróżnienia działów, czyli najwyższych, genetycznych poziomów w układzie hierarchicznym czwartego wydania *Systematyki gleb Polski* (PTG 1989). Obecnie obowiązujące kryteria klasyfikacyjne (PTG 2011) bazują bowiem przede wszystkim na ilościowo zdefiniowanych poziomach i właściwościach diagnostycznych, czyli morfologicznych i fizykochemicznych efektach procesów glebotwórczych, a nie na samych procesach (Kabała 2014). Takie podejście, warunkowane koniecznością dopasowania nowej systematyki do dwóch różnych międzynarodowych systemów klasyfikacyjnych (Soil Survey Staff 1999; IUSS Working group WRB 2006), utrudnia jednak zrozumienie prawidłowości decydujących o przestrzennym zróżnicowaniu pokrywy glebowej.

⁴⁶ Gleby płowe utożsamiano dawniej z bielcowymi (nazywając je niepoprawnie pseudobielcowymi), następnie zaliczano do gleb brunatnoziemnych z racji podobieństwa pod względem właściwości biologicznych i naturalnej żyzności, aby w końcu – w najnowszej *Systematyce gleb Polski* (PTG 2011) – zaklasyfikować je do osobnego rzędu gleb płowoziemnych. Zmiany te mają fundamentalne znaczenie podczas analiz kartograficznych starszych map glebowych i glebowo-rolniczych, które mogą być prowadzone dopiero po uprzedniej reklasyfikacji przynależności systematycznej poszczególnych jednostek (Bednarek i in. 2004).

przez proces oglejenia opadowo-wodnego, powstający w sytuacji okresowego stagnowania wód opadowych w poziomach wierzchnich, czyli w strefie kontaktowej nad poziomem *argillic* (gleby płowe opadowo-glejowe).

Mikroregion Równiny Mikaszewskiej oraz środkowa i południowa część Równiny Frąckowskiej, czyli obszary pokrytego lasem sandru augustowskiego w gminach Nowinka i Giby, to niemal niepodzielne „królestwo” gleb rdzawych. W przeważającej mierze wytworzyły się one z materiału o uziarnieniu piasków luźnych i słabogliniastych, zaś ich powstaniu sprzyjały: ubóstwo skały macierzystej w składniki pokarmowe roślin, przemysłowy typ gospodarki wodnej oraz wpływ borowych zbiorowisk roślinnych. Można domniemywać, że tak rozległa strefa gleb rdzawych stanowi w praktyce obszar przejściowy między glebami brunatnymi na północy, a bielcowymi na południu – podobnie jak to ma miejsce w obrębie sandru mazursko-kurpiowskiego (por. Białośz 1978) oraz sandrów Pojezierza Olsztyńskiego (por. Bieniek 2013). Przypuszczenie to legitymizuje fakt, że w części proksymalnej sandru augustowskiego w profilach gleb rdzawych widoczne są ślady procesów brunatnienia, a w części dystalnej rozwinęły się gleby rdzawe z wyraźnymi cechami bielcowania (zwane dawniej skrytobielicowymi). Lokalna dominacja konkretnych procesów pedologicznych jest determinowana rodzajem i żyznością siedliska oraz trwałością zbiorowisk leśnych. Wszystkie podtypy gleb rdzawych nie przedstawiają większej wartości dla rolnictwa, ale z punktu widzenia leśnictwa należą do gleb dobrych, choć podatnych na bielcowanie (zwłaszcza pod monokulturami).

Ostatnim typem utworów strefowych na terenie badań są ubogie w składniki pokarmowe gleby bielcowe, wytworzone z osadów o uziarnieniu piasku luźnego w części dystalnej sandru augustowskiego, a także – chociaż rzadziej – słabogliniastego w obrębie sandru dolinowego Czarnej Hańczy. Warto zaznaczyć, że w omawianym krajobrazie autogenicznych gleb mineralnych wtórny proces bielcowania jest niemal powszechny. Widoczne w profilach gleb brunatnych, płowych i rdzawych strefy eluwialne (*Es*) i iluwialne (*Bs*) nie spełniają jednak wszystkich kryteriów podpowierzchniowych poziomów diagnostycznych *albic* i *spodic*.

Na pagórkach morenowych, powstałych z osadów zwałowych zawierających okruchy skał węglanowych lub rozproszone węglany, można spotkać śródstrefowe pararendziny typowe i z cechami brunatnienia, przy czym te drugie stanowią stadium ewolucyjne do podtypu gleb brunatnych eutroficznych typowych. Ewolucja ta jest jednak powolna, głównie ze względu na silną erozję wywołaną antropopresją i powodującą ciągle odmładzanie profilu gleby (Konecka-Betley i in. 1999).

Do gleb śródstrefowych należą także czarne ziemie, wykształcone z glin lekkich i piasków gliniastych, sporadycznie zaś z pyłów zwykłych i ilastych. Różne ich podtypy występują na małych powierzchniach, zazwyczaj w dnach obniżen

terenowych o wysokim poziomie wody gruntowej i utrudnionym naturalnym drenażu, u podnóży pagórków morenowych (jako deluwium) w kompleksach sprzężonych geochemicznie z utworami zalegającymi wyżej oraz na obrzeżach dolin rzecznych (Banaszuk 1985). Czarne ziemie występują niemal wyłącznie w szerokim pasie ciągnącym się wzdłuż lewego brzegu Szczeberki, bowiem ich rozwojowi na pozostałym obszarze nie sprzyjają ani ukształtowanie terenu ani stosunki wodne na sandrach. Ponadto intensywne osuszanie czarnych ziem prowadzi do stopniowego zaniku cech hydrogenicznych substratu, pogorszenia się jakości próchnicy i wytworzenia poziomu *cambic* – takie płyty „zanikają”, ewoluując w kierunku gleb brunatnych (Prusinkiewicz, Bednarek 1999).

Na północ od Jeziora Długiego Augustowskiego w gminie Nowinka występują niewielkie powierzchnie gleb niestrefowych – są to słabo wykształcone utwory mineralne bezwęglanowe o cechach arenosoli, powstałe na skrajnie ubogich i eolicznie przemodelowanych kwarcowych piaskach wydmowych.

Doliny największych rzek – Czarnej Hańczy i Blizny wraz z ich głównymi dopływami (Wiatrołuża/Piertanką, Wierśnianką, Marychą i Szczeberką), stanowiące typowe środowiska geochemicznie zależne, są wypełnione w przeważającej mierze torfami niskimi, którym towarzyszą utwory mineralne o uziarnieniu piasków słabogliniastych i gliniastych lekkich. W warunkach trwałego nawilgoceń wykształciły się z nich gleby organiczne torfowe (różnych typów) i glejowe (zwłaszcza mułowo-glejowe), zaś na obszarach okresowo przesycających lub wtórnie odwodnionych, gdzie zachodzą procesy mineralizacji i humifikacji materii organicznej prowadzące do zaniku pierwotnej włóknisto-gąbczastej struktury torfu i wytworzenia struktury drobnoagregatowej – gleby organiczne murszowe. W dużej mierze są to siedliska łąkowe. Lokalnie w opisywanych zgrupowaniach, głównie w obniżeniach terenu, na terasach dolinnych, obrzeżach torfowisk i w sąsiedztwie gleb murszowych, spotyka się także mineralne gleby murszaste (typowe i murszowate). Największe ich powierzchnie występują w dolinie Czarnej Hańczy w gminie Suwałki. W warunkach postępującej, bardzo silnej decesji materiału organicznego ich ewolucja może doprowadzić do powstawania gleb mineralnych podatnych na zwydmienie (Bieniek 2013).

Ponadto w ujściowym odcinku Szczeberki w południowej części gminy Nowinka wykształciły się na skutek procesów akumulacyjnych duże powierzchnie aluwialnych mad rzecznych. W postaci wąskiego pasa zalegają one także w środkowym biegu rzeki, przy czym udział tych jednostek na omawianym terenie jest relatywnie bardzo mały, na co zwracał uwagę już J. Kondracki (1972). W miejscach suchszych bezpośrednio z korytami rzek sąsiadują płyty gleb brunatnych (głównie dystroficznych).

Powyższe cechy doprowadziły do ukształtowania się określonych typów struktury przestrzennej pokrywy glebowej, których poszczególne komponenty

(elementarne areły glebowe) nawiązują do topografii i litologii terenu (Prusinkiewicz, Bednarek 1999). Na terenie badań wyróżnić można więc m.in. typ „bezładny wielokomponentowy” złożony z różnorodnych jednostek glebowych nie tworzących czytelnych prawidłowości (krajobraz moreny czołowej), wyraźnie koncentryczny typ „pierścieniowo-strefowy” (krajobraz pojezierny ze zbiornikami wytopiskowymi), typ „nieregularnie plamisty” z udziałem struktur „pasowo uporządkowanych” związanych z formami rynnowymi i małymi ciekami (krajobraz płaskich i falistych równin piaszczystych), zaś w dolinach większych rzek – układ „wstęgowy”.

Teren badań zaliczono do trzech regionów glebowo-rolniczych: Bakałarzewskiego, Sejneńskiego i Augustowskiego. Ich granice nawiązują do granic mezoregionów fizycznogeograficznych, odpowiednio: Pojezierza Zachodnio-suwańskiego, Pojezierza Wschodniosuwańskiego i Równiny Augustowskiej (Biesiacki 1982). Z analizy map glebowo-rolniczych gmin Giby, Nowinka i Suwałki wynika, że kompleksy przydatności rolniczej gleb zajmują 33% powierzchni terenu badań, z czego 25,6% stanowią kompleksy gruntów ornych (77,6% użytków rolnych), zaś 7,4% – kompleksy trwałych użytków rolnych (22,4% użytków rolnych). W obrębie gruntów rolnych na sandrach prawie 60% powierzchni zajmują dwa kompleksy: żytni bardzo słaby, tzw. żytnio-lubinowy (43%) i żytni słaby (16%). W niektórych wsiach (np. Krusznik, Kopanica, Ateny w gminie Nowinka) są to jedyne gleby uprawne. Relatywnie spory udział mają także gleby kompleksu zbożowo-pastewnego mocnego (17%). Większe powierzchnie zajmują one po obu stronach rzeki Kamionki i w sąsiedztwie jezior Białowierśnie, Gieret i Pomorze w gminie Giby, zaś bardzo liczne i małe płyty występują w szerokim pasie ciągnącym się wzdłuż lewego brzegu Szczeberki. Pozostałe kompleksy gruntów ornych na terenie badań to: żytni bardzo dobry, tzw. pszenno-żytni (11,2%) – głównie na obszarze Pagórków Przebrodzkich w gminie Suwałki, żytni dobry (6,2%), pszenno-dobry (4%) – wyłącznie w widłach Szczeberki i Olszanki w gminie Nowinka oraz mające marginalne znaczenie – pszenno-wadliwy (0,9%) i zbożowo-pastewny słaby (0,9%). W skład trwałych użytków rolnych wchodzi dwa kompleksy: użytki zielone słabe i bardzo słabe (62,5%) – rozproszone na całym terenie oraz użytki zielone średnie (37,5%) – zlokalizowane głównie w obrębie Pagórków Augustowskich w gminie Nowinka (nad Blizną, Szczeberką i jej dopływami oraz na północ od jeziora Blizno).

Podsumowując: pokrywa glebowa terenu badań cechuje się wyraźną strefowością występowania gleb autogenicznych (brunatnych i pływających oraz rdzawych i bielcowych), która pozostaje w silnym związku genetycznym z rozmieszczeniem i typem plejstoceniowych osadów glacialnych i zwałowych oraz lokalnym zróżnicowaniem mezo- i mikroform rzeźby terenu. Występowanie utworów semihydrogenicznych, hydrogenicznych i napływowych jest natomiast w pierwszym rzędzie warunkowane zróżnicowaniem warunków wodnych.

2.7. Roślinność

Zgodnie z regionalizacją geobotaniczną J.M. Matuszkiewicza (1993) analizowany obszar jest położony w Prowincji Środkowoeuropejskiej, w Dziale Północnym Mazursko-Białoruskim (F) i w Krainie Augustowsko-Suwalskiej (F.2). Większość terenu leży w Okręgu Pojezierza Suwalskiego (F.2.1) i obejmuje fragmenty podokręgów: b – Wiżajskiego, c – Doliny Rospudy, d – Jęglóweckiego, e – Sobolewskiego, f – Sejneńskiego. Jedynie najbardziej wschodnia część gminy Giby oraz południowo-wschodnia część gminy Nowinka należą już do Okręgu Puszczy Augustowskiej (F.2.2), a w jego obrębie do podokręgu a – Północnej Części Puszczy Augustowskiej.

Cały Dział Północny to obszar, w którym współwystępują zasięgi środkowoeuropejskiego graba oraz borealnego świerka, a równocześnie brak jest suboceanicznego buka. Na stanowiskach naturalnych brak jest również takich gatunków drzew, jak dąb bezszypułkowy, jawor, jodła oraz modrzew. Określony skład dendroflory oraz położenie biogeograficzne powodują wyraźną specyfikę zestawu możliwych zbiorowisk roślinnych, szczególnie leśnych. W porównaniu do innych regionów Polski do cech charakterystycznych tego obszaru należy m.in. brak zbiorowisk buczyn (związek *Fagion*) i kwaśnych dąbrów (klasa *Quercetea robori-petraeae*) oraz występowanie niżowych borów świerkowych: zespołów świerczyny na torfie *Sphagno girgensohnii-Piceetum* i wilgotnego boru mieszanego świerkowo-dębowego *Quercu-Piceetum* z podzwiązku *Eu-Vaccinio-Piceetenion*. Ważną specyfiką regionu jest także obecność świerka we wszystkich typach zbiorowisk leśnych oraz występowanie zbiorowisk roślinnych o charakterze borealnym i kontynentalnym przy prawie całkowitym braku zbiorowisk atlantyckich i przyśródziemnomorskich (Matuszkiewicz 1993).

Zróżnicowanie warunków abiotycznych terenu badań, związane z położeniem na styku obszarów morenowych i sandrowych, z dużą ilością zabagnionych powierzchni holocenijskich i wyrażone m.in. przez zróżnicowanie geobotaniczno-regionalne, jest powodem wykształcenia się stosunkowo bogatego zestawu siedlisk potencjalnej roślinności naturalnej⁴⁷.

Zarówno badania szczegółowe na wybranych obszarach, jak i analizy przeglądowe w skalach ponadregionalnych wskazują, że na analizowanym obszarze występują siedliska jedenastu trwałych zbiorowisk końcowych, uznawanych za zbiorowiska potencjalne. W północnej części obszaru dominują siedliska grądowe,

⁴⁷ Pod pojęciem potencjalnej roślinności naturalnej rozumie się hipotetyczny stan roślinności, opisany fitosocjologicznymi jednostkami zbiorowisk roślinnych, jaki mógłby być osiągnięty na drodze naturalnej sukcesji pierwotnej lub wtórnej, gdyby oddziaływania człowieka zostały wyeliminowane, a właściwa dla danego regionu roślinność mogła w pełni wykorzystywać możliwości stwarzane przez zróżnicowane siedliska. Stan ten rozpoznaje się przede wszystkim dla aktualnego zróżnicowania siedlisk, przy uwzględnieniu zmian w siedliskach, jakie spowodowała dotychczasowa działalność człowieka (por. Tuxen 1956; Matuszkiewicz, Kozłowska 1981).

Tabela 2.1. Uproszczona charakterystyka roślinności potencjalnej poszczególnych podokręgów (źródło danych kartograficznych: Matuszkiewicz 1993, 2008ab – zmienione)

Table 2.1. A simplified characterisation of the potential vegetation of individual subdistricts (source of cartographic data: Matuszkiewicz 1993, 2008ab – revised)

Nazwa i kod podokręgu	Wizajski (F.2.1.b)	Doliny Rosypdy (F.2.1.c)	Jęglówecki (F.2.1.d)	Subolewski (F.2.1.e)	Sejnieński (F.2.1.f)	Północnej Części Puszczy Augustowskiej (F.2.2.a)	Cały teren
Udział powierzchniowy (% całości terenu)	1,7	6,4	5,7	46,9	15,4	23,9	
Typ potencjalnego krajobrazu*	7	3	7	3	6	3	
Zbiorowiska potencjalne (% powierzchni regionu)							
<i>Ribo nigri-Alnetum, Sphagno-Alnetum</i>	0	1,4	0	1,6	5,2	2,8	2,3
<i>Fraxino-Alnetum</i>	22	30,6	4,4	3,4	19	5,9	8,5
<i>Tilio-Carpinetum</i> odmiana subborealna	68,9	10,2	81,8	10,1	45,8	4	19,7
<i>Ficario-Ulmetum chrysosplenietosum</i>	0	0	5	0,1	0	0	0,3
<i>Serratulo-Pinetum</i>	9,1	53,6	8,8	59,6	22,6	22,5	40,8
<i>Peucedano-Pinetum</i> odmiana subborealna	0	2,4	0	16,7	0,2	57,5	21,5
<i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	0	1,4	0	1,1	0	0,9	0,8
<i>Quercu-Piceetum, Sphagno girgensohni-Piceetum</i>	0	0	0	0,7	0	2,9	1
<i>Sphagnetalia magellanici</i>	0	0	0	0,1	0	0	0,1
Wody powierzchniowe	0	0,5	0	6,8	7,1	3,5	5,2

*Typ potencjalnego krajobrazu roślinnego: 3 – borów i borów mieszanych; 6 – borów mieszanych i grądów; 7 – grądowy

natomiast w południowej części – siedliska borów i borów mieszanych. Części północna i południowa różnią się również udziałem innych typów roślinności potencjalnej, przez co występują tam odmienne typy potencjalnego krajobrazu roślinnego (tab. 2.1).

W przypadku większości typów siedlisk przynajmniej część areału jest zajęta przez zbiorowiska leśne zgodne z roślinnością potencjalną. Dotyczy to przede wszystkim siedlisk ubogich i kwaśnych (bory sosnowe i bory mieszane – ponad 50% areału, bory bagienne, świerczyna na torfie i wilgotne bory mieszane – prawie 100%). Najsilniej odlesione są siedliska żyzne, najbardziej przydatne do wykorzystania rolniczego (na siedliskach grądów las zajmuje jedynie ok. 40%, a łągu jesionowo-olszowego – poniżej 10%). Całkowicie odlesione są siedliska lasu wiązowego *Ficario-Ulmetum chrysosplenietosum*, w pełni zajęte przez zbiorowiska łąkowe.

Należy tu wspomnieć, że w starszych opracowaniach wskazywano również na obecność potencjalnego zespołu świetlistej dąbrowy *Potentillo albae-Quercetum* – zbiorowiska o zdecydowanie bardziej południowym typie zasięgu, którego najbardziej północne stanowiska miały być zlokalizowane na badanym terenie. Współczesne poglądy wskazują, że zbiorowisko nie ma charakteru trwałego, lecz jest uwarunkowane zoo-antropogenicznie i nie może być traktowane jako roślinność potencjalna.

Zróżnicowane siedliska oraz różne formy użytkowania ziemi i odmienne stopnie zaawansowania procesów sukcesyjnych spowodowały wykształcenie się na analizowanym obszarze bardzo zróżnicowanej roślinności rzeczywistej. Pod względem fitosocjologicznym zidentyfikowane do tej pory zbiorowiska roślinne należą do 16 klas, 27 rzędów, 39 związków i co najmniej 105 zespołów (tab. 2.2).

Tabela 2.2. Struktura fitosocjologiczna roślinności rzeczywistej

Table 2.2. Phytosociological structure of actual vegetation

Klasa zespołów	Liczba		
	rzędy	związki	zespoły
<i>Alnetea glutinosae</i>	1	1	5
<i>Oxycocco-Sphagnetea</i>	1	1	3 (4?)
<i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i>	3	4	9 (15?)
<i>Phragmitetea</i>	1	3	32
<i>Montio-Cardaminetea</i>	1	1	2
<i>Nardo-Callunetea</i>	2	2	2
<i>Stellarietea mediae</i>	3	4	11
<i>Epilobietea</i>	1	2	2
<i>Rhamno-Prunetea</i>	1	1	1 (?)
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	3	6	17
<i>Artemisietea</i>	4	5	8
<i>Koelerio glaucae-Corynepherea canescentis</i>	2	2	3
<i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i>	1	2	3
<i>Agropyretea intermedio-repentis</i>	1	1	1
<i>Vaccinio-Piceetea</i>	1	2	5
<i>Quercu-Fagetea</i>	1	2	2

W powyższym wykazie nie uwzględniono zbiorowisk związanych ze środowiskiem wodnym (klasy *Lemnetea*, *Potamogetonetea*, *Charetea*, *Utricularietea*) oraz efemerycznych zbiorowisk z klas *Bidentetea tripartitae* i *Isoëto-Nanojuncetea*, które w sumie wzbogacają inwentarz roślinności rzeczywistej o dodatkowe 30–40 zespołów.

Pełny przegląd roślinności rzeczywistej analizowanego obszaru w ujęciu fitosocjologicznym daleko wykracza poza ramy niniejszego opracowania, dlatego też poniżej przedstawiono jedynie skróconą charakterystykę wybranych typów roślinności w ujęciu odpowiadającym typom pokrycia terenu i użytkowania ziemi. W opisie roślinności wykorzystano: (a) informacje własne z badań i obserwacji terenowych, (b) liczne prace publikowane dotyczące głównie obszaru Wigierskiego Parku Narodowego i jego otoczenia (m.in. Kostrowicki 1988; Sokołowski 1988; Richling, Solon 2001) oraz (c) opracowania niepublikowane związane z planami ochrony (np. Sikorski i in. 2013a; Szneidrowski 2014). W odniesieniu do zbiorowisk leśnych Puszczy Augustowskiej wykorzystano również prace A.W. Sokołowskiego (1966, 1968, 1980).

Zbiorowiska leśne zajmują w sumie ok. 44% powierzchni i są zróżnicowane na liczne zespoły uwarunkowane odmiennością warunków abiotycznych. Można je w sposób umowny podzielić na lasy olsowe, łągi, grądy, bory, bory mieszane oraz bory i świerczyny bagiennie.

Zbiorowiska olsowe występują na glebach torfowych torfowisk niskich (rzadziej na glebach organicznych hemowo-murszowych lub limnowo-murszowych torfowisk przejściowych, torfowo-murszowych czy gytioowo-murszowych)⁴⁸, najczęściej na terenach zastoiskowych, w dolinach rzecznych oraz w strefach brzegowych jezior. Zajmują niewielkie powierzchnie na całym omawianym obszarze, w tym także w lokalnych, często śródpolnych zagłębieniach. W zależności od żyzności i podłoża olsy są zróżnicowane na trzy zespoły: ols porzeczkowy *Ribeso nigri-Alnetum* – występujący na glebach umiarkowanie żyznych, ols torfowcowy *Sphagno squarrosi-Alnetum* – związany z glebami kwaśniejszymi i ze słabiej wyrażonym pionowym ruchem wody oraz sosnowo-brzozowy las bagienny *Dryopteridi thelypteridis-Betuletum pubescentis* – zespół wyraźnie uboższy i zbliżający się do borów bagiennych. Ols porzeczkowy to zbiorowisko z panującą w drzewostanie olszą czarną i wyraźną kępkowo-mozaikową strukturą runa. Dno dolinek zajmują gatunki wysokich szuwarów turzycowych, a warstwa mszaków jest słabo rozwinięta. Drzewostan olsu torfowcowego buduje brzoza omszona i olsza czarna z domieszką świerka. Charakterystyczną cechą runa jest brak wyraźnie wykształconych kęp oraz udział gatunków lasów bagiennych i borów. Bujnie rozwinięta warstwa mszaków jest budowana przede wszystkim przez torfowce (głównie torfowiec nastroszony *Sphagnum squarrosum*). W sosnowo-brzozowym lesie bagiennym drzewostan ma bardzo zbliżony charakter. W runie obficie występuje paproć zachyłnik błotny *Thelypteris palustris*. Stosunkowo obficie są reprezentowane gatunki właściwe dla torfowisk przejściowych i wysokich, jak np. bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*, żurawina błotna *Oxycoccus palustris* czy wełnianka pochwowata *Eriophorum vaginatum*.

⁴⁸ Nazwy typów i podtypów gleb w niniejszym podrozdziale są zgodne z obecnie obowiązującą *Systematyką gleb Polski* (PTG 2011).

Łęg olszowo-jesionowy *Fraxino-Alnetum* jest związany z siedliskami hydrogennymi, warunkowanymi powolnym przepływem wód (powierzchniowych lub gruntowych). Siedliska te występują w strefie przyjeziornej i w dolinach rzek, często w towarzystwie siedlisk olsowych i w obrębie źródeł. Gleby są silnie uwodnione, głównie torfowe hemowe zamulone, torfowe saprowe zamulone i organiczne limnowo-murszowe. W dobrze wykształconych zbiorowiskach w drzewostanie panuje olsza czarna z domieszką świerka i brzozy omszonej, rzadziej jesionu. Warstwa krzewów jest średnio rozwinięta. Bujne ziołoroślowe runo obficie pokrywa dno lasu. Wyraźny jest w nim udział gatunków wilgotnych siedlisk łąkowych i bagiennych siedlisk szuwarowych.

Grądy są reprezentowane przez zespół *Tilio-Carpinetum*. Fitocenozy tego zespołu zajmują siedliska silnie zróżnicowane pod względem żyzności i wilgotności. Na najżyźniejszych i wilgotnych miejscach z glebami murszastymi i organicznymi saprowo-murszowymi wytworzonymi z torfów niskich występuje grąd czyścicowy *T.-C. stachyetosum*, w którym drzewostan jest zbudowany z gatunków liściastych: dębu, jesionu, klonu, lipy i osiki, z udziałem olszy, a także, na skutek gospodarki leśnej, z wysokim udziałem gatunków iglastych (głównie świerka). Warstwa krzewów z dominacją leszczyny, kruszyny i szakłaku jest wykształcona dość różnie. W bujnym runie, którego składnikami są przede wszystkim wysokie byliny, duży jest także udział geofitów.

Na podobnych siedliskach, choć nieco uboższych, wykształca się podzespół z czartawą *T.-C. circaetosum*. Charakteryzuje się on liczną obecnością w runie takich gatunków jak m.in. czartawa drobna *Circaea alpina*, pępawa błotna *Crepis paludosa*, tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris* oraz przytulia błotna *Galium palustre*.

Na żyznych i świeżych siedliskach, na glebach brunatnych eutroficznych typowych lub płowych różnych podtypów (rzadziej na rdzawych typowych) wytworzonych z glin lekkich, najczęściej na miejscach płaskich, występuje typowy podzespół grądu *T.-C. typicum*. W fitocenozach tego podzespołu drzewostan jest zbudowany z gatunków liściastych: lipy, dębu i graba, z zauważalnym udziałem klonu, w warunkach naturalnych z niewielką domieszką gatunków iglastych. W wyniku długoletniej gospodarki leśnej w wielu płatach w górnej warstwie drzewostanu dominuje jednak sosna z mniejszym udziałem świerka, natomiast gatunki liściaste budują drugą warstwę drzewostanu. W warstwie krzewów zdecydowanie przeważa leszczyna pospolita. Warstwa runa pokrywa od 40 do 100% powierzchni płatów. Do gatunków często spotykanych należą m.in. przylaszczka pospolita *Hepatica nobilis*, podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, dąbrówka rozłogowa *Ajuga reptans*, zawilec gajowy *Anemone nemorosa*, kopytnik pospolity *Asarum europaeum*.

W mniej żyznych miejscach, na glebach rdzawych typowych (rzadziej na płowych lub brunatnych różnych podtypów) wytworzonych z piasków sandrowych z pokrywami wodnolodowcowych piasków gliniastych, wykształca się podzespół

trzcinnikowy grądu *T.-C. calamagrostietosum*. W drzewostanie, poza gatunkami liściastymi (dąb, lipa, grab), występuje znaczna domieszka sosny i świerka, często jeszcze zwiększona w wyniku gospodarki leśnej. Podzespół grądów trzcinnikowych wyróżnia się występowaniem gatunków przechodzących z borów mieszanych (borówka czarna *Vaccinium myrtillus*, siódmaczek leśny *Trientalis europaea*, trzcinnik leśny *Calamagrostis arundinacea*, orlica pospolita *Pteridium aquilinum*).

Subborealny bór mieszany *Serratulo-Pinetum* występuje na glebach rdzawych typowych (rzadziej rdzawych z cechami bielcowania), wytworzonych z piasków wodnolodowcowych o składzie piasków luźnych, na ogół węglanowych. Zbiorowisko to reprezentuje bogaty florystycznie las sosnowo-dębowo-świerkowy z runem, w którym obok elementów borowych występują bardzo liczne gatunki przechodzące z lasów liściastych, zwłaszcza z ciepłolubnych dąbrów. Warstwa krzewów pod zwartym drzewostanem wykształca się słabo; w lukach i przerzedzeniach drzewostanu występuje podrost świerkowo-dębowy, bądź podszyt leszczynowy z domieszką kruszyny i wiciokrzewu suchodrzewu. W runie występują głównie gatunki borowe (borówka czarna, borówka brusznica *Vaccinium vitis-idaea*, pszeniec zwyczajny *Melampyrum pratense*) oraz gatunki lasów liściastych (m.in. turzyca palczasta *Carex digitata*, perlówka zwisła *Melica nutans*, dzwonek brzoskwiniolistny *Campanula persicifolia*, kokoryczka wonna *Polygonatum odoratum*). Stałym gatunkiem charakterystycznym jest gruszkówka jednostronna *Orthilia secunda*.

Subkontynentalny bór świeży *Peucedano-Pinetum* zajmuje obszary charakteryzujące się niskim poziomem wód gruntowych i występowaniem gleb rdzawych z cechami bielcowania wytworzonych z przemytych piasków wodnolodowcowych o składzie piasków luźnych odwapnionych na całej głębokości profilu. Drzewostan tego zbiorowiska jest zbudowany z sosny z domieszką świerka (często jednak dominującego w dolnej warstwie drzewostanu). Warstwa krzewów zwykle jest słabo rozwinięta; tworzą ją głównie jarzab pospolity, kruszyna pospolita i jałowiec pospolity oraz podrost gatunków drzewostanu głównego. W runie przeważają krzewinki (głównie borówki), ale często spotyka się również takie gatunki jak: widlicz spłaszczony *Diphasiastrum complanatum*, pomocnik baldaszkowy *Chimaphila umbellata*, gorysz pagórkowy *Peucedanum oreoselinum*, konwalia majowa *Convallaria majalis* i nawłóć pospolita *Solidago virgaurea*. W dobrze rozwiniętej warstwie mchów występują m.in. gajnik lśniący *Hylocomium splendens*, widłoząb kędzierzawy *Dicranum polysetum* i rokiennik pospolity *Pleurozium schreberi*.

Subborealny bór mieszany wilgotny *Querco-Piceetum* występuje jedynie małymi powierzchniami w lokalnych obniżeniach terenu na glebach glejbielicowych typowych, glejbielicowych murszastych, organicznych murszowych, murszastych typowych oraz na czarnych ziemiach murszastych. Zbiorowisko to cechuje dominacja świerka i udział dębu szypułkowego, osiki i brzoź w drzewostanie. W warstwie runa, oprócz gatunków borowych, stale występują gatunki lasów liściastych.

Kontynentalny bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum* występuje zwykle małymi płatami w bezodpływowych zagłębieniach terenu lub na obrzeżach dystroficznych jezior, na glebie torfowej torfowisk wysokich (wyjątkowo przejściowych). W dobrze wykształconych fitocenozach woda stagnuje tuż pod powierzchnią torfu. Zbiorowiska boru bagiennego są lasami o luźnym drzewostanie sosnowym z domieszką brzozy omszonej. Rosnące w nim sosny mają niską bonitację i często karłowaty pokrój. Warstwa krzewów składa się głównie z brzozy omszonej o dość zróżnicowanym zwarciu. Dobrze rozwiniętą warstwę runa budują gatunki borowe i wysokotorfowiskowe (np. żurawina i wełnianki). Cechą charakterystyczną jest obfite występowanie w runie borówki bagiennej *Vaccinium uliginosum* oraz bagna zwyczajnego *Ledum palustre*. Warstwa mszaków o bardzo wysokim zwarciu jest zbudowana głównie z mchów torfowców.

Borealna świerczyna na torfie *Sphagno girgensohni-Piceetum* jest spotykana najczęściej nad jeziorkami dystroficznymi, rzadziej w innych obniżeniach wypełnionych kwaśnym mezotroficznym torfem różnej miąższości. W dobrze wykształconych fitocenozach woda gruntowa stagnuje tuż pod powierzchnią gruntu. Głównym składnikiem drzewostanu jest świerk pospolity, który buduje prawie lite świerczyny lub – rzadziej – drzewostany mieszane z sosną zwyczajną i domieszką brzozy omszonej, brzozy brodawkowatej i olszy czarnej. Świerk jest także głównym składnikiem warstwy krzewów, tworząc często tak zwartą warstwę podrostu, że przez silne zacienienie ogranicza ona rozwój warstwy ziół. W runie przeważają krzewinki borówek (czarna i brusznica) i widłaki (najczęściej widłak jałowcowaty *Lycopodium annotinum*). Silnie ocieniane dno lasu sprzyja bujnemu rozwojowi mszaków, wśród których dominują torfowce.

Silnie związane z roślinnością leśną są zbiorowiska zaroślowe, poprzedzające lasy w rozwoju sukcesyjnym lub też stanowiące ich oszyjki albo silnie przekształcone fazy degeneracyjne. Na siedliskach olsowych, szczególnie w małych zagłębieniach śródpolnych i śródłękowych, powszechnie występuje łożowisko budowane głównie przez wierzbę szarą i wierzbę pięciopręcikową, tworzące zbiorowisko *Salicetum pentandro-cinerae*. Również na siedliskach olsowych, ale głównie w kompleksie z torfowiskami przejściowymi sporadycznie spotyka się niskie zarośla wierzby rokity, czasem z udziałem rzadkiego gatunku – brzozy niskiej, tworzące zespół *Betulo-Salicetum repentis*. Powszechnie na starszych zrębach i w niepielegnowanych młodych uprawach, najczęściej na siedlisku boru mieszanego, występuje zbiorowisko z dużym udziałem jeżyn, tworzące zespół *Rubo-Salicetum capreae*. Na analizowanym obszarze nie występują inne dobrze zdefiniowane zbiorowiska zaroślowe, ale często obserwuje się – zarówno na obszarach leśnych, jak i w kompleksie z łąkami czy na zarastających ugorach i nieużytkach – mało trwałe i szybko podlegające zmianom zgrupowania różnych gatunków krzewów i młodych form drzew.

Ważną grupę zbiorowisk roślinnych tworzą zespoły z dominacją traw (łąki, pastwiska, murawy) oraz florystycznie do nich zbliżone ziołorośla i okrajki. Ten typ roślinności zajmuje ponad 13% całości terenu.

Zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe analizowanego terenu są silnie zróżnicowane. Na mineralnych siedliskach wilgotnych występują głównie wielokośne łąki ze związku *Calthion*, które w zależności od różnic w składzie gatunkowym reprezentują co najmniej dwa zespoły: znacznie rzadziej spotykany *Angelico-Cirsietum oleracei*, charakteryzujący się obfitym występowaniem ostrożenia warzywnego *Cirsium oleraceum* i rdestu wężownika *Polygonum bistorta* oraz zespół *Cirsietum rivularis* z masowym udziałem purpurowo kwitnącego ostrożenia łąkowego *Cirsium rivulare*. Jednokośne i nienawożone zmiennowilgotne łąki trzęślicowe ze związku *Molinion* są reprezentowane przez dwa rzadko występujące zespoły: *Molinietum caeruleae* (na glebach z zawartością węglanu wapnia) oraz *Junco-Molinietum*, najczęściej na glebach kwaśniejszych i nawiązujące do torfowisk niskich.

Na siedliskach suchszych, ale odpowiednio żyznych wykształcają się łąki reprezentujące zespół łąki rajgrasowej *Arrhenatheretum elatioris*. Jest to zbiorowisko silnie zróżnicowane pod względem wymagań i zajmuje różne siedliska – od stosunkowo wilgotnych do suchych. Łąki świeże charakteryzują się obecnością licznych i powszechnie znanych gatunków, takich jak przytulia pospolita *Gallium mollugo*, szczaw rozpięchły *Rumex thyrsoiflorus*, świerzbica polna *Knautia arvensis*, koniczyna biała *Trifolium repens*, krwawnik pospolity *Achillea millefolium* i mniszek lekarski *Taraxacum officinale* agg. Na bogactwo gatunkowe poszczególnych płatów silnie wpływa intensywność uprawy i zabiegów. Najuboższe płaty kształtują się w wyniku intensywnych form użytkowania: podsiewania wysokoprodukcyjnych gatunków roślin, takich jak koniczyna łąkowa *Trifolium pratense*, kupkówka *Dactylis glomerata* czy życica wielokwiatowa *Lolium multiflorum* (gatunek obcy geograficznie), a także silnego nawożenia lub długotrwałego wypasu przy dużej obsadzie koni i bydła. Intensywny wypas powoduje przekształcenie łąk w pastwiska reprezentujące związek *Cynosurion*, występujące głównie w pobliżu siedzib ludzkich. Poza wymienionymi wyżej na analizowanym terenie występują także inne zbiorowiska łąkowe (*Rumici-Alopecuretum*, *Alopecuretum pratensis*, *Deschampsietum caespitosae*, *Poo pratensis-Festucetum rubrae*) oraz liczne płaty o słabo wyrażonej specyfice fitosocjologicznej.

Murawy piaszkowe występują na siedliskach suchszych, uboższych i bardziej kwaśnych, a przez to nieodpowiednich dla łąk. Na miejscach piaszczystych (głównie na piaskach sandrowych), na podłożu odsłoniętym w wyniku degeneracji lub zniszczenia pierwotnej roślinności, występują niewielkie powierzchnie murawy szczotlichowej *Spergulo-Corynephoretum*. Spotyka się je najczęściej na ugorach, zrębach, przy drogach gruntowych w obrębie borów i borów mieszanych oraz w innych

podobnych miejscach. Poszczególne płaty muraw szcztlichowych są stosunkowo krótkotrwałe i szybko przekształcają się w wyniku sukcesji w inne zbiorowiska, ale zespół jest trwałym składnikiem roślinności regionu. Na miejscach z dłuższym rozwojem roślinności, w wyniku sukcesji i zaniku muraw szcztlichowych wykształcają się inne, słabo scharakteryzowane typy muraw piaskowych. Część z nich, szczególnie na kemach i innych formach glacyfluwialnych z zawartością węgla wapnia w podłożu, charakteryzuje się specyficzną kombinacją gatunków łąk, muraw piaskowych i muraw ciepłolubnych z dodatkiem gatunków ruderalnych (zbiorowisko *Acinos arvensis-Poa compressa*), inne reprezentują kadłubowo wykształcone zbiorowiska ze związku *Koelerion glaucae* i charakteryzują się obecnością takich gatunków, jak jastrzębiec kosmaczek *Hieracium pilosella*, jasioniec *Jasione montana*, kocanki piaskowe *Helichrysum arenarium*, koniczyna polna *Trifolium arvense*, kostrzewa owcza *Festuca ovina* s.s., rogownica pięciopręcikowa *Cerastium semidecandrum* i szczaw polny *Rumex acetosella*.

Jeszcze rzadsze są murawy z dominacją bliźniczki psiej trawki *Nardus stricta*, reprezentujące związek *Violion caninae*. Występują one z reguły na podłożu piaszczystym lub murszowym, w wąskiej strefie przejścia pomiędzy mineralnymi siedliskami a zatorfionymi zagłębieniami. Wykształciły się w warunkach stałego wypasu, na mało zasobnych, kwaśnych i zmiennowilgotnych siedliskach.

Zbiorowiska okrajkowe, głównie o charakterze ziołoroślowym, występują powszechnie na granicy zbiorowisk leśnych i trawiastych, najczęściej tworząc bardzo wąskie pasy. W przypadku zaniechania użytkowania łąk i pastwisk zwiększają jednak swoją powierzchnię i mogą tworzyć stosunkowo rozległe płaty. W zależności od żyzności i wilgotności siedliska w składzie dominują bardzo różne gatunki roślin, tworząc rozmaite zbiorowiska. Najpospolitszym zespołem z tej grupy jest zespół bodziszka i wiązówki *Filipendulo-Geraniumetum*, występujący na mokrej, próchnicznej i żyznej glebie wzdłuż cieków oraz jako zbiorowisko wtórne na zaniedbanych i niekoszonych łąkach wilgotnych z rzędu *Molinietalia*. W podobnych miejscach, choć najczęściej na lekko kwaśnych glebach organicznych występuje zbliżony zespół tojeści i wiązówki *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum*, w którym obok wiązówki błotnej *Filipendula ulmaria* współdominantem jest tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris*. Interesujące są również tzw. zbiorowiska welonowe ze związku *Convolvulion sepium*, budowane przez pnącza na skrajach łągów, zadrzewień olchowych i łożowisk. Ich dominantami są m.in. kielisznik zaroślowy *Calystegia sepium* i przytulia czepna *Galium aparine*.

Charakterystycznym ziołoroślem okrajkowym jest *Urtico-Aegopodietum podagrariae*, którego fitocenozy są zdominowane przez podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*. Postaci typowe są zbiorowiskami naturalnymi lub półnaturalnymi, występującymi na obrzeżach zbiorowisk grądowych. Również na okrajkach lasów grądowych, ale raczej suchszych postaci, występuje powszechnie

Trifolio-Agrimonetum – zbiorowisko zdominowane przez rzepik pospolity *Agrimonia eupatoria*. Pod względem florystycznym nawiązuje do suchych łąk ze związku *Arrhenatherion*, z którymi bardzo często graniczy. Na ciepłych i nasłonecznionych obrzeżach niektórych płatów *Serratulo-Pinetum* spotyka się okrajki, reprezentujące najprawdopodobniej zespół *Geranio-Trifolietum*. Jest on zbudowany zarówno z gatunków leśnych, jak i niektórych łąkowych, a dominantami są najczęściej bodziszek czerwony *Geranium sanguineum* i posłonek rozesłany *Helianthemum nummularium*. Warto jeszcze wspomnieć o ciepłych ugorach zajmowanych przez zbiorowiska o dość zmiennym składzie, ale zbliżone niewątpliwie do zespołu *Geranio-Anemonetum sylvestris*. Jego gatunkiem charakterystycznym jest rzadki zawilec wielkokwiatowy *Anemone sylvestris*.

Kolejną ważną grupę zbiorowisk tworzą torfowiska, turzycowiska i szuwały śródlądowe, które w sumie zajmują ok. 1% powierzchni analizowanego terenu.

Torfowiska wysokie na analizowanym terenie rozwijają się na złożach torfów wełniankowo-sfagnowych i sfagnowych, w miejscach zasilanych wyłącznie lub niemal wyłącznie przez wody opadowe, najczęściej w misach całkowicie zarośniętych bądź jeszcze istniejących jezior dystroficznych. Zbiorowiska roślinne torfowisk wysokich są budowane przez nieliczną, ekologicznie bardzo wyspecjalizowaną grupę roślin, głównie torfowce i krzewinki, oraz nieliczne zielne byliny, zwykle o trawiastym pokroju. Na starszych, lepiej wykształconych torfowiskach wysokich występuje *Ledo-Sphagnetum magellanici*, którego stałym elementem jest sosna o karłowatym pokroju i bardzo niewielkich przyrostach rocznych. Podstawowym zespołem jest bezleśne *Sphagnetum magellanici*, budowane przez kilka gatunków torfowców z udziałem żurawiny. Na miejscach wyraźnie zaburzonych występuje zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax* – skrajnie ubogie w gatunki i niemal pozbawione typowych, kępowych gatunków torfowców o czerwonym zabarwieniu.

Torfowiska przejściowe rozwijają się w miejscu zarastających zbiorników wodnych zarówno naturalnych (jeziora, często dystroficzne), jak i sztucznych (wyróbiska potorfowe) i często tworzą pływające pło. Roślinność torfowisk przejściowych tworzą torfowce (*Sphagnum fallax*, *Sph. angustifolium*, *Sph. denticulatum*, *Sph. subsecundum*), średnio wysokie i niskie turzycy oraz dość liczne inne byliny, w tym zwłaszcza bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata* i siedmiopalecznik błotny *Comarum palustre*. Najczęściej spotyka się fitocenozy zespołu *Eriophoro angustifolii-Sphagnetum recurvi* bądź zbliżone do nich pod względem składu florystycznego fitocenozy z dominacją turzyc, zwłaszcza dzióbkowatej *Carex rostrata* lub bagiennej *C. limosa*. Na niestabilnym ple nad jeziorami dystroficznymi rozwija się typowa roślinność zaliczana do związku *Rhynchosporion albae*, z bagnicą torfową *Scheuchzeria palustris*, przygielką białą *Rhynchospora alba* i turzycą bagienną *Carex limosa*. Częste są także fitocenozy z turzycą nitkowatą *Carex lasiocarpa* (zespół *Caricetum lasiocarpae*).

Torfowiska niskie tworzą stosunkowo zróżnicowaną i dynamicznie niestabilną grupę. Najpospolitszym zbiorowiskiem jest kwaśna młaka z turzycą siwą i mietlicą psią *Carici canescentis-Agrostietum caninae*. Większość fitocenoz ma charakter antropogeniczny, powstały przez ekstensywne użytkowanie jako jednokośna łąka. Interesującą grupę tworzą stosunkowo żyzne torfowiska ze związku *Caricion davallianae*, występujące na gytii wapiennej w położeniach przyjeziornych. W ich składzie florystycznym występuje wiele rzadkich gatunków, w tym m.in. turzycza łuszczkowata *Carex lepidocarpa*, turzycza dwupienna *Carex dioica*, storczyki – kruszczyk błotny *Epipactis palustris* i lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, a także wełnianka szerokolistna *Eriophorum latifolium*.

Turzykowiska i zbiorowiska szuwarowe zajmują w położeniach łądowych niewielkie powierzchnie, ograniczone do zabagnień, otoczenia niewielkich zbiorników wodnych, rowów melioracyjnych lub miejsc z wysiękiem wody. Tworzą najczęściej płyty małe lub bardzo małe, ale silnie zróżnicowane pod względem gatunków dominujących. Reprezentują przez to wiele różnych zespołów, mało różniących się wymaganiami siedliskowymi. Najważniejsze z nich to: *Typhetum latifoliae*, *Typhetum angustifoliae*, *Scirpetum lacustris*, *Scirpetum maritime*, *Equisetum limosi*, *Phragmitetum australis*, *Acoretum calami*, *Glycerietum maximae*, *Sparganietum erecti*, *Oenantho-Roripetum*, *Eleocharitetum palustris*, *Cladietum marisci*, *Thelypteridi-Phragmitetum*, *Caricetum gracilis*, *Caricetum ripariae*, *Caricetum acutiformis*, *Caricetum paniculatae*, *Caricetum rostratae*, *Caricetum diandrae*, *Caricetum elatae*, *Caricetum vesicariae*, *Phalaridetum arundinaceae*, *Caricetum caespitosae*, *Caricetum appropinquatae*, *Iridetum pseudoacori*, *Cicuto-Caricetum pseudocyperis*, *Peucedano-Calamagrostietum canescentis*, *Carici-Ranunculetum acris*, *Glycerietum fluitans*, *Glycerietum plicatae*, *Leersietum oryzoides* i *Scrophularietum alatae*.

Pola orne, zajęte głównie przez uprawy okopowe i zbożowe, zajmują ok. 10% całego terenu. Uprawom towarzyszą określone zbiorowiska chwastów, zróżnicowane w zależności od charakteru podłoża i rodzaju uprawy.

Zbiorowiska chwastów upraw zbożowych obejmują co najmniej trzy zespoły. Najpospolitszym zbiorowiskiem w tej grupie jest zespół wyki czteronasiennej *Vicetum tetraspermae*, rozwijający się głównie na glebach brunatnych eutroficznych typowych i rdzawych typowych, wytworzonych z glin i piasków różnej genezy. W składzie florystycznym występują również inne gatunki wyk (np. kosmata *V. villosa*, drobnokwiatowa *V. hirsuta*, wąskolistna *V. angustifolia*) oraz liczne gatunki wspólne dla różnych zespołów polnych (np. miotła zbożowa *Apera spica-venti* czy chaber bławatek *Centaurea cyanus*). Zespół *Consolido-Brometum* zajmuje stanowiska żyzne, najczęściej na formach morenowych w północnej części obszaru. W większości płatów występują gatunki charakterystyczne zespołu, tj. ostróżeczka polna *Consolida regalis* i stokłosa żytnia *Bromus secalinus* oraz liczne gatunki o barwnych kwiatach, takie jak kakol polny *Agrostemma githago*, rumianek pospolity *Chamomilla recutita*, rumian

żółty *Anthemis tinctoria*, mak wątpliwy *Papaver dubium* i inne. Najrzadziej spotykanym zespołem związanym z uprawami zbożowymi jest *Papaveretum argemones*, występujący na glebach przepuszczalnych, szybko nagrzewających się i okresowo za suchych, o różnej zawartości węglanów w podłożu. W krajobrazie wyróżnia się z daleka obecnością czerwono kwitnącego maku piaskowego *Papaver argemone*.

Zbiorowiska chwastów upraw okopowych są znacznie rzadsze i gorzej wykształcone w porównaniu do zbiorowisk chwastów upraw zbożowych. Na glebach lekkich najczęściej występują płaty kadłubowe z gatunkami związku *Panico-Setarion* (włośnica zielona *Setaria viridis*, włośnica sina *Setaria pumila*, sporek polny *Spergula arvensis*, rumian polny *Anthemis arvensis*, maruna bezwonna *Matricaria maritima* subsp. *inodora*, komosa biała *Chenopodium album*, fiołek polny *Viola arvensis* i gwiazdnica pospolita *Stellaria media*). Na glebach żyznych, głównie brunatnych eutroficznych typowych i płowych różnych podtypów występuje *Veronico-Fumarietum officinalis* z licznym udziałem takich gatunków, jak dymnica pospolita *Fumaria officinalis*, jasnota różowa *Lamium amplexicaule*, przetacznik rolny *Veronica agrestis*, przetacznik perski *Veronica persica* i farbownik polny *Anchusa arvensis*. Na siedliskach nieco uboższych troficznie, ale położonych w sąsiedztwie zabudowań, najczęściej obecne są płaty zespołu *Galinsogo-Setarietum*, charakteryzujące się masowym udziałem żółtlicy drobnokwiatowej *Galinsoga parviflora* i rzadszym żółtlicy owłosionej *Galinsoga ciliata*.

Na polach, na których na kilka lat zaniechano uprawy wykształca się specyficzne zbiorowisko z dominacją perzu *Agropyron repens* i dużym udziałem powoju polnego *Convolvulus arvensis*. W zależności od warunków siedliskowych i wieku odłogu takie zbiorowiska, choć dość stabilne, ulegają wzbogaceniu w gatunki właściwe dla zbiorowisk łąkowych lub murawowych.

Roślinność ruderalna obejmuje liczne zbiorowiska towarzyszące zabudowaniom lub miejscom silnie przekształconym przez człowieka. Choć nigdzie nie zajmuje większych powierzchni to stanowi trwałe element krajobrazu roślinnego, obecnie jednak zanikający ze względu na porządkowanie przestrzeni i rozwój roślinności całkowicie komponowanej przez człowieka. W obrębie roślinności ruderalnej można wyróżnić kilka grup zbiorowisk, związanych ze sposobem użytkowania i stopniem zaopatrzenia w azot. Na miejscach wydeptywanych powszechnie występują tzw. murawy dywanowe, w tym m.in. *Lolio-Plantaginetum* s.l. na znacznej części podwórek i słabiej użytkowanych dróg polnych, przede wszystkim na siedlisku grądowym, *Prunello-Plantaginetum* na słabiej użytkowanych drogach leśnych oraz *Blysmo-Juncetum compressi* na wąskich ścieżkach, prowadzących przez torfowiska niskie, zwykle w niewielkiej odległości od jeziora. Z miejscami silnie zasilanymi azotem wiążą się liczne zbiorowiska, w tym dwa najpospolitsze: *Urtico-Malvetum neglectae* oraz *Leonuro-Arctietum tomentosum*. Na siedliskach suchszych i na stosunkowo żyznym podłożu piaszczystym lub piaszczysto-żwirowym, często

z obecnością węgłanu wapnia, wykształca się cała gama różnych zbiorowisk, w tym m.in. *Senecioni-Tussilaginetum* (na zaoranych liniach oddziałowych, na miejscach z naruszoną pokrywą glebową), *Epilobio-Senecionetum silvatici* (na świeżych zrębach), *Centaureo-Berteroetum* i *Echio-Melilotetum* (na niektórych miedzach, płaskich dnach wykopów, czasem też na starych odłogach) oraz *Potentillo-Artemisietum absinthii* (na podwórkach i w okolicy zabudowań).

2.8. Świat zwierząt

Zgodnie z podziałem zoogeograficznym zaproponowanym przez A.S. Kostrowickiego (1999) analizowany obszar jest położony w Okręgu Borealnym, wchodzącym w skład Podregionu Wschodniego w obrębie Regionu Środkowoeuropejskiego. Okręg Borealny jest uważany za najbardziej na zachód wysunięty fragment biomu tajgowego. W stosunku do innych regionów podziału zoogeograficznego Polski wyróżnia go obecność gatunków o charakterze borealnym, mających często charakter reliktywne postglacjalnych, m.in. takich jak zajęc bielak *Lepus timidus*, bardzo rzadko zalatująca sowa uralaska *Strix uralensis*, skorupiak *Pallaseopsis quadrispinosa*, zarejestrowany w jeziorze Wigry i prawdopodobnie występujący do tej pory, oraz liczne owady, np. trzmiel tajgowy *Bombus jonellus*, biegacz Menetriesa *Carabus menetriesi*, mrówka gmachówka koniczek *Camponotus herculeanus* i motyl skalnik arktyczny *Oeneis jutta*, którego ok. 500 osobników (to jest ok. 50% populacji Polski) występuje na jednym torfowisku.

Fauna analizowanego obszaru jest poznana nierównomiernie i jeszcze w sposób daleko niewyczerpujący, szczególnie w odniesieniu do bezkręgowców. Wykorzystane w opracowaniu dane pochodzą w większości z badań i zestawień dotyczących Wigierskiego Parku Narodowego (*Operat ochrony fauny...* 1999, 2013; *Operat ochrony zasobów i ekosystemów wodnych...* 2014) oraz ze Standardowych Formularzy Danych dla czterech Obszarów o Znaczeniu Wspólnotowym (OZW) – (1) Ostoi Augustowskiej, (2) Ostoi Wigierskiej, (3) Pojezierza Sejneńskiego i (4) Jeleniewa.

Dzisiejszy stan fauny i struktura zoocenozy jest wynikiem wielu uwarunkowań historycznych i współczesnych, wśród których najważniejsze to: położenie zoogeograficzne, zróżnicowanie przestrzenne i stan zachowania siedlisk, historia gospodarowania zasobami zwierząt użytkowych (głównie gospodarka łowiecka i rybactwo) oraz działania dla ochrony niektórych gatunków i ich biotopów.

Na podstawie dotychczasowej wiedzy można przyjąć, że na analizowanym obszarze występuje ponad 3000 gatunków zwierząt, przy czym dominują bezkręgowce, a wśród nich owady (tab. 2.3).

Wśród bardzo licznych gatunków zwierząt na szczególną uwagę zasługują gatunki rzadkie i chronione (prawem krajowym lub międzynarodowym), związane z poszczególnymi grupami ekosystemów.

Tabela 2.3. Bogactwo gatunkowe wybranych grup systematycznych fauny
Table 2.3. Species richness of selected faunal taxa

Grupa systematyczna	Liczba gatunków	Gatunki chronione prawem krajowym	Gatunki z załączników II i IV Dyrektywy Siedliskowej oraz z załącznika I Dyrektywy Ptasiej
Bezkęgowce ogółem	> 3000	72	
Wrotki	> 300		
Płazińce	> 40		
Pierścienice	> 45		
Skorupiaki	> 120		
Mięczaki	> 55		3
Pajęczaki	> 200		
Owady, w tym m.in.:	> 1100		
- muchówki	260		
- chrząszcze	240		
- błonkówki	230		
- motyle	220		3
- chruściki	45		
- ważki	39		2
Ryby	31		5
Gady	5	5	
Płazy	12	12	10
Ptaki	210 (160 lęgowych)	116	68
Ssaki	53	29	20

Z ekosystemami wodnymi związane są bardzo liczne bezkręgowce, z których część została opisana po raz pierwszy (gatunki nowe dla nauki) z jeziora Wigry i jezior przyległych. Do tej grupy należą m.in. dwa taksony wirków (*Microdalyellia wiszniewskii* i *Microdalyellia lugubris wigrensis*), 20 gatunków wrotków i jeden gatunek skąposzczeta *Paranais setosa*.

W wodach analizowanego obszaru występuje 31 gatunków ryb, co stanowi ponad 50% słodkowodnej, rodzimej ichtiofauny Polski. Pięć z nich: piskorz, koza, ślíz, różanka oraz strzebla potokowa, należy do gatunków chronionych. Koza, piskorz i różanka znalazły się na liście gatunków Natura 2000. Różne typy jezior występujące na analizowanym terenie (por. tab. 5.2) charakteryzują się odmiennym składem ichtiofauny. Największe bogactwo ryb występuje w jeziorach sielawowych, charakteryzujących się obecnością sielawy, siei i troci jeziorowej – ryb należących

do rodziny łososiowatych. W jeziorach leszczowych dominuje leszcz, płoć, wzdrega, lin i ukleja. W płytkich zbiornikach z dobrze rozwiniętymi łąkami podwodnymi znakomite warunki do życia mają lin i szczupak. Skrajnie niekorzystne warunki do bytowania ryb panują natomiast w jeziorach karasiowych i sucharach.

Ze zbiornikami i ciekami oraz towarzyszącymi im kompleksami szuwarowo-torfowiskowymi związane są także liczne gatunki ptaków, z których znaczna część jest chroniona na podstawie umów międzynarodowych (tzw. gatunki naturowe). Pośród nich występują m.in.: łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus* (A)⁴⁹, trzciniak *Acrocephalus arundinaceus*, zimorodek *Alcedo atthis*, podgorzałka *Aythya nyroca* (A, EN⁵⁰), bąk *Botaurus stellaris* (A, LC), gągoł *Bucephala clangula*, dziwonia *Carpodacus erythrinus*, rybitwa czarna *Chlidonias niger*, rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*, błotniak stawowy *Circus aeruginosus* (A), błotniak łąkowy *Circus pygargus*, łyska *Fulica atra*, bekas kszczyk *Gallinago gallinago*, podróżniczek *Luscinia svecica* (NT), zielonka *Porzana parva* (NT), kropiatka *Porzana porzana*, mewa mała *Larus minutus* (LC), perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus* i perkoz rogaty *Podiceps auritus*.

Z wodami związane są też w szczególności sposób niektóre ssaki, a w szczególności chronione prawem międzynarodowym bóbr *Castor fiber* i wydra *Lutra lutra* oraz nietoperz nocek tydkowłosy *Myotis dasycneme* (EN), który głównie nad jeziorami zdobywa pokarm.

Druga, bardzo ważna grupa zoocenoz obejmuje ekosystemy leśne, a w szczególności rozległe kompleksy starych drzewostanów. Z kompleksami leśnymi Puszczy Augustowskiej na analizowanym terenie jest związana bardzo liczna grupa ptaków chronionych prawem międzynarodowym. Należą do nich m.in.: krzyżodziób świerkowy *Loxia curvirostra*, włochatka *Aegolius funereus* (A, LC), orlik krzykliwy *Aquila pomarina* (A, LC), puchacz *Bubo bubo* (A, NT), siniak *Columba oenas*, kraska *Coracias garrulus* (A, CR), dzięcioł białogrzbisty *Dendrocopos leucotos* (A, NT), dzięcioł czarny *Dendrocopos martius*, dzięcioł średni *Dendrocopos medius*, kania ruda *Milvus milvus* (A, NT), głuszec *Tetrao urogallus* (A, CR), dudek *Upupa epops*, jarząbek *Bonasa bonasia*, muchołówka mała *Ficedula parva*, sóweczka zwyczajna *Glaucidium passerinum* (LC), trzmielojad *Pernis apivorus* (A), dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus* (A, VU), dzięcioł zielonosiwy *Picus canus* (A), gadożer *Circaetus gallicus* (A, CR), żuraw *Grus grus* (A), cietrzew *Tetrao tetrix tetrix* (A, EN), samotnik *Tringa ochropus* i drożdżik *Turdus iliacus*.

⁴⁹ Litera A oznacza, iż w okresie lęgowym obszar zasiedla co najmniej 1% populacji krajowej gatunku.

⁵⁰ Oznaczenia stopnia zagrożenia wyginięciem według *Polskiej Czerwonej Księgi Zwierząt* (Głowaciński 2001): skrajnie zagrożone (*critically endangered* – CR); bardzo wysokiego ryzyka (*endangered* – EN); wysokiego ryzyka (*vulnerable* – VU); bliskie zagrożenia (*near threatened* – NT). Pozostałe gatunki to kategoria LC (*least concern*) to znaczy, że nie wykazują regresu populacyjnego i nie należą do zbyt rzadkich.

Ze ssaków na szczególną uwagę zasługuje wilk *Canis lupus* (NT) oraz ryś *Lynx lynx* (NT) – gatunki wcześniej na progu wymarcia, ale obecnie stopniowo zwiększające swoją liczebność. Ważnym składnikiem zoocenozy leśnych są także ssaki łowne, mające duże znaczenie gospodarcze, w tym przede wszystkim tzw. zwierzyna gruba, czyli jeleni szlachetny *Cervus elaphus*, sarna *Capreolus capreolus*, łoś *Alces alces* (gatunek z całorocznym sezonem ochronnym), dzik *Sus scrofa* oraz gatunki o mniejszym znaczeniu gospodarczym, takie jak: lis *Vulpes vulpes*, jenot *Nyctereutes procyonoides*, borsuk *Meles meles*, kuna leśna *Martes martes*, kuna domowa *Martes foina*, tchórz zwyczajny *Mustela putorius*, norka amerykańska *Mustela vison*, zając szarak *Lepus europaeus* i piżmak *Ondatra zibethicus*.

Niektóre z wymienionych wyżej gatunków, to ssaki, które przynajmniej część pokarmu zdobywają poza lasami (np. sarna, zając, lis, dzik). Podobny behavior charakteryzuje także liczne gatunki ptaków, gnieźdzące się w lesie, ale pokarm zdobywające głównie na terenach otwartych, związanych z wodami i terenami bagiennymi. Przykładem mogą być m.in. bielik *Haliaeetus albicilla* (A, LC), nurogęś *Mergus merganser*, kania czarna *Milvus migrans* (A, NT), orlik grubodzioby *Aquila clanga* (CR) czy bocian czarny *Ciconia nigra* (A).

Z gatunków ptaków występujących na terenach łąkowych warto wymienić derkacza *Crex crex* i dubelta *Gallinago media* (VU) – gatunki bardzo rzadkie w całej Polsce.

Fauna obszarów rolniczych, obejmujących mozaikę pól, łąk, zagajników, zarośli i zabudowań jest znacznie mniej specyficzna i obejmuje zasadniczo gatunki pospolite w całej Polsce. Są jednak i wśród nich gatunki chronione prawem krajowym i międzynarodowym, takie jak stosunkowo pospolity bocian biały *Ciconia ciconia* oraz nieco rzadsze: lerkka *Lullula arborea*, lelek zwyczajny *Caprimulgus europaeus*, gąsiorek *Lanius collurio*, jarzębatka *Sylvia nisoria* oraz ortolan *Emberiza hortulana*.

Fauna każdego obszaru ulega stałym przemianom, wynikającym nie tylko z antropogenicznej lub naturalnej zmiany siedlisk, ale również z konkurencji międzygatunkowej. Na podstawie danych historycznych można przyjąć, iż w XIII w. wyginęły na tym obszarze tury *Bos primigenius*, w XVII/XVIII w. – tarpany *Equus gmelini* i żubry *Bison bonasus*, w XVIII w. – niedźwiedzie brunatne *Ursus arctos*, a w XX w. – norka europejska *Mustela lutreola* i żółw błotny *Emys orbicularis*. Niektóre gatunki, uprzednio liczne, bardzo zmniejszyły swoją liczebność i na analizowanym obszarze są obecnie spotykane jedynie sporadycznie. Należą do nich m.in. puchacz *Bubo bubo* i kilka innych gatunków ptaków drapieżnych, głuszec *Tetrao urogallus*, a także rak szlachetny *Astacus astacus*.

Jednocześnie poza zubożeniem fauny obserwuje się wkraczanie nowych gatunków obcego pochodzenia. Na analizowanym obszarze stwierdzono występowanie co najmniej 14 takich gatunków z różnych grup systematycznych. W wodach występują m.in.: rak pręgowaty *Orconectes limosus*, pochodzący z Ameryki Północnej i stale zwiększający swoją liczebność, ślimak *Potamopyrgus antipodarum* (Nowa Zelandia)

oraz małż racicznica zmienna *Dreissena polymorpha*, której ojczyzną są okolice Morza Czarnego i Morza Kaspijskiego. Na siedliskach wilgotnych, m.in. w dolinie rzeki Czarnej Hańczy, występuje ślimak bezskorupowy *Arion fasciatus*, pochodzący z północno-zachodniej Europy. Na polach, w uprawach ziemniaka powszechnie spotyka się stonkę ziemniaczaną *Leptinotarsa decemlineata*, pochodzącą z Ameryki Północnej.

Znacznie bardziej dostrzegalną grupę obcych przybyszów stanowią ptaki, m.in. sierpówka *Streptopelia decaocto* z rodziny gołębiowatych (Columbidae), pochodząca z południowej Azji, kulczyk *Serinus serinus* przybyły z południowo-zachodniej Europy, łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*, czernica *Aythya fuligula* i mewa srebrzysta *Larus argentatus*. Te trzy ostatnie gatunki, związane z północną częścią Europy, zwiększyły swoje zasięgi bez pomocy człowieka.

Również w obrębie ssaków występują gatunki obcego pochodzenia, wykazujące przy tym dużą ekspansywność i wpływające niewątpliwie negatywnie na rodzimą faunę drobnych ptaków i ssaków. Należy do nich m.in. jenot *Nyctereutes procyonoides* – gatunek właściwy dla północno-wschodniej Azji i europejskiej części byłego ZSRR. Norka amerykańska *Mustela vison* to drapieżnik z rodziny łasicowatych (Mustelidae), pochodzący z Ameryki Północnej. Ekspansja tego gatunku przyczyniła się niewątpliwie do zaniku norki europejskiej i drastycznego spadku liczebności wielu gatunków ptaków gnieźdzących się w szuwarach. Piżmak amerykański *Ondatra zibethica* to gryzoń pochodzący z Ameryki Północnej. W ostatnich latach zarejestrowano także obecność jednego egzemplarza szopa pracza *Procyon lotor* – gatunku północnoamerykańskiego, który od kilku lat wkracza na terytorium Polski od zachodu. Wymienione gatunki ssaków bytują głównie w środowiskach zbliżonych do naturalnych. Na tym tle wyjątkiem jest szczur wędrowny *Rattus norvegicus*, spotykany przy osiedlach ludzkich i w budynkach mieszkalnych.

2.9. Formy ochrony przyrody

Elementem charakterystyki terenu badań są także formy ochrony przyrody. Poniższy opis jest skrótową, formalną charakterystyką aktualnego stanu, do sporządzenia której wykorzystano przede wszystkim rejestry form ochrony przyrody i geoportale bazujące na usłudze WMS (RDOŚ Białystok, GDOŚ)⁵¹, a także źródłowe akty prawne, dokumenty programowe dla powiatów i gmin (Programy Ochrony Środowiska – Magrel i in. 2004; Chocian i in. 2012, 2014; Kulikowski 2012; Waćław, Kasperowicz 2012) oraz plany urządzenia lasu poszczególnych nadleśnictw (Programy Ochrony Przyrody – BULiGL O/Białystok 2011, 2012ab, 2013) – tabela 2.4, rycina 2.5.

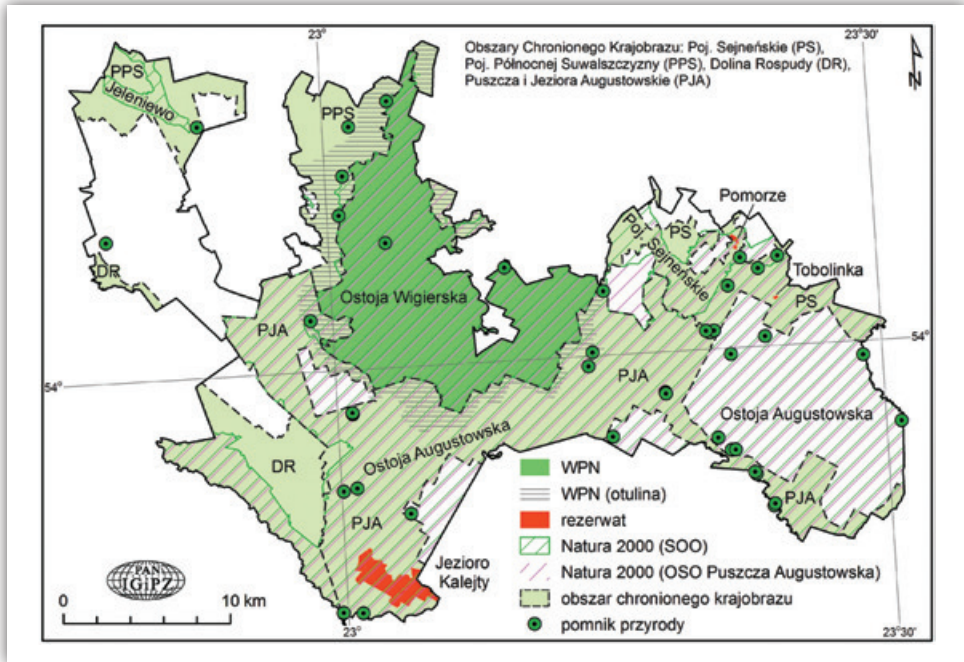
⁵¹ RDOŚ Białystok – <http://bialystok.rdos.gov.pl/>; GDOŚ – <http://crfop.gdos.gov.pl/CRFOP>, <http://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy>.

Tabela 2.4. Formy ochrony przyrody na terenie badań objęte ochroną prawną na mocy ustawy o ochronie przyrody (bez pomników przyrody)

Table 2.4. Forms of nature conservation in the study area enjoying legal protection under the Nature Conservation Act (excluding Monuments of Nature)

Nazwa	Data utworzenia	Powierzchnia [ha]	Powiat	Gmina	Podstawa prawna utworzenia	Obowiązująca podstawa prawna
Parki narodowe						
Wigierski Park Narodowy	1989	15 085,49	(1) augustowski, (2) suwalski, (3) sejneński	(1) Nowinka, (2) Suwałki, (3) Krasnopol, Giby	Dz.U. z 1988 r. nr 25, poz. 173	Dz.U. z 1997 r. nr 24, poz. 124
Rezerваты przyrody						
Tobolinka	1959	4,62	sejneński	Giby	M.P. 1959 nr 96 poz. 516	Dz. Urz. Woj. Podl. 2012 poz. 6
Pomorze	1984	19,84	sejneński	Giby	M.P. 1983 nr 39 poz. 230	Dz. Urz. Woj. Podl. 2012 poz. 5
Jezioro Kalejty	1980	763,3	augustowski	Płaska, Nowinka	M.P. 1980 nr 19 poz. 94	Dz. Urz. Woj. Podl. 2016 poz. 3211
Obszary Chronionego Krajobrazu						
Pojezierze Północnej Suwalszczyzny	1991	42 844,94	suwalski	Bakałarzewo, Filipów, Jeleniewo, Przerośl, Rutka-Tartak, Szypliszki, Wiżajny, Suwałki, Suwałki [m]	Dz. Urz. Woj. Suwał. 1991 nr 17 poz. 167	Dz. Urz. Woj. Podl. 2015 poz. 2116
Pojezierze Sejneńskie	1991	35 981,11	(1) sejneński, (2) suwalski	(1) Puńsk, Sejny, Sejny [gm], Giby, Krasnopol, (2) Suwałki	Dz. Urz. Woj. Suwał. 1991 nr 17 poz. 167	Dz. Urz. Woj. Podl. 2015 poz. 2122
Puszcza i Jeziora Augustowskie	1991	69 574,99	(1) augustowski, (2) sejneński, (3) suwalski	(1) Augustów, Augustów [gm], Lipsk, Nowinka, Płaska, Sztabin, (2) Giby, (3) Suwałki	Dz. Urz. Woj. Suwał. 1991 nr 17 poz. 167	Dz. Urz. Woj. Podl. 2015 poz. 2117
Dolina Rospudy	1991	23 710,86	(1) augustowski, (2) suwalski	(1) Augustów, Nowinka, (2) Przerośl, Filipów, Raczki, Suwałki, Bakałarzewo	Dz. Urz. Woj. Suwał. 1991 nr 17 poz. 167	Dz. Urz. Woj. Podl. 2015 poz. 2118
Obszary Natura 2000						
Puszcza Augustowska (PLH200002)	2004	134 377,72	(1) augustowski, (2) sejneński, (3) suwalski, (4) Suwałki [m]	(1) Augustów [gm], Augustów, Nowinka, Sztabin, Płaska, Lipsk, (2) Sejny, Giby, Krasnopol, (3) Suwałki, Raczki	Dz.U. z 2004 r. nr 229, poz. 2313	Dz.U. z 2011 r. nr 25, poz. 133
Jeleniewo (PLH200001)	2008	5910,07	suwalski	Jeleniewo, Szypliszki, Przerośl, Suwałki, Rutka-Tartak, Filipów	Dz. Urz. UE L 12 z 15.01.2008 r., s. 383	Dz. Urz. UE L 353 z 23.12.2016 r., s. 324
Ostoja Wigierska (PLH200004)	2008	16 072,11	(1) augustowski, (2) sejneński, (3) suwalski, (4) Suwałki [m]	(1) Nowinka, (2) Giby, Krasnopol, (3) Suwałki	Dz. Urz. UE L 12 z 15.01.2008 r., s. 383	Dz. Urz. UE L 353 z 23.12.2016 r., s. 324
Ostoja Augustowska (PLH200005)	2009	107 068,74	(1) augustowski, (2) sejneński, (3) suwalski, (4) Suwałki [m]	(1) Augustów [gm], Augustów, Nowinka, Sztabin, Płaska, Lipsk, (2) Sejny, Giby, Krasnopol, (3) Suwałki, Raczki	Dz. Urz. UE L 43 z 13.02.2009 r., s. 63	Dz. Urz. UE L 353 z 23.12.2016 r., s. 324
Pojezierze Sejneńskie (PLH200007)	2009	13 630,94	(1) suwalski, (2) sejneński	(1) Suwałki, (2) Puńsk, Sejny, Giby, Krasnopol	Dz. Urz. UE L 43 z 13.02.2009 r., s. 63	Dz. Urz. UE L 353 z 23.12.2016 r., s. 324

[m] miasto na prawach powiatu, [gm] gmina miejska



Rycina 2.5. Formy ochrony przyrody na badanym terenie

Figure 2.5. Forms of nature protection in the study area

Formy ochrony przyrody w świetle ustawy o ochronie przyrody

W Polsce wyróżnia się następujące kategorie obszarów i obiektów objętych ochroną prawną na mocy ustawy o ochronie przyrody: parki narodowe, rezerваты przyrody, parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu, obszary Natura 2000, pomniki przyrody, stanowiska dokumentacyjne, użytki ekologiczne i zespoły przyrodniczo-krajobrazowe. Wykaz ten zamyka strefowa ochrona dziko występujących gatunków roślin, zwierząt i grzybów⁵².

Wszystkie działania ochronne w regionie są pośrednio lub bezpośrednio powiązane z Wigierskim Parkiem Narodowym, w skład którego wchodzi grunty leśne (9464 ha), wody (2908 ha) i inne tereny (2714 ha), użytkowane głównie rolniczo (2229 ha). Park realizuje swoje zadania statutowe w oparciu o następujący podział organizacyjny: Obręb Ochronny Wigry (4661 ha), Obręb Ochronny Maćkowa Ruda (4965 ha) i Wodny Obwód Ochronny (2777 ha). Ochronie ścisłej podlega 4% powierzchni (623 ha, w tym 283 ha lasów i 255 ha wód), częściowej (czynnej) – 75%, zaś krajobrazowej – 21%. Otulina liczy 11 284 ha.

⁵² Na terenie badań brak jest parków krajobrazowych, stanowisk dokumentacyjnych, użytków ekologicznych i zespołów przyrodniczo-krajobrazowych, natomiast zabiegi mające na celu ochronę i zachowanie różnorodności gatunkowej i genetycznej pominięto, ponieważ nie mają one charakteru *stricte* obszarowego.

Sercem parku jest jezioro Wigry, które w 1975 r. wpisane zostało przez Międzynarodową Unię Ochrony Przyrody (IUCN) na listę najcenniejszych akwenów świata (Projekt „Aqua”), co w dużym stopniu jest zasługą badań prowadzonych w okresie międzywojennym przez Stację Hydrobiologiczną w Płocicznie. Temu największemu akwenowi Suwalszczyzny towarzyszą 42 naturalne jeziora. Reprezentują one szeroką gamę typów limnologicznych, różniących się żyznością, termiką i koncentracją związków humusowych. Największą osobliwość stanowią, opisywane już wcześniej, dystroficzne jeziora śródlądowe. Główną rzeką parku i zarazem popularnym szlakiem kajakowym jest Czarna Hańcza, przepływająca przez jezioro Wigry.

Bogactwo florystyczne WPN to ponad 1000 taksonów roślin naczyniowych – gatunków, podgatunków i odmian rodzimych roślin naczyniowych, gatunków obcych trwale zadomowionych i niektórych roślin hodowlanych (83 podlegające ochronie ścisłej i 15 częściowej), ponad 200 gatunków mchów i wątrobowców oraz prawie 300 gatunków porostów. Wśród zbiorowisk leśnych największą powierzchnię zajmują wielogatunkowe i wielowarstwowe grądy oraz subborealne bory mieszane, zaś charakter zbliżony do naturalnego mają bory bagienne i olsy. Do unikatowych w skali kraju zbiorowisk nieleśnych zalicza się specyficzne formy torfowisk przejściowych (pła torfowcowe) oraz darniowe i węglanowe torfowiska niskie.

Faunę WPN reprezentuje ponad 3000 gatunków zwierząt, w tym 53 gatunki ssaków, 210 gatunków ptaków, 12 gatunków płazów, 5 gatunków gadów i 31 gatunków ryb (por. rozdz. 2.8). Symbolem Wigierskiego Parku Narodowego jest bóbr europejski (ok. 250 szt. w 70 stanowiskach), którego ochroną objęto już w 1959 r. w rezerwacie „Ostoja bobrów Stary Folwark” o powierzchni 120 ha (fragment doliny Czarnej Hańczy wraz z częścią tafli jeziora).

Ochrona o statusie rezerwatowym jest reprezentowana obecnie przez trzy rezerваты przyrody⁵³ (Rąkowski 2005):

- ▶ leśny „Pomorze” (L/Pfi.zl/EL.lmn)⁵⁴ – fragment lasu z ponad 200-letnim drzewostanem sosnowym na wyniesieniu morenowym oraz ślady dawnego grodziska (stanowisko archeologiczne Grodzisko w Posejnelach);
- ▶ wodny „Jezioro Kalejty” (W/Pfi.zn/EW.jd) – wartości przyrodnicze jeziora i swoiste cechy krajobrazu z typowymi dla środkowej części Puszczy

⁵³ Rezerwat „Kukle” w gminie Sejny formalnie jest położony także w granicach terenu badań. Pominięto go jednak w rozważaniach ze względu na znikomą powierzchnię należącą do gminy Giby (0,02 ha – dwie działki o charakterze eksklaw).

⁵⁴ Klasyfikacja rezerwatów: rodzaje – L (leśny), K (krajobrazowy), W (wodny); typy i podtypy ze względu na dominujący przedmiot ochrony – Pfi.zl (fitocenotyczny zbiorowisk leśnych), Pfi.zn (fitocenotyczny zbiorowisk nieleśnych), PKr.kn (krajobrazów naturalnych); typy i podtypy ze względu na główny typ ekosystemu – EL.lmn (leśny i borowy lasów mieszanych nizinnych), EE.lw (różnych ekosystemów lasów i wód), EW.jd (wodny jezior dystroficznych) (Dz.U. z 2005 r. nr 60, poz. 533).

Augustowskiej starodrzewami borów sosnowych oraz jeziorkami dystroficznymi pośród torfowisk wysokich;

- ▶ krajobrazowy „Tobolinka” (K/PKr.kn/EE.lw) – jezioro dystroficzne z pływakowymi wyspami pła torfowcowego oraz otaczające je torfowisko i bór lochyniowy.

Obszary chronionego krajobrazu, pomimo niższej rangi ochrony, odgrywają znaczącą rolę jako korytarze ekologiczne, otuliny parków narodowych, krajobrazowych i obszarów Natura 2000, stanowiąc także dodatkowe zabezpieczenie lasów ochronnych oraz miejsca predysponowane do regeneracji sił ludzkich. W granicach omawianego terenu znajdują się częściowo cztery obszary chronionego krajobrazu: OChK Pojezierze Północnej Suwalszczyzny, OChK Pojezierze Sejneńskie, OChK Puszcza i Jeziora Augustowskie i OChK Dolina Rospudy (tab. 2.4). Ochronie podlegają przede wszystkim: (a) półnaturalny krajobraz o urozmaiconej, polodowcowej rzeźbie terenu z licznymi jeziorami, kemami, ozami i wzniesieniami morenowymi, (b) jeden z największych i najcenniejszych pod względem przyrodniczym kompleksów leśnych Puszczy Augustowskiej, a także wysokie wartości kulturowe i historyczne Kanału Augustowskiego, (c) różnorodność biologiczna siedlisk przyrodniczych charakteryzujących się dużym bogactwem rzadkich gatunków.

Znaczna część terenu badań jest objęta programem Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000, którego podstawą są dwie dyrektywy unijne, przetransponowane w 2004 r. do krajowego porządku prawnego i zwane potocznie Ptasią⁵⁵ oraz Siedliskową⁵⁶. Integralną ich częścią są okresowo aktualizowane załączniki, zawierające wykazy gatunków zwierząt, roślin i siedlisk przyrodniczych cennych i zagrożonych w skali europejskiej oraz charakterystycznych dla głównych europejskich regionów biogeograficznych (Dz.U. z 2014 r., poz. 1713).

Na mocy Dyrektywy Ptasiej rozporządzeniem Ministra Środowiska (Dz.U. z 2011 r. nr 25, poz. 133) ustanowiono na omawianym obszarze jeden Obszar Specjalnej Ochrony (OSO)⁵⁷ – Puszcza Augustowska (PLB200002). Obszarem

⁵⁵ Obowiązująca obecnie Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r., która zastąpiła pierwotny dokument z dnia 2 kwietnia 1979 r. (79/409/EWG), ustanawia plan ochrony wszystkich gatunków dzikich ptaków żyjących na swobodzie na terenie Wspólnoty, ich jaj, gniazd i siedlisk wylęgowych.

⁵⁶ Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. ma na celu utrzymanie różnorodności biologicznej na europejskim terytorium państw członkowskich poprzez ochronę naturalnych siedlisk dzikiej fauny i flory oraz ich przedstawicieli, obejmującą zakazy umyślnego zbierania, pojmowania i zabijania na każdym etapie cyklu życia oraz ingerowania w sposób negatywny w miejsca ich przebywania lub występowania.

⁵⁷ Obszar Specjalnej Ochrony zwany Ostoją Ptaków – obszar wyznaczony 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.

referencyjnym⁵⁸ była istniejąca ostoja ptaków o randze międzynarodowej PL043 Puszcza Augustowska – kluczowa w kraju ostoja głuszca i jarząbka oraz ważne łęgowisko orlika krzykliwego, błotniaka stawowego, żurawia, derkacza, dzięciołów czarnego i zielonosiwego, dudka i orzechówki (Wilk i in. 2010).

Na mocy Dyrektywy Siedliskowej wyznaczono natomiast cztery Obszary o Znaczeniu Wspólnotowym (OZW)⁵⁹:

- ▶ Ostoja Augustowska (PLH200005) – obejmuje swym zasięgiem obszar prawie całej polskiej części Puszczy Augustowskiej, stanowiącej jeden z największych i najlepiej zachowanych kompleksów leśnych środkowo-wschodniej Europy, w którym dominują bory sosnowe i sosnowo-świerkowe *Peucedano-Pinetum*, ciepłolubne bory mieszane *Serratulo-Pinetum* oraz olsy; szczególnie dobrze zachowane są lasy na torfowiskach – świerczyny na torfie *Sphagno girgensohnii-Piceetum*, bagienne lasy brzoźowo-sosnowe *Thelypteridi-Betuletum pubescentis* i bory bagienne *Vaccinio uliginosi-Pinetum*.
- ▶ Ostoja Wigierska (PLH200004; 2 powierzchnie) – obejmuje jezioro Wigry wraz z całym zespołem jezior go otaczających i pozostających z nim w ścisłym związku hydrologicznym oraz małych jeziorek dystroficznych; w obręb obszaru są włączone również pobliskie lasy, stanowiące północną część Puszczy Augustowskiej, a także fragment doliny Czarnej Hańczy i tereny rolnicze. Ostoje Augustowska i Wigierska wchodzi w skład Północnego Korytarza Ekologicznego⁶⁰, łączącego Puszcze Augustowską, Knyszyńską i Białowieską z Cedyńskim Parkiem Krajobrazowym (Lewandowski i in. 2015).
- ▶ Pojezierze Sejneńskie (PLH200007; 4 powierzchnie) – obszar charakteryzujący się żywą rzeźbą polodowcową i wyjątkowym w polskiej części Pojezierza Litewskiego nagromadzeniem jezior; główna część obszaru składa się

⁵⁸ OSO wyznacza się na podstawie wykazu ostoi ptaków o randze międzynarodowej (IBA – *Important Bird Areas*), opracowanego dla Polski przez Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków (OTOP) według kryteriów międzynarodowej organizacji ornitologicznej BirdLife International (Rąkowski 2011). W tym miejscu warto przypomnieć, że fundamentami Natura 2000 były także sieć Emerald oraz zbiór informacji o biotopach – CORINE-biotopes (*Co-ordination of Information on Environment*), na podstawie którego zidentyfikowano i wyznaczono ostoje przyrodnicze będące najczęściej mozaiką różnych siedlisk, ułożonych w hierarchicznie zbudowany system (Dyduch-Falniowska i in. 1999).

⁵⁹ Obszar o Znaczeniu Wspólnotowym (OZW) – obszar zatwierdzony przez Komisję Europejską w drodze decyzji jako podlegający ochronie w ramach prawa wspólnotowego; po wydaniu aktu prawa krajowego OZW zmienia status na Specjalny Obszar Ochrony zwany Ostoją Siedliskową (SOO), tworzony w celu ochrony siedlisk przyrodniczych lub gatunków będących przedmiotem zainteresowania Unii Europejskiej (<http://natura2000.gdos.gov.pl/datafiles>).

⁶⁰ Inicjatywa ta ma pewne cechy wspólne z nierozwijanymi już koncepcjami Europejskiej Sieci Ekologicznej EECNET (*European Ecological Network*) i Krajowej Sieci Ekologicznej ECONET-PL, których fundamentem był wielkoprzestrzenny system składający się z ponadekosystemalnych obszarów węzłowych powiązanych korytarzami ekologicznymi rangi krajowej i międzynarodowej (Liro i in. 1995; Liro 1998).

z wydłużonej, biegnącej południkowo doliny rzeki Kunisianki i szeregu polodowcowych jezior rynnowych.

- ▶ Jeleniewo (PLH200001; 2 powierzchnie) – ostoja obejmująca ochroną największą w Polsce kolonię lęgową nietoperza nocka łydkowłosego *Myotis dasycneme* w kościele w Jeleniewie i obszar jego żerowisk w dolinie Czarnej Hańczy.

Najliczniejszymi obiektami objętymi ochroną prawną na mocy ustawy o ochronie przyrody na omawianym terenie są pomniki przyrody. Według stanu z 2016 r. zarejestrowano tam łącznie 42 pomniki: 39 przyrody żywej (15 pojedynczych drzew oraz 24 skupiska i aleje) i 3 nieożywionej (granitowe głazy narzutowe). Reprezentantami pierwszej grupy są następujące gatunki drzew: dęby szypułkowe *Quercus rober* i bezszypułkowe *Q. petraea* (22 pomniki), sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* (8), lipa drobnolistna *Tilia cordata* (3), jesion wyniosły *Fraxinus excelsior* (2), modrzew europejski *Larix decidua* (2), jałowiec pospolity *Juniperus communis* (1) i cis pospolity *Taxus baccata* (1). Na uwagę zasługują pomniki grupowe: dworska aleja dębowa w Małej Hucie (18 sztuk), „Dębowe Wzgórze” w Budwieci (13) oraz stanowiska modrzewia europejskiego (37 sztuk k. Okółka i 15 sztuk w Pogorzelcu). Na podstawie informacji uzyskanych od pracowników terenowych Służby Leśnej i inwentaryzacji urzędzeniowej, oznacza się także drzewa o charakterze pomnikowym. Mimo braku oficjalnego statusu ochronnego osobniki takie, nawet w przypadku złej kondycji zdrowotnej, poddane są opiece w ramach proekologicznej gospodarki leśnej aż do momentu fizjologicznej śmierci.

Ostatnią formą usankcjonowaną prawnie jest strefowa ochrona czynna roślin, zwierząt i grzybów, której przykładami mogą być: introdukcja storczyków (miodokwiatu krzyżowego *Herminium monorchis* i kukuczki kapturkowej *Neottianthe cucullata*) w Wigierskim Parku Narodowym oraz 15 stref (796 ha) wyznaczonych na terenie nadleśnictw Szczebra, Głęboki Bród, Pomorze i Suwałki w celu ochrony miejsc rozrodu i regularnego (lub okresowego) przebywania bociana czarnego *Ciconia nigra*, bielika *Haliaeetus albicilla*, głuszca *Tetrao urogallus* i włośchatki *Aegolius funereus* (BULiGL O/Białystok 2011, 2012ab, 2013).

Na omawianym obszarze znajduje się też wiele innych cennych, chociaż często nieistniejących w świadomości społecznej obiektów przyrodniczych i kulturowych. Są to m.in. osobliwości przyrody nieożywionej oraz obiekty kultury materialnej – wpisane wprawdzie do gminnej lub wojewódzkiej ewidencji zabytków, ale nie ujęte w Rejestrze Wojewódzkiego Konserwatora Zabytków (np. stanowiska archeologiczne, kapliczki, pojedyncze mogiły, pozostałości cmentarzy, umocnień obronnych i okopów)⁶¹.

⁶¹ Wykazy omawianych obiektów zamieszczone są w niektórych dokumentach programowych, m.in. w Programach Ochrony Przyrody nadleśnictw (BULiGL O/Białystok 2011, 2012ab, 2013) oraz Studiach uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego poszczególnych gmin.

Inne inicjatywy ochrony przyrody

Obraz ochrony przyrody na omawianym terenie byłby niepełny bez wzmianki o innych inicjatywach, które nie zostały wprawdzie objęte krajowym porządkiem prawnym, ale są m.in. efektem podpisanych przez Polskę umów międzynarodowych. W tej grupie niewątpliwie na wyróżnienie zasługuje wpisanie w 2002 r. Wigierskiego Parku Narodowego na listę Konwencji Ramsarskiej (Dz.U. z 1978 r. nr 7, poz. 24), na której znajduje się obecnie 2261 obszarów wodno-błotnych ze 169 krajów, w tym 13 z Polski. Konwencja nakłada na państwa sygnatariuszy obowiązek ochrony i utrzymania w niezmienionym stanie obszarów określanych jako wodno-błotne oraz populacji ptaków wodnych zamieszkujących te tereny lub okresowo w nich przebywających, zapewniając im warunki żerowania, rozmnażania się i odpoczynku w czasie przelotów.

Młodogłacjalna geneza terenu badań może inspirować do uprawiania geoturystyki, czyli turystyki bazującej na walorach i atrakcjach związanych z budową geologiczną i rzeźbą terenu. Z taką formą aktywności wiąże się koncepcja geoparków⁶², zapoczątkowana na II Międzynarodowym Sympozjum Europejskiej Asocjacji Ochrony Dziedzictwa Geologicznego (ProGEO), które odbyło się w maju 1996 r. w Rzymie. Wtedy to przedstawiono ideę międzynarodowych Rezerwatów Litosfery/Geosfery (później przemianowanych na Geoparki UNESCO i oficjalnie uznanych za nową kategorię ochrony w lutym 1999 r.), które pod względem znaczenia naukowego powinny stanowić odpowiednik Rezerwatów Biosfery UNESCO-MAB w zakresie przyrody nieożywionej (Alexandrowicz 2006). Idea ta nawiązuje do projektu zainicjowanego przez Międzynarodową Unię Nauk Geologicznych (IUGS), którego celem jest tworzenie sieci narodowych i transgranicznych geostanowisk (Global Geosites). W powyższe inicjatywy wpisuje się projekt utworzenia Geoparku Kanał Augustowski – Augustowskie Sandry, którego granice miałyby objąć niemal cały teren badań (w całości gminy Nowinka i Giby oraz południową część gminy Suwałki). W ramach prac przygotowawczych wytypowano 61 geostanowisk – 27 punktów geologicznych (m.in. głazy narzutowe, moreny czołowe, ozy, kemy, sandry), 23 geomorfologiczne (m.in. meandry, rynny subglacjalne, formy szczelinowe, wydmy), 7 hydrogeologicznych (jeziora dystroficzne, kociołki jeziorne, źródła) i 4 antropogeniczne; ponadto zaprojektowano 5 ścieżek geoturystycznych o łącznej długości ok. 80 km (Krzywicki, Pochocka-Szwarc 2014).

⁶² „Geopark, ubiegający się o wsparcie UNESCO, to teren z dobrze/jasno określonymi granicami, którego powierzchnia jest wystarczająco duża, aby mogła służyć lokalnemu rozwojowi ekonomicznemu. Geopark zawiera określoną liczbę dowolnej wielkości stanowisk dziedzictwa geologicznego (geosites) lub mozaikę formacji geologicznych o specjalnych wartościach naukowych, jak też formy rzeźby rzadkie lub piękne, charakterystyczne dla danego terenu, jego historii geologicznej, wydarzeń lub procesów. Teren ten może mieć wartość nie tylko geologiczną i krajobrazową, ale także ekologiczną, archeologiczną, historyczną lub kulturową” (*Operational Guideline...* 2004 za Alexandrowicz 2006, s. 38).

Nie bez znaczenia są także działania mające na celu integrację regionalną. Cały teren badań jest położony w granicach obszaru funkcjonalnego Zielone Płuca Polski (ZPP), powstałego w 1988 r. i zrzeszającego obecnie 57 powiatów (386 gmin) z 5 województw północno-wschodniej Polski. W 1994 r. Sejm RP przyjął Deklarację uznającą obszar ZPP za region, w którym należy konsekwentnie przestrzegać idei ekorozwoju, ograniczając do minimum rozwój gospodarczy oparty wyłącznie o proces industrializacji. Oczywiście należy pamiętać, że ochrona przyrody *sensu lato* w granicach ZPP nie jest unormowana prawnie, a ma jedynie charakter intencjonalny.

Na zakończenie warto wspomnieć, że Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Białymstoku posiada, obowiązujący do 2021 r., certyfikat *Forest Stewardship Council* – międzynarodowej organizacji promującej odpowiedzialne gospodarowanie zasobami leśnymi świata. Oznacza to, że lasy we wszystkich 28 nadleśnictwach działających na obszarze administracyjnym RDLP Białystok powinny być zarządzane zgodnie z międzynarodowymi standardami ochrony środowiska i poszanowaniem wartości społecznych miejscowej ludności przy jednoczesnym zachowaniu równowagi między zasadami ekonomicznego prowadzenia gospodarki leśnej, a utrzymaniem trwałości ekosystemów leśnych (*Zasady...* 2010). Ten najszybciej rozwijający się na świecie system certyfikacji gospodarki leśnej zobowiązuje także władarzy terenów do identyfikacji i delimitacji lasów o szczególnych walorach przyrodniczych (HCVF – *High Conservation Value Forests*), prowadzonej zgodnie z przyjętymi kryteriami (*Kryteria...* 2006). W nadleśnictwach Pomorze, Suwałki, Szczebra i Głęboki Bród, należących częściowo do omawianych gmin, występują drzewostany zaklasyfikowane do pięciu głównych kategorii, przy czym część z nich jest komplementarna z charakterem i zadaniami lasów ochronnych, określonymi w polskim prawodawstwie (Dz.U. z 1991 r. nr 101, poz. 444, z późn. zm.; Dz.U. z 1992 r. nr 67, poz. 337; Dz.U. z 1995 r. nr 16, poz. 78, z późn. zm.). Są to:

- ▶ HCVF 1 – Lasy posiadające globalne, regionalne lub narodowe znaczenie pod względem koncentracji wartości biologicznych
 - HCVF 1.1 – Obszary chronione (w tym HCVF 1.1.a – lasy w rezerwach przyrody oraz lasy w parkach narodowych)
 - HCVF 1.2 – Ostoje zagrożonych i ginących gatunków
- ▶ HCVF 2 – Tereny leśne posiadające globalne, regionalne lub narodowe znaczenie krajobrazowe
 - HCVF 2.1 – Kompleksy leśne odgrywające znaczącą rolę w krajobrazie w skali krajowej, makroregionalnej lub globalnej
- ▶ HCVF 3 – Obszary obejmujące rzadkie, ginące lub zagrożone ekosystemy
 - HCVF 3.1 – Ekosystemy skrajnie rzadkie i ginące, marginalne z punktu widzenia gospodarki leśnej

- HCVF 3.2 – Ekosystemy rzadkie i zagrożone w skali Europy (ujęte w załączniku I Dyrektywy Siedliskowej), lecz w Polsce pospolitsze i występujące wielkoobszarowo, stanowiące ważne obszary gospodarki leśnej
- ▶ HCVF 4 – Lasy pełniące funkcje w sytuacjach krytycznych
 - HCVF 4.1 – Lasy wodochronne
 - HCVF 4.2 – Lasy glebochronne
- ▶ HCVF 6 – Lasy o szczególnym znaczeniu dla tradycyjnej tożsamości kulturowej
 - HCVF 6.1 – Lasy kluczowe dla tożsamości kulturowej lokalnych społeczności

3. Metodyka

3.1. Ocena potencjału ekosystemów

Do określenia potencjału przyrody do świadczenia usług ekosystemowych zastosowano dwa rodzaje ocen – ekspercką, wykorzystującą wiedzę naukową oraz ocenę społeczną (beneficjentów) uzyskaną z opinii bezpośrednich użytkowników krajobrazu (mieszkańców i turystów) na podstawie przeprowadzonych badań ankietowych.

3.1.1. Ocena ekspercka

Ocenę ekspercką potencjału ekosystemów (krajobrazów) do świadczenia usług przeprowadzono przede wszystkim w oparciu o dostępne bazy danych dotyczące różnych aspektów środowiska. Były to materiały kartograficzne i statystyczne gromadzone przez różne instytucje, w sposób standardowy dla całej Polski, a także dane pozyskane bezpośrednio z różnych urzędów w badanych gminach czy z nadleśnictw. Szczegółowa charakterystyka materiałów wykorzystywanych do opracowania poszczególnych wskaźników znajduje się w podrozdziałach rozdziału 7.1. Przy braku odpowiednich danych zamiast wyliczenia wartości wskaźników dokonywano szacunkowej oceny potencjału, wykorzystując do tego informacje zawarte w literaturze.

Równoległe, w ramach uzupełnienia istniejących baz danych, wykonano terenowe pomiary wybranych parametrów ekosystemów znajdujących się na obszarze badań. Prace koncentrowały się głównie na rozpoznaniu szaty roślinnej i właściwości gleb. Zgromadzone w ten sposób dane posłużyły przede wszystkim do weryfikacji pozyskanych baz danych oraz do określenia rzeczywistych, lokalnych wartości reperowych w sytuacji wykorzystywania danych literaturowych o charakterze ogólnym, niespecyficznym dla badanego regionu.

Badania szaty roślinnej wykorzystano do identyfikacji typów ekosystemów (rozdz. 5.2), określenia zapasu węgla w ekosystemach, inwentaryzacji gatunków inwazyjnych oraz wytwarzających jadalne owoce leśne (rozdz. 7.1). Podstawą opisu roślinności w 18 różniących się składem gatunkowym zbiorowiskach była charakterystyka florystyczna płatu roślinnego zapisana w postaci zdjęcia fitosocjologicznego. Zawiera ona podstawowe informacje o konkretnym płacie roślinności:

(1) skład gatunkowy, (2) pokrywanie (tj. udział powierzchniowy poszczególnych gatunków) w skali Braun-Blanqueta (1964), (3) warstwowość (strukturalna cecha zbiorowiska dotycząca jego pionowej budowy – najczęściej wyróżniane są warstwy: drzew – A, krzewów – B, runa – C, warstwy przyziemnej mchów i porostów – D). Zdjęcia fitosocjologiczne zostały wykonane zależnie od zbiorowiska roślinnego na powierzchni od ok. 100 m² (np. torfowisko) do 400 m² (np. bór sosnowy).

Równocześnie z wykonywaniem spisów florystycznych, pobrano biomasę warstwy runa (do określenia zapasu węgla). Na każdej z 18 powierzchni badawczych zebrano trzy próby biomasy z powierzchni 0,1 m² o kształcie kolistym. Zebraną w terenie biomasę rozdzielono następnie na żywą biomasę mchów i roślin naczyniowych. Martwe części roślin usunięto. Próby wysuszono do stałej wagi w temperaturze 90°C i zważono z dokładnością do 0,01 g. Otrzymane wyniki uśredniono w odniesieniu do powierzchni badawczej i przeliczono na 1 m².

Uzupełniające prace terenowe z zakresu badania właściwości gleb analizowanych ekosystemów przeprowadzono, podobnie jak z zakresu szaty roślinnej, na 18 powierzchniach testowych. Wybór punktów był uwarunkowany koniecznością weryfikacji i uszczegółowienia informacji o pokrywie glebowej wyróżnionych ekosystemów. Z profili glebowych o głębokości ok. 50 cm pobrano próbki glebowe w stanie naruszonym. Reprezentują one genetyczne poziomy badanych pedonów: organiczne (O), próchniczne (A) i wzbogacania (B) gleb autogenicznych oraz dodatkowo glejowe (G) i murszowe (M) w glebach semihydrycznych. W sumie pobrano materiał glebowy z 49 poziomów genetycznych. Wartości porównawcze, jak i charakterystyki fizyko-chemiczne gleb dla pozostałych typów ekosystemów zaczerpnięto z literatury (Skorupski i in. 2011).

Pobrane w czasie badań terenowych materiał glebowy poddano analizom laboratoryjnym. Próbkę mineralną po roztarciu korkiem gumowym były przesiewane przez sito o średnicy oczka 2 mm celem usunięcia frakcji szkieletowej. Dalsze analizy wykonano w częściach ziemistych. Próbki organiczne wstępnie rozkruszone i rozdzielono na dwie części, z których jedną rozdrobniono w młynku nożowym wykonanym z węgla wolframu. W próbkach rozkruszonych oznaczono właściwości sorpcyjne, a w zmieszanych wykonano pozostałe analizy:

- ▶ kwasowość chwilową (pH) oznaczano metodą potencjometryczną (miernik Elmetron) w zawieszynie z wodą i roztworze KCl o stężeniu 1 mol·l⁻¹, stosując proporcje gleba:woda/KCl 1:10 dla próbek organicznych i 1:2,5 dla próbek mineralnych, straty prażenia oznaczono w temperaturze 550°C;
- ▶ zawartość węgla organicznego (Corg) w próbkach mineralnych i mineralno-organicznych oznaczono metodą Tiurina, natomiast w próbkach organicznych – Alena;
- ▶ zawartość azotu ogółem oznaczono metodą Kjeldahla z użyciem destylarki VELD UDK 127;

- ▶ zbliżoną do ogólnej zawartość Cu, Ni, Zn i Mn oznaczono metodą emisyjnej spektrometrii atomowej z plazmą wzbudzoną mikrofalowo (spektrometr Agilent 4100 MP-AES) po mineralizacji spopielenych próbek w wodzie królewskiej;
- ▶ kwasowość wymienną oznaczono metodą Sokołowa;
- ▶ kwasowość hydrolityczną oznaczono metodą Kappena;
- ▶ zawartość poszczególnych kationów wymiennych o charakterze zasadowym (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) analizowano metodą emisyjnej spektrometrii atomowej z plazmą wzbudzoną mikrofalowo po ekstrakcji próbek w roztworze octanu amonu o stężeniu $1 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ zbuforowanych do $\text{pH} = 7,0$.

Wyniki analiz wykorzystano przy obliczeniach szeregu wskaźników świadczeń regulacyjnych (rozdz. 7.1.1).

3.1.2. Ocena społeczna (beneficjentów)

Oszacowanie potencjału ekosystemów do świadczenia usług zaopatrzeniowych, regulacyjnych i kulturowych przez ich bezpośrednich beneficjentów było jednym z celów anonimowych badań kwestionariuszowych przeprowadzonych latem 2014 i wiosną 2015 r., wśród mieszkańców i turystów w wybranych miejscowościach na terenie trzech badanych gmin.

Kwestionariusze kolportowano czasochłonną metodą *door-to-door* (od drzwi do drzwi) w wytypowanych miejscowościach na obszarze badań. Przy jej wyborze kierowano się wcześniejszymi doświadczeniami i obserwacjami, które pokazały, że inne metody, np. warsztaty partycypacyjne czy ankiety wysyłane pocztą (tradycyjną bądź elektroniczną), nie dają możliwości dotarcia do znaczącej części użytkowników krajobrazu m.in. osób starszych czy turystów (Abildtrup i in. 2013; Scholte i in. 2015). Przyjęto, że obecność lub nieobecność mieszkańców była przypadkowa. Blisko połowa napotkanych osób odmówiła wzięcia udziału w badaniu, kolejna, dość znacząca część pomimo wcześniejszej zgody, nigdy nie wypełniła ankiety. Konstrukcja ankiety wymagała przyjęcia kilku wstępnych założeń:

- ▶ Brano pod uwagę tylko świadczenia pochodzące z lokalnych ekosystemów.
- ▶ Realizacja świadczenia (korzyść) następuje wówczas, gdy dobra/usługi są wykorzystywane jedynie na własny użytek, nie w celach zarobkowych. W takim rozumieniu, owoce leśne zbierane na sprzedaż czy drewno dla drwała nie będą świadczeniem. Jagody i drewno będą świadczeniem zaopatrzeniowym dla tego, kto te dobra zebrał lub kupił na własny użytek – unikamy wówczas podwójnego liczenia (pośredników).
- ▶ Badania koncentrowały się na świadczeniach pochodzących z lokalnych ekosystemów, dlatego odbiorcą świadczeń był jedynie konsument końcowy

przebywający choćby przez krótki czas na terenie badań (bezpośredni użytkownik krajobrazu – mieszkaniec lub turysta).

- ▶ Świadczenia ekosystemowe są ograniczone do produktów/usług wytworzonych z organizmów żywych lub przy ich udziale w Holocenie – bez substancji mineralnych i złóż kopalnych: rud metali, siarki, węgla, piasku itp. Abiotyczne wytwory przyrody nie były brane pod uwagę (por. Haines-Young, Potschin 2013). Woda jako taka nie była więc uznawana za świadczenie ekosystemowe, natomiast jej oczyszczanie i magazynowanie – już tak. Tak samo nie była świadczeniem polodowcowa rzeźba terenu, ani energia pochodzenia grawitacyjnego (wodna) czy wiatrowa.

Termin „świadczenia ekosystemowe” nie był używany w ankiecie. Zastąpiono go bardziej przystępnym, ale semantycznie tożsamym określeniem z mowy potocznej – dobrodziejstwa przyrody.

Mając na uwadze powyższe założenia, przygotowano ankietę składającą się z czterech części (Załącznik 1). O ocenę potencjału różnych typów ekosystemów do świadczenia usług respondenci byli proszeni w trzeciej części ankiety. Zadanie polegało na wskazaniu, które z wymienionych usług są dostarczane przez poszczególne typy ekosystemów i określeniu wagi danego świadczenia w porównaniu z pozostałymi świadczeniami uwzględnionymi w pytaniu. Korzystając z typologii ekosystemów MAES poziomu 2 stosowanej do mapowania i oceny ekosystemów w skali europejskiej (Maes i in. 2013), wyróżniono na terenie badań siedem typów ekosystemów. Natomiast świadczenia z drugiej części ankiety (rozdz. 3.3) zostały pogrupowane w 10 klas (6 zaopatrzeniowych i 4 kulturowe). Dodano także jedno świadczenie regulacyjne – gromadzenie i oczyszczanie wody.

Dane z kwestionariuszy papierowych poddano analizom statystycznym z wykorzystaniem oprogramowania SPSS. Do analizy zebranych danych wykorzystano szereg różnych narzędzi statystycznych i graficznych, dostosowanych do stawianego celu i charakteru danych. Opis metod przetwarzania danych zamieszczono w rozdziale 7.2. Tam również opisano metody porównań między wartościami potencjałów dla poszczególnych typów ekosystemów oraz metodę analizy podobieństwa między ekosystemami.

3.2. Analiza macierzy wskaźników potencjału

Uzyskane wartości wskaźników potencjału ekosystemów do świadczenia usług przekształcono do skali rangowej od 0 do 5, gdzie 0 oznacza brak potencjału, 1 – bardzo niski potencjał, a 5 – bardzo wysoki potencjał, i zestawiono w formie tabeli (macierz wskaźników i ekosystemów). Wartości na skali rangowej miały

z założenia pokazywać bezwzględną wartość potencjału i odnosić się do szerszej skali, wykraczającej poza teren badań. Dlatego też niektóre wskaźniki dla żadnego z analizowanych typów ekosystemów nie uzyskują skrajnych rang. Uznano bowiem, że wybrane skrajne wartości występują jedynie poza obszarem badań.

Inną procedurę transformacji wartości wskaźników przyjęto do wygenerowania zagregowanych potencjałów oraz do analizy powiązań pomiędzy wskaźnikami i pomiędzy jednostkami przestrzennymi. Wartości wszystkich wskaźników, wyrażonych początkowo na różnych skalach (ilorazowej i porządkowej) i w różnych jednostkach miar znormalizowano według wzoru:

$$X_{\text{norm}} = (X_{\text{obs}} - X_{\text{min}}) / (X_{\text{max}} - X_{\text{min}}),$$

gdzie: X_{obs} to obserwowana wartość wskaźnika; X_{min} i X_{max} oznaczają odpowiednio najniższą i najwyższą wartość wskaźnika w określonym zestawie danych.

Dla prowadzenia analiz także na poziomie krajobrazów, wartości wskaźników wyliczone dla ekosystemów wazono przez ich udział powierzchniowy w danych jednostkach krajobrazowych i dopiero wówczas normalizowano. Ze względu na to, że dla obszarów zabudowanych, jezior oraz szuwarów na wodzie oszacowano bardzo niewiele wskaźników, wyłączono te klasy z rozważań syntetycznych dotyczących potencjałów ekosystemów obliczonych metodą ekspercką.

W celu wyliczenia zagregowanych potencjałów, ze znormalizowanych wartości wyciągano średnią – odrębnie dla poszczególnych sekcji usług („Zaopatrzenie”, „Regulacja i utrzymanie”, „Kultura”), o ile pozwalała na to liczebność opracowanych świadczeń. W analizie nie uwzględniano cząstkowych wskaźników zawartości węgla w środowisku (CGLEBA, CDRZEW, CRUNO), gdyż są one już uwzględnione w sumarycznym wskaźniku CEKOS, aby nadmiernie niedoważyć w kalkulacjach łącznych tego świadczenia.

Pozostałe wskaźniki odnoszące się do tych samych świadczeń (np. NATUR i BIORÓŻ, AEROZ i METAL, SORPC i C/N) włączono do analiz, gdyż uznano, że nie replikują one informacji i stanowią odrębny potencjał, opisując inny wymiar rozpatrywanych świadczeń.

Całościowy potencjał ekosystemów/krajobrazów do świadczenia usług ze wszystkich sekcji wyliczono w ten sposób, że wyciągano średnią arytmetyczną nie z poszczególnych wskaźników, ale ze zagregowanych wartości odpowiadających poszczególnym sekcjom usług. W ten sposób zrównano znaczenie każdej z sekcji w całościowym potencjale. Zróznicowanie liczby świadczeń opracowanych w danej sekcji nie miało wówczas wpływu na ostateczną wartość potencjału.

Do mapowania zagregowanych potencjałów (całościowego i dla poszczególnych sekcji) uzyskany zakres wartości powtórnie normalizowano i dzielono równo na pięć klas. Powstałym przedziałom przypisano etykiety odnoszące się do

relatywnych wartości potencjału ekosystemów: najwyższy, wyższy, średni, niższy i najniższy. Należy zwrócić uwagę, że charakterystyka potencjału przedstawiona na mapach syntetycznych nie odnosi się do bezwzględnych wartości potencjałów, tak jak to ma miejsce w przypadku tabel, a także map poszczególnych wskaźników, ale opisuje zróżnicowanie wielkości potencjałów typów ekosystemów występujących w terenie badań.

Do analizy powiązań pomiędzy wskaźnikami i pomiędzy jednostkami przestrzennymi wykorzystano stosunkowo proste narzędzia statystyczne, a mianowicie analizę korelacji, analizę głównych składowych oraz hierarchiczną analizę skupień. Powyższe analizy wykonano w programie Statistica 10. Celem analiz było wyłonienie grup wskaźników o podobnych rozkładach wartości w obrębie ekosystemów/krajobrazów/obwodów łowieckich, a także określenie stopnia podobieństwa między ekosystemami/krajobrazami/obwodami łowieckimi.

Ze względu na niespełnienie warunków niezbędnych do przeprowadzenia analiz parametrycznych (znaczne odstępstwa od rozkładów normalnych, wartości na skali porządkowej) w analizie korelacji wykorzystano współczynnik korelacji porządku rang ρ Spearmana.

Do identyfikacji ukrytych związków między wskaźnikami potencjałów, co było pierwszym krokiem do formułowania hipotez dotyczących istnienia i charakteru prawidłowości kształtujących związki między zmiennymi, wykorzystano jedną z metod analizy czynnikowej, a mianowicie analizę głównych składowych (PCA). Metodę tę wybrano ze względu na jej prostotę oraz możliwość wykorzystania do opisu powiązań między zmiennymi wejściowymi bez przyjęcia założenia co do normalności rozkładów zmiennych w populacji. Jedynym warunkiem sensowności tego podejścia jest występowanie korelacji między analizowanymi zmiennymi.

Jako narzędzie pomocnicze do analizy podobieństwa posłużyła hierarchiczna analiza skupień i jej reprezentacja graficzna w formie dendrogramu. Zastosowano przy tym miarę odległości Euklidesa i grupowanie metodą Warda, której założeniem jest minimalizacja sumy kwadratów odchyleń dowolnych dwóch skupień, uformowanych na każdym etapie grupowania. Ten sposób aglomeracji uważa się za bardzo efektywny i przedstawiający najbardziej naturalne skupiska elementów.

3.3. Ocena wykorzystania świadczeń ekosystemowych

Przeprowadzone badania ankietowe posłużyły także do określenia rzeczywistego korzystania z dobrodziejstw przyrody pochodzących z lokalnych ekosystemów oraz rozpoznania poziomu wiedzy respondentów dotyczącej czerpania z nich

korzyści. Informacje o deklarowanym korzystaniu z usług pozyskano zarówno z pierwszej, jak i drugiej części kwestionariusza. Pierwsza część zawierała pytania otwarte dotyczące korzystania z dobrodziejstw przyrody (jedno pytanie ogólne i cztery pytania szczegółowe, odpowiadające głównym kategoriom świadczeń: zaopatrzeniowym, kulturowym, regulującym i utrzymującym).

Zamieszczono je przede wszystkim z zamiarem rozpoznania świadomości użytkowników krajobrazu co do skali korzystania z dobrodziejstw przyrody. W drugiej części zawarta była rozbudowana lista 45 świadczeń dostosowanych do lokalnych warunków (tab. 3.1), z możliwością zaznaczenia częstotliwości korzystania w ciągu ostatnich 3 lat (ani razu, jeden raz, kilka razy, regularnie, nie wiem / trudno określić). Zestaw świadczeń obejmował wszystkie możliwe usługi zaopatrzeniowe i kulturowe dostarczane przez lokalne ekosystemy. Do przygotowania listy wykorzystano powszechnie stosowane klasyfikacje świadczeń (MEA, TEEB, CICES) i dane o korzystaniu z przyrody pochodzące z miejscowych dokumentów planistycznych. Ostateczny wybór został ustalony podczas sesji warsztatowej z udziałem ekspertów, w tym przedstawiciela rady naukowej Wigierskiego Parku Narodowego. W tej części ankiety zrezygnowano z uwzględniania świadczeń regulacyjnych, ponieważ mają one znacznie szerszy zasięg i trudno precyzyjnie określić rzeczywiste wykorzystanie usług pochodzących tylko z lokalnych ekosystemów.

W ostatniej części kwestionariusza zbierano dane demograficzne dotyczące wieku, płci, poziomu wykształcenia, źródeł utrzymania, miejsca zamieszkania itp., które zostały wykorzystane do analizy reprezentatywności próby badawczej i do porównań międzygrupowych.

Opisowe odpowiedzi na pytania otwarte z pierwszej części ankiety ujednolicono pod względem znaczeniowym, pogrupowano i przekonwertowano na zmienne binarne. W rozdziale 9.1.1 na wykresach słupkowych zaprezentowano częstotliwość wymieniania wykorzystywanych świadczeń, łącznie przez wszystkich respondentów oraz w podziale na stałych mieszkańców i turystów. Istotność różnic w częstotliwości wymieniania poszczególnych świadczeń między podgrupami respondentów obliczono na podstawie testu chi kwadrat (χ^2) Pearsona.

W celu przeprowadzenia analizy związku między frekwencją odpowiedzi a wiekiem respondentów rekodowano zmienną „wiek” do trzech klas: poniżej 30 lat, 30–60 lat i powyżej 60 lat.

Do wizualizacji wyników drugiej części ankiety także zastosowano wykresy słupkowe (rozd. 9.1.2). Do analizy istotności różnic w deklarowanej formule zamkniętej częstotliwości korzystania ze świadczeń między podgrupami respondentów zastosowano nieparametryczny test rang *U* Manna-Whitney’a. Na użycie testów parametrycznych nie pozwalająca zastosowana czterowartościowa skala porządkowa (ani razu, jeden raz, kilka razy, regularnie) i istotne odchylenia

Tabela 3.1. Lista 45 świadczeń zaopatrzeniowych i kulturowych uwzględnionych w drugiej części ankiety

Table 3.1. List of the 45 provisioning and cultural services included in the second part of the questionnaire

Świadczenie ekosystemowe		Dział/Grupa
Zaopatrzeniowe		
1.	Ryby z okolicznych rzek i jezior	Pożywienie
2.	Grzyby z okolicznych lasów	
3.	Owoce z okolicznych lasów i ich przetwory	
4.	Dziczyzna	
5.	Owoce z lokalnych sadów/upraw lub ich przetwory	
6.	Warzywa z lokalnych upraw lub ich przetwory	
7.	Wypieki z lokalnej mąki	
8.	Miód z okolicznych pasiek	
9.	Mięso z lokalnych hodowli	
10.	Jajka z lokalnych hodowli	
11.	Olej roślinny pochodzący z okolicznych upraw	
12.	Mleko i jego przetwory pochodzące z lokalnych hodowli	
13.	Skorupiaki i mięczaki (np. raki, winniczki)	
14.	Drewno z okolicznych lasów (surowiec sklejkowy, tartaczny, okleinowy)	
15.	Przedmioty drewniane z surowca pochodzącego z okolicznych lasów	
16.	Wiklina z okolicznych wierzb	
17.	Trzcina	
18.	Pasza roślinna (siano itp.) z okolicznych łąk i upraw	
19.	Zioła/leki pochodzące z okolicznej przyrody	
20.	Ozdoby wytworzone/pochodzące z okolicznej przyrody (np. poroża, wianki, palmy wielkanocne)	
21.	Kompost, obornik, gnojowica	
22.	Wełna i skóry	
23.	Wosk z lokalnych pasiek	
24.	Nasiona/sadzonki/choinki świąteczne z okolicznych szkółek	Energia
25.	Drewno opałowe z okolicznych lasów	
26.	Torf z okolicznych torfowisk i jego pochodne	
27.	Biomasa (np. wierzba energetyczna, słoma)	
Kulturowe		
28.	Podpatrywanie okolicznej przyrody	Interakcje intelektualne i duchowe
29.	Wędrowanie przyrodniczymi ścieżkami dydaktycznymi	
30.	Oglądanie albumów/filmów przyrodniczych o regionie	
31.	Obserwacja rzadkich gatunków roślin i zwierząt	
32.	Praca twórcza (pisanie, malowanie itp.) inspirowana okoliczną przyrodą	
33.	Odwiedzanie miejsc kultu położonych blisko natury (ścieżki kalwaryjskie, źródelka, miejsca mocy itp.)	
34.	Modlitwa/medytacja na łonie natury	
35.	Wędkowanie	Interakcje fizyczne
36.	Myślistwo	
37.	Spacerowanie/bieganie na łonie natury	
38.	Kajakowanie/pływanie łodzią motorową lub wiosłową	
39.	Żeglowanie	
40.	Fotografowanie przyrody	
41.	Wycieczki krajoznawcze o charakterze przyrodniczym	
42.	Kąpiele w jeziorze lub rzece / plażowanie	
43.	Nurkowanie	
44.	Odpoczynek na łonie natury (ognisko, grill, biwak itp.)	
45.	Grzybobranie	

otrzymanych wyników od rozkładów normalnych. Analizę siły związku między częstotliwością korzystania ze świadczeń a poziomem wykształcenia (3 klasy) i wiekiem wykonano z użyciem nieparametrycznego współczynnika korelacji ρ Spearmana.

W rozdziale 9.1.3 podjęto się porównania korzystania ze świadczeń deklarowanego w formule otwartej i zamkniętej. W tym celu dane z drugiej części kwestionariusza, pokazujące częstotliwość korzystania, reklasyfikowano do zmiennej binarnej (korzystał – nie korzystał). Wyniki porównania, dodatkowo w podziale na stałych mieszkańców i turystów, zaprezentowano na wykresie słupkowym. Istotność różnic między podgrupami respondentów dla nowo zreklasyfikowanych zmiennych obliczono z użyciem testu χ^2 Pearsona.

3.4. Badania powiązań między potencjałem ekosystemów w ocenie bezpośrednich beneficjentów a rzeczywistym wykorzystaniem usług oraz wybranymi charakterystykami społeczno-demograficznymi

Analizę powiązań między potencjałem ekosystemów w ocenie bezpośrednich beneficjentów a rzeczywistym wykorzystaniem usług oraz wybranymi charakterystykami społeczno-demograficznymi przedstawiono w rozdziale 9.2. Z uwagi na traktowanie skali do oceny potencjału jako skali przedziałowej, możliwe było zastosowanie do analizy powiązań „potencjał ekosystemów – charakterystyki społeczno-demograficzne respondentów” testów parametrycznych (więcej w rozdz. 7.2). Test t studenta wykorzystano do porównań średnich wartości potencjałów ekosystemów przypisywanych przez podgrupy respondentów (m.in. mężczyźni – kobiety, miejscowi – przyjezdni). Współczynnik korelacji r Pearsona posłużył do określenia siły związku między wysokością potencjału a charakterystykami respondentów wyrażanymi na skali przedziałowej (np. wiek).

Z kolei do analizy zależności między częstotliwością korzystania ze świadczeń (skala porządkowa o nierównych interwałach) a postrzeganym potencjałem ekosystemów do dostarczania usług konieczne było ponowne zastosowanie nieparametrycznego współczynnika korelacji ρ Spearmana. W tej części pracy obliczono i przeanalizowano łącznie 3465 korelacji (7 typów ekosystemów \times 11 ocenianych grup usług \times 45 usług ze wskazaniem częstotliwości korzystania). W celu wydobywania bardziej syntetycznej informacji obliczono skumulowaną macierz korelacji prezentującą procent istotnych (dodatnich i ujemnych) korelacji dla każdej sekcji (jeśli chodzi o potencjał) i grupy świadczeń (jeśli chodzi o wykorzystanie).

3.5. Ocena popytu na świadczenia ekosystemowe

Do rozpoznania popytu na świadczenia ekosystemowe wykorzystano zapisy w gminnych dokumentach planistycznych, szczególnie te zawarte we fragmentach dotyczących oczekiwanych kierunków rozwoju i zagospodarowania istniejącego potencjału przyrodniczego.

Poszukując w tekstach dokumentów planistycznych badanych gmin odniesień do koncepcji usług ekosystemowych, zastosowano podejście interpretacyjne, którego podstawą była metodyka zastosowana w dokumentach strategicznych dla polskich miast nadmorskich (Piwowarczyk i in. 2013). W tym celu przestudiowano siedem dokumentów z badanych przez nas gmin Nowinka, Giby i Suwałki (tab. 3.2), wyszukując w nich sformułowań, które odnosiłyby się do typów ekosystemów lub szerzej rozumianego środowiska przyrodniczego i bezpośrednio lub pośrednio opisywałyby usługi ekosystemowe.

Tabela 3.2. Analizowane dokumenty planistyczne trzech badanych gmin

Table 3.2. The analyzed spatial-planning documents of the three communes studied

Gmina	Numer dokumentu	Nazwa dokumentu planistycznego	Rok wydania
Nowinka	1	Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego gminy Nowinka	2007
	2	Strategia Rozwoju Gminy Nowinka na lata 2014-2020	2014
Giby	3	Opracowanie Ekofizjograficzne do Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego gminy Giby	2013
	4	Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego gminy Giby	2014
	5	Strategia Zrównoważonego Rozwoju gminy Giby na lata 2014-2020	2014
Suwałki	6	Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego gminy Suwałki	2012
	7	Strategia Rozwoju gminy Suwałki 2000-2015	1999

Następnie dokonano przyporządkowania opisanych świadczeń do odpowiedniej kategorii w klasyfikacji CICES. W dokumentach pojawiły się odniesienia do pięciu typów ekosystemów: las, łąka, jezioro, torfowisko, trzcinowisko oraz ogólne stwierdzenia odnoszące się do „walorów środowiska przyrodniczego”.

4. Polska adaptacja systemu CICES

W ramach realizacji projektu wykonano adaptację klasyfikacji świadczeń ekosystemowych CICES (Haines-Young, Potschin 2013) – tabela 4.1. Adaptacja obejmowała wprowadzenie zmian merytorycznych, lepiej odpowiadających polskim warunkom oraz dostosowanie językowe. Ostateczny kształt klasyfikacji i nazewnictwa wypracowano w trakcie warsztatów, w których wzięli udział specjaliści z różnych dziedzin nauk, w tym geografowie, przyrodniczy i humaniści. Klasyfikacja CICES v4.3, która stanowiła materiał źródłowy, z założenia obejmuje wszystkie usługi ekosystemowe świadczone przez przyrodę ożywioną, przez wszystkie gatunki zwierząt, roślin i grzybów powstałych w holocenie. Wyłączone są z niej złoża kopalne zarówno organiczne (ropa, węgiel), jak i nieorganiczne (żwiry, piaski). W oryginalnej klasyfikacji uwzględniono wodę jako świadczenie zaopatrzeniowe. W adaptacji pozostawiono ją, żeby zbyt nie odchodzić od oryginalnej koncepcji, choć jest to pewna niekonsekwencja. Uznano w pełni za usługę ekosystemową gromadzenie i oczyszczanie wody (regulacja), jednak sama woda jako substancja chemiczna nie do końca mieści się w kategorii dóbr wytworzonych przez przyrodę ożywioną. W końcu żaden organizm nie przyczynił się do powstania czy syntezy wody.

Klasyfikacja świadczeń ekosystemowych składa się z 4 poziomów hierarchicznych (sekcja, dział, grupa, klasa). W oryginalnej tabeli umieszczono jeszcze kolumnę *typ klasy* wskazującą na możliwy sposób kwantyfikacji świadczenia z poziomu klasy do celów mapowania i oceny. Kolumna ta nie wprowadza jednak dodatkowego podziału na świadczenia, więc w proponowanej adaptacji została pominięta. Dla lepszego zrozumienia zastosowanego podziału, podobnie jak w oryginalnej wersji, dodano kolumnę prezentującą przykłady świadczeń z danej klasy, przy czym konkretne świadczenia również odpowiadają polskim warunkom, a przez to mogą mieć nieco inny zakres niż w opracowaniu oryginalnym.

Klasyfikacja obejmuje trzy sekcje: „Zaopatrzenie”, „Regulację i utrzymanie” oraz „Kulturę”. Zgodnie z rozwojem i doprecyzowaniem koncepcji usług ekosystemowych, a także w celu unikania podwójnego liczenia świadczeń, do klasyfikacji włączono jedynie tzw. końcowe świadczenia ekosystemowe (*final ecosystem*

Tabela 4.1. Klasyfikacja świadczeń ekosystemowych CICES zaadaptowana do warunków polskich

Table 4.1. The CICES classification of ecosystem services adapted to Polish conditions

Sekcja	Dział	Grupa	Klasa	Przykładowe świadczenia	
Zaopatrzenie	Pożywienie	Biomasa	Rośliny uprawne	Zboża (np. pszenica, żyto), warzywa, owoce, olej roślinny	
			Zwierzęta hodowlane i ich wytwory	Mięso, mleko, miód	
			Dziko rosnące rośliny i grzyby oraz ich wytwory	Jagody, maliny, grzyby, zioła	
			Dzkie zwierzęta i ich wytwory	Dziczyzna, ryby, skorupiaki	
		Woda pitna	Woda pitna ze źródeł powierzchniowych		
			Woda pitna ze źródeł podziemnych		
		Materiały	Biomasa	Włókna i inne materiały z roślin i zwierząt przeznaczone do bezpośredniego użycia i przetwórstwa	Drewno budowlane, celuloza, kwiaty, skóry, kości, konopie, tytoń, wełna, wosk, żywica, leki naturalne, barwniki, muszle
				Materiały z roślin i zwierząt do użytku w rolnictwie	Pasza (siano, kiszonka), nawóz (obornik, kompost, gnojowica)
	Materiał genetyczny			GMO, DNA do przemysłu, np. farmaceutycznego	
	Woda gospodarcza		Woda gospodarcza ze źródeł powierzchniowych	Nawadnianie pól, woda dla zwierząt, dla gospodarstw domowych do mycia, prania	
			Woda gospodarcza ze źródeł podziemnych		
	Energia		Biopaliwa	Biopaliwa pochodzenia roślinnego	Drewno opałowe, torf, słoma, rośliny energetyczne (np. wierzba)
		Biopaliwa pochodzenia zwierzęcego		Odchody	
Energia mechaniczna		Praca zwierząt	Siła pociągowa koni do rolnictwa i leśnictwa		
Regulacja i utrzymanie	Utylizacja odpadów, toksyn i redukcja innych uciążliwości	Utylizacja przez organizmy żywe	Bioremediacja przez mikroorganizmy, rośliny i zwierzęta	Biochemiczna detoksykacja/rozkład/mineralizacja w glebie i systemach wodnych (w tym w osadach dennych); rozkład/detoksykacja odpadów i materiałów toksycznych (np. biologiczne oczyszczalnie ścieków)	
			Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, rośliny i zwierzęta	Biologiczna filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja zanieczyszczeń w organizmach żywych w glebie i ekosystemach wodnych; adsorpcja i wiązanie metali ciężkich i związków organicznych w organizmach żywych	
		Utylizacja/redukcja przez ekosystemy	Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez ekosystemy	Biofizykochemiczna filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja zanieczyszczeń w glebie i ekosystemach wodnych (w tym w osadach dennych); adsorpcja i wiązanie metali ciężkich i związków organicznych w ekosystemach (kombinacja czynników biotycznych i abiotycznych)	

Tabela 4.1. cd.

Sekcja	Dział	Grupa	Klasa	Przykładowe świadczenia	
	Regulacja ruchów substancji		Rozcieńczenie w powietrzu i wodzie	Rozcieńczanie biofizykochemiczne gazów, cieczy i odpadów stałych w powietrzu, jeziorach, rzekach	
			Redukcja uciążliwości zapachowych, dźwiękowych i wizualnych	Izolacja dźwiękowa i wizualna ciągów komunikacyjnych przez drzewa	
		Ruchy masowe	Stabilizacja gruntów i regulacja tempa erozji	Pokrywa roślinna jako zabezpieczenie przed erozją, osuwaniem się ziemi, sphywami grawitacyjnymi	
			Buforowanie i osłabianie ruchów masowych	Transport i kumulacja osadów (jeziora, rzeki)	
		Ruchy cieczy	Regulacja obiegu wody i przepływów	Zdolność do utrzymywania przepływów bazowych umożliwiających dostarczanie i odprowadzanie wody (poprzez zatrzymywanie wody opadowej przez pokrywę roślinną). Ochrona przed deficytem wody/suszą.	
			Ochrona przed powodzią	Ochrona przed powodzią poprzez odpowiednie pokrycie terenu (bagna, roślinność)	
		Ruchy gazów/powietrza	Ochrona przed silnym wiatrem	Sztuczne i naturalne pasy roślinności (żywoploty, szpalery drzew, łągi nadrzeczne) ograniczające prędkość wiatru	
			Przewietrzanie i transpiracja	Roślinność wspomagająca wymianę powietrza	
		Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska	Utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej	Zapylenie kwiatów, rozsiewanie nasion	Zapylenie kwiatów przez pszczoły, rozsiewanie nasion przez ptaki
				Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków	Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania i rozwoju gatunków dostarczających usług zaopatrzeniowych (np. tarliska pstrąga)
			Regulacja populacji gatunków niepożądanych i występowania chorób	Regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych	Regulacja wkraczania inwazyjnych gatunków drzew
				Regulacja populacji szkodników	Regulacja liczebności gryzoni
				Regulacja występowania chorób	Regulacja chorób roślin, zwierząt i ludzi
			Utrzymywanie procesów glebotwórczych	Wietrzenie	Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby (struktura, żyzność itp.)
Rozkład materii i wiązanie pierwiastków	Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby (wiązanie azotu, mineralizacja itp.)				
Właściwości wody	Właściwości chemiczne		Utrzymywanie składu chemicznego wody i osadów w celu zapewnienia korzystnych warunków życia dla fauny i flory (denitryfikacja, remineralizacja fosforu itp.)		
Regulacja klimatu i składu atmosfery	Globalna regulacja klimatu poprzez redukcję stężenia gazów cieplarnianych	Globalna regulacja klimatu (sekwestracja gazów cieplarnianych/węgla) przez ekosystemy lądowe, wodę, osady dennie i florę i faunę			
	Regulacja mikroklimatu	Modyfikowanie temperatury, wilgotności, siły wiatru; utrzymywanie klimatu i jakości powietrza oraz regionalnych wzorców pogodowych			

Kultura (interakcje z przyrodą)	Fizyczne i intelektualne interakcje	Fizyczne interakcje	Sport i rekreacja (na łonie natury)	Żeglowanie, bieganie, wędrowanie, grzybobranie, polowanie
			Podglądanie/obserwacja przyrody	Obserwacja rzadkich gatunków ptaków
		Intelektualne interakcje	Badania naukowe	Badania terenowe, monitoring rzadkich gatunków roślin i zwierząt
			Edukacja	Wędrowanie przyrodniczymi ścieżkami dydaktycznymi; oglądanie filmów / albumów przyrodniczych
		Praca twórcza	Praca twórcza (pisanie, malowanie itp.) inspirowana przyrodą	
	Duchowe, symboliczne i inne interakcje	Kształtowanie postaw i tożsamości	Kształtowanie tożsamości	Kształtowanie tożsamości indywidualnej, lokalnej, narodowej itp.
			Kształtowanie postaw	Kształtowanie postaw (np. altruizmu)
		Doświadczenia duchowe i egzystencjalne	Doświadczenia duchowe	Odwiedzanie miejsc kultu „w przyrodzie”; modlitwa/medytacja na łonie przyrody
			Doświadczenia egzystencjalne	Obcowanie z przyrodą

services) (Haines-Young, Potschin 2013). W związku z tym uwzględniane we wcześniejszych klasyfikacjach (TEEB, MEA) usługi siedliskowe/wspomagające o charakterze pośrednim zostały jako kategoria najwyższego poziomu usunięte, a część z nich zaliczono do usług regulacyjnych, m.in. w ramach klasy „Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków”.

Nieznacznym modyfikacjom poddano klasyfikację sekcji „Kultura”, gdyż w dotychczasowym kształcie nie była ona w pełni zadowolająca. Warto podkreślić, że wśród autorów CICES także nie było zgody i już dość dawno zapowiedziano modyfikację tej sekcji. Świadczenia kulturowe w CICES są nieco inaczej rozumiane niż usługi z pozostałych dwóch sekcji. Świadczeniem ekosystemowym z sekcji Kultura jest stworzenie przez przyrodężywioną określonych warunków środowiskowych (*environmental settings*), które umożliwiają konkretną aktywność człowieka (interakcję z przyrodą). Realizacja świadczenia (wykorzystanie, przepływ) następuje dopiero wówczas, gdy dana interakcja zachodzi. Świadczenia kulturowe dzielą się na interakcje fizyczne (doświadczeniowe), intelektualne, duchowe i symboliczne, przy tym należy pamiętać, że podział w tej sekcji, w odróżnieniu od innych sekcji, nie jest rozdzielnym i wykluczającym się. Niemalże każda interakcja człowieka z przyrodą ma wymiar fizyczny, intelektualny i duchowy. Trudno bowiem z przyrodą kontaktować się cieleśnie z całkowitym wyłączeniem mózgu i odwrotnie. Podział świadczeń kulturowych ma wskazać, że dla różnych form aktywności z przyrodą odmienne cele, a w efekcie i kanały kontaktu, są priorytetowe. Nie podzielono także niechęci autorów oryginalnej koncepcji CICES do posługiwania się terminem „rekreacja” na oznaczenie niezwykle licznej gamy form aktywności z przyrodą, gdzie kanał fizyczny kontaktu jest priorytetowy. W ramach rekreacji na łonie przyrody, obok wprost wymienionego w tabeli sportu, mieszczą się także wszelkie formy turystyki, gdzie jednym z istotnych celów jest doświadczenie

kontakty z naturą. W proponowanej adaptacji wyodrębniono w ramach działu duchowe i symboliczne interakcje dwie nowe klasy: interakcje z przyrodą mające na celu (1) kształtowanie postaw i (2) kształtowanie tożsamości. Proponowany w oryginalnej wersji podział na (1) duchowe/emblematyczne interakcje i (2) inne wytwory kulturowe nie wydaje się najtrafniejszy. Zwrócenie uwagi na wpływ interakcji z przyrodą na kształtowanie się fundamentalnych charakterystyk człowieka (tożsamość, postawy) leżał u podstaw zaproponowanej modyfikacji.

Zakres proponowanych zmian, choć odpowiada warunkom polskim, nie odbiega intensywnością od innych modyfikacji narodowych systemu CICES. W Belgii głównym celem modyfikacji było dostosowanie do warunków gęsto zaludnionego kraju i wielofunkcyjnego użytkowania ziemi (Turkelboom i in. 2014). W Finlandii modyfikacje poszły jeszcze dalej, gdyż pominięto grupy świadczeń nieistotne dla tego kraju, a części nadano nowe nazwy, bardziej zrozumiałe dla przeciętnego mieszkańca. W systemie fińskim bardzo konsekwentnie zastosowano koncepcję kaskady od producenta do końcowego użytkownika świadczeń, unikając w ten sposób niejasności pojawiających się w oryginalnym systemie (Mononen i in. 2016). Dla Szwajcarii system zmodyfikowano w ten sposób, aby był przydatny do wykorzystania na poziomie regionalnym i ogólnokrajowym. Zaproponowano w nim uproszczenie polegające na odejściu od sztywnej hierarchii i wyróżniono jedynie osiem równorzędnych klas świadczeń uznanych za odpowiednie i ważne dla dobrostanu społecznego (zaopatrzeniowe, różnorodność biologiczna, regulacja wody, świadczenia kulturowe, regulacja klimatu, regulacja jakości powietrza, ochrona gleby, ograniczenie zagrożeń środowiskowych) (Helfenstein, Kienast 2014).

Na zakończenie wprowadzenia do zmodyfikowanego systemu CICES należy mieć nadzieję, że zaproponowana terminologia, dostosowana do języka polskiego i krajowych uwarunkowań, nie tylko ułatwi odbiór książki, ale także wejdzie na stałe do obiegu naukowego i przyczyni się do uporządkowania chaosu terminologicznego panującego w polskiej literaturze przedmiotu.

5. Przestrzenne jednostki odniesienia

5.1. Wprowadzenie

Przestrzeń przyrodnicza, będąca dostawcą świadczeń ekosystemowych, jest systemem zróżnicowanym w wielu różnych skalach przestrzennych i czasowych. Dla określenia potencjału, czyli zdolności do dostarczania świadczeń, mniej istotne jest zróżnicowanie czasowe (choć i ono jest brane pod uwagę – por. np. Mononen i in. 2016), natomiast decydującą rolę odgrywa zróżnicowanie przestrzenne. Można przy tym wyróżnić dwa, ściśle ze sobą powiązane, aspekty tej roli. Pierwszy wiąże się z samą naturą określonego świadczenia. Można bowiem wskazać określone kategorie przestrzenne, z którymi wiążą się poszczególne usługi lub ich grupy. Przykładowo, biomasa pochodzenia roślinnego, sekwestracja węgla czy podobne świadczenia mogą być jednoznacznie powiązane z określonymi jednorodnymi systemami ekologicznymi (ekosystemami w wąskim ujęciu lub tzw. ekosystemami, wyróżnianymi np. w systemie MAES). Natomiast już biomasa zwierząt dziko żyjących, niektóre świadczenia z grupy „utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej” i inne podobne oraz liczne świadczenia z grupy kulturowych interakcji z przyrodą, są produkowane przez heterogeniczne jednostki przestrzenne, obejmujące pewną liczbę różnych ekosystemów, tworzących krajobraz, który można identyfikować i delimitować w różny sposób. Ponadto przynajmniej część świadczeń (np. zabezpieczenie przed erozją) jest zależna jednocześnie od zróżnicowania przestrzennego w kilku skalach przestrzennych, tj. z jednej strony skali geotopu, czyli obszaru będącego częścią ekosystemu, jednorodnego pod względem warunków glebowych, litologicznych, hydrologicznych, położenia w rzeźbie (ekspozycji i nachylenia), pokrywy roślinnej i sposobu użytkowania, a z drugiej – skali dużych form geomorfologicznych, położenia w zlewni i ogólnie roli w krajobrazie.

Drugi aspekt roli przestrzeni dotyczy wyboru jednostki przestrzennej, w ramach której dokonuje się identyfikacji i oceny świadczeń ekosystemowych. W ujęciu ogólnym na dobór takiej jednostki odniesienia wpływa co najmniej kilka czynników, z których – poza zidentyfikowaną jednostką dostarczającą określone

dobra – najważniejsze to wielkość obszaru analizy i powiązana z tym skala opracowania, cel opracowania i powiązany z nim odbiorca wyników, a w końcu – dostępność danych o odpowiednim stopniu szczegółowości.

Ze względu na powyższe uwarunkowania w prezentowanych badaniach wykorzystano sześć różnych typów powierzchni odniesienia. Ich zestawienie podano w tabeli 5.1, a charakterystykę przedstawiono w dalszej części tekstu.

Tabela 5.1. Przegląd jednostek przestrzennych wykorzystanych w opracowaniu jako pole odniesienia dla waloryzacji świadczeń ekosystemowych

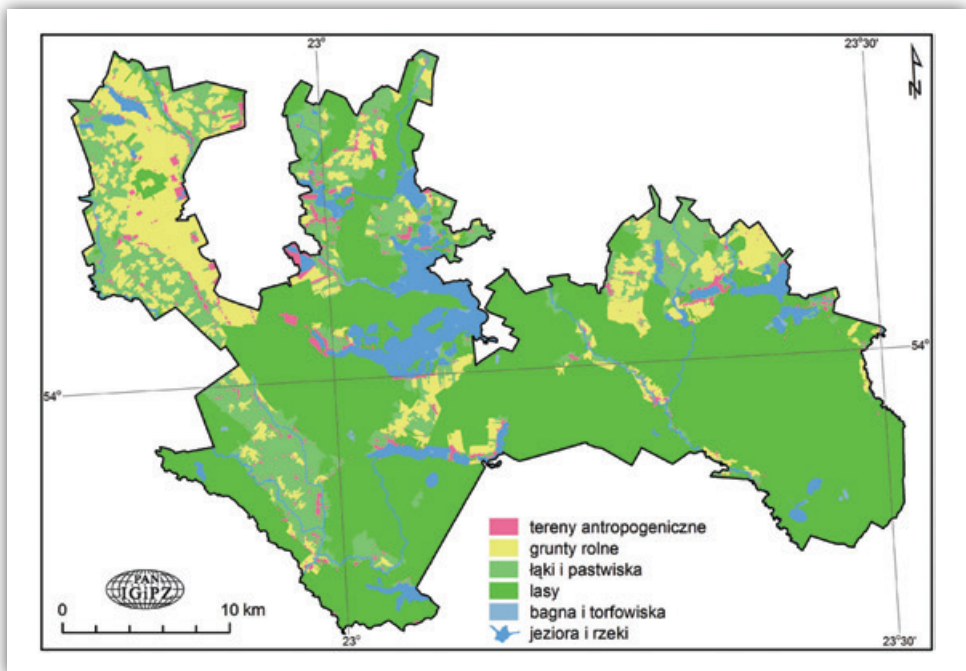
Table 5.1. An overview of the spatial units used in the study as a reference for the valorisation of ecosystem services

Nazwa jednostki	Opis	Liczba typów	Liczba jednostek indywidualnych
Ekosystemy (wg szczegółowej typologii autorskiej)	Oryginalna klasyfikacja obejmująca 25 kategorii lasów, 3 kategorie obszarów trawiastych, 3 typy kompleksów zbiorowisk polnych, 4 typy nieleśnej roślinności obszarów podmokłych i bagiennych, 6 typów jezior oraz jedną kategorię obszarów zabudowanych	42	3146
Obwody łowieckie	Oficjalne jednostki administracyjne, o sztucznych granicach, utworzone dla łatwiejszego prowadzenia gospodarki łowieckiej	-	15
Krajobrazy	Oryginalny podział przestrzeni na jednostki heterogeniczne, bazujący na mozaice zbiorowisk roślinnych (uzyskanych z mapy ekosystemów) z uwzględnieniem zróżnicowania roślinności potencjalnej i uwarunkowań abiotycznych	-	91
Ekosystemy (wg zmodyfikowanej typologii MAES)	Ekosystemy wg typologii MAES poziomu 2, uszczegółowione w części leśnej, uzyskane na podstawie generalizacji mapy ekosystemów	7	1153
Wydzielenia glebowe	Jednostki przestrzenne wyróżnione z uwzględnieniem granic kompleksów przydatności rolniczej (podstawowe jednostki map glebowo-rolniczych) obejmujących zespoły gleb o zbliżonych właściwościach rolniczych, które mogą być podobnie użytkowane, oraz nachylenia terenu i uwilgotnienia gleby	-	1808
Komórki rastra	Komórki rastra wielkości 140 × 140 m, scharakteryzowane trzema zmiennymi: uziarnienie podłoża, pokrycie terenu, nachylenie	-	-

5.2. Podział na ekosystemy według szczegółowej typologii autorskiej

Mapa ekosystemów stanowi podstawę do określenia potencjału danego obszaru do świadczenia większości usług ekosystemowych. Poszczególne ekosystemy różnią się między sobą możliwościami dostarczania usług potencjalnym biorcom. Z tego względu priorytetem staje się stworzenie jak najdokładniejszej legendy mapy, zawierającej kategorie typów ekosystemów, które w jak najpełniejszy sposób pozwolą na określenie potencjału badanego obszaru do świadczenia usług ekosystemowych. Typologia ekosystemów MAES poziomu 2 stosowana do mapowania

i oceny ekosystemów w skali europejskiej wyróżnia jedynie siedem typów ekosystemów lądowych (tereny antropogeniczne, grunty orne, łąki i pastwiska, lasy, wrzosowiska i zarośla, tereny bez roślinności, bagna i torfowiska) i jeden typ ekosystemów wód śródlądowych, czyli rzeki i jeziora (Maes i in. 2013). Mapa ekosystemów badanego obszaru skonstruowana na bazie tejże typologii jest zbyt jednorodna i nie uwzględnia różnorodności ekosystemowej, jaką charakteryzują się gminy wybrane do analiz (ryc. 5.1).



Rycina 5.1. Mapa ekosystemów badanych gmin na podstawie legendy proponowanej przez MAES

Figure 5.1. Map of ecosystems in the studied communes based on the legend proposed by MAES

Zastosowanie takich wydzieleni jest zasadne w przypadku mapowania dużych powierzchni, natomiast przy opracowaniach w skali lokalnej czy regionalnej tego typu legenda jest zbyt ogólna i niewystarczająca do pełnej oceny badanych powierzchni. Celem niniejszego opracowania jest syntetyczna prezentacja przestrzennego zróżnicowania pokrycia terenu, w taki sposób, aby każdy typ ekosystemu miał przypisaną wielkość lub zakres zasobów środowiskowych, które zapewniają określone funkcje ekosystemu (zwłaszcza zaopatrzeniowe, a w mniejszym stopniu regulacyjne i wspomagające). Pierwszym etapem prac nad konstrukcją mapy ekosystemów było stworzenie nowej, szczegółowej legendy pozwalającej

osiągnąć większą dokładność, rzetelność i kompletność zawartości mapy. Ostatecznie wyróżniono 42 typy ekosystemów. Za najmniejszą jednostkę mapy przyjęto obszar o powierzchni 5 ha. Jedynym wyjątkiem były olsy w wieku powyżej 120 lat, które w celu zobrazowania różnorodności obszaru badań pozostawiono na mapie wynikowej, mimo powierzchni mniejszych niż 5 ha.

Podstawą wydzielenia 25 typów ekosystemów leśnych był podział według kategorii typologicznych: olsy, łągi, grądy, bory i bory mieszane, bory bagienne i bory mieszane bagienne oraz wiekowych: 0–40 lat, 40–60 lat, 60–80 lat, 80–120 lat i > 120 lat.

W celu uszczegółowienia charakterystyki trwałych użytków zielonych oraz pól ornych, wprowadzono podział na kategorie siedliskowe: (1) suche i świeże, (2) wilgotne mineralne, (3) podłoże torfowe i mułowe, (4) ubogie borowe, (5) świeże siedliska grądów i żyznych borów mieszanych, (6) siedliska wilgotne, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu. Obszary bagienne podzielono na cztery kategorie: szuwały, trzcinowiska i turzycowiska, torfowiska niskie, torfowiska wysokie i przejściowe oraz szuwały na wodzie. Klasyfikację jezior przeprowadzono na podstawie kryteriów zawartych w tabeli 5.2. W legendzie do mapy uwzględniono również obszary zabudowane. Pełna legenda do mapy ekosystemów wraz z akronimami zawarta jest w tabeli 5.3.

Konstrukcja mapy była poprzedzona szczegółową analizą dostępnych opracowań kartograficznych dotyczących badanego terenu. Źródłami danych były:

- ▶ ortofotomapy (1:5000) – Główny Urząd Geodezji i Kartografii;
- ▶ Baza Danych Obiektów Topograficznych (1:10 000) – Główny Urząd Geodezji i Kartografii;
- ▶ Mapa Podziału Hydrograficznego Polski (1:10 000) – Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej;
- ▶ mapy glebowo-rolnicze (1:25 000) – Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach – PIB;
- ▶ VmapL2 (1:50 000) – Główny Urząd Geodezji i Kartografii;
- ▶ Szczegółowa mapa geologiczna Polski (1:50 000) – Państwowy Instytut Geologiczny – PIB;
- ▶ Leśna Mapa Numeryczna – Bank Danych o Lasach;
- ▶ System Informacji Przestrzennej o Mokradłach Polski (1:100 000) – Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty;
- ▶ DTED L2;
- ▶ prace terenowe.

Wektoryzację i scalanie poszczególnych warstw mapy przeprowadzono przy użyciu oprogramowania ArcGIS 10.2.2. Głównym czynnikiem utrudniającym ustalenie rzeczywistego przebiegu granic ekosystemów na obszarze badań były

Tabela 5.2. Klasyfikacja jezior do mapy ekosystemów

Table 5.2. The classification of lakes for the map of ecosystems

Kryterium podziału	Typ ekosystemu					
	Jeziora duże mezotroficzne (10a)	Jeziora duże eutroficzne (10b)	Jeziora średnie eutroficzne (10c)	Jeziora dystroficzne (10d)	Jeziora małe eutroficzne (10e)	Zbiorniki sztuczne (10f)
Powierzchnia	duże > 50 ha	duże > 40 ha	średnie 10–45 ha	0,1–12 ha	małe < 10 ha	
Głębokość maksymalna	głębokie > 20 m	średnie 10–20 m	różne 4–24 m	różne < 10 m	płytkie < 5 m	
Głębokość średnia	głębokie > 7 m	średnie < 7 m	średnie < 7 m	płytkie < 4 m	płytkie < 4 m	
Przewodność	> 180	> 180	> 180	< 60	> 180	
Odczyn	> 7,9	> 7,9	> 7,9	< 7	> 7,9	
Zawartość wapnia	> 30	> 30	> 30	< 8	> 30	
Typ rybacki	sielawowe (Ożewo, Białe Wigierskie, Okmin, Busznica, Wigry, Pierty) i leszczowe	leszczowe	leszczowe i linowo-szczupakowe (gł. maks. poniżej 8 m)	poza klasyfikacją	linowo-szczupakowe, częściowo karasiowe	leszczowe
Typ żywnościowy	mezotroficzne i eutroficzne	eutroficzne	eutroficzne	dystroficzne	eutroficzne	
Stratyfikacja	stratyfikowane	meromiktyczne	meromiktyczne	polimiktyczne	polimiktyczne	
Produkcja rybacka z ha	34 kg	34 kg	34–40 kg	do 20 kg	20–40 kg	
Uwagi i komentarze	podział na dwie grupy: jeziora Ożewo, Białe Wigierskie i Busznica mezotroficzne (niższa przewodność, utlenialność, niższa zawartość wapnia i siarczanów), pozostałe eutroficzne		podział na trzy grupy: grupa (1) jeziora Taciewo, Muliczne, Okrągłe, Leszczewek, Staw, Czarne, Koleśne; grupa (2) jeziora Jałowo, Krusznik, Mulaczysko, Brożane, Dowcień, Dabiel; grupa (3) jeziora Czarne II, Omułówek, Wierśnie; zróżnicowanie chemiczne: przewodnictwo (1) 250–350, (2) < 250, (3) > 400; wapń (1) i (2) 35–60, (3) > 65			sztuczne zbiorniki w wykopach po eksploatacji kruszywa

Tabela 5.3. Typy ekosystemów zawarte w legendzie do mapy ekosystemów
Table 5.3. Types of ecosystem included in the legend for the map of ecosystems

	Typ ekosystemu	Akronim
	1a. Olsy 0–40 lat	OLS1
	1b. Olsy 40–60 lat	OLS2
	1c. Olsy 60–80 lat	OLS3
	1d. Olsy 80–120 lat	OLS4
	1e. Olsy powyżej 120 lat	OLS5
	2a. Łęgi 0–40 lat	ŁĘG1
	2b. Łęgi 40–60 lat	ŁĘG2
	2c. Łęgi 60–80 lat	ŁĘG3
	2d. Łęgi 80–120 lat	ŁĘG4
	2e. Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5
	3a. Grądy 0–40 lat	GRĄD1
	3b. Grądy 40–60 lat	GRĄD2
	3c. Grądy 60–80 lat	GRĄD3
	3d. Grądy 80–120 lat	GRĄD4
	3e. Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5
	4a. Bory i bory mieszane 0–40 lat	BÓR1
	4b. Bory i bory mieszane 40–60 lat	BÓR2
	4c. Bory i bory mieszane 60–80 lat	BÓR3
	4d. Bory i bory mieszane 80–120 lat	BÓR4
	4e. Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5
	5a. Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0–40 lat	BÓRB1
	5b. Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40–60 lat	BÓRB2
	5c. Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60–80 lat	BÓRB3
	5d. Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80–120 lat	BÓRB4
	5e. Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5
	6a. Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ
	6b. Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW
	6c. Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym etc.	ŁĄKAB
	7a. Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES
	7b. Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW
	7c. Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW
	9a. Obszary bagienne – szuwary, trzciniowiska i turzycowiska	BAGNO
	9b. Obszary bagienne – torfowiska niskie	TORFN
	9c. Obszary bagienne – torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP
	9d. Obszary bagienne – szuwary na wodzie	SZUWAR
	10a. Jeziora duże mezotroficzne	JEZDMEZ
	10b. Jeziora duże eutroficzne	JEZDEU
	10c. Jeziora średnie eutroficzne	JEZŚEU
	10d. Jeziora dystroficzne	JEZDYS
	10e. Jeziora małe eutroficzne	JEZMEU
	10f. Zbiorniki sztuczne	ZBIOR
	12. Obszary zabudowane	ZABUD

Typologia jezior zgodna z tabelą 5.2.

różne skale wykorzystywanych danych źródłowych (od 1:10 000 do 1:100 000) – rycina 5.2.

Kolejnym problemem była niepewność i niejasność w wyborze właściwych danych do konstrukcji mapy wynikająca z niezgodności przebiegu granic poszczególnych ekosystemów prezentowanych na mapach pochodzących z różnych źródeł (ryc. 5.3) oraz niekompatybilność danych referencyjnych.

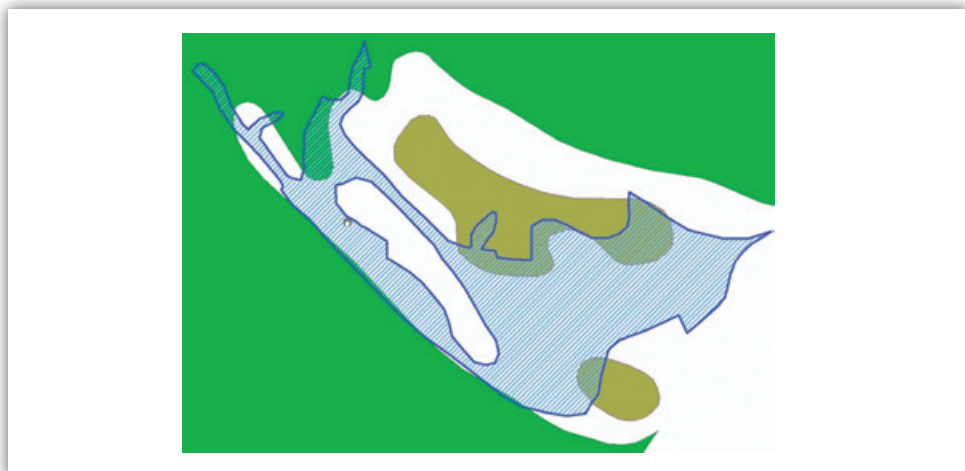
Jakość kartograficznych danych źródłowych była weryfikowana podczas prac terenowych. W wielu przypadkach ich treść nie pokrywała się ze stanem rzeczywistym, co wymagało aktualizacji zawartości ostatecznej mapy typów ekosystemów. Błędy w określeniu typologii ekosystemów były często skrajne i dotyczyły radykalnie różnych kategorii siedliskowych, np. ekosystem zaznaczony na mapie jako trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych w rzeczywistości został zaklasyfikowany do obszarów bagiennych – szuwarów, trzcinowisk i turzycowisk.

Mapa ekosystemów stworzona na podstawie wyżej wymienionych kryteriów stanowi pełny obraz przestrzennego zróżnicowania badanych gmin pod względem typów ekosystemów (ryc. 5.4). W porównaniu z mapą tego terenu stworzoną na podstawie legendy MAES (por. ryc. 5.1), obraz trzech analizowanych gmin jest zdecydowanie bardziej uszczegółowiony, co pozwala na wykonywanie dokładniejszych analiz przestrzennych oraz bardziej precyzyjne określenie potencjału obszaru do świadczenia usług ekosystemowych. Mapa ponadto dobrze odzwierciedla strukturę krajobrazu młodogłacjalnego.

Mapa ekosystemów stanowi bazę do prezentacji przestrzennych zależności pomiędzy typami ekosystemów a badanymi wskaźnikami. Zastosowane kryteria wyróżniania poszczególnych typów ekosystemów pozwoliły na wykreślenie szczegółowych map wskaźników wytypowanych dla wybranych usług ekosystemowych. Wyniki analiz przestrzennych wykonanych na bazie skonstruowanej mapy ekosystemów są znacznie bardziej szczegółowe niż zobrazowania na podstawie mapy MAES (ryc. 5.5).

Na obszarze badań, głównie w gminie Suwałki, zachodniej części gminy Nowinka oraz północnej części gminy Giby, na terenach wysoczyznowych wyraźnie zaznaczają się obszary, które w wyniku wylesienia zmieniły swoją pierwotną formę użytkowania z leśnej na rolniczą, co jest dowodem postępującej antropopresji. Powierzchnię poszczególnych typów ekosystemów w badanych gminach zawarto w tabeli 5.4.

W sumarycznym zestawieniu procentowego udziału powierzchni poszczególnych typów ekosystemów w badanych gminach przeważają ekosystemy leśne, w tym głównie bory i bory mieszane (31,3%) oraz jeziora (25,8%). Obok naturalnych ekosystemów wysoki odsetek stanowią również pola orne oraz użytki zielone (sumarycznie 23,5%) – rycina 5.6.



Rycina 5.2. Przykład braku współliniowości przebiegu granic różnych typów ekosystemów (na podstawie danych źródłowych opracowanych w różnych skalach)

Figure 5.2. Example of a lack of collinearity of boundaries of different types of ecosystem (based on source data compiled on different scales)



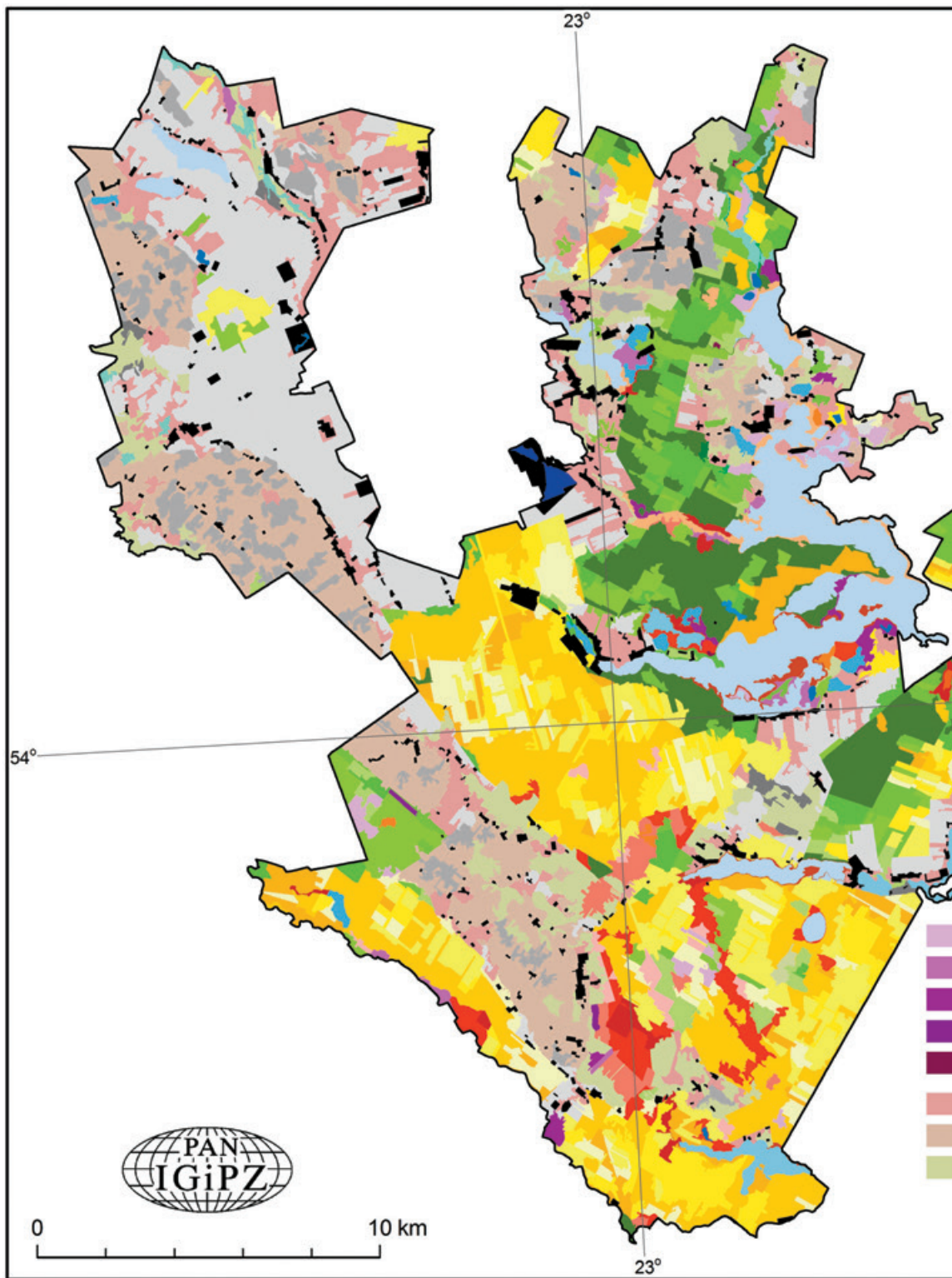
Rycina 5.3. Różnice zasięgu granic jeziora na przykładzie Mapy Podziału Hydrograficznego Polski (1:10 000) oraz Bazy Danych Obiektów Topograficznych (1:10 000)

Figure 5.3. Differences in lake boundaries as exemplified by the Hydrographic Division of Poland Map (1:10 000) and Topographical Database (1:10 000)

Tabela 5.4. Powierzchnia (ha) typów ekosystemów w poszczególnych gminach

Table 5.4. Area (ha) of ecosystem types in the different communes

Typ ekosystemu	Giby	Suwałki	Nowinka
Olsy 0-40 lat	0,0	246,3	155,0
Olsy 40-60 lat	135,0	110,0	96,9
Olsy 60-80 lat	13,8	159,0	111,2
Olsy 80-120 lat	0,0	0,0	28,7
Olsy powyżej 120 lat	0,0	7,1	0,0
Łęgi 0-40 lat	44,9	32,6	0,0
Łęgi 40-60 lat	102,3	209,5	0,0
Łęgi 60-80 lat	14,6	0,0	0,0
Łęgi 80-120 lat	15,4	12,4	0,0
Łęgi powyżej 120 lat	3,7	15,2	0,0
Grądy 0-40 lat	401,5	218,4	356,6
Grądy 40-60 lat	518,9	856,0	600,3
Grądy 60-80 lat	560,9	610,9	311,9
Grądy 80-120 lat	777,4	794,6	281,8
Grądy powyżej 120 lat	1141,0	1914,7	876,8
Bory i bory mieszane 0-40 lat	3334,0	632,3	1243,1
Bory i bory mieszane 40-60 lat	6159,9	560,4	2640,8
Bory i bory mieszane 60-80 lat	5319,3	718,0	1935,2
Bory i bory mieszane 80-120 lat	4585,0	2358,9	3981,3
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	1787,7	564,9	713,4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	55,8	0,0	232,0
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	334,2	15,7	413,3
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	320,9	18,9	147,2
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	438,4	17,9	637,1
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	88,2	68,5	163,0
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	1139,5	3254,4	1117,1
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	934,9	3382,0	1798,7
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	1169,9	1356,2	1478,8
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	2203,5	5436,8	1104,1
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	785,2	1752,2	279,6
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	34,7	68,7	101,3
Obszary bagienne - szuwary, trzcinowiska i turzycowiska	45,6	275,7	0,0
Obszary bagienne - torfowiska niskie	44,6	10,3	43,8
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	11,6	0,0	0,0
Obszary bagienne - szuwary na wodzie	183,5	166,2	263,8
Jeziora duże mezotroficzne	767,5	13 677,2	13 668,6
Jeziora duże eutroficzne	729,0	163,4	509,3
Jeziora średnie eutroficzne	152,3	203,4	80,8
Jeziora dystroficzne	10,8	14,8	0,0
Jeziora małe eutroficzne	16,2	41,1	18,0
Zbiorniki sztuczne	0,0	76,1	0,0
Obszary zabudowane	1109,2	4905,6	1422,4



Rycina 5.4. Mapa typów ekosystemów (legenda – tabela 5.3)

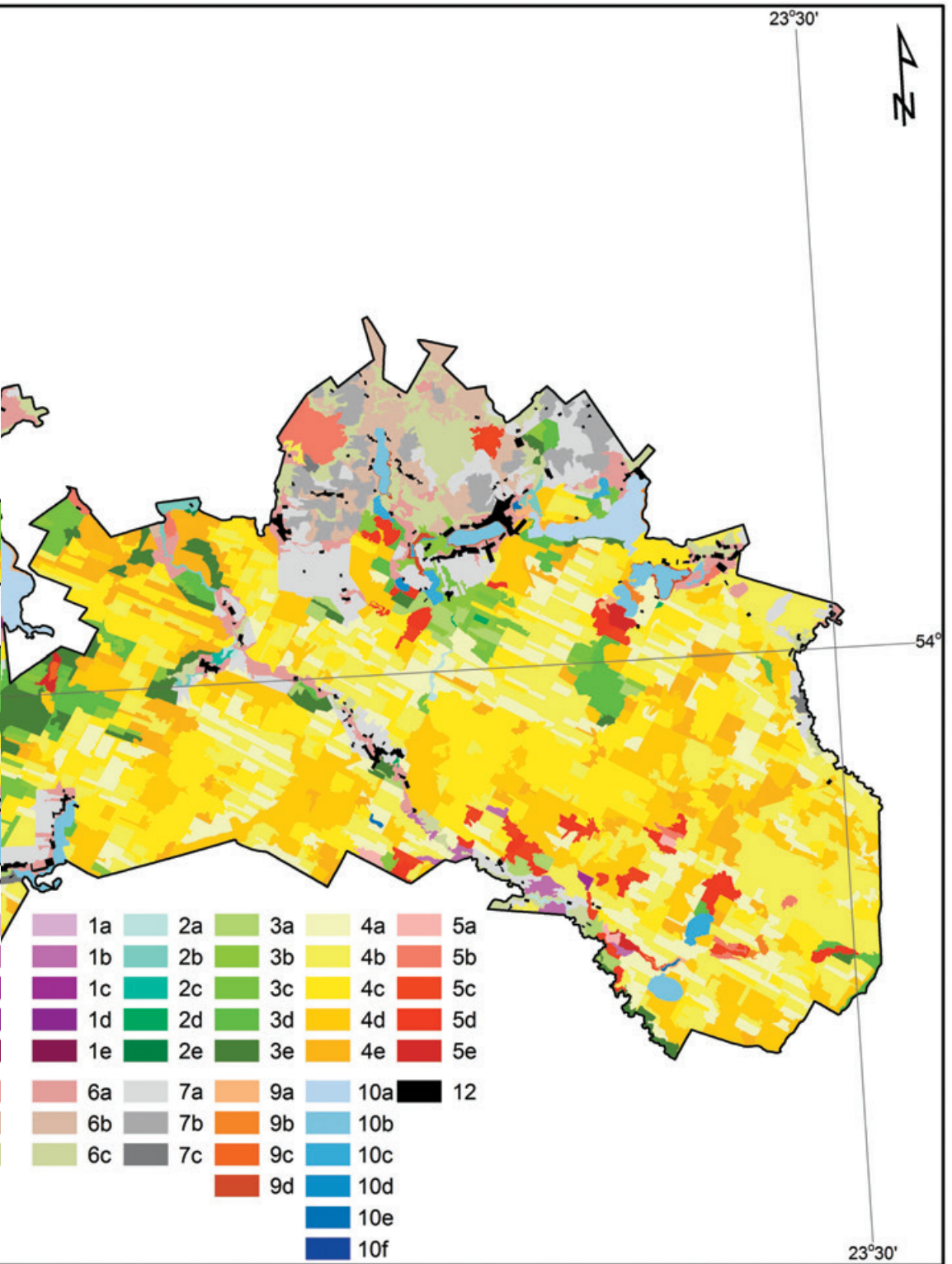
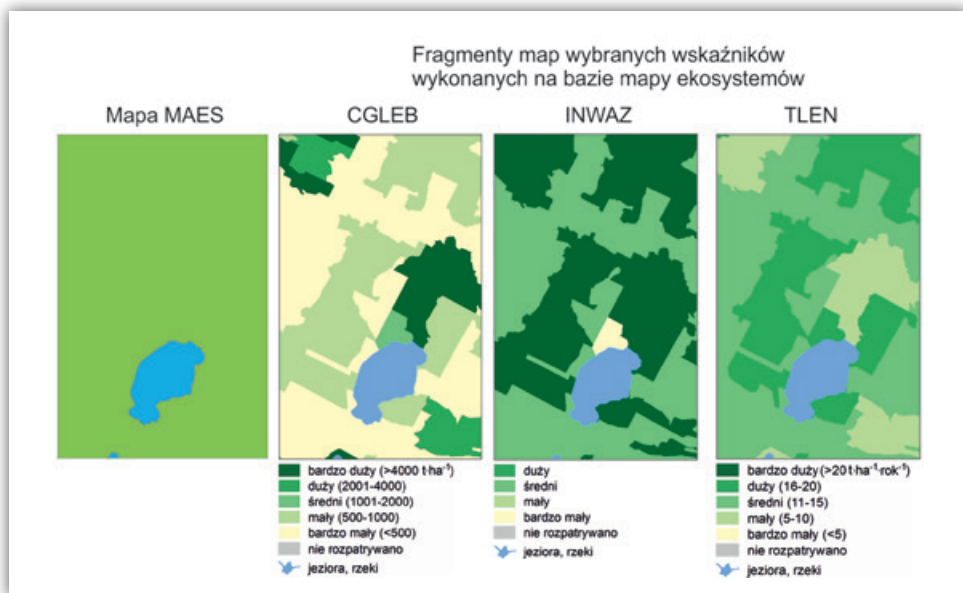


Figure 5.4. Map of ecosystem types



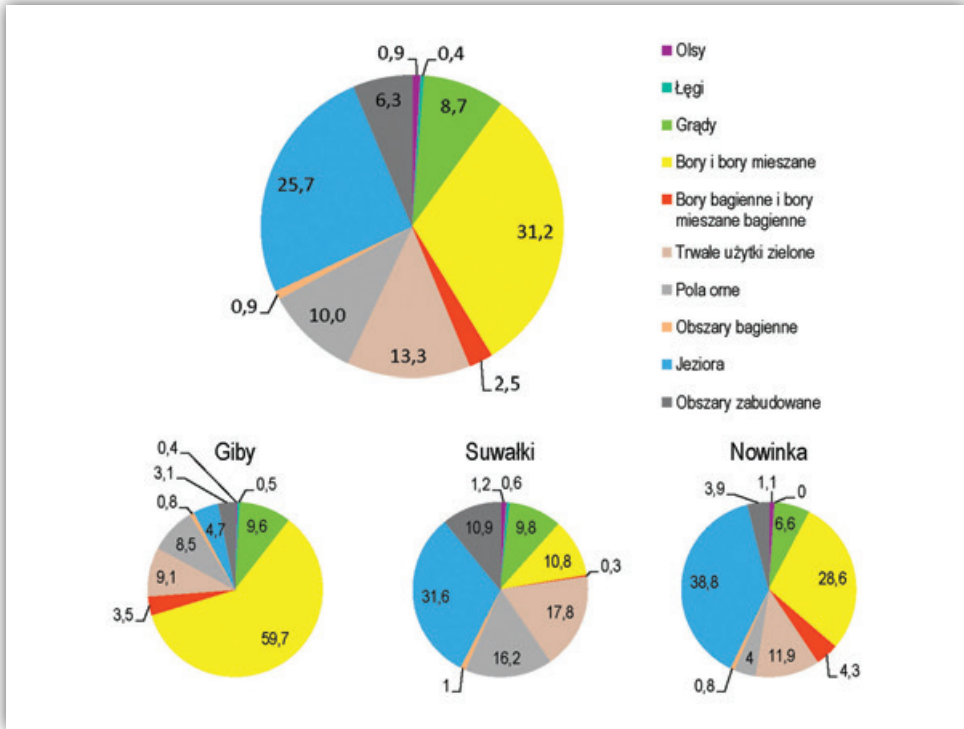
Rycina 5.5. Porównanie wyników wybranych analiz wykonanych na bazie mapy MAES oraz autorskiej mapy ekosystemów

Figure 5.5. Comparison of the results of selected analyses based on the MAES map and the author's own map of ecosystems

Powierzchnie poszczególnych gmin różnią się między sobą strukturą typologiczną ekosystemów (ryc. 5.6). Gmina Giby charakteryzuje się wysokim wskaźnikiem lesistości i dość równomiernym udziałem pozostałych typów ekosystemów na poziomie ok. 5–10%. W gminie Suwałki i Nowinka występuje natomiast wysoki wskaźnik udziału jezior (odpowiednio: 31,6% i 38,8%). Wśród badanych gmin największy odsetek pól orných oraz trwałych użytków zielonych charakteryzuje gminę Suwałki i wynosi łącznie 38,0%, co czyni ją najbardziej poddaną antropopresji na obszarze badań. Ponad połowę powierzchni gminy Nowinka stanowią ekosystemy leśne różnych typów.

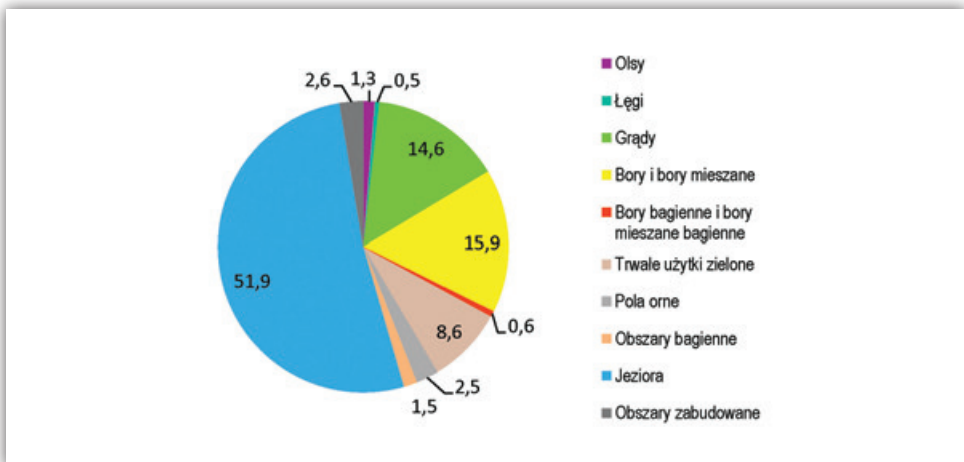
Najmniejszy udział w całkowitej powierzchni badanego obszaru mają wszystkie typologiczne i wiekowe klasy ekosystemów lasów olsowych, łągowych, borów bagiennych i borów mieszanych bagiennych, częściowo grądów oraz obszarów bagiennych i jezior kategorii od 10b do 10f (tzn. jezior dużych eutroficznych, średnich eutroficznych, dystroficznych, małych eutroficznych i zbiorników sztucznych).

Na tle obszaru badań wyróżnia się Wigierski Park Narodowy, którego powierzchnię w ponad 50% zajmują jeziora. W porównaniu z całkowitą powierzchnią trzech badanych gmin obszar WPN charakteryzuje również najwyższy odsetek obszarów podmokłych (1,5%). W strukturze typów siedliskowych lasów przeważają grądy oraz bory i bory mieszane (ryc. 5.7).



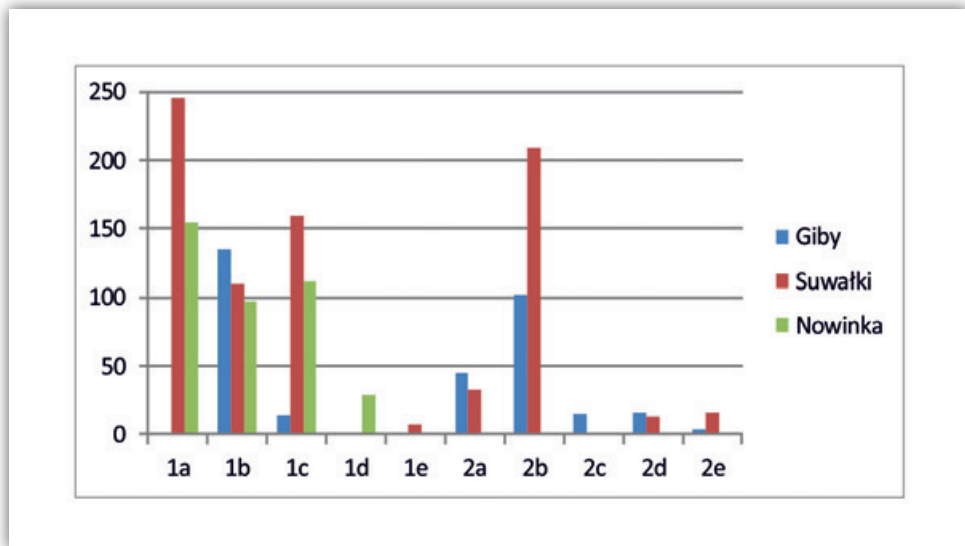
Rycina 5.6. Udział procentowy powierzchni typów ekosystemów na całym obszarze badań oraz w poszczególnych analizowanych gminach

Figure 5.6. Percentage share of ecosystem types across the research area and in the individual communes analysed



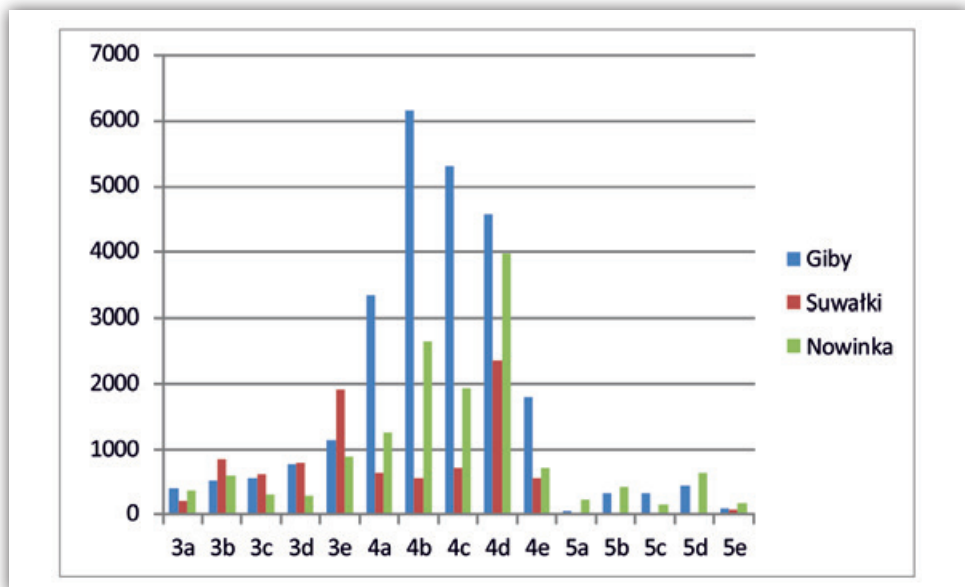
Rycina 5.7. Procentowy udział typów ekosystemów w powierzchni Wigierskiego Parku Narodowego w granicach trzech badanych gmin

Figure 5.7. Percentage share of ecosystem types in the area of Wigry National Park falling within the three studied communes



Rycina 5.8. Sumaryczna powierzchnia (ha) olsów i łęgów w podziale na kategorie wiekowe w poszczególnych gminach

Figure 5.8. Total area (ha) of alder and riparian forests by age classes in the different communes



Rycina 5.9. Sumaryczna powierzchnia (ha) grądów, borów i borów mieszanych oraz borów bagiennych i borów mieszanych bagiennych w podziale na kategorie wiekowe w poszczególnych gminach

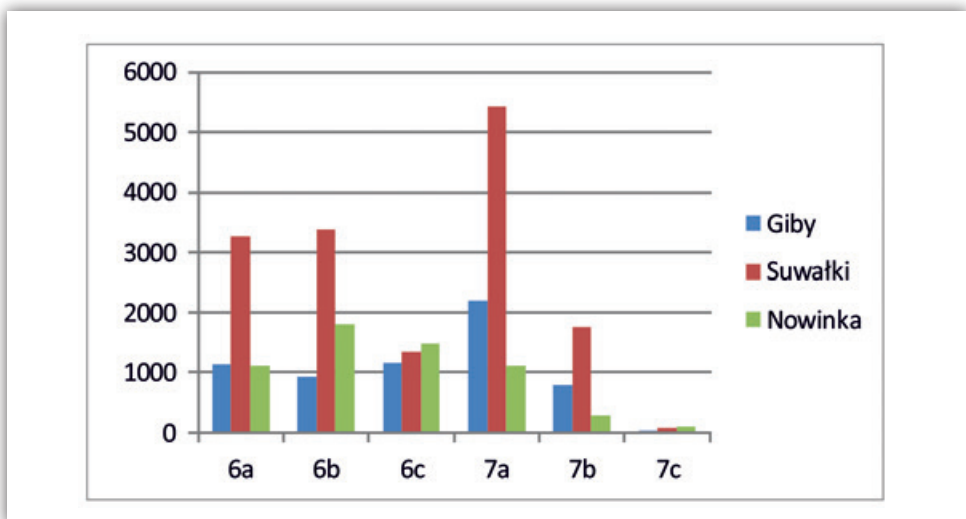
Figure 5.9. Total area (ha) of oak-hornbeam forest, coniferous forest, mixed/coniferous forest, coniferous swamp forest and mixed/coniferous swamp forest, with a division by age classes in the different communes

Udział poszczególnych typów ekosystemów w podziale na kategorie wiekowe przedstawiają ryciny 5.8 i 5.9. Wśród lasów łęgowych i olsowych badanych gmin przeważają ekosystemy młode (do 60 lat). Struktura wiekowa lasów grądowych oraz borów bagiennych i borów mieszanych bagiennych jest bardziej jednostajna, bez wyraźnej dominacji poszczególnych kategorii, aczkolwiek nieznaczny wzrost udziału powierzchni tych siedlisk zaznacza się w przypadku kategorii powyżej 80 lat. Największa różnorodność charakteryzuje bory i bory mieszane, których występowanie skupia się w największym stopniu w gminie Giby. Bardziej wyrównana struktura udziału tych lasów w badanych gminach występuje w przypadku kategorii wiekowej 80–120 lat.

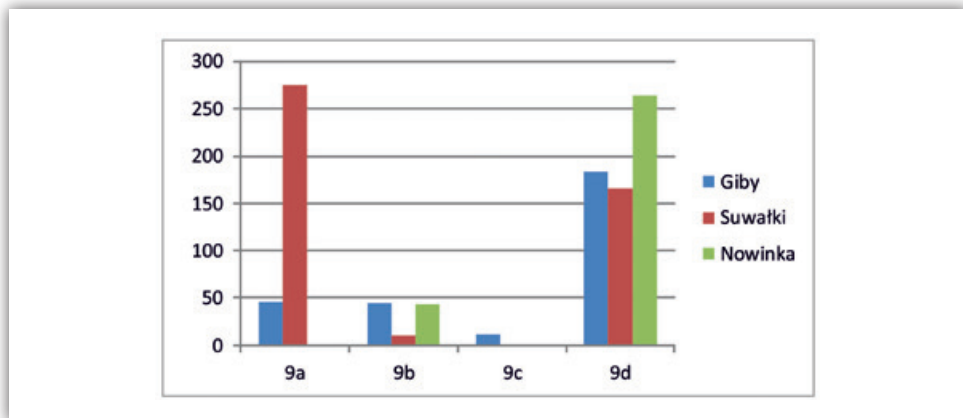
Największą powierzchnią zajmowaną przez niemal wszystkie kategorie trwałych użytków zielonych oraz pól ornych charakteryzuje się gmina Suwałki. Dominują kategorie na suchych, świeżych oraz wilgotnych siedliskach mineralnych (ryc. 5.10).

Wśród obszarów podmokłych największy odsetek zajmują szuwały na wodzie, które średnio pokrywają ok. 170 ha w każdej z gmin. Pozostałe kategorie występują sporadycznie, z wyjątkiem szuwarów, trzcinowisk i turzycowisk, które na obszarze gminy Suwałki zajmują niespełna 276 ha (ryc. 5.11).

Wśród jezior największą sumaryczną powierzchnią mają jeziora mezotroficzne kategorii 10a (ryc. 5.12). Najmniejsza jeziorność (4,7%) charakteryzuje gminę Giby. Dwie pozostałe gminy pod tym względem znacznie różnią się od niej, osiągając wartości rzędu 31,6% (Suwałki) i 38,8% (Nowinka).

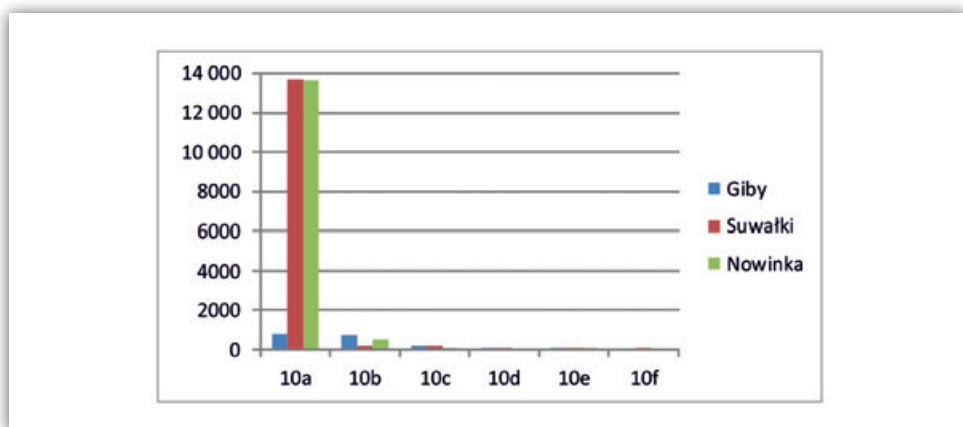


Rycina 5.10. Sumaryczna powierzchnia (ha) trwałych użytków zielonych oraz pól ornych w badanych gminach w podziale na kategorie wilgotnościowe
 Figure 5.10. Total area (ha) of grasslands and arable fields in the studied communities, with a division into moisture classes



Rycina 5.11. Sumaryczna powierzchnia (ha) obszarów bagiennych różnych kategorii w badanych gminach

Figure 5.11. Total area (ha) of different swamp categories in the studied communes

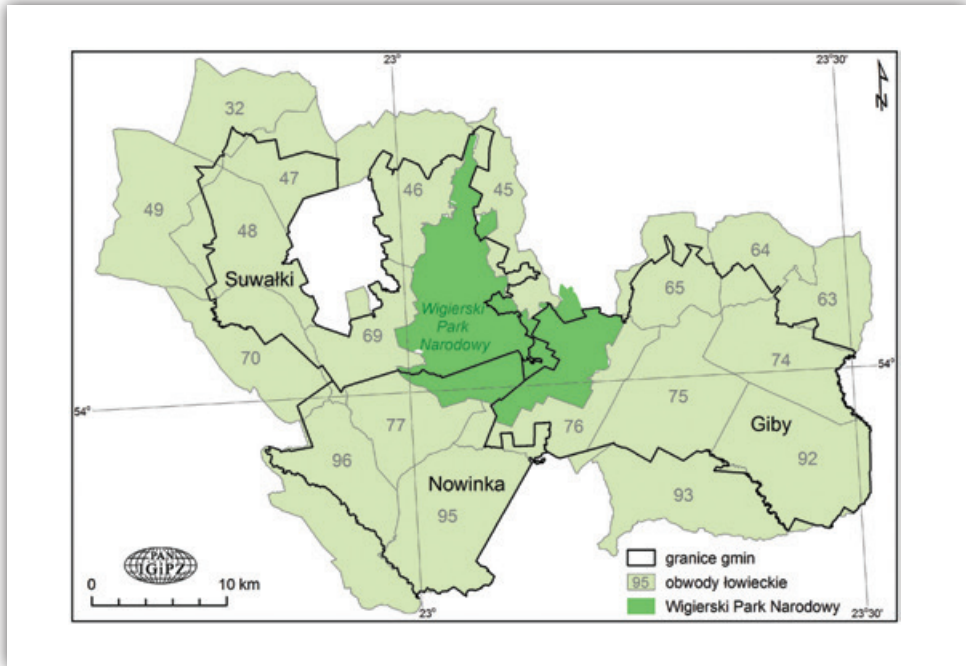


Rycina 5.12. Sumaryczna powierzchnia (ha) jezior różnych kategorii w badanych gminach

Figure 5.12. Total area (ha) of lakes of different categories in the studied communes

5.3. Podział na obwody łowieckie

Zgodnie z Ustawą z dnia 13 października 1995 r. Prawo łowieckie (Dz.U. z 2015 r., poz. 2168) obwód łowiecki to wydzielona administracyjnie jednostka gospodarcza o powierzchni nie mniejszej niż 3000 ha, utworzona dla łatwiejszego prowadzenia gospodarki łowieckiej. Obwody łowieckie wyodrębnia się w taki sposób, aby optymalnie zaspokajać potrzeby w zakresie ochrony, zachowania i rozwoju preferowanych gatunków zwierzyny, a ich granice były łatwo identyfikowalne w terenie,



Rycina 5.13. Granice obwodów łowieckich i Wigierskiego Parku Narodowego na tle trzech analizowanych gmin

Figure 5.13. The borders of hunting units and Wigry National Park as set against the three communes analysed

w miarę możliwości bez dzielenia zbiorników wodnych. Wyznaczanie granic i powierzchni obwodów należy do obowiązków władz wojewódzkich i podział ten jest co pewien czas weryfikowany. Ze względu na zakres wykorzystanych danych, obejmujących lata 2011–2014 w opracowaniu wykorzystano tzw. stary podział na obwody, wprowadzony w 1997 r. (Dz. Urz. Woj. Suwał. z 1997 r. nr 25, poz. 166) i obowiązujący do 2012 r., kiedy została zmieniona numeracja bez zmian powierzchni i granic (Dz. Urz. Woj. Podl. z 2013 r., poz. 325). W opracowaniu uwzględniono także (jako jednostkę dodatkową) Wigierski Park Narodowy (WPN). Obwodów łowieckich nie tworzy się na obszarze parków narodowych, ale inwentaryzacja gatunków zwierzyny łownej przebiega w nich według tych samych zasad. Rozmieszczenie obwodów łowieckich na tle obszaru opracowania przedstawiono na rycinie 5.13.

Według cytowanej już ustawy obwody łowieckie dzielą się na tzw. obwody leśne (w których grunty leśne stanowią co najmniej 40% ogólnej powierzchni obszaru) i obwody polne (w których grunty leśne stanowią mniej niż 40% ogólnej powierzchni). Zgodnie z takim podziałem do obwodów polnych należą jednostki 46, 47, 48, 64, 65 i 70 (tab. 5.5).

Tabela 5.5. Pokrycie terenu w obwodach łowieckich

Numery ekosystemów odpowiadają legendzie ryciny 5.14

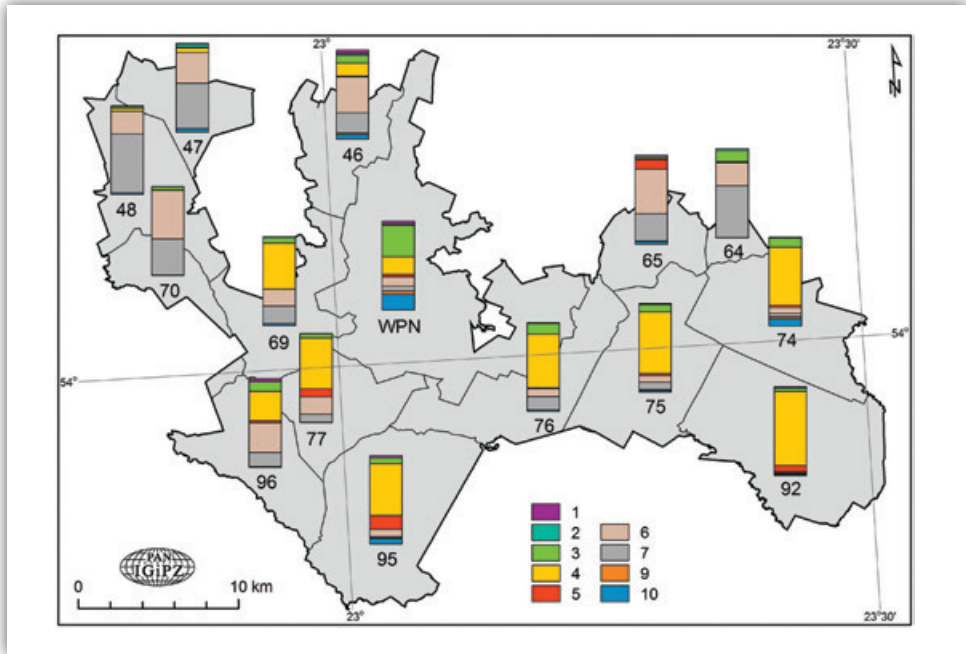
Table 5.5. Land cover in hunting units

Ecosystem numbers correspond with the legend in Figure 5.14

Numer obwodu		Pokrycie terenu (%)								
stary	nowy	olny [1]	łęgi [2]	grądy [3]	bory i bory mieszane [4]	bory bagienne i zblżone [5]	łąki i pastwiska [6]	pola orne [7]	torfowiska i zblżone [9]	jeziora [10]
46	18	3,6	1,8	9,1	14,9	0,6	40,5	22,7	1,5	5,3
47	19	0,8	3,6	0,6	5,3	0,0	34,6	50,9	0,0	4,2
48	20	0,4	0,7	2,3	3,0	0,0	25,3	66,3	0,2	1,7
64	25	0,0	1,7	12,7	1,0	0,0	25,8	58,4	0,4	0,0
65	26	1,4	0,0	2,3	1,2	10,6	50,2	30,6	0,6	3,1
69	28	0,3	0,1	6,7	51,8	0,0	18,8	19,9	0,2	2,2
70	29	0,1	0,3	3,5	0,6	0,0	54,4	40,7	0,4	0,0
74	31	0,4	0,6	10,1	65,4	2,6	6,4	3,9	2,4	8,1
75	32	0,7	0,6	8,4	69,1	2,5	7,2	8,6	0,6	2,2
76	33	0,1	0,7	12,1	60,6	0,8	8,9	15,0	0,1	1,6
77	34	0,0	0,1	4,9	57,1	9,1	19,5	8,8	0,5	0,0
92	36	1,1	0,3	4,2	83,2	7,0	1,1	1,2	0,7	1,2
95	39	2,5	0,0	6,5	58,5	15,6	8,2	1,3	0,9	6,1
96	40	3,5	0,1	11,3	33,0	2,1	33,5	15,7	0,2	0,6
WPN	WPN	3,6	1,0	35,4	19,9	2,7	10,3	5,6	3,6	17,8

Warto podkreślić, że niektóre obwody tylko w minimalnym stopniu pokrywają się z terenem objętym analizą (por. ryc. 5.13). Dlatego też dla celów prezentacji kartograficznej wyników nieco zmodyfikowano rzeczywiste granice obwodów łowieckich. Było to uprawnione, ponieważ włączone fragmenty nie różniły się istotnie pod względem pokrycia terenu i zasobów zwierzyny łownej. W gminie Suwałki do obwodu 47 włączono fragmenty obwodu 32, a do obwodu 48 fragment obwodu 49. W gminie Giby do obwodu 74 włączono fragment obwodu 63, a do obwodu 92 – fragment obwodu 93. Obwód nr 45 leży w większości w gminie Krasnopol, a tylko jego niewielkie fragmenty są położone w gminie Suwałki i przylegają do Wigierskiego Parku Narodowego. Ze względu na podobną strukturę pokrycia terenu w mapach prezentujących wyniki analiz fragment ten został włączony do obszaru WPN.

Jednak z punktu widzenia ekologicznego zróżnicowania tych jednostek bardziej właściwy jest podział na trzy grupy. Pierwszą tworzą obwody 47, 48, 70, 64 i 65, w których ponad 80% powierzchni zajmują pola orne, łąki i pastwiska. Jednostki 46, 69, 96 i Wigierski Park Narodowy mają strukturę bardziej zrównoważoną, gdyż lasy zajmują między 30 a 62%. Trzecią grupę stanowią pozostałe obwody o charakterze wybitnie leśnym (ponad 70% lesistości). Ostateczny obraz przestrzennych jednostek odniesienia prezentuje rycina 5.14.



Rycina 5.14. Struktura pokrycia terenu w obwodach łowieckich

Legenda zgodna z tabelą 5.5

Figure 5.14. Land-cover structure in hunting units

Legend as in Table 5.5

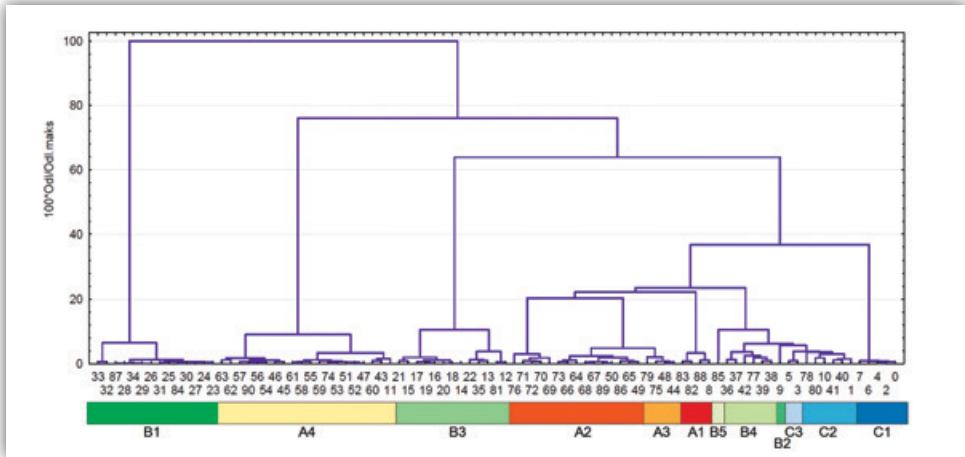
5.4. Podział na krajobrazy

Zgodnie z Europejską Konwencją Krajobrazową (Dz.U. z 2006 r. nr 14, poz. 98) termin „krajobraz” oznacza obszar, postrzegany przez ludzi, którego charakter jest wynikiem działania i interakcji czynników przyrodniczych i/lub ludzkich. Szczegółowa analiza tej definicji wskazuje, że – mimo pozornej prostoty zapisu – w sposób syntetyczny ujmuje ona różne, obiektywnie istniejące i subiektywnie interpretowane, aspekty krajobrazu, uwzględniając biotyczne i abiotyczne składniki przyrodnicze oraz obiekty antropogeniczne wraz z informacją o wartościach (zasobach) historycznych, użytkowych, kulturowych i estetycznych. W kompleksowym ujęciu krajobraz należy opisywać, klasyfikować i oceniać jako: (a) zestaw obiektów fizycznych, (b) system powiązanych ze sobą procesów, (c) zbiór bodźców, oddziałujących na różne zmysły użytkownika, (d) zbiór wartości, (e) system świadczący rzeczywiste i potencjalne usługi dla różnych grup użytkowników (Richling, Solon 2011). Takie kompleksowe ujęcie typologiczne i przestrzenne przewiduje procedura opracowana specjalnie na potrzeby tzw. audytu krajobrazowego (por. typologia

krajobrazów – Chmielewski i in. 2015; tok postępowania przy wyróżnianiu krajobrazów – Solon i in. 2015), która zdobywa obecnie coraz większą popularność. Ze względu jednak na mały obszar objęty opracowaniem, a co za tym idzie brak szerszego kontekstu przestrzennego oraz ze względu na niecelowość uwzględniania zróżnicowania i wartości zasobów antropogenicznych krajobrazu, w naszych badaniach nie zastosowano tej procedury.

Wykorzystano natomiast metodykę stosowaną początkowo do wyróżniania mikrokrajobrazów roślinnych (Solon 1983, 1993). Wyróżniane w ten sposób jednostki przestrzenne obejmują fragment powierzchni terenu, różniący się od otaczających obszarów fizjonomią, wynikającą z typu roślinności, zestawem i stosunkami ilościowymi występujących zbiorowisk, stopniem rozdrobnienia powierzchni oraz sposobem rozmieszczenia w przestrzeni i graniczenia ze sobą zbiorowisk tworzących zgrupowania dynamiczno-sukcesyjne na jednym siedlisku (tzn. lokalne kompleksy fitocenozy) i katenalne, na kierunkowo zmieniającym się, uporządkowanym szeregu siedlisk. W praktyce przy delimitacji krajobrazów posługiwano się następującymi kryteriami: (a) występowaniem związków przestrzennych między zbiorowiskami roślinnymi, wykrywanych na podstawie analizy sąsiedztwa poszczególnych typów zbiorowisk; (b) zróżnicowaniem kształtu płatów zbiorowisk (występowanie liniowe, punktowe, wielkopowierzchniowe); (c) przynależnością zbiorowisk do określonych dynamicznych kręgów roślinności; (d) istnieniem wikaryzujących par zbiorowisk występujących na zbliżonym siedlisku i przy takim samym użytkowaniu ziemi. Materiałem źródłowym do wyróżnienia krajobrazów była mapa ekosystemów, a jako dane pomocnicze wykorzystano zróżnicowanie przestrzenne roślinności potencjalnej, użytkowania ziemi i kierunki dynamiki zbiorowisk.

Zastosowanie powyższego podejścia było tym bardziej uzasadnione, że dla Wigierskiego Parku Narodowego i jego otuliny podział na krajobrazy za pomocą zbliżonej procedury przeprowadzono już wcześniej (por. Richling i in. 2001; Sikorski i in. 2013b). W sumie na analizowanym obszarze wyróżniono 91 indywidualnych krajobrazów, których wzajemne podobieństwo pod względem udziału poszczególnych typów ekosystemów przedstawia rycina 5.15. Na podstawie wzajemnego podobieństwa wszystkie wyróżnione krajobrazy można połączyć w 12 typów (ryc. 5.15, tab. 5.6). Warto zwrócić uwagę, że cztery typy (A1–A4) obejmują krajobrazy o charakterze rolniczym, różniące się rolą osadnictwa oraz proporcjami między gruntami ornymi i użytkami zielonymi. Kolejne pięć typów (B1–B5) to krajobrazy wybitnie leśne, różniące się dominacją określonych zespołów roślinnych, natomiast trzy ostatnie typy (C1–C3) są związane z jeziorami i obejmują nie tylko powierzchnię wód, ale także zabagnione równiny przyjeziorne o zróżnicowanym charakterze. Rozmieszczenie przestrzenne indywidualnych krajobrazów oraz ich typów obrazuje rycina 5.16.



Rycina 5.15. Dendrogram podobieństwa krajobrazów pod względem udziału różnych kategorii ekosystemów oraz wyróżnione typy (metoda Warda, odległość Euklidesowa)

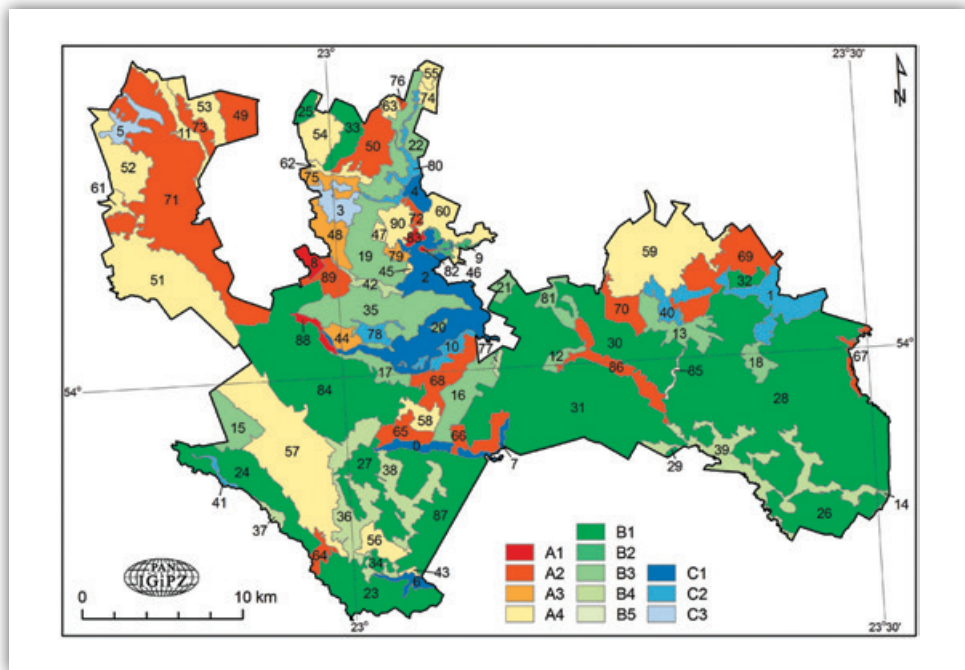
Figure 5.15. The cluster dendrogram for landscapes in relation to the share of different categories of ecosystem and distinguished types (Ward's method, Euclidean distance)

Tabela 5.6. Kody i nazwy typów krajobrazów

Table 5.6. Codes and names of landscape types

Kod	Nazwa
A1	osadnicze
A2	polno-osadniczo-łąkowe
A3	łąkowo-osadnicze (łąki poniżej 50% i osadnictwo najczęściej powyżej 30%)
A4	łąkowo-osadnicze (łąki powyżej 50% i osadnictwo najczęściej poniżej 10%)
B1	borów i borów mieszanych
B2	olsów
B3	z dominacją grądów
B4	borów bagiennych
B5	łągów
C1	z bardzo dużym udziałem jezior
C2	jezior i borów bagiennych
C3	jezior i łąk

Wyróżnione krajobrazy są wyraźnie zróżnicowane pod względem zajmowanej powierzchni (tab. 5.7). Większość krajobrazów małych lub bardzo małych grupuje się w północnej części i obejmuje krajobrazy z różnych typów przy słabej reprezentacji typu B1. Dwa największe krajobrazy, obejmujące odpowiednio 69 i 108 km², to monotonne i mało zróżnicowane powierzchnie, reprezentujące typ B1 (krajobrazy z dominacją borów i borów sosnowych) i występujące w południowo-zachodniej części analizowanego terenu.



Rycina 5.16. Krajobrazy analizowanego obszaru

Legenda typów – patrz tabela 5.6

Figure 5.16. Landscapes of the analysed area

Legend as in Table 5.6

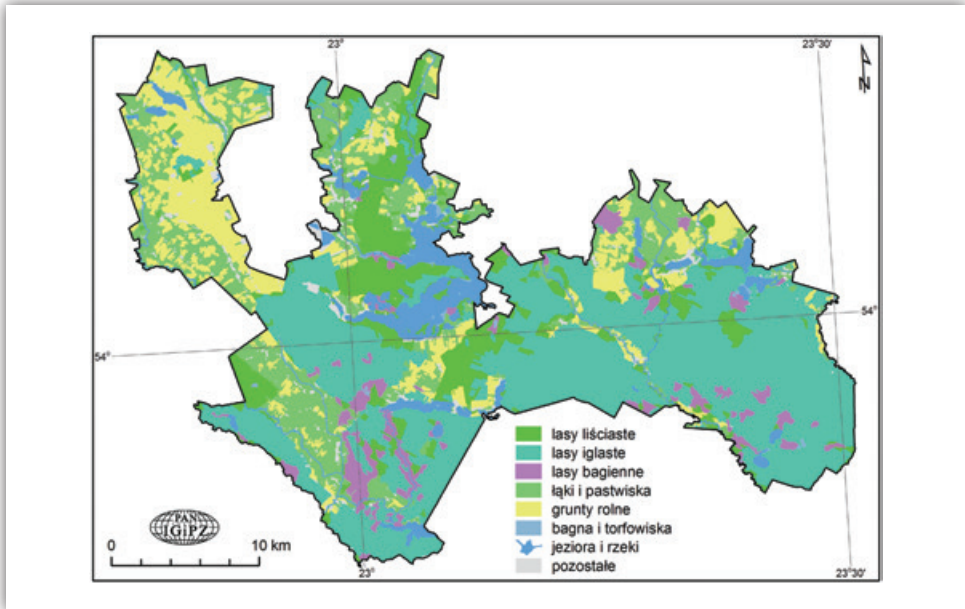
Tabela 5.7. Zróżnicowanie powierzchni wyróżnionych krajobrazów

Table 5.7. Differentiation of the surface of the landscapes distinguished

Powierzchnia (ha)	Liczba krajobrazów
< 100	14
100-200	18
200-400	18
400-1000	21
1000-5000	18
> 5000	2

5.5. Podział na ekosystemy według zmodyfikowanej typologii MAES

W badaniach ankietowych, ze względu na przewidywane trudności z rozróżnieniem przez respondentów kilkudziesięciu klas ekosystemów, wprowadzono podział uproszczony, nawiązujący do typologii ekosystemów MAES poziomu 2 stosowanej



Rycina 5.17. Rozmieszczenie ekosystemów według uproszczonej klasyfikacji stosowanej w badaniach ankietowych

Figure 5.17. The distribution of ecosystems in line with the simplified classification used in the questionnaire

do mapowania i oceny ekosystemów w skali europejskiej (Maes i in. 2013). Biorąc jednak pod uwagę znaczną lesistość obszaru badań oraz silne zróżnicowanie ekosystemów leśnych, wprowadzono jedno ważne odstępstwo od systemu MAES, a mianowicie zamiast jednej kategorii lasów uwzględniono trzy kategorie: lasy liściaste, iglaste i bagienne. W ten sposób otrzymano siedem ogólnych kategorii typologicznych. Obraz przestrzenny tego zróżnicowania, przedstawiony na rycinie 5.17, powstał w wyniku generalizacji szczegółowej mapy ekosystemów.

Największą powierzchnię na terenie badań zajmują ekosystemy lasów iglastych (~43%). Dwa pozostałe typy ekosystemów leśnych zajmują mniejsze obszary: lasy liściaste stanowią ok. 13%, a lasy bagienne ok. 4%. Na terenach otwartych grunty rolne stanowią ok. 14%, a łąki i pastwiska blisko 18%. Znaczącą część obszaru badań stanowią także jeziora i rzeki (~6%), niewielką zaś bagna i torfowiska (< 1%).

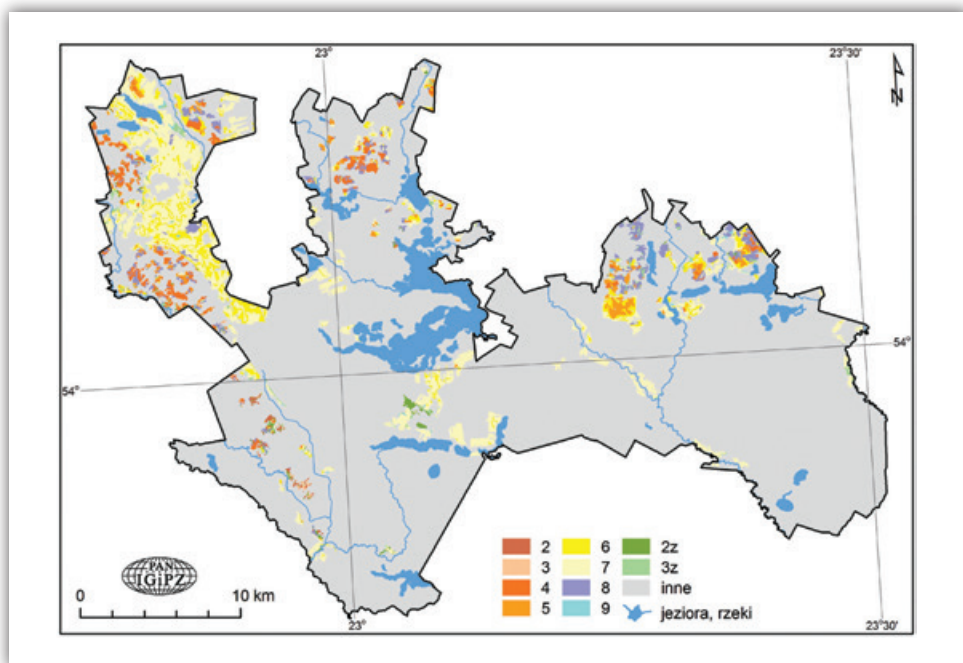
5.6. Podział na wydzielenia glebowe

Wydzielenia glebowe wyróżniono z uwzględnieniem granic kompleksów przydatności rolniczej, zróżnicowanych dodatkowo pod względem nachylenia terenu oraz uwilgotnienia gleby. Źródłem danych były: mapy glebowo-rolnicze w skali 1:25 000,

mapa rzeźby (spadków terenu) opracowana na podstawie numerycznego modelu terenu (NMT) oraz mapa retencji wodnej gleb.

Kompleksy przydatności rolniczej gleb to powszechnie przyjęta klasyfikacja zespołów gleb o zbliżonych właściwościach rolniczych, podobnym układzie właściwości fizycznych i chemicznych (skład granulometryczny, zasobność, pH, zdolności buforowe i retencyjne itp.), i mogących podlegać podobnemu użytkowaniu. Klasyfikacja ta została opracowana przez Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa (IUNG) w Puławach. Mapy kompleksów przydatności rolniczej (mapy glebowo-rolnicze) stanowią oficjalne źródło informacji o glebach rolniczych kraju.

W opracowaniu wykorzystano jako jednostki podstawowe jedynie kompleksy rolnicze na obszarach zidentyfikowanych na mapie ekosystemów; są to tereny zajęte przez grunty orne (zweryfikowane na podstawie aktualnej ortofotomapy). Na analizowanym obszarze odnotowano 10 typów kompleksów przydatności rolniczej.



Rycina 5.18. Rozmieszczenie uwzględnionych w analizie kompleksów przydatności rolniczej

Kody i nazwy kompleksów: 2 - pszenny dobry, 3 - pszenny wadliwy, 4 - żytni b. dobry, 5 - żytni dobry, 6 - żytni słaby, 7 - żytni b. słaby, 8 - zbożowo-pastewny mocny, 9 - zbożowo-pastewny słaby, 2z - użytków zielonych średnich, 3z - użytków zielonych słabych i b. słabych

Figure 5.18. The distribution of the complexes of agricultural suitability included in the analysis

Codes and names of complexes: 2 - wheat good, 3 - wheat defective, 4 - rye very good, 5 - rye good, 6 - rye weak, 7 - rye very weak, 8 - fodder-cereal strong, 9 - fodder-cereal weak, 2z - grassland medium, 3z - grassland weak and very weak

Dominują na nim kompleksy „żytnie” (ryc. 5.18). Widoczne na mapie kompleksy użytków zielonych są obecnie wykorzystywane jako obszary produkcji rolnej.

5.7. Komórki rastra

We wszystkich wyżej omówionych typach powierzchni odniesienia identyfikacja i delimitacja powierzchni elementarnych bazowała na zmiennych typologicznych, jakościowych. W przypadku waloryzowania odporności na erozję wykorzystano jedną zmienną o charakterze ciągłym, a mianowicie nachylenie stoku wygenerowane na podstawie cyfrowego modelu terenu. W tym przypadku niecelowe było stosowanie wcześniej wyróżnionych powierzchni odniesienia, gdyż wymagałoby to zbyt daleko idącej generalizacji i kategoryzacji informacji wyjściowej. Dlatego też zastosowano zupełnie inny rodzaj powierzchni odniesienia, a mianowicie umowną powierzchnię o wymiarach 140×140 m. Tak wyróżnione komórki rastra zostały scharakteryzowane trzema zmiennymi: uziarnienie podłoża, pokrycie terenu, nachylenie.

6. Popyt na świadczenia ekosystemowe w świetle dokumentów planistycznych

W wielu krajach koncepcja usług ekosystemowych coraz częściej jest wykorzystywana jako istotne narzędzie w procesie planowania i zarządzania jednostkami administracyjnymi na ich różnych poziomach organizacji przestrzennej, od lokalnej (gmina) do ponadregionalnej (krajowej). W pracach planistycznych stosuje się z dużym powodzeniem modele ekonometrii przestrzennej (Ratajczak 2008), coraz częściej uwzględniające potencjał środowiska (Degórski 2012), który może być określany poprzez szerokie spektrum świadczeń ekosystemowych (Degórski, Solon 2014). Potencjał ten może wspierać, a czasami wręcz generować trajektorie rozwoju danej jednostki, które przy podobnych uwarunkowaniach gospodarczych i społecznych mogą decydować o tempie i kierunkach rozwoju. Istotnym elementem procesu planistycznego jest umiejętne wykorzystanie potencjału środowiska do zakładanego w kierunkach rozwoju gminy popytu na określone świadczenia, które powinny stać się generatorem wzrostu gospodarczego i jakości życia społeczności lokalnych.

Dokumenty planistyczne na poziomie gminy (przede wszystkim Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego – SUIKZP) składają się z dwóch zasadniczych części – pierwszej, opisującej aktualne uwarunkowania oraz drugiej prezentującej kierunki rozwoju i przyszłego zagospodarowania terenu. Część planistyczna jest zasadniczo zbiorem propozycji przekształcenia przestrzeni w taki sposób, aby lepiej i pełniej służyła ona mieszkańcom. Zapisy planu w dużej mierze pokazują zapotrzebowanie mieszkańców (tak, jak je rozumieją samorządowcy) na różnego rodzaju dobra i usługi. Ponieważ planowanie przestrzenne obejmuje zasoby przyrodnicze, formułowane oczekiwania są wyrazem popytu także na usługi świadczone przez okoliczną przyrodę (usługi ekosystemowe).

Z kolei w pierwszej części studium, prezentującej istniejące uwarunkowania, przeważnie jeden z rozdziałów poświęcony jest zasobom przyrodniczym gminy. Analiza tej części dokumentu może dawać informację o tym, jak władze samorządowe postrzegają aktualny potencjał przyrodniczy, jakie jego aspekty uwypuklają,

a jakie pomijają. Opis ten jest podporządkowany celom planistycznym, faktycznie więc jest odzwierciedleniem nie tyle rzeczywistego potencjału przyrody (ekosystemów), co raczej wizji samorządu na temat tego, do czego posiadany zasób można wykorzystać. Na jego podstawie przeważnie nie ma możliwości rozpoznania rzeczywistego potencjału ekosystemów, natomiast można uzupełnić informacje o oczekiwaniach i popycie na konkretne usługi ekosystemowe pozyskane z części planistycznej.

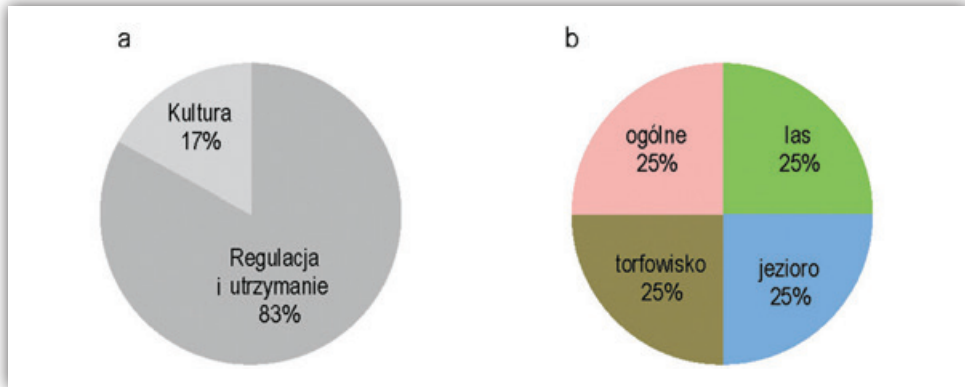
Bardzo często wykorzystuje się walory przyrodnicze czy też kulturowe, stanowiące potencjał (zasób) danej jednostki administracyjnej, w planowaniu jej rozwoju, nie używając jasno sprecyzowanej terminologii z zakresu nauk ekologicznych, ale *de facto* odnosząc się do potencjału kulturowo-przyrodniczego. Badane przez nas gminy (Giby, Nowinka, Suwałki) charakteryzują się wysokim potencjałem przyrodniczym, dlatego też bardzo interesująca jest analiza dokumentów planistycznych przygotowanych dla każdej z jednostek pod kątem tego, jak jest on widziany w projekcjach planistycznych w kontekście zdefiniowanych form popytu. To stan percepcji społeczności lokalnej dotyczący wartości kulturowo-środowiskowej obszaru na którym zamieszkuje, a przede wszystkim świadome wykorzystanie tych wartości (uwarunkowań) w dokumentach planistycznych takich SUiKZP gminy, strategii rozwoju, planie przestrzennego zagospodarowania itd., w kontekście określania kierunków rozwoju danej jednostki administracyjnej decyduje, jak dalece potencjał środowiska zostanie wykorzystany dla zaspokojenia popytu wewnętrznego (dla mieszkańców gminy), jak i zewnętrznego (dla osób odwiedzających gminę w celach rekreacyjnych i turystycznych).

Dla porządku analizę dokumentów planistycznych rozpoczęto od zliczenia i pogrupowania pośrednich i bezpośrednich wzmianek dotyczących usług ekosystemowych. Dopiero w drugiej kolejności podjęto się interpretacji planów jako tekstów wyrażających określone zapotrzebowanie na świadczenia ekosystemowe.

6.1. Gmina Giby

Przeanalizowane dokumenty planistyczne dotyczące gminy Giby zostały napisane językiem opisowym, niewiele jest w nich sformułowań waloryzujących. Jedyne element oceny to analiza SWOT. Do mocnych stron gminy zakwalifikowano następujące cechy związane ze środowiskiem naturalnym: wysoką lesistość (ok. 78%), liczne walory przyrodnicze (rzeki, jeziora, lasy, łąki, obszary chronionego krajobrazu, obszary NATURA 2000, park narodowy), czyste niezdegradowane środowisko naturalne i wysoki poziom czystości powietrza.

W dokumentach planistycznych pośrednio wzmiankowano usługi ekosystemowe 12 razy, z czego 10 razy w SUiKZP, 2 razy w Opracowaniu Ekofizjograficznym,



Rycina 6.1. Procentowy udział pośrednich wskazań usług ekosystemowych w dokumentach planistycznych gminy Giby: a) według sekcji z klasyfikacji CICES; b) według typów ekosystemów

Figure 6.1. Percentage share of indirect indications of ecosystem services in the spatial planning documents of the commune of Giby: a) by sections in the CICES classification; b) by ecosystem types

natomiast w Strategii Zrównoważonego Rozwoju gminy Giby na lata 2014–2020 nie znaleziono nawet pośrednich odniesień do świadczeń przyrody na rzecz człowieka (por. tab. 3.2, rozdz. 3.1.2). Znalezione odniesienia zakwalifikowano do dwóch sekcji: „Regulacja i utrzymanie” (10 odniesień) oraz „Kultura” (2 odniesienia) – rycina 6.1a. W czterech przypadkach stwierdzenia odnoszące się do korzyści płynących dla gminy z występowania danego ekosystemu były bardzo ogólne i dlatego można je było zakwalifikować tylko z dokładnością do poziomu sekcji, pozostałe natomiast do poziomu klasy (8 odniesień). W dziewięciu przypadkach można było określić dokładnie ekosystem, do którego się odnoszą, w trzech były to stwierdzenia bardziej ogólne, takie jak: wody powierzchniowe, wody stojące (ryc. 6.1b).

W dokumentach planistycznych gminy Giby znalazły się pośrednie odniesienia do następujących jednostek usług ekosystemowych według klasyfikacji CICES (w nawiasie wskazano typ ekosystemu, do którego odnosi się dana usługa):

Sekcja: Regulacja i utrzymanie (las: 1, torfowisko: 2, ogólne: 3)

Dział: Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska

Grupa: Utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej

Klasa: Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków (las: 1, torfowisko: 1, jezioro: 3)

Grupa: Właściwości wody

Klasa: Właściwości chemiczne (las: 1)

Sekcja: Kultura (interakcje z przyrodą)

Dział: Fizyczne i intelektualne interakcje

Grupa: Intelktualne interakcje

Klasa: Badania naukowe (ogólne: 1)

Klasa: Edukacja (ogólne: 1)

W gminie Giby według zapisów SUIKZP społeczność lokalna stawia na: (a) rozwój systemów rolniczych wykorzystujących potencjał środowiska, a zarazem będących przyjaznym dla niego, czyli ekologicznych i zintegrowanych z produkcją roślinną w przeważającej części podporządkowanych produkcji zwierzęcej (hodowli bydła i tuczu trzody chlewnej), (b) wzmocnienie potencjału w zakresie obiektów i urządzeń związanych z obsługą wysokiej rangi ruchu turystycznego i wypoczynku (m.in. w Zelwie), uporządkowanie istniejącego zainwestowania turystyczno-wypoczynkowego poprzez likwidację bazy noclegowej degradującej walory przyrodnicze i rekreacyjne, (c) zagospodarowanie szlaków turystycznych oraz budowę i organizację tras rowerowych oraz (d) racjonalne wykorzystanie terenów najbardziej atrakcyjnych turystycznie, powiększenie powierzchni terenów rekreacyjno-turystyczno-wypoczynkowych oraz poprawę standardu istniejącej zabudowy rekreacyjnej i turystycznej. Zwraca się również uwagę na rewaloryzację zabytków, powiązaną z ochroną zabytkowego krajobrazu kulturowego, dbałością o porządkowanie i kształtowanie detalu architektonicznego oraz „małej architektury”. Rewaloryzacja przestrzeni publicznych zabytkowych układów urbanistycznych (ochrona i rewaloryzacja zabytkowego budownictwa drewnianego jako podstawowego wyznacznika tożsamości kulturowej regionu, zabytkowej architektury murowanej, zabytkowych parków, cmentarzy, zabytkowych zespołów obronnych i in.) ma być przy tym zgodna z miejscowym planem zagospodarowania przestrzennego.

Zwiększenie wykorzystania potencjału ekosystemów do świadczenia usług regulacyjnych i kulturowych zakłada również „Plan Zagospodarowania Przestrzennego Województwa Podlaskiego” w kontekście projektowanego Transgranicznego Obszaru Chronionego „Trzy Puszcze”. Na obszarze gminy Giby, w projektowanym Obszarze Chronionym, znalazły się: Wigierski Park Narodowy, Obszar Chronionego Krajobrazu „Puszcza i Jeziora Augustowskie” i Obszar Chronionego Krajobrazu „Pojezierze Sejneńskie”. Ponadto, obszar ten swym zasięgiem obejmuje lasy Puszczy Augustowskiej. W konsekwencji prawie cała gmina Giby pokryta będzie Transgranicznym Obszarem Chronionym „Trzy Puszcze”. „Plan Zagospodarowania Przestrzennego Województwa Podlaskiego” przewiduje również zagospodarowanie szlaku turystycznego wodnego na rzece Czarnej Hańczy, a także międzynarodowego szlaku pieszego E11 (Europejskiego Szlaku Dalekobieżnego).

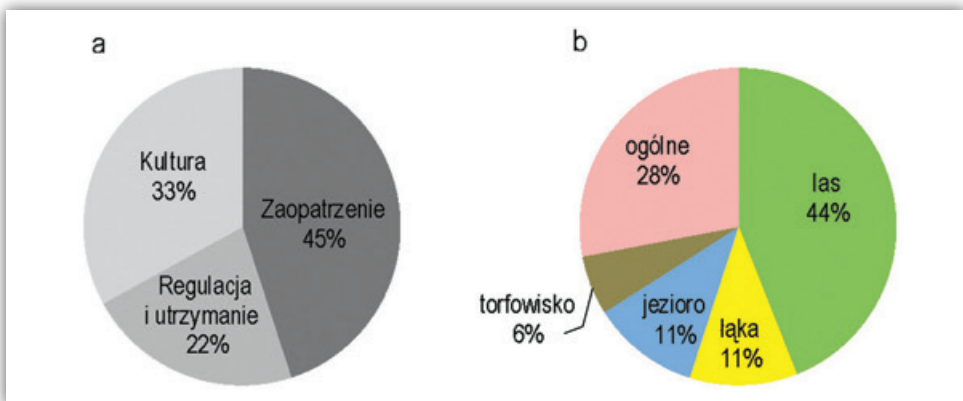
Popyt na świadczenia kulturowe znajduje również odzwierciedlenie w projektowanych w SUIKZP szlakach turystycznych i ścieżkach edukacyjnych. Wymienia się: (a) szlak rowerowy o długości ponad 70 km „Tropem pomników przyrody do

trójstyk granic” rozpoczynający się w Pogorzelcu, a kończący w Kuklach, biegnący głównie terenami leśnymi przez liczne pomniki przyrody, (b) ścieżkę edukacyjną dla grzybiarzy położoną w Nadleśnictwie Pomorze, (c) ścieżkę edukacyjną „Tropem Jaćwingów” rozpoczynającą się w miejscowości Posejnelle i przebiegającą przez rezerwat Pomorze, w którym zachowano najstarszy drzewostan Puszczy Augustowskiej i pozostałości dawnego grodziska oraz (d) ścieżkę edukacyjną dla wędkarzy przebiegającą wzdłuż południowego brzegu jeziora Pomorze.

6.2. Gmina Nowinka

Dla gminy Nowinka przeanalizowano dwa dokumenty planistyczne (por. tab. 3.2, rozdz. 3.1.2), w których znaleziono łącznie 18 odniesień do usług ekosystemowych. Prawie wszystkie znajdowały się w SUiKZP (17 odniesień). Odniesienia te zostały zakwalifikowane według przyjętej w tym opracowaniu klasyfikacji usług ekosystemowych CICES do trzech sekcji: „Zaopatrzenie” (8 odniesień), „Regulacja i utrzymanie” (4 odniesienia) i „Kultura” (6 odniesień) – rycina 6.2a.

W siedmiu przypadkach stwierdzenia odnoszące się do korzyści dla gminy płynące z występowania danego ekosystemu były bardzo ogólne i dlatego można je było zakwalifikować tylko z dokładnością do poziomu sekcji. Pozostałe odniesienia zostały zakwalifikowane do poziomu grupy (3 odniesienia) i klasy (8 odniesień). W trzynastu przypadkach można było określić dokładnie ekosystem, do którego się odnoszą, w trzech były to stwierdzenia bardziej ogólne, takie jak: „atrakcyjność



Rycina 6.2. Procentowy udział pośrednich wskazań usług ekosystemowych w dokumentach planistycznych gminy Nowinka: a) według sekcji z klasyfikacji CICES; b) według typów ekosystemów

Figure 6.2. Percentage share of indirect indications of ecosystem services in the spatial-planning documents of the commune of Nowinka: a) by sections in the CICES classification; b) by ecosystem types

środowiska przyrodniczego”, „niezwykłe walory przyrodnicze”, „warunki fizjograficzne” (ryc. 6.2b).

W dokumentach planistycznych gminy Nowinka znalazły się pośrednie odniesienia do następujących jednostek usług ekosystemowych według klasyfikacji CICES (w nawiasie wskazano typ ekosystemu, do którego odnosi się dana usługa):

Sekcja: Zaopatrzenie

Dział: Pożywienie

Grupa: Biomasa (ogólne: 3)

Klasa: Zwierzęta hodowlane i ich wytwory (łąka: 2)

Klasa: Dzikie zwierzęta i ich wytwory (las: 1)

Dział: Materiały

Grupa: Biomasa

Klasa: Włókna i inne materiały z roślin i zwierząt przeznaczone do bezpośredniego użycia i przetwórstwa (las: 1, torfowisko: 1)

Sekcja: Regulacja i utrzymanie (las: 1)

Dział: Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska

Grupa: Utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej

Klasa: Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków (las: 1)

Grupa: Właściwości wody

Klasa: Właściwości chemiczne (las: 1)

Grupa: Regulacja klimatu i składu atmosfery

Klasa: Regulacja mikroklimatu (las: 1)

Sekcja: Kultura (interakcje z przyrodą) (las: 2, jezioro: 2, ogólne: 2)

Podobnie jak w gminie Giby, również i w gminie Nowinka w dokumentach planistycznych duży nacisk położony jest na rozwój rekreacji i turystyki oraz działalności rolniczej, przede wszystkim w odpowiedzi na przewidywany rosnący popyt na dobrej jakości świadczenia kulturowe i zaopatrzeniowe. Proponowane kierunki działań wynikają zarówno z potencjału środowiska gminy, jak i dotychczasowych funkcji przestrzeni: (a) rekreacyjnej rozwijanej nad jeziorami i rzekami, (b) rolniczej, ukierunkowanej na produkcję zbóż, buraków oraz chów bydła, (c) produkcji leśnej, (d) ekologicznej, obejmującej szczególną troską tereny prawnie chronione oraz tereny jezior, dolin rzecznych i lasów.

Według założeń planistycznych gminy, popyt na poszczególne świadczenia ekosystemowe ma przyczynić się do rozwoju turystyki i rekreacji. Wymienione są w szczególności różne formy turystyki krajoznawczej i kwalifikowanej, takie jak

wędkarstwo, kajakarstwo czy obserwacje faunistyczne i florystyczne. Przewiduje się wzrost zainteresowania wypoczynkiem pobytowym na terenach wiejskich, w ośrodkach oraz zagrodach rolniczych, w szczególności we wsiach położonych w sąsiedztwie jezior i rzek (Danowskie, Ateny, Kopanica, Tobołowo, Walne, Bryzgiel, Krusznik, Strękowizna).

W celu realizacji założeń popytowych i lepszego wykorzystania potencjału środowiska oraz walorów krajobrazowych w dokumentach planistycznych zwraca się uwagę na konieczność podniesienia standardu istniejącej bazy turystycznej, zwłaszcza w północno-wschodniej części gminy (Danowskie, Walne, Ateny, Tobołowo, Monkinie, Kopanica, Bryzgiel, Krusznik) oraz uporządkowanie istniejącego zainwestowania turystycznego poprzez podniesienie standardu i uporządkowanie gospodarki ściekowej. Nowe inwestycje turystyczne winny być realizowane w oparciu o istniejące jednostki osadnicze, a nowo wznoszone obiekty powinny swą architekturą nawiązywać do tradycji regionu, respektować ochronę środowiska, w tym ochronę krajobrazu. W dokumentach planistycznych zwraca się również uwagę na rozwój bazy dla różnorodnych form turystyki, ze szczególnym uwzględnieniem przedłużenia sezonu rekreacyjnego na cały rok.

6.3. Gmina Suwałki

W dokumentach planistycznych gminy Suwałki (por. tab. 3.2, rozdz. 3.1.2) pośrednio wzmiankowano usługi ekosystemowe 14 razy, wszystkie w SUIKZP.

Znalezione odniesienia do usług ekosystemowych zakwalifikowano do trzech sekcji: „Zaopatrzenie” (4 odniesienia), „Regulacja i utrzymanie” (5 odniesień) i „Kultura” (5 odniesień) (ryc. 6.3a). Większość odniesień była bardzo szczegółowa i można było je zakwalifikować z dokładnością do poziomu klasy (13 odniesień) lub grupy (1 odniesienie). Również, w większości przypadków, typ ekosystemu określony był precyzyjnie (13 odniesień) i tylko raz znalazło się stwierdzenie bardziej ogólne: „atrakcyjne warunki krajobrazowe, przyrodnicze i kulturowe” (ryc. 6.3b).

W dokumentach planistycznych gminy Suwałki znaleziono pośrednie odniesienia do następujących kategorii usług ekosystemowych według klasyfikacji CICES:

Sekcja: Zaopatrzenie

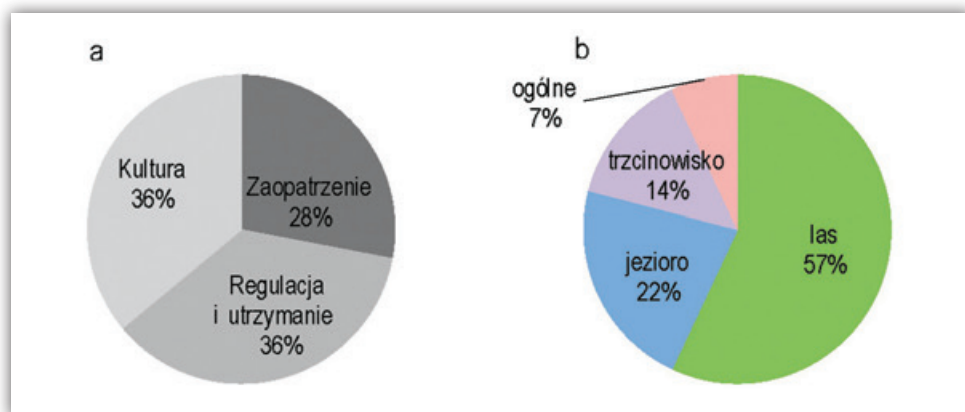
Dział: Pożywienie

Grupa: Biomasa

Klasa: Dziko rosnące rośliny i grzyby oraz ich wytwory (lasy: 1)

Klasa: Dzikie zwierzęta i ich wytwory (lasy: 1)

Dział: Materiały (lasy: 1)



Rycina 6.3. Procentowy udział pośrednich wskazań usług ekosystemowych w dokumentach planistycznych gminy Suwałki: a) według sekcji z klasyfikacji CICES; b) według typów ekosystemów

Figure 6.3. Percentage share of indirect indications of ecosystem services in the spatial-planning documents of the commune of Suwałki: a) by sections in the CICES classification; b) by ecosystem types

Grupa: Biomasa

Klasa: Włókna i inne materiały z roślin i zwierząt przeznaczone do bezpośredniego użycia i przetwórstwa (las: 1)

Sekcja: Regulacja i utrzymanie

Dział: Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska

Grupa: Utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowe

Klasa: Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków (jezioro: 2, trzcinowisko: 2)

Grupa: Właściwości wody

Klasa: Właściwości chemiczne (jezioro: 1)

Sekcja: Kultura (interakcje z przyrodą)

Dział: Fizyczne i intelektualne interakcje

Grupa: Fizyczne interakcje

Klasa: Sport i rekreacja na łonie natury (las: 3, jezioro: 1)

Klasa: Podglądanie/obserwacja przyrody (ogólne: 1)

Gmina Suwałki charakteryzuje się zachowanym w znacznym stopniu, zbliżonym do naturalnego środowiskiem przyrodniczym o wysokich i unikalnych walorach w skali kraju, a nawet Europy. Wysoki stopień naturalności gminy wynika z samej struktury użytkowania gruntów, w której dominują obszary uznawane za biologicznie czynne, takie jak łąki, pastwiska, lasy, zadrzewienia, wody i nieużytki bagienne. Na podstawie przeprowadzonego przeglądu potencjału gminy (w tym

przyrodniczego) i przewidywanego popytu na różnego rodzaju dobra i usługi (w tym ekosystemowe) gmina zdecydowała się na skoncentrowanie działań na rozwoju turystyki opartej właśnie na świadczeniach ekosystemowych. Z tego względu w dokumentach planistycznych za cele główne uznano: (a) zachowanie walorów przyrodniczych i kulturowych środowiska, (b) utrzymanie tożsamości kulturowej zabudowy oraz (c) zachowanie walorów krajobrazowych. W świetle zapisów SUiKZP powinny one prowadzić do: (a) utrzymania harmonijnego krajobrazu otwartego, szczególnie na obszarach najbardziej atrakcyjnych krajobrazowo, architektonicznie i kulturowo; (b) racjonalnego wykorzystania walorów przyrodniczych, kulturowych i krajobrazowych poprzez preferowanie zagospodarowania turystycznego, krajoznawczego i wypoczynkowego; (c) tworzenia terenów przestrzeni publicznych, miejsc wypoczynku, sportu, zieleni, ciągów pieszych; (d) zagospodarowania turystycznego obszaru, zwłaszcza szlaku kajakowego jeziora Wigry i rzeki Czarnej Hańczy, poprzez budowę ścieżek dydaktycznych, punktów widokowych, przystani i pól namiotowych.

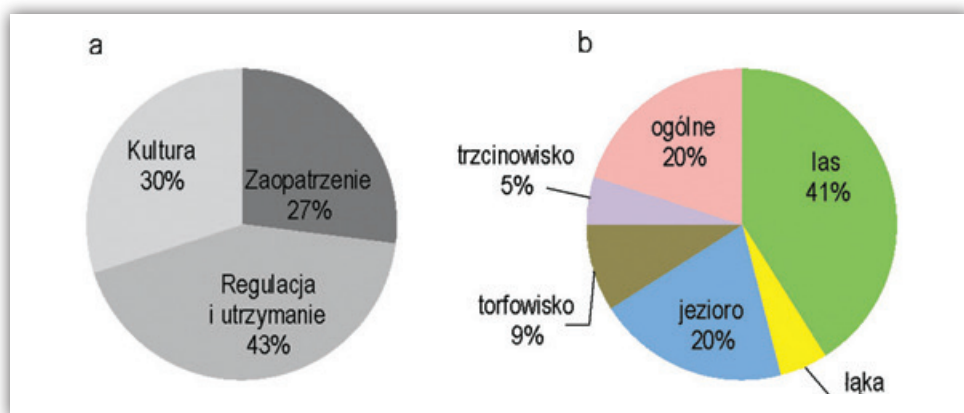
Rozwój turystyki przyrodniczo-kulturowej wymagać będzie następujących działań: (a) objęcia ochroną tradycyjnego, specyficznego wiejskiego krajobrazu kulturowego i podniesienia jego estetyki; (b) utworzenia parków krajobrazowo-kulturowych na najciekawszych obszarach wiejskiego krajobrazu (wyznaczenia i zagospodarowania szlaków rajdów pieszych, narciarskich, rowerowych, konnych, powiązanych z walorami przyrodniczymi i kulturowo-etnicznymi oraz bazą wypoczynku pobytowego i świątecznego, szczególnie w strefie wypoczynku mieszkańców Suwałk); (c) zagospodarowania jezior i zbiorników wodnych (po wyeksploatowaniu żwiru – Potasznia, Sobolewo) oraz rzek dla potrzeb spływów kajakowych, rejsów żeglarskich, nurkowania, wędkowania, windsurfingu itp.; (d) zagospodarowania terenów przydatnych dla sportów zimowych: narciarstwa śladowego, zjazdowego, żeglarstwa bojerowego (Wigry, Stary Folwark, Leszczewo, Gawrych Ruda, Krzywe).

Realizacja założeń popytowych na świadczenia ekosystemowe będzie wymagać dodatkowych działań związanych z ochroną środowiska i krajobrazu, mających na celu: (a) ochronę wód śródlądowych poprzez utrzymanie ilości wód powierzchniowych na poziomie zapewniającym ochronę równowagi biologicznej; (b) doprowadzenie jakości wód powierzchniowych powyżej albo co najmniej do poziomu wymaganego w przepisach (dotyczy to głównie rzeki Czarnej Hańczy); (c) eliminowanie źródeł zanieczyszczeń; (d) prowadzenie racjonalnej gospodarki zasobami wodnymi; (e) wdrażanie dyrektyw UE w dziedzinie ochrony wód; (f) przestrzeganie zakazów i nakazów zawartych w decyzjach administracyjnych wyznaczających strefy ochrony pośredniej i bezpośredniej komunalnego ujęcia wody; (g) prowadzenie stałego monitoringu wód śródlądowych.

6.4. Podsumowanie

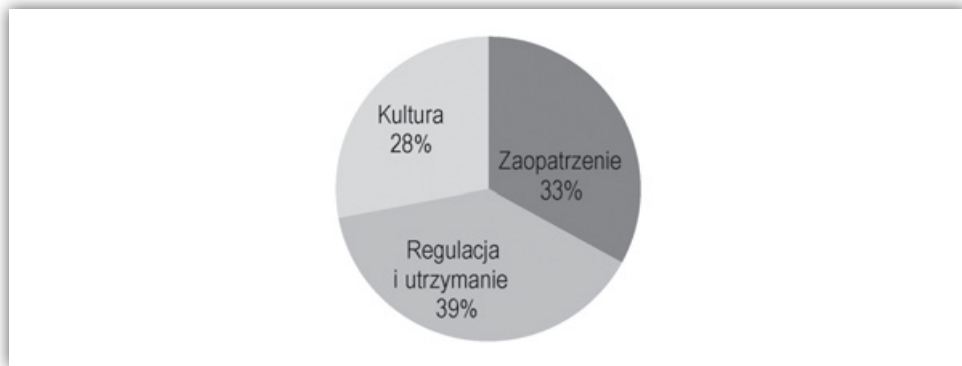
Przeanalizowano łącznie siedem dokumentów planistycznych dla trzech gmin: Giby, Nowinka i Suwałki. W żadnym z nich ani razu nie pojawiło się wprost sformułowanie „usługi/świadczenia ekosystemowe”, odnaleziono natomiast 44 odniesienia pośrednie. Wynik ten pokazuje, że koncepcja usług ekosystemowych jest jeszcze mało popularna w środowisku władz lokalnych. Badania J. Piwowarczyk i innych (2013) także to potwierdzają. Autorzy wskazują, że w 63 dokumentach planistycznych miejscowości nadmorskich ani razu nie pojawiło się sformułowanie „usługi/świadczenia ekosystemowe”. Bezpośrednie odniesienia do tej koncepcji natomiast odnaleziono w dokumentach planistycznych na poziomie krajowym (Maczka i in. 2016). W badaniu tym przeanalizowano 46 dokumentów, w których odnaleziono 1315 odniesień do usług ekosystemowych, z czego 18 było odniesieniami bezpośrednimi.

Zawarte w dokumentach planistycznych gmin Giby, Nowinka i Suwałki odniesienia do usług ekosystemowych w 11 przypadkach można było zakwalifikować do poziomu sekcji, w 6 do grupy, najwięcej zaś (27) do poziomu klasy. Najwięcej wskazań dotyczyło usług regulacyjnych (43%), następnie kulturowych (30%), najmniej zaś zaopatrzeniowych (27%) – rycina 6.4a. Usługi regulacyjne występowały najczęściej także w dokumentach przeanalizowanych przez K. Maczka i innych (2016), natomiast w dokumentach miast nadmorskich dominowały usługi kulturowe, a usługi regulacyjne były na drugim miejscu (Piwowarczyk i in. 2013).



Rycina 6.4. Procentowy udział pośrednich wskazań usług ekosystemowych we wszystkich przeanalizowanych dokumentach planistycznych dla gmin Nowinka, Giby i Suwałki: a) według sekcji z klasyfikacji CICES; b) według typów ekosystemów

Figure 6.4. Percentage share of indirect indications of ecosystem services in all spatial-planning documents of the communes of Nowinka, Giby and Suwałki: a) by sections in the CICES classification; b) by ecosystem types



Rycina 6.5. Procentowy udział pośrednich wskaźników usług ekosystemowych we wszystkich przeanalizowanych dokumentach planistycznych dla gmin Nowinka, Giby i Suwałki, dostarczanych przez ekosystemy leśne (według sekcji z klasyfikacji CICES)

Figure 6.5. Percentage share of indirect indications of ecosystem services in all spatial-planning documents of the communes of Nowinka, Giby and Suwałki provided by forest ecosystems (by CICES sections)

Warto zaznaczyć, że w żadnym z dotychczasowych opracowań dotyczących analizy polskich dokumentów planistycznych nie łączono usług ekosystemowych z typami ekosystemów. W pracy K. Maczka i innych (2016) zauważono jedynie, że w dokumentach związanych z lasami najczęściej wskazano usług z sekcji „Regulacja i utrzymanie”. W prezentowanym badaniu najczęściej jako źródło usług wskazywane były lasy (41%), często pojawiały się również jeziora (20%) i ogólne opisowe stwierdzenia odnoszące się do środowiska przyrodniczego (20%) – rycina 6.4b. Lasy, podobnie jak w pracy K. Maczka i innych (2016), najczęściej były łączone z usługami regulacyjnymi (39%), a w dalszej kolejności z zaopatrzeniowymi (33%) i kulturowymi (28%) – rycina 6.5.

W trzech analizowanych w niniejszej pracy gminach zapotrzebowanie na usługi ekosystemowe (wynikające z dążenia do poprawy jakości życia), wyrażone pośrednio w dokumentach planistycznych, może być według samorządowców zaspokojone przede wszystkim poprzez rozwój produkcji rolnej, rozwój turystyki oraz lepszą ochronę przyrody i krajobrazu kulturowego. Każda z badanych gmin, charakteryzująca się własną specyfiką struktury przestrzennej, użytkowania ziemi, pokrycia terenu w nieco inny sposób hierarchizuje swoje cele i założenia popytowe na określone świadczenia ekosystemowe. Efektem prowadzonego przeglądu materiałów planistycznych jest także refleksja, na ile popyt na usługi ekosystemowe jest kreowany przez działania inwestycyjne, a na ile przewidywane w dokumentach planistycznych działania są odpowiedzią na realnie zwiększający się popyt. Warto też na koniec zwrócić uwagę, że w planach *de facto* nie porusza się kwestii wzmocnienia potencjału samych ekosystemów. Nacisk jest raczej kładziony na rozwój infrastruktury i promocję regionu, która ma skutkować lepszym/pełniejszym wykorzystaniem istniejących zasobów przyrodniczych.

7. Potencjał do dostarczania świadczeń – ujęcie analityczne

Rozdział ten jest najważniejszą analityczną częścią wynikową opracowania i stanowi podstawę następnego rozdziału syntetycznego dotyczącego powiązań między ocenami potencjałów oraz porównania typów ekosystemów pod względem świadczonych usług i funkcji (rozdz. 8).

Łącznie wybrano do analizy 27 usług ekosystemowych, których wartość wyliczono lub oszacowano na podstawie 40 wskaźników (tab. 7.1). Świadczenia i ich wskaźniki podzielono według kilku kryteriów porządkujących. Pierwszym kryterium są dwa rodzaje ocen: ekspercka i beneficjentów, następny podział grupuje świadczenia w określonych jednostkach przestrzennych: typach i klasach ekosystemów, obwodach łowieckich, krajobrazach, wydzieleniach glebowych i komórkach rastra (por. rozdz. 5). Ostatnie kryterium to trzy sekcje świadczeń – zaopatrzeniowe, regulacyjne i kulturowe (por. rozdz. 4).

Tabela 7.1. Zestaw świadczeń i wskaźników prezentowanych w opracowaniu
Table 7.1. The set of ecosystem services and indicators presented in the study

ŚWIADCZENIE EKOSYSTEMOWE	WSKAŹNIK	AKRONIM
ŚWIADCZENIA EKOSYSTEMOWE W OCENIE EKSPERCKIEJ		
Świadczenia ekosystemowe dla typów ekosystemów		
Świadczenia zaopatrzeniowe		
Drewno	zapas drewna na pniu	DREWNO
Owoce leśne	obfitość występowania dzikorosnących gatunków wytwarzających jadalne owoce leśne	OWLEŚ
Miód	potencjalna produkcja miodu	MIÓD
Zwierzęta hodowlane i ich wytwory	potencjalna obsada zwierząt gospodarskich	ZWGOSP
Świadczenia regulacyjne		
Regulacja składu atmosfery	wydajność emisji tlenu	TLEN
Regulacja składu atmosfery	zapas węgla w glebie	CGLEBA
Regulacja składu atmosfery	zapas węgla w drzewostanie	CDRZEW
Regulacja składu atmosfery	zapas węgla w runie	CRUNO
Regulacja składu atmosfery	zapas węgla w ekosystemach	CEKOS
Regulacja jakości powietrza	wydajność emisji aerozoli pochodzenia roślinnego	AEROZ
Regulacja jakości powietrza	zawartość metali ciężkich w glebie	METAL
Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby	stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym	SORPC

Tabela 7.1. cd.

ŚWIADCZENIE EKOSYSTEMOWE	WSKAŹNIK	AKRONIM
Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby	stosunek węgla organicznego do azotu ogółem	C/N
Retencja wody w glebie	potencjalny zapas wody w glebie w warunkach polowej pojemności wodnej	WODAGL
Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów	występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej	NATUR
Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów	liczba gatunków roślin naczyniowych runa	BIORÓŻ
Zapylenie	liczebność dziko żyjących pszczoł	ZAPYL
Regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych	odporność na inwazje obcych gatunków roślin	INWAZ
Świadczenia ekosystemowe dla obwodów łowieckich		
Świadczenia zaopatrzeniowe		
Dziczyna	biomasa zwierząt łownych	ZWŁOWB
Świadczenia regulacyjne		
Regulacja struktury i właściwości biogeochemicznych gleby	zagęszczenie zwierząt kopiących nory	NORY
Regulacja populacji gryzoni	liczba gryzoni zjadanych przez drapieżniki	GRYZON
Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów	różnorodność gatunkowa ssaków łownych	ZWŁOWR
Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów	zagęszczenie populacji jarząbka (<i>Bonasa bonasia</i> L. 1758)	BONASA
Świadczenia ekosystemowe dla krajobrazów		
Świadczenia regulacyjne		
Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów	udział obszarów chronionych	OCHR
Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów	różnorodność ekosystemów w krajobrazie	EKOSR
Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów	zagęszczenie ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie	EKOSLB
Świadczenia kulturowe		
Uprawianie turystyki	stopień skomplikowania struktury krajobrazu	ATRAK
Świadczenia ekosystemowe dla wydziałów glebowych		
Świadczenia zaopatrzeniowe		
Płody rolne	wielkość plonów zbóż	PLONY
Świadczenia ekosystemowe dla komórek rastra		
Świadczenia regulacyjne		
Przeciwdziałanie erozji gleby	odporność na erozję	EROZJA
ŚWIADCZENIA EKOSYSTEMOWE W OCENIE BENEFICJENTÓW		
Świadczenia ekosystemowe dla typów ekosystemów		
Świadczenia zaopatrzeniowe		
Żywność	opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania żywności	OSZYW
Materiały budowlane	opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania materiałów budowlanych	OSMAT
Leki naturalne i zioła	opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania leków naturalnych i ziół	OSLEKI
Ozdoby	opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania ozdób	OSOZD
Nawóz i pasza	opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania nawozu i paszy	OSNAW
Opał	opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania opału	OSOPAŁ

Świadczenia regulacyjne		
Gromadzenie i oczyszczanie wody	opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do gromadzenia i oczyszczania wody	OSWODA
Świadczenia kulturowe		
Sport i rekreacja	opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów dla sportu i rekreacji	OSREKR
Edukacja i nauka	opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów dla edukacji i nauki	OSEDU
Praca twórcza	opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów do pracy twórczej	OSTWÓR
Przeżycia duchowe	opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów dla przeżyć duchowych	OSDUCH

Warto podkreślić, że każdej zaopatrzeniowej i kulturowej usłudze ekosystemowej odpowiada jeden wskaźnik, natomiast większość usług regulacyjnych takich jak: regulacja składu atmosfery, utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby czy utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów była oceniana na podstawie większej liczby wskaźników (od trzech do siedmiu) – tabela 7.1.

Każde świadczenie i jego wskaźnik omówiono na podstawie wspólnego schematu obejmującego: (1) powiązanie wskaźnika z systemem CICES, (2) założenia teoretyczne, (3) metodykę uzyskania wyników oraz (4) zróżnicowanie przestrzenne (wraz z mapą) potencjału ekosystemów i innych jednostek przestrzennych do świadczenia danej usługi. Pozycja systematyczna każdego z 27 świadczeń w klasyfikacji CICES i charakterystyka każdego z 40 wskaźników została ujęta tabelarycznie jako „Pozycja systematyczna usługi i charakterystyka wskaźnika”.

Świadczenia ekosystemowe i ich wskaźniki zostały omówione w kolejności zgodnej z tabelą 7.1.

7.1. Świadczenia ekosystemowe w ocenie eksperckiej

7.1.1. Świadczenia ekosystemowe dla typów ekosystemów

ŚWIADCZENIA ZAOPATRZENIOWE

ŚWIADCZENIE – DREWNO

WSKAŹNIK – ZAPAS DREWNA NA PNIU

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *drewno* należy do sekcji *zaopatrzenie*, działu *materiały*, grupy *biomasa* oraz klasy *włókna i inne materiały z roślin i zwierząt przeznaczone do bezpośredniego użycia i przetwórstwa*. Przedmiotem

pomiaru jest *aktualny potencjał ekosystemów do dostarczania drewna*, a wskaźnikiem *zapasu drewna na pniu* (tab. 7.2).

Tabela 7.2. Pozycja systematyczna usługi „Drewno” i charakterystyka wskaźnika „Zapas drewna na pniu”

Table 7.2. The systematic position of the “Timber” service and a characterisation of the “Timber standing crop” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Drewno
CICES	Sekcja	Zaopatrzenie
	Dział	Materiały
	Grupa	Biomasa
	Klasa	Włókna i inne materiały z roślin i zwierząt przeznaczone do bezpośredniego użycia i przetwórstwa
Przedmiot pomiaru		Aktualny potencjał ekosystemów do dostarczania drewna
Wskaźnik		Zapas drewna na pniu
Akronim wskaźnika		DREWNO
Konstrukcja wskaźnika		Agregacja danych taksacyjnych o zasobności wydziałów leśnych wg klas wieku i typów siedliskowych lasu
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		0–600
Jednostka miary		m ³ ·ha ⁻¹
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		-
Dane źródłowe		<ul style="list-style-type: none"> System Informacji Lasów Państwowych (SILP); Leśna Mapa Numeryczna (LMN) z Nadleśnictw Pomorze, Szczebra, Głęboki Bród, Suwałki Projekt Planu Ochrony Wigierskiego Parku Narodowego (stan: 2013 r.)

Założenia teoretyczne

Zapas drewna na pniu rozważano jako potencjalny wskaźnik usługi zaopatrzeniowej „Drewno”, przyjmując definicję potencjału według H. Tallisa i innych (2012) oraz J. Maesa i innych (2012a), zgodnie z którą ekosystemy dostarczają i zapewniają niezbędną strukturę i procesy ekologiczne, które z kolei określają zasób lub potencjał do dostarczania usług niezależnie od tego, czy człowiek je aktualnie wykorzystuje.

Drewno jako ekosystemowe świadczenie zaopatrzeniowe jest wykorzystywane między innymi do konstrukcji budynków, pokrycia dachów, jak również do produkcji mebli, narzędzi rolniczych, papieru, tkanin, lin itp. Podkreślenia wymaga fakt, że ok. 15% światowego zużycia energii jest dostarczane przez drewno opałowe i inne materiały roślinne (w krajach rozwijających się prawie 40%). Wartość handlowa drewna jest zatem ogromna, co w konsekwencji wiąże się z prowadzeniem takiej gospodarki leśnej, której podstawowym celem jest

zwiększenie produkcji drewna dla korzyści ekonomicznych, a to z kolei skutkuje interwencją w procesy naturalne zachodzące w ekosystemach leśnych (Duncker i in. 2012).

Metodyka uzyskania wyników

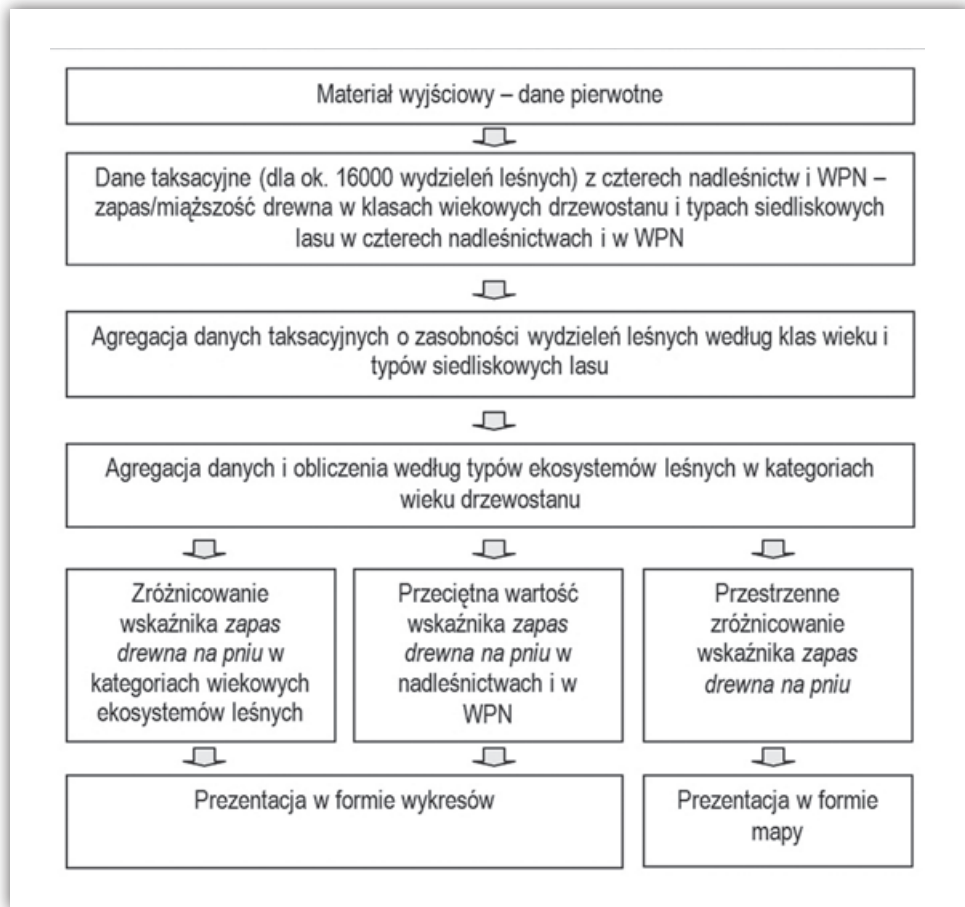
Zapas drewna na pniu jest definiowany jako miąższość wszystkich żywych drzew (m^3) na danym obszarze (ha). Podstawą oceny zapasu drewna na pniu (jego miąższości) były dane dostarczone przez cztery nadleśnictwa: Suwałki, Szczebra, Pomorze, Głęboki Bród oraz Wigierski Park Narodowy. Dokładne dane taksacyjne o zasobności wydziałów leśnych pochodziły z Systemu Informacji Lasów Państwowych (SILP), Leśnej Mapy Numerycznej (LMN) oraz z Projektu Planu Ochrony Wigierskiego Parku Narodowego (stan: 2013 r.) – tabela 7.2.

Podstawowe dane dotyczyły ok. 16 000 wydziałów leśnych. Dla każdego z nich podano wartość miąższości drewna ($m^3 \cdot ha^{-1}$). Podany wiek drzewostanu i typ siedliskowy lasu dla każdego wydziału leśnego pozwolił zagregować zapas drewna w pięciu klasach wieku (0–40; 40–60; 60–80; 80–120; > 120 lat) dla pięciu typów zbiorowisk leśnych odpowiadających legendzie mapy ekosystemów: (1) olsów, (2) łęgów, (3) grądów, (4) borów i borów mieszanych oraz (5) borów bagiennych (por. rozdz. 5.2). Na tej podstawie określono zapas drewna na pniu każdej kategorii wiekowej pięciu typów ekosystemów leśnych w czterech nadleśnictwach i w Wigierskim Parku Narodowym. Pokazano też różnice w średniej miąższości drewna w nadleśnictwach i WPN.

Przestrzenne zróżnicowanie wskaźnika „Zapas drewna na pniu” zaprezentowano na mapie ekosystemów. Podstawowe etapy procedury badawczej, tzn. agregacji danych, obliczeń i sposobu prezentacji bezpośredniego wskaźnika „Zapas drewna na pniu” usługi zaopatrzeniowej „Drewno” prezentuje rycina 7.1.

Waloryzacja aktualnego potencjału ekosystemów do dostarczania drewna

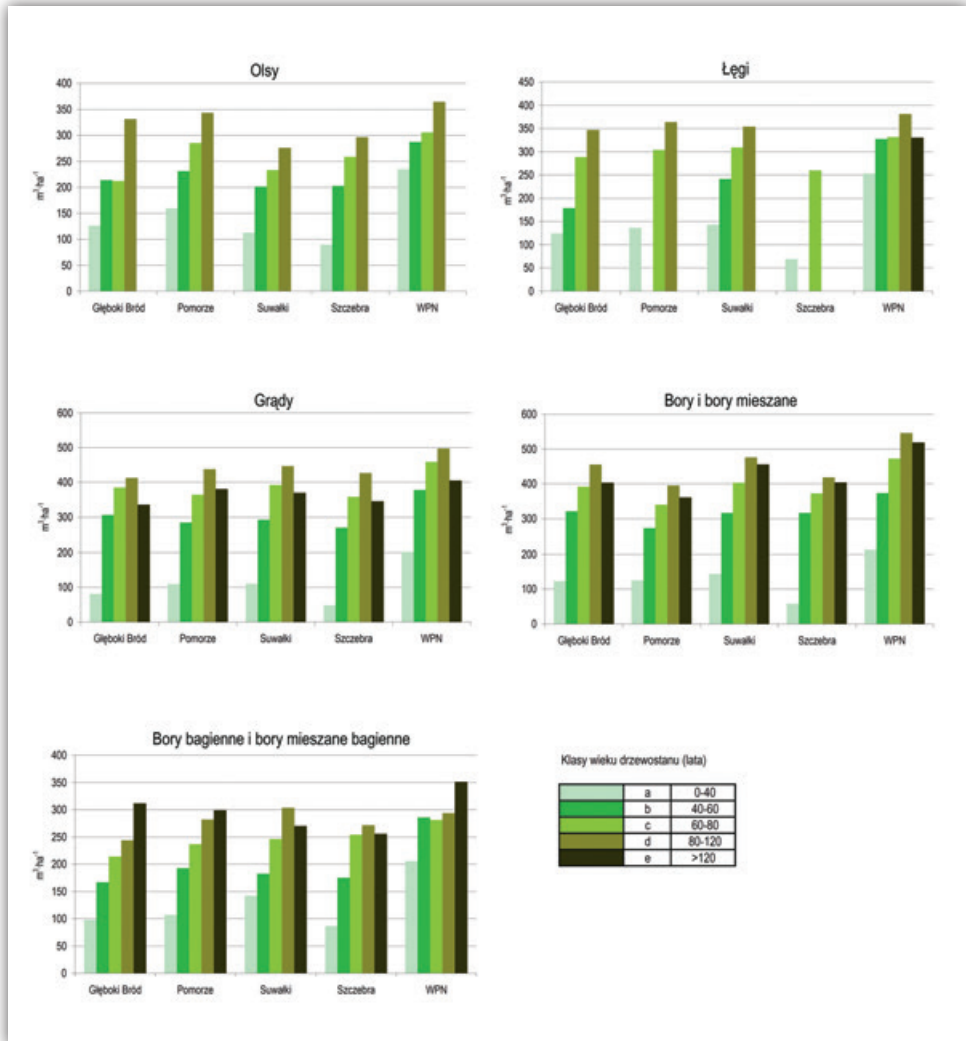
Uzyskane wartości zapasu drewna na pniu w każdej kategorii wiekowej pięciu ekosystemów leśnych wskazują, że najmniejszą podażą drewna charakteryzują się lasy najmłodsze w kategorii (0–40 lat), stopniowo wzrasta ona wraz z wiekiem drzewostanu. Maksymalny potencjał pod względem zasobu drewna charakteryzuje ekosystemy leśne, których drzewostan osiąga wiek 80–120 lat. Ten trend obserwuje się w czterech nadleśnictwach i w Wigierskim Parku Narodowym oraz w czterech typach zbiorowisk leśnych. Jedynym wyjątkiem jest bór bagienny w dwóch nadleśnictwach (Głęboki Bród i Pomorze) oraz w WPN, w którym zapas drewna na pniu osiąga maksymalną wartość w najstarszej kategorii wiekowej drzewostanu (> 120 lat). Warto podkreślić, że olsy i łęgi to ekosystemy leśne, w których brak jest na terenie badań najstarszych drzewostanów przekraczających wiek 120 lat (ryc. 7.2).



Rycina 7.1. Podstawowe etapy procedury badawczej

Figure 7.1. Basic stages of the research procedure

Zapas drewna w kategoriach wiekowych drzewostanu w ekosystemach leśnych można odnieść do stopnia dojrzałości, a to z kolei do stadiów ekologicznej sukcesji lasów. Podczas sukcesji zmienia się struktura, a także skład gatunkowy lasów. Warto zauważyć, że w naszych badaniach najwyższy zapas drewna jest obserwowany w kategorii wieku drzewostanu 80–120 lat w czterech ekosystemach leśnych i jest to optymalna kategoria wiekowa lasu dla utrzymania jego dojrzałości, a zatem różnorodności (por. ryc. 7.2). Może to być związane z faktem, że w składzie gatunkowym lasów powyżej 120 lat dominuje nieliczna grupa gatunków tzw. starych lasów (Hermy i in. 1999; Dzwonko, Loster 2001), podczas gdy młodsze lasy (do 60 lat) są częściowo zajęte przez obce gatunki, na przykład przez „uciekierów” z łąk, zbiorowisk ruderalnych i pól (Roo-Zielińska, Matuszkiewicz 2016). Te wyniki potwierdzają M. Qing-fan i W. Song (2000), którzy analizowali



Rycina 7.2. Zapas drewna na pniu w różnych klasach wieku, pięciu typów ekosystemów leśnych w czterech nadleśnictwach i w Wigierskim Parku Narodowym

Figure 7.2. Timber standing crop in forests of different age classes, in five forest ecosystem types, in four Forest Districts and in Wigry National Park

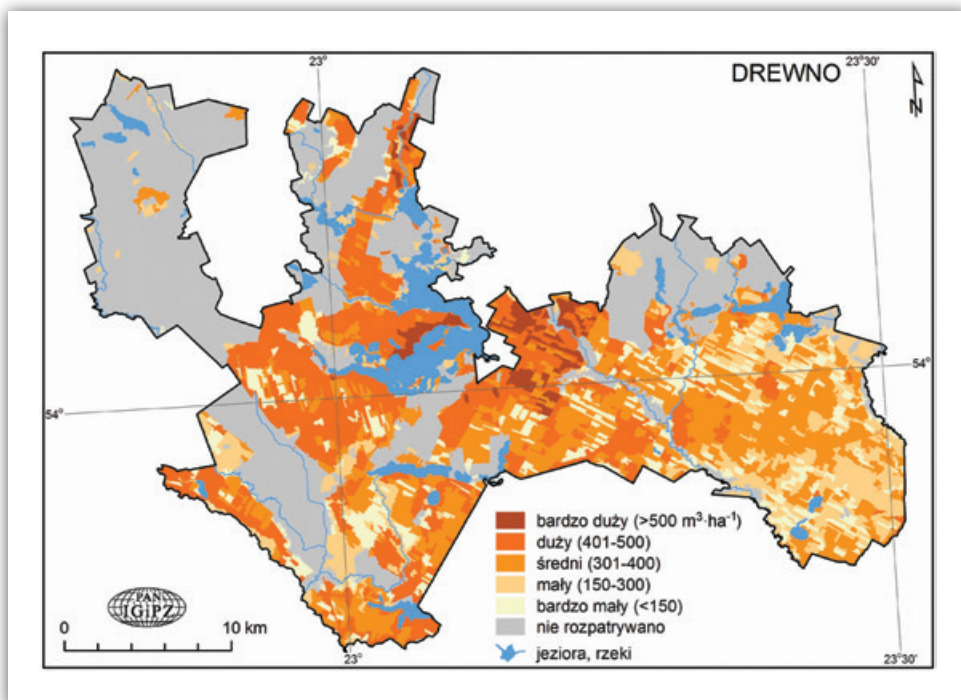
strukturę 25 zbiorowisk leśnych w dwóch Leśnych Stacjach Doświadczalnych Mao'ershan i Liangshui. Autorzy ci wykazali, że najwyższy stopień dojrzałości/różnorodności osiągały lasy w średnim stadium sukcesji (a nie w najstarszym i w najmłodszym).

Zatem dla wskazania różnic w zapasie drewna między ekosystemami leśnymi wybrano kategorię wieku drzewostanu 80–120 lat (tab. 7.3).

Tabela 7.3. Zapas drewna na pniu ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) w ekosystemach leśnych – kategoria wieku drzewostanu 80–120 latTable 7.3. Timber standing crop ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) in forest ecosystems – tree age class 80–120 years

Typ ekosystemu	Akronim	Zapasy drewna na pniu					
		Głęboki Bród	Pomorze	Suwałki	Szczecina	średnia	WPN
Ols	OLS	331	343	275	296	311	364
Łęg	ŁĘG	347	364	354	0	266	381
Grąd	GRĄD	413	438	446	426	431	497
Bór	BÓR	455	395	476	418	436	546
Bór bagieny	BÓRB	244	282	303	271	275	294

Na podstawie wartości średnich miąższości/objętości drewna z czterech nadleśnictw, a także wartości z Wigierskiego Parku Narodowego wynika, że najwyższy potencjał drewna cechuje bory, bory mieszane i grądy, najniższy zaś łągi i bory bagienne, przy czym olsy w WPN charakteryzują się nieco niższym zapasem drewna niż łągi. Warto zaznaczyć, że różnice w potencjalnej produkcji drewna



Rycina 7.3. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Drewno” na podstawie wskaźnika „Zapasy drewna na pniu”

Figure 7.3. The potential of ecosystems to provide the "Timber" service based on the "Timber standing crop" indicator

między czterema nadleśnictwami są niewielkie, zatem wartość średniej dobrze odzwierciedla zapas drewna w tych jednostkach.

Zróźnicowanie przestrzenne

W gminie Suwałki obszary leśne zajmują niewielkie powierzchnie, dominują zaś użytki rolne (55%). Z tej przyczyny w gminie (zwłaszcza w północnej części) obserwuje się niemal brak potencjalnego zapasu drewna na pniu. W większości dużych kompleksów grądów Wigierskiego Parku Narodowego, a także borów sosnowych i mieszanych gminy Nowinka (zwłaszcza w jej północnej i południowej części) zapas drewna na pniu mieści się w przedziale $400\text{--}500\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$. W gminie Giby, gdzie przeważają bory sosnowe i mieszane, potencjalny zapas drewna zawiera się w granicach $200\text{--}400\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$. Brak go w północnej części gminy, w której dominują pola orne i trwałe użytki zielone (ryc. 7.3).

ŚWIADCZENIE – OWOCE LEŚNE

WSKAŹNIK – OBFITOŚĆ WYSTĘPOWANIA DZIKO ROSNĄCYCH GATUNKÓW WYTWARZAJĄCYCH JADALNE OWOCE LEŚNE

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *owoce leśne* należy do sekcji *zaopatrzenie*, działu *pożywienie*, grupy *biomasa*, klasy *dziko rosnące rośliny i grzyby oraz ich wytwory*. Przedmiotem pomiaru jest *potencjalne pozyskanie jadalnych owoców leśnych*, a wskaźnikiem *obfitość występowania dziko rosnących gatunków wytwarzających jadalne owoce leśne* (tab. 7.4).

Założenia teoretyczne

Według terminologii stosowanej w leśnictwie owoce leśne należą do leśnych produktów nieдрzewnych (*non-wood forest products*). Definicja produktów nieдрzewnych została zaproponowana podczas Międzynarodowych Konsultacji Ekspertów FAO w 1999 r. w brzmieniu: „leśne surowce / produkty nieдрzewne to dobra i inne korzyści biologicznego pochodzenia inne niż drewno, pochodzące z lasu, innych terenów zadrzewionych oraz z drzew rosnących poza lasami” (Dembner, Perlis 1999). Powyższa definicja jest zbliżona do tej, która tradycyjnie obowiązywała w Polsce – „przez leśne surowce nieдрzewne (uboczne) najczęściej rozumie się: użytki pochodzenia roślinnego (zarówno pochodzące z drzew, jak i runa leśnego), grzyby jadalne, użytki pochodzenia zwierzęcego oraz użytki wydobywane z ziemi” (Staniszewski, Nowacka 2014). Jednak jak piszą autorzy dalsze stosowanie terminów „uboczne użytkowanie lasu” oraz „uboczne surowce / produkty leśne” nie jest właściwe – nie tylko ze względu na fakt, że niektóre z tych dóbr wcale nie mają „ubocznego” znaczenia, ale przede wszystkim na konieczność ujednoczenia terminologii na poziomie

Tabela 7.4. Pozycja systematyczna usługi „Owoce leśne” i charakterystyka wskaźnika „Obfitość występowania dziko rosnących gatunków wytwarzających jadalne owoce leśne”

Table 7.4. The systematic position of the "Forest fruits" service and a characterisation of the "Abundance of wild species that produce edible berries" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Owoce leśne
CICES	Sekcja	Zaopatrzenie
	Dział	Pożywienie
	Grupa	Biomasa
	Klasa	Dziko rosnące rośliny i grzyby oraz ich wytwory
Przedmiot pomiaru		Potencjalne pozyskanie jadalnych owoców leśnych
Wskaźnik		Obfitość występowania dziko rosnących gatunków wytwarzających jadalne owoce leśne
Akronim wskaźnika		OWLEŚ
Konstrukcja wskaźnika		Ocena ekspercka na podstawie danych literaturowych oraz zdjęć fitosocjologicznych wykonanych na badanym obszarze
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Oszacowany
Skala		Rangowa
Przedział wartości		(0) 1–5 1 – bardzo niska przydatność; 5 – bardzo wysoka przydatność
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Powiązanie z mapą ekosystemów pozwala oszacować potencjalną przydatność wyróżnionych typów ekosystemów dla krzewinek i krzewów wytwarzających jadalne owoce
Dane źródłowe		Łącznie 434 zdjęcia fitosocjologiczne wykonane przez autorów projektu oraz npubl. zdjęcia z Planu Ochrony Wigierskiego Parku Narodowego; dane literaturowe: Grau i in. (1996); Witkowska-Żuk (2008)

międzynarodowym. W związku z tym wydaje się uzasadnione zaproponowanie definicji w brzmieniu: „leśne pożytki nieдрzewne to dobra materialne niebędące drewnem, pobierane z ekosystemów leśnych, plantacji oraz z drzew rosnących poza lasami, a także dobra niematerialne (usługi, korzyści, świadczenia) wynikające z pełnienia przez las funkcji pozaprodukcyjnych” (Staniszewski 2013).

„Owoce leśne” to jedno z najważniejszych zaopatrzeniowych świadczeń ekosystemowych. W Polsce do głównych leśnych roślin owocodajnych należą: borówka czarna, malina, jeżyna, poziomka i borówka brusznica. Należy podkreślić, że w lasach intensywnie użytkowanych, w których wykonywane są zręby zupełne i przygotowywane gleby przed odnowieniem sztucznym, jagody zmniejszają swoje zasoby. Z drugiej strony zmniejsza się także ich plenność i osłabia wzrost w starych drzewostanach (Nestby i in. 2011). W lasach użytkowanych rębniami stopniowymi jej populacja jest stabilna, podobnie jak w nieużytkowanych lasach naturalnych (Mäkipää 1999).

Ze względu na to, że owoce leśne, a zwłaszcza jagody zawierają duże ilości cennych dla organizmu człowieka witamin oraz substancji odżywczych, a także wiele

z nich (zwłaszcza borówkę czarną) można nazwać „ekologicznymi” lekami pomagającymi na wiele chorób i dolegliwości, indywidualne pozyskanie runa leśnego jest bardzo popularnym zajęciem. Z badań przeprowadzonych na obszarze całego kraju przez A. Barszcz (2005) wynika, że dla mieszkańców wsi i małych miast leśne surowce i produkty nieдрzewne, głównie jagody i grzyby, są również istotnym źródłem dochodów. Trudno jest oszacować liczbę osób, które corocznie korzystają z możliwości zbioru jagód, jeżyn i innych owoców runa leśnego. Można jedynie w przybliżeniu podać, że wielkość skupu owoców wynosi w ostatnich latach ok. 13 tys. ton·rok⁻¹. Głęboko zakorzenione tradycje zbieractwa leśnego, jak i potrzeby rynku, warunkują dominację owoców i grzybów wśród wszystkich nieдрzewnych pożytków leśnych.

Ze względu na niedoskonały system informacji o skali użytkowania lasu – dostępne dane, publikowane przez GUS, dotyczą jedynie skupu i nie obejmują dóbr pozyskiwanych na własne potrzeby zbieraczy, a także znacznych, choć w istocie nieznanych wielkości trafiających na rynek poza jakąkolwiek kontrolą (Staniszewski, Janeczko 2012) – możliwe było jedynie oszacowanie potencjału ekosystemów trzech badanych gmin usługi zaopatrzeniowej „Owoce leśne” poprzez analizę wskaźnika „Obfitość występowania dziko rosnących gatunków wytwarzających jadalne owoce leśne”.

Podejście to jest podobne do ujęcia zaproponowanego dla Szwecji (Snäll i in. 2015), zgodnie z którym potencjalna produkcja jagód jest określana na podstawie pokrycia płatu przez krzewinki *Vaccinium myrtillus*. Jak wcześniej wykazano, pokrycie *V. myrtillus* jest silnie skorelowane z roczną produkcją jej owoców (Miina i in. 2009). Nieco inne rozwiązania zaproponowano w Finlandii (Mononena i in. 2016), gdzie potencjał ekosystemów dla dostarczania jagód jest określany za pomocą dwóch wskaźników: w perspektywie przestrzennej – jako powierzchnia siedlisk odpowiednich dla występowania jagód (owoców leśnych), oraz w perspektywie czasowej – jako średnia roczna produkcja tych owoców.

Metodyka uzyskania wyników

Wskaźnikiem świadczenia jest „Obfitość występowania dziko rosnących gatunków wytwarzających jadalne owoce leśne”. Do oszacowania wielkości tego wskaźnika wykorzystano łącznie osiem gatunków krzewinek i krzewów, które wystąpiły na badanym obszarze. Są to krzewinki: borówka bagienna *Vaccinium uliginosum*, borówka brusznica *V. vitis-idaea*, borówka czarna *V. myrtillus*, żurawina błotna *Oxycoccus palustris*, poziomka pospolita *Fragaria vesca* oraz krzewy: malina właściwa *Rubus idaeus*, porzeczka czarna *Ribes nigrum* oraz porzeczka czerwona *R. rubrum*.

W pierwszym etapie, na podstawie danych literaturowych, określono występowanie poszczególnych gatunków i ich wymagania siedliskowe (Grau i in. 1996; Witkowska-Żuk 2008). Następnie zgromadzono zdjęcia fitosocjologiczne: autorów projektu oraz niepublikowane zdjęcia z Planu Ochrony Wigierskiego Parku

Narodowego (łącznie 434 zdjęcia fitosocjologiczne), uzupełnione o dane literaturowe i ocenę ekspercką. Zdjęcia fitosocjologiczne opisywały skład, ilościowość i pokrycie gatunków w danym zbiorowisku roślinnym. Stanowiły one podstawę do oszacowania wyżej omówionego wskaźnika.

Wymienione materiały źródłowe pozwoliły przeprowadzić szacunkową waloryzację ekosystemów występujących na badanym obszarze pod względem przydatności ich siedlisk dla ośmiu gatunków krzewinek i krzewów wytwarzających jadalne owoce. Uwzględniono tu udział liczby gatunków, które wystąpiły w danym typie ekosystemu, a jeśli było to możliwe uwzględniono także ich pokrycie. Przyjęto skalę rangową od 1 – bardzo niskiej obfitości gatunków, w których pojawiają się przypadkowe, pojedyncze osobniki do 5 – bardzo wysokiej, w których pokrycie danego gatunku przekracza 50%. W końcowym etapie zilustrowano zróżnicowanie przestrzenne omawianego wskaźnika – jako podstawę przyjęto mapę ekosystemów (ryc. 5.4, rozdz. 5.2).

Waloryzacja potencjału ekosystemów do pozyskania jadalnych owoców leśnych

Najmłodsze grądy (do 40 lat) oraz najstarsze bory i bory mieszane (od 80 do ponad 120 lat) oraz wszystkie bory bagiennie cechują się bardzo wysokim potencjałem ekosystemów do pozyskania jadalnych owoców (ranga 5). Głównym gatunkiem w grądach i borach mieszanych jest borówka czarna o pokryciu powyżej 50%, a w borach bagiennych borówka czarna i borówka bagienna. Wysoki potencjał siedlisk do produkcji owoców leśnych charakteryzuje dojrzałe bory i bory mieszane (60–80 lat) oraz torfowiska wysokie i przejściowe (ranga 4). Głównymi gatunkami są: borówka czarna – w borach, a żurawina błotna – na torfowiskach, oba z pokryciem 20–50%. Największa grupa ekosystemów charakteryzuje się przeciętnym potencjałem do wytwarzania owoców leśnych (ranga 3) – są to najmłodsze olsy i bory (do 60 lat), wszystkie łągi oraz grądy (z wyjątkiem najmłodszych), a także trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych. W olsach i łągach głównymi gatunkami są malina właściwa oraz porzeczka czarna, w grądach (40–60 lat) malina właściwa, natomiast w grądach nieco starszych (60–80 lat) malina właściwa oraz borówka czarna. W najstarszych grądach oraz w najmłodszych borach panującym gatunkiem jest borówka czarna. Na trwałych użytkach zielonych na suchych i świeżych siedliskach występuje poziomka pospolita. Pokrycie tych gatunków osiąga najwyżej 20% (ranga 3). Niskim potencjałem siedlisk dla krzewinek i krzewów wytwarzających jadalne owoce (ranga 2) cechują się najstarsze olsy (od 60 do ponad 120 lat), gdzie występuje głównie porzeczka czarna, choć jej pokrycie w tych zbiorowiskach jest niższe niż 5%. Najniższym potencjałem siedlisk do produkcji owoców leśnych (ranga 1) charakteryzują się trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych z pojedynczymi osobnikami maliny właściwej oraz torfowiska niskie z pojedynczo występującą żurawiną błotną. Pozostałe typy ekosystemów nie są przydatne do pozyskania owoców leśnych (tab. 7.5).

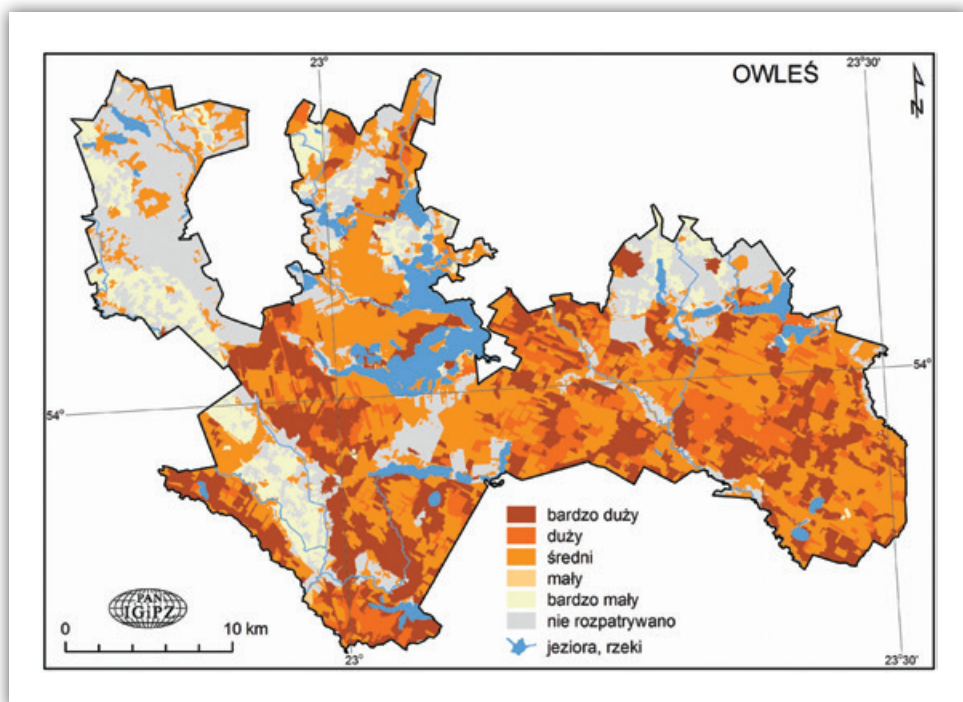
Tabela 7.5. Potencjał ekosystemów do pozyskania jadalnych owoców leśnych
Table 7.5. Potential of ecosystems as regards the picking of edible forest fruits

Typ ekosystemu	Akronim	OWLEŚ	Skala rangowa		Główny gatunek
Olisy 0–40 lat	OLS1	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	g
Olisy 40–60 lat	OLS2	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	g
Olisy 60–80 lat	OLS3	niski	2	stała obecność, pokrycie < 5%	h
Olisy 80–120 lat	OLS4	niski	2	stała obecność, pokrycie < 5%	h
Olisy powyżej 120 lat	OLS5	niski	2	stała obecność, pokrycie < 5%	h
Łęgi 0–40 lat	ŁEG1	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	g
Łęgi 40–60 lat	ŁEG2	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	g
Łęgi 60–80 lat	ŁEG3	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	g
Łęgi 80–120 lat	ŁEG4	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	g
Łęgi powyżej 120 lat	ŁEG5	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	g
Grądy 0–40 lat	GRAD1	bardzo wysoki	5	stała obecność, pokrycie > 50%	c
Grądy 40–60 lat	GRAD2	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	e
Grądy 60–80 lat	GRAD3	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	f
Grądy 80–120 lat	GRAD4	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	c
Grądy powyżej 120 lat	GRAD5	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	c
Bory i bory mieszane 0–40 lat	BÓR1	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	c
Bory i bory mieszane 40–60 lat	BÓR2	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	c
Bory i bory mieszane 60–80 lat	BÓR3	wysoki	4	stała obecność, pokrycie 20–50%	c
Bory i bory mieszane 80–120 lat	BÓR4	bardzo wysoki	5	stała obecność, pokrycie > 50%	c
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	bardzo wysoki	5	stała obecność, pokrycie > 50%	c
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0–40 lat	BÓRB1	bardzo wysoki	5	stała obecność, pokrycie > 50%	b
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40–60 lat	BÓRB2	bardzo wysoki	5	stała obecność, pokrycie > 50%	b
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60–80 lat	BÓRB3	bardzo wysoki	5	stała obecność, pokrycie > 50%	b
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80–120 lat	BÓRB4	bardzo wysoki	5	stała obecność, pokrycie > 50%	b
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	bardzo wysoki	5	stała obecność, pokrycie > 50%	b
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁAKASŚ	średni	3	stała obecność, pokrycie < 20%	d
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁAKAW	bardzo niski	1	przypadkowe, pojedyncze egzemplarze	e
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁAKAB	brak	0	brak	
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	brak	0	brak	
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	brak	0	brak	
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej tęgu lub wilgotnego grądu	POLEW	brak	0	brak	
Obszary bagienne – szuwary, trzciniowiska i turzycowiska	BAGNO	brak	0	brak	
Obszary bagienne – torfowiska niskie	TORFN	bardzo niski	1	przypadkowe, pojedyncze egzemplarze	a
Obszary bagienne – torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	wysoki	4	stała obecność, pokrycie 20–50 %	a

a – *Oxycoccus palustris*, b – *Vaccinium myrtillus* i *Vaccinium uliginosum*, c – *Vaccinium myrtillus*, d – *Fragaria vesca*, e – *Rubus idaeus*, f – *Rubus idaeus* i *Vaccinium myrtillus*, g – *Ribes nigrum* i *Rubus idaeus*, h – *Ribes nigrum*

Zróżnicowanie przestrzenne

Udział powierzchniowy ekosystemów leśnych na badanym obszarze jest znaczący zarówno w gminie Giby, Nowinka, jak i w Wigierskim Parku Narodowym. Warto podkreślić, że w gminie Giby dominują ekosystemy borów i borów mieszanych, ale też występują one na dużym obszarze gminy Nowinka – wśród nich duży udział mają najstarsze bory (od 80 do ponad 120 lat). Mozaikowo występują także bory bagienne w różnym wieku i najmłodsze grądy. Te właśnie kompleksy leśne cechują się bardzo wysoką przydatnością siedlisk leśnych dla krzewinek i krzewów wytwarzających jadalne owoce, zwłaszcza dla borówki czarnej – w grądach i borach mieszanych oraz borówki czarnej i borówki bagiennnej – w borach bagiennych. Dojrzałe bory i bory mieszane (60–80 lat) oraz mozaikowo występujące na południu gminy Nowinka, ale także w gminie Giby, torfowiska wysokie i przejściowe to ekosystemy, które cechują się wysokim potencjałem do wytwarzania borówki czarnej (bory) i żurawiny błotnej (torfowiska wysokie).



Rycina 7.4. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Owoce leśne” na podstawie wskaźnika „Obfitość występowania dziko rosnących gatunków wytwarzających jadalne owoce leśne”

Figure 7.4. The potential of ecosystems to provide the "Forest fruits" service based on the "Abundance of wild species that produce edible berries" indicator

Większość ekosystemów na badanym obszarze, w tym należące do Wigierskiego Parku Narodowego, cechuje się przeciętnym potencjałem siedlisk do wytwarzania owoców leśnych – dotyczy to zwłaszcza młodszych olsów i wszystkich kategorii wiekowych łągów, w których występują przede wszystkim takie krzewy, jak porzeczka czarna i malina właściwa, a także grądów (oprócz najmłodszych) z maliną i borówką czarną przeważających w Wigierskim Parku Narodowym. W rolniczej gminie Suwałki, w południowej części gminy Nowinka oraz w północnej części gminy Giby rozproszone są trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych, miejscami też spotyka się drobnopowierzchniowe płaty torfowisk niskich – te ekosystemy mają bardzo niski potencjał do wytwarzania owoców leśnych (występują tu pojedyncze osobniki, odpowiednio maliny właściwej i żurawiny błotnej). W pozostałych typach ekosystemów wyróżnionych na mapie (ryc. 5.4, rozdz. 5.2) krzewinki i krzewy produkujące jadalne owoce nie występują (ryc. 7.4).

ŚWIADCZENIE – MIÓD

WSKAŹNIK – POTENCJALNA PRODUKCJA MIODU

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *miód* należy do sekcji *zaopatrzenie*, działu *pożywienie*, grupy *biomasa*, klasy *zwierzęta hodowlane i ich wytwory*. Przedmiotem pomiaru jest *potencjał ekosystemów do produkcji miodu*, a wskaźnikiem *obfitość substratów miodu* (tab. 7.6).

Założenia teoretyczne

Pszczoła miodna, poza zapyłaniem, wspiera dobrostan człowieka poprzez dostarczenie szeregu swoich materialnych wytworów, takich jak miód, propolis, wosk, pyłek i pierzga, mleczko pszczele czy jad pszczeli. Wśród nich miód stanowi dla człowieka największą wartość, przede wszystkim z powodu swojej wysokiej wartości odżywczej i zdrowotnej oraz stosunkowo dużej podaży. Jako jedyny dostępny naturalny słodzik (węglowodany stanowią 95% suchej masy miodu) był ważnym składnikiem diety *Homo sapiens* od zarania dziejów (Alvarez-Suarez i in. 2010). Od wieków także był stosowany jako środek leczniczy. Pozytywny wpływ konsumpcji miodu na funkcjonowanie i zdrowie człowieka został w ostatnich latach dodatkowo potwierdzony naukowo (przegląd badań patrz Alvarez-Suarez i in. 2010). Miód wykazuje ponadto działanie przeciwutleniające, antynowotworowe i przeciwzapalne. Stosowany zewnętrznie łagodzi dolegliwości skórne, przyspiesza gojenie się ran, zmniejsza wielkość blizn i stymuluje regenerację tkanki (Molan 2001; Alvarez-Suarez i in. 2010). Roczną światową produkcję miodu (na 2013 r.) oszacowano na 1,66 mln ton (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2016), co stanowiło mniej niż 1% globalnej produkcji cukru (Alvarez-Suarez i in. 2010).

Tabela 7.6. Pozycja systematyczna usługi „Miód” i charakterystyka wskaźnika „Potencjalna produkcja miodu”

Table 7.6. The systematic position of the "Honey" service and a characterisation of the "Potential honey production" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Miód
CICES	Sekcja	Zaopatrzenie
	Dział	Pożywienie
	Grupa	Biomasa
	Klasa	Zwierzęta hodowlane i ich wytwory
Przedmiot pomiaru		Potencjał ekosystemów do produkcji miodu
Wskaźnik		Potencjalna produkcja miodu
Akronim wskaźnika		MIÓD
Konstrukcja wskaźnika		Kompilacja danych o potencjalnej produkcji nektaru, spadzi i pyłku dla poszczególnych gatunków z danymi fitosocjologicznymi o składzie gatunkowym typów ekosystemów
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony/Oszacowany
Skala	Ilorazowa	Porządkowa (po klasyfikacji)
Przedział wartości	0-320	0-5 0 - brak potencjału; 5 - wysoki potencjał
Jednostka miary	kg·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹	-
Jednostka przestrzenna	Ekosystem	
Interpretacja wartości		Teoretyczny maksymalny roczny zbiór miodu z hektara
Dane źródłowe		<ul style="list-style-type: none"> Miododajność (wydajność miodowa) poszczególnych gatunków i zbiorowisk roślinnych (Demianowicz i in. 1960; Maksymiuk 1960; Szklanowska 1973, 1979; Kołtowski 2006; Denisow 2011) Skład i bogactwo gatunkowe zbiorowisk roślinnych (Matuszkiewicz 2001; zdjęcia fitosocjologiczne, prace terenowe) Występowanie spadzi (Haragsim 1970; Crane, Walker 1985; literatura pszczelarska)

Do waloryzacji ekosystemów wykorzystano autorską, operacyjną definicję potencjału, dostosowaną do usług świadczonych przez pszczoły (zapylenie i miód). Stanowi ona, że potencjał ekosystemu do produkcji miodu to teoretyczna maksymalna podaż usługi w danym typie ekosystemu i kontekście regionalnym, obliczona dla warunków środowiskowych (w tym składu gatunkowego roślin, jakości gleby, warunków wodnych) optymalnych do realizacji danej usługi. Oznacza to na przykład, że do obliczenia potencjału pól ornych zlokalizowanych na żyznej glebie należy wybrać taką roślinę uprawną (uprawianą w regionie na takiej glebie), która charakteryzuje się najwyższą wydajnością miodową (pszczoły wyprodukują największą ilość miodu z hektara takiej uprawy). Z kolei do oszacowania potencjału wybranego ekosystemu leśnego należy przyjąć najbardziej pożądaną do produkcji miodu skład gatunkowy roślin spośród tych występujących w danym typie ekosystemu i regionie. Tak rozumiany potencjał odpowiada maksymalnym zbiorom miodu możliwym do uzyskania rocznie z jednego hektara. Należy

zaznaczyć, że w prowadzonym oszacowaniu nie brano pod uwagę zależności wykraczających poza jeden sezon wegetacyjny, które wpływają na wielkość średniej potencjalnej produkcji miodu uzyskanej z danej powierzchni w ciągu kilku lat (przykładowo konieczność stosowania płodozmianu w uprawie rzepaku czy proces sukcesji na obszarach leśnych zmniejszają średnie potencjalne zbiory miodu z wielolecia).

Warto podkreślić, że obecnie nie ma możliwości pozyskania miodu od pszczoł miodnych żyjących na wolności (Krzysztofiak 2001a). Z powodu licznych chorób pszczoł przywleczonych z innych kontynentów (warroza, nosemoza) rodzina pszczela nie jest w stanie przetrwać zimy bez opieki pszczelarza. Dlatego też współcześnie do produkcji miodu niezbędna jest kombinacja kapitału naturalnego i kapitału ludzkiego.

Wielkość produkcji miodu możliwa do osiągnięcia w danym sezonie wegetacyjnym zależy od szeregu czynników środowiskowych, z których do najważniejszych należą jakość pastwiska pszczelego i warunki pogodowe (Crane 1990). Pogoda, choć odgrywa kluczową rolę w wielkości zbiorów (różnice między latami mogą sięgać 100% dla danego regionu; Gerula i in. 2007; Semkiw, Ochal 2009), wykracza poza zakres analizy, gdyż nie jest składową ekosystemu. Dlatego też do oszacowania potencjału ekosystemów do produkcji miodu wzięto pod uwagę wyłącznie jakość pastwiska pszczelego, czyli obfitość i dostępność substratów miodu (nektaru i spadzi) oraz pyłku (pokarmu niezbędnego do prawidłowego funkcjonowania rodziny pszczelej) (Crane 1990; Westrich 1996). Ilość nektaru i pyłku produkowanego przez ekosystem (przyjmując korzystne warunki pogodowe) jest ściśle zależna od zasobów kwiatowych zbiorowiska roślinnego i jego łącznej potencjalnej miododajności. Ta z kolei wynika ze składu gatunkowego i wydajności miodowej poszczególnych gatunków roślin. Nie tylko ilość nektaru, ale także jego dostępność warunkuje wielkość zbiorów miodu. Niekorzystny kształt kielichów kwiatów, ograniczona elastyczność płatków (m.in. zależna od temperatury), ale też przeszkody terenowe utrudniające loty pszczoł skutkują jedynie częściowym wykorzystaniem istniejących zasobów.

Na świecie jedynie 16% gatunków roślin wytwarzających kwiaty jest odwiedzana przez pszczoły miodne w celu pozyskania nektaru. Co więcej, większość światowej produkcji miodu pochodzi z nektaru wydzielanego przez zaledwie 1,6% odwiedzanych gatunków (Crane 1990). Dlatego też przy ocenie potencjału ekosystemów do produkcji miodu kluczowa jest identyfikacja takich gatunków oraz określenie ich udziału powierzchniowego w strukturze zbiorowisk roślinnych. Wydajność miodowa poszczególnych gatunków (ilość miodu, jaką można osiągnąć z 1 ha ciąglego, jednorodnego płatu w ciągu sezonu wegetacyjnego) jest obliczana na podstawie bezpośrednich pomiarów w warunkach kontrolowanych, charakterystycznych dla danego regionu (Demianowicz i in. 1960).

Produkcja nektaru przez kwiaty jest procesem złożonym, zależnym od warunków siedliskowych i sąsiadujących gatunków roślin (zbiorowiska roślinnego), a także zmienności wynikającej z warunków pogodowych. Z tego powodu wydajność miodowa obliczona dla danego gatunku w warunkach eksperymentalnych (uprawa monokulturowa) może zdecydowanie różnić się od wartości uzyskanych w zróżnicowanym zbiorowisku roślinnym, w którym naturalnie ta roślina występuje (Szklanowska 1973). Autorka wykazała na przykład, że kwiaty borówki czarnej *Vaccinium myrtillus*, borówki brusznicy *V. vitis-idaea* i pszenica zwyczajnego *Melampyrum pratense* wydzielają znacznie więcej nektaru (choć mniej gęstego) w borach bagiennych niż w borach i borach mieszanych, przede wszystkim z powodu wyższej względnej wilgotności powietrza.

Metodyka uzyskania wyników

Do oszacowania potencjału ekosystemów do produkcji miodu wzięto pod uwagę obfitość i dostępność substratów miodu (nektaru i spadzi) oraz pyłku.

Potencjalna produkcja miodu nektarowego przez ekosystem jest wypadkową wydajności miodowej poszczególnych gatunków i ich udziału powierzchniowego w szacie roślinnej. Wydajność miodową poszczególnych gatunków uzyskuje się z wydajności cukrowej, przyjmując, że w dojrzałym miodzie znajduje się 80% cukrów (Demianowicz i in. 1960). Z kolei wydajność cukrową z 1 ha uzyskuje się na podstawie zbioru prób z kilku sezonów, mając określone takie parametry jak: (1) średnią wartość cukrową (ilość cukrów wydzielaną w ciągu doby przez kwiat), (2) średnią długość kwitnienia kwiatów danego gatunku rośliny, (3) liczbę kwiatów na 1 ha.

Ponadto produkcja miodu jest zależna od dostępności pyłku, który jako pokarm dla larw warunkuje prawidłowy rozwój rodzin pszczoł i ich zdolność do wytwarzania miodu (Warakomska 1972; Crane 1990). Pszczoły zbierają pyłek nie tylko z roślin owadopylnych, ale także z gatunków wiatropylnych, które stanowią niewielką ogólną wartość dla pszczoł (Warakomska 1972; Denisow 2011). Szczegółowe informacje dotyczące metod pomiaru zasobności roślin w pyłek oraz jego dostępności są zawarte w publikacji B. Denisow (2011).

W analizie wykorzystano przede wszystkim *Wielki Atlas Roślin Miododajnych* (Kołtowski 2006). Zawiera on informacje o nektarowaniu i produkcji pyłku w warunkach Polski dla ponad 250 gatunków roślin. W atlasie każdy uwzględniony gatunek został oceniony pod względem jego wartości pszczelarskiej w skali od 1 do 4. W ocenie wzięto pod uwagę długość okresu kwitnienia, obfitość kwitnienia, produkcję nektaru i pyłku, częstość odwiedzania przez pszczoły oraz wydajność miodową. Rozpoznanie kluczowych gatunków miododajnych w ramach poszczególnych typów ekosystemów przeprowadzono z wykorzystaniem zdjęć fitosocjologicznych wykonanych na obszarze badań (według skali Braun-Blanqueta; 1964) oraz ogólnych charakterystyk zbiorowisk roślinnych Polski (skład gatunkowy i struktura dominacji) według W. Matuszkiewicza (2001) – tabela 7.7.

Tabela 7.7. Kluczowe gatunki miododajne ekosystemów nizinnych Polski

Table 7.7. Key honey-producing species of Poland's lowland ecosystems

Olsy	Łęgi	Grądy	Bory i bory mieszane	Bory bagienne
<i>Salix alba</i>	<i>Impatiens noli-tangere</i> <i>Eupatorium cannabinum</i> <i>Frangula alnus</i>	<i>Ajuga reptans</i> <i>Pulmonaria obscura</i> <i>Viola sylvestris</i> <i>Lathyrus vernus</i> <i>Galeobdolon luteum</i> <i>Allium ursinum</i> <i>Corydalis solida</i> <i>Tilia cordata</i> <i>Acer platanoides</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Frangula alnus</i> <i>Calluna vulgaris</i> <i>Melampyrum pratense</i> <i>Sorbus aucuparia</i> <i>Rubus idaeus</i> <i>Vaccinium vitis-idaea</i> <i>Citissus nigricans</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Ledum palustre</i> <i>Frangula alnus</i> <i>Melampyrum pratense</i> <i>Vaccinium uliginosum</i> <i>Calluna vulgaris</i> <i>Vaccinium vitis-idaea</i>
Łąki suche	Łąki wilgotne	Grunty rolne	Bagna i torfowiska	Tereny antropogeniczne
<i>Melilotus alba</i> <i>Taraxacum officinale</i> <i>Echium vulgare</i> <i>Centaurea jacea</i> <i>Trifolium pratense</i> <i>Knautia arvensis</i> <i>Thymus serpyllum</i>	<i>Cirsium rivulare</i> <i>Lychnis flos-cuculi</i> <i>Lamium album</i> <i>Mentha longifolia</i>	<i>Fagopyrum esculentum</i> <i>Brassica napus</i> <i>Phacelia tanacetifolia</i>	<i>Ledum palustre</i> <i>Vaccinium uliginosum</i> <i>Vaccinium oxycoccos</i> <i>Salix pentandra</i> <i>Salix caprea</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i> <i>Tilia cordata</i> <i>Malus domestica</i> <i>Cerasus vulgaris</i> <i>Prunus domestica</i> <i>Ribes nigrum</i> <i>Solidago canadensis</i>

Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem zdjęć fitosocjologicznych terenu badań oraz literatury (Maksymiuk 1960; Szklanowska 1973, 1979; Matuszkiewicz 2001).

W prezentowanej analizie zróżnicowano potencjalną produkcję miodu ze względu na zacienienie dna lasu i jakość siedliska, udział bowiem roślin miododajnych w strukturze runa jest związany nie tylko ze stopniem zacienienia (Szklanowska 1979), ale także ze stopniem żyzności gleby (Demianowicz i in. 1960). Ci ostatni autorzy wykazali, że facelia *Phacelia tanacetifolia* i rzepak *Brassica napus* uprawiane na żyznej glebie wytwarzają 2 do 3 razy więcej kwiatów od tych rosnących na glebie ubogiej.

Jak już wspomniano, poza nektarem pszczoły wykorzystują do produkcji miodu także spadź. Jest to słodka, lepka substancja wydzielana przez mszyce i inne owady ssące z rzędu pluskwiaków *Hemiptera*, deponowana na liściach i gałęziach drzew (Haragsim 1970; Crane, Walker 1985). Pojawia się nieregularnie, w zależności od pogody. Pszczoły miodne zbierają ją i przetwarzają w ciemny miód o wyrazistym smaku (miód spadziowy). Unikalne właściwości organoleptyczne i szczególne parametry fizykochemiczne miodu spadziowego (Rybak-Chmielewska i in. 2013) przyczyniły się do tego, że stał się on jednym z najbardziej pożądanymi i drogimi miodów dostępnymi na rynku (Semkiw 2015).

W skali światowej najwięcej spadzi pojawia się na drzewach w lasach strefy umiarkowanej. Szczególnie obficie spadź występuje w Europie Środkowej i Południowo-Wschodniej, gdzie zyskała istotne znaczenie gospodarcze. E. Crane i P. Walker w swojej publikacji z 1985 r. (na podstawie pracy Haragsima 1970) zestawili gatunki drzew, które są ważnymi źródłami spadzi, wraz z informacjami na temat ich wydajności miodowej z hektara (tab. 7.8).

Tabela 7.8. Gatunki drzew – najważniejsze źródła miodu spadziowego i ich wydajność miodowa

Table 7.8. Tree species as the most important sources of honeydew honey and their honey yields

Gatunek	Występowanie w terenie badawczym	Potencjalna produkcja miodu spadziowego	Okres występowania
Dąb <i>Quercus robur</i>	pospolicie	20 kg·ha ⁻¹	V–VII
Jodła <i>Abies alba</i>	bardzo rzadko (sadzona poza lasem)	20–96 kg·ha ⁻¹	VII–IX
Świerk <i>Picea abies</i>	pospolicie	100–500 kg·ha ⁻¹	VI–VIII
Sosna <i>Pinus sylvestris</i>	pospolicie	10 kg·ha ⁻¹	VII–IX
Topola <i>Populus</i> spp.	osika – pospolicie, pozostałe gatunki sporadycznie sadzone poza lasem	20 kg·ha ⁻¹	
Robinia akacja <i>Robinia pseudoacacia</i>	sporadycznie poza lasem	do 10–12 kg na rodzinę pszczałę	
Wierzba biała <i>Salix alba</i>	często	do 20 kg na rodzinę pszczałę	
Wierzba iwa <i>Salix caprea</i>	pospolicie	do 20 kg na rodzinę pszczałę	
Lipa drobnolistna <i>Tilia cordata</i>	często	6–12 kg na rodzinę pszczałę	VI lub VII–VIII lub IX
Lipa szerokolistna <i>Tilia platyphyllos</i>	rzadko (sadzona poza lasem)	6–12 kg na rodzinę pszczałę	VI lub VII–VIII lub IX
Buk <i>Fagus sylvatica</i>	rzadko (sadzony w lesie i poza lasem)		V–VII
Modrzew <i>Larix decidua</i>	rzadko (sadzony głównie poza lasem)	produkcja wysoka, brak szczegółowych wyliczeń	V–VIII lub VI–X
Klon <i>Acer platanoides</i>	pospolicie		
Jawor <i>Acer pseudoplatanus</i>	rzadko (sadzony poza lasem)		

Źródło: Crane, Walker (1985) za Haragsim (1970) (zmodyfikowane).

Skonstruowany wskaźnik pokazujący potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Miód” jest oparty na ocenie eksperckiej bazującej na danych źródłowych (m.in. zdjęcia fitosocjologiczne) i literaturowych oraz na raportach ze szczegółowych badań terenowych (entomologicznych, botanicznych i ekologicznych) prowadzonych przez różnych autorów. Pokazuje on w sposób pośredni, jak dużo miodu można teoretycznie wyprodukować z 1 ha danego typu ekosystemu. Pierwotną skalę ilorazową wskaźnika reklasyfikowano do przyjętej w pracy skali porządkowej potencjału ekosystemów (od 0 do 5), gdzie zero wskazuje na brak potencjału do produkcji miodu, natomiast 5 to najwyższy możliwy do osiągnięcia w warunkach polskich potencjał (tab. 7.9).

Tabela 7.9. Wartości wskaźnika w przeliczeniu na potencjał ekosystemów do produkcji miodu

Table 7.9. Indicator values based on the potential of ecosystems to produce honey

Wskaźnik MIÓD [kg·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹]	Potencjał ekosystemu [Skala porządkowa]
0	0
0–20	1
20–60	2
60–120	3
120–240	4
240–320	5

Waloryzacja potencjału ekosystemów do produkcji miodu

Na podstawie zgromadzonej wiedzy przypisano wartości wskaźnikom dla każdego typu ekosystemu wyodrębnionego w terenie badań (tab. 7.10). Największym potencjałem do produkcji miodu (ok. 300 kg·ha⁻¹), zgodnie z zastosowaną definicją potencjału ekosystemów, charakteryzują się pola orne na żyznych siedliskach (uprawy gryki lub facelii). Najmłodsze bory bagienne oraz trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych (przy korzystnym dla pszczół składzie gatunkowym roślin) również wyróżniają się wysoką wydajnością miodową (do 250 kg·ha⁻¹). Najniższy potencjał do dostarczania miodu (0–40 kg·ha⁻¹) został przypisany lasom olsowym, łęgowym oraz obszarom bagiennym, które, poza ekosystemami wodnymi i innymi terenami niepokrytymi roślinnością, charakteryzują się najuboższym pastwiskiem pszczelim. Wydajność miodowa ekosystemów leśnych została zróżnicowana ze względu na wiek lasu w taki sposób, że lasom najmłodszym (nalotom i uprawom leśnym) oraz najstarszym przydzielono wyższe wartości niż drzewostanom dojrzewającym i dojrzałym. Przyjęto, że w najstarszych lasach zbliżonych do naturalnych często występujące naturalne zaburzenia (wykroty, wiatrołomy, gradacje korników) przyczyniają się do powstania zróżnicowanej struktury pionowej roślinności, skutkując tym samym poprawą warunków świetlnych runa i wzrostem udziału gatunków miododajnych.

Oszacowane wartości wskaźnika potencjału ekosystemów do produkcji miodu należy traktować jako orientacyjne. Przypisanie ich było możliwe tylko dzięki przyjęciu operacyjnej, wąsko rozumianej definicji potencjału ekosystemu, umożliwiającej zastąpienie niezmiernie szerokich rzeczywistych przedziałów wartości analizowanych parametrów ekosystemów wartościami maksymalnymi i tym samym podwyższenie zdolności dyskryminacyjnej i wartości informacyjnej wskaźników. Podejście takie czyni przeprowadzone oszacowanie bardziej przydatnym, gdyż bez rozpatrywania optymalnych dla pszczół warunków środowiskowych w danym typie ekosystemu, całkowita zmienność wartości wskaźników wewnątrz typu często przekraczałyby zmienność między typami, skutkując niewielką wartością informacyjną samych indykatorów, jak i opracowanych na ich podstawie map.

Zróżnicowanie wartości ze względu na wiek lasu ma odzwierciedlać generalne zależności zmian potencjału wraz ze wzrostem zwartości drzewostanu i spadkiem nasłonecznienia runa. Analogicznie należy przyjmować zróżnicowanie gruntów ornych i użytków trwałych wynikające z parametrów siedliska (gradient żyzności i wilgotności). Podane przedziały należy rozumieć jako pewne średnie z wartości maksymalnych możliwych do odnotowania w danych typach ekosystemów. W rzeczywistości jednak potencjalna produkcja miodu może dość znacznie odbiegać od proponowanych przedziałów. Należy także zdawać sobie sprawę z tego, że w realnie istniejących ekosystemach rzadko warunki środowiskowe (w tym aktualna szata roślinna) pozwalają na realizację potencjału danego typu ekosystemu. W niektórych przypadkach (silnie zdegradowane przez człowieka ekosystemy

Tabela 7.10. Potencjał ekosystemów do produkcji miodu

Table 7.10. The potential of ecosystems to produce honey

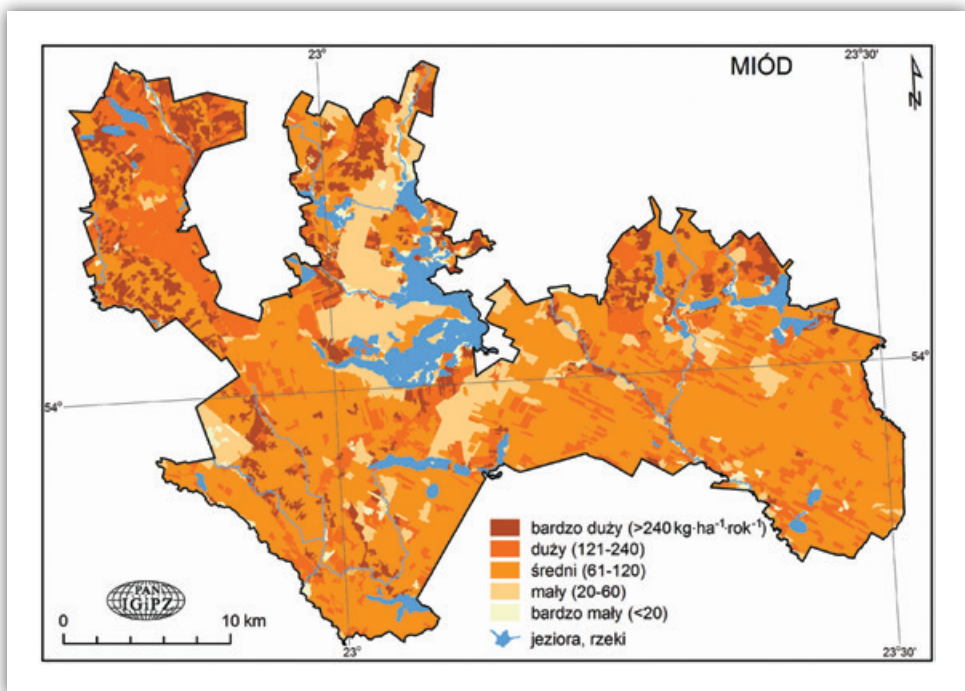
Typ ekosystemu	Akronim	Wskaźnik MIÓD [kg·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹]	Potencjał ekosystemu [0-5]
Obszary osadnicze	ZABUD	80-120	3
Olsy 0-40 lat	OLS1	0-20	1
Olsy 40-60 lat	OLS2	0-20	1
Olsy 60-80 lat	OLS3	0-20	1
Olsy 80-120 lat	OLS4	0-20	1
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	0-20	1
Łęgi 0-40 lat	ŁĘG1	20-40	2
Łęgi 40-60 lat	ŁĘG2	0-20	1
Łęgi 60-80 lat	ŁĘG3	0-20	1
Łęgi 80-120 lat	ŁĘG4	0-20	1
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	20-40	2
Grądy 0-40 lat	GRĄD1	40-60	2
Grądy 40-60 lat	GRĄD2	20-40	2
Grądy 60-80 lat	GRĄD3	20-40	2
Grądy 80-120 lat	GRĄD4	20-40	2
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	40-60	2
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	160-200	4
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	80-120	3
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	80-120	3
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	60-80	3
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	80-120	3
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	240-280	5
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	120-160	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	120-160	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	80-120	3
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	160-200	4
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	240-280	5
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	80-120	3
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	60-80	3
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	160-200	4
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	280-320	5
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	160-200	4
Obszary bagienne - szuwary, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	0-20	1
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	0-20	1
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	20-40	1
Szuwary na wodzie	SZUWAR	0-20	1
Jeziora i rzeki	-	0	0

łąkowe, grunty orne z uprawą roślin wiatropylnych czy gęste młodniki sosnowe z odnowienia sztucznego) zdefiniowany potencjał danych typów ekosystemów nawet bardzo znacznie przekracza realną podaż świadczeń generowanych przez pszczoły.

Zróżnicowanie przestrzenne

Oszacowane wartości wskaźników dla typów ekosystemów przypisano wszystkim występującym na obszarze badań wydzieleniom uwzględnionym na opracowanej wcześniej mapie ekosystemów (ryc. 5.4, rozdz. 5.2). Pierwotne wartości przeliczono na skalę porządkową od 0 do 5 przedstawiającą potencjał ekosystemów do produkcji miodu. Ekosystemy wodne, jako że charakteryzują się zerowym potencjałem do generowania usług pszczelich, zostały dla lepszej czytelności map oznaczone kolorem niebieskim. Mapy prezentujące pełne zróżnicowanie potencjału ekosystemów do produkcji miodu, oparte na jedenastostopniowej skali, wraz z szeroką dyskusją wyników, można znaleźć w artykule A. Affeka (2017).

Wysokim potencjałem do produkcji miodu wyróżnia się północno-zachodnia część terenu badań, gdzie dominują ekosystemy łąk i pól uprawnych. Wigierski Park



Rycina 7.5. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Miód” na podstawie wskaźnika „Obfitość substratów miodu”

Figure 7.5. The potential of ecosystems to provide the "Honey" service based on the "Abundance of honey substrates" indicator

Narodowy, poza nielicznymi żyznymi łąkami, posiada relatywnie niski potencjał do produkcji miodu. Wynika to z faktu znacznego udziału starych lasów grądowych w powierzchni parku, które, mimo ogólnej dużej wartości przyrodniczej, nie są ani dobrym pastwiskiem pszczelim, ani nie stwarzają korzystnych warunków do gniazdowania dla większości owadów zapylających. Odwrotnie sytuacja wygląda na rozległych obszarach borów i borów mieszanych zarządzanych przez Lasy Państwowe, gdzie liczne zręby i uprawy leśne mogą służyć jako hotspoty usług pszczelich (ryc. 7.5).

ŚWIADCZENIE – ZWIERZĘTA HODOWLANE I ICH WYTWORY WSKAŹNIK – POTENCJALNA OBSADA ZWIERZĄT GOSPODARSKICH

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *zwierzęta hodowlane i ich wytwory* należy do sekcji *zaopatrzenie*, działu *pożywienie*, grupy *biomasa*, klasy *zwierzęta hodowlane i ich wytwory*. Przedmiotem pomiaru jest *potencjalna produkcja zwierzęca*, a wskaźnikiem *potencjalna obsada zwierząt gospodarskich* (tab. 7.11).

Tabela 7.11. Pozycja systematyczna usługi „Zwierzęta hodowlane i ich wytwory” i charakterystyka wskaźnika „Potencjalna obsada zwierząt gospodarskich”

Table 7.11. The systematic position of the "Livestock and their products" service and a characterisation of the "Potential stocking of livestock" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Zwierzęta hodowlane i ich wytwory
CICES	Sekcja	Zaopatrzenie
	Dział	Pożywienie
	Grupa	Biomasa
	Klasa	Zwierzęta hodowlane i ich wytwory
Przedmiot pomiaru		Potencjalna produkcja zwierzęca
Wskaźnik		Potencjalna obsada zwierząt gospodarskich
Akronim wskaźnika		ZWGOSP
Konstrukcja wskaźnika		Wskaźnik wyliczony na podstawie wzoru uwzględniającego potencjał produkcyjny łąk i pastwisk oraz potrzeby paszowe bydła mlecznego w sezonie pastwiskowym
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		(0) 1,6–1,8
Jednostka miary		DJP·ha ⁻¹
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Obsada zwierząt gospodarskich (krów mlecznych) w DJP (duża jednostka przeliczeniowa) na 1 ha; obliczona dla ekosystemów łąkowych przyjmuje wartości 1,6–1,8 DJP·ha ⁻¹ ; pozostałych typów ekosystemów nie rozpatrywano
Dane źródłowe		<ul style="list-style-type: none"> Potencjał produkcyjny użytków zielonych (Grzyb, Prończuk 1995) Potrzeby paszowe bydła w sezonie pastwiskowym (Preś, Rogalski 1997)

Założenia teoretyczne

Bardzo ważnym świadczeniem ekosystemów łąk i pastwisk jest dostarczanie paszy dla zwierząt gospodarskich, z których wytworów korzysta człowiek (Haines-Young, Potschin 2013; Kandziora i in. 2013b; Burkhard i in. 2014). Zwierzęta hodowane w gospodarstwach rolnych i specjalistycznych fermach służą jako źródło żywności (mięso, mleko, tłuszcze, jajka) i innych materiałów (skóra, futro, wełna, pierze), a także jako siła pociągowa, do jazdy wierzchem, jako zwierzęta juczne lub pełnią inne funkcje użytkowe.

W niniejszych badaniach potencjał ekosystemów do świadczenia usługi „Zwierzęta hodowlane i ich wytwory” został określony przy pomocy pośredniego, złożonego wskaźnika pogłównia zwierząt gospodarskich wyliczonego według wzoru uwzględniającego potencjał produkcyjny łąk i pastwisk oraz potrzeby paszowe bydła mlecznego (najczęściej hodowane na terenie badań) w sezonie pastwiskowo- (160 dni w roku).

Metodyka uzyskania wyników

Potencjał produkcyjny siedlisk łąkowych, przedstawionych na mapie ekosystemów w podziale na trzy typy (ryc. 5.4, rozdz. 5.2), określono na podstawie klasyfikacji S. Grzyba i J. Prończuka (1995). Ogólnie rzecz biorąc, dla użytków zielonych na suchych i świeżych siedliskach mineralnych przyjęto wartości średniego plonu (sucha masa w t·ha⁻¹) odpowiadające łąkom grądowym (4,5 t·ha⁻¹); na wilgotnych siedliskach mineralnych – łąkom łągowym i grądowym podmokłym (5 t·ha⁻¹), a dla użytków na podłożu torfowym, mułowym itp. – łąkom łągowym lub pobagiennym (4,5 t·ha⁻¹).

Potrzeby paszowe bydła mlecznego w sezonie pastwiskowym przyjęto za J. Preś i M. Rogalskim (1997). W pracy tych autorów średnie zapotrzebowanie dla krów mlecznych na paszę z zielonki pastwiskowej określono jako 2,75 t suchej masy.

W obliczeniach wykorzystano wzór:

$$O_{ZG} = \frac{P_{\text{pasz}_i}}{Z_{\text{pasz}}}$$

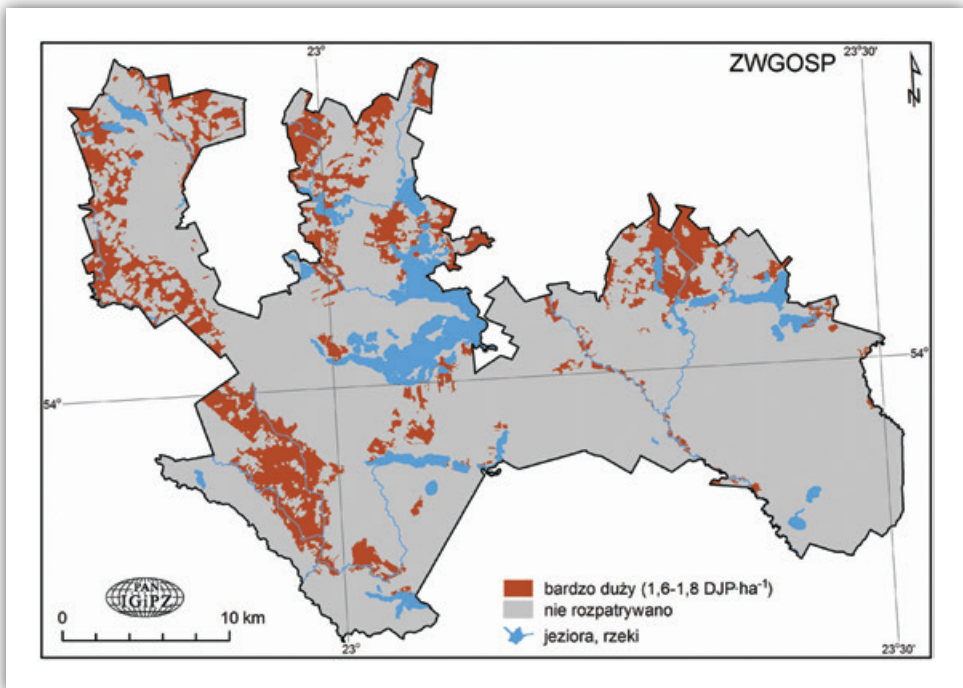
gdzie: O_{ZG} – obsada zwierząt gospodarskich (DJP·ha⁻¹)⁶³, P_{pasz_i} – potencjał paszowy łąk i pastwisk (t·ha⁻¹), Z_{pasz} – zapotrzebowanie paszowe bydła mlecznego (t).

⁶³ Duża jednostka przeliczeniowa (DJP) lub przeliczeniowa sztuka duża (SD) to umowna jednostka liczebności zwierząt hodowlanych w gospodarstwie; zgodnie z definicją obowiązującą w Unii Europejskiej podstawę do określenia współczynników stanowi krowa o wydajności mleka 3000 kg. Współczynniki przeliczeniowe na sztuki duże (SD): konie 0,8 SD; cielęta poniżej 1 roku 0,4 SD; bydło 1–2 lata: osobniki męskie 0,7 SD, osobniki żeńskie 0,7 SD; bydło 2 lata i więcej: osobniki męskie 1,0 SD, jafówki 0,8 SD; krowy mleczne 1,0 SD; krowy pozostałe 0,8 SD; owce 0,1 SD; kozy 0,1 SD; prosięta o wadze żywej poniżej 20 kg dla 100 szt. 2,7 SD; lochy na chów w wadze 50 kg i więcej 0,5 SD; pozostała trzoda 0,3 SD; brojlery dla 100 szt. 0,7 SD; kury nioski dla 100 szt. 1,4 SD; pozostały drób (kaczki, indyki, gęsi, perlice) dla 100 szt. 3,0 SD; króliki (samice) dla 100 szt. 2,0 SD. DJP używana jest m.in. do szacowania zapotrzebowania gospodarstwa na paszę ([http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Glossary:Livestock_unit_\(LSU\)](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Glossary:Livestock_unit_(LSU))).

Waloryzacja ekosystemów i zróżnicowanie przestrzenne

Waloryzacja ekosystemów pod względem potencjału do świadczenia usługi „Zwierzęta hodowlane i ich wytwory” z oczywistych względów dotyczyła tylko łąk i pastwisk, które stanowią ~17% powierzchni obszaru badań. Pozostałych typów ekosystemów w analizie nie rozpatrywano. Łąki i pastwiska przeważają w zachodniej i północnej części terenu, gdzie sąsiadują z rozległymi obszarami pól uprawnych. Są to głównie siedliska grądowe i łągowe. Potencjalna obsada zwierząt gospodarskich dla użytków zielonych na suchych i świeżych siedliskach mineralnych oraz dla użytków na podłożu torfowym i mułowym wynosi $1,6 \text{ DPJ} \cdot \text{ha}^{-1}$, natomiast dla łąk i pastwisk na wilgotnych siedliskach mineralnych, charakteryzujących się większym potencjałem produkcyjnym – $1,8 \text{ DPJ} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Otrzymane wyniki wskazują na bardzo duży potencjał użytków zielonych do hodowli zwierząt na obszarze badań (ryc. 7.6). Obliczone wartości kilkakrotnie przewyższają rzeczywistą, średnią obsadę zwierząt zarejestrowaną w 2015 r. na terenie województwa podlaskiego i całej Polski (odpowiednio $0,86$ i $0,61 \text{ DPJ} \cdot \text{ha}^{-1}$). Sumaryczna potencjalna obsada dla wszystkich ekosystemów łąk i pastwisk na



Rycina 7.6. Potencjał ekosystemów do dostarczenia usługi „Zwierzęta hodowlane i ich wytwory” na podstawie wskaźnika „Potencjalna obsada zwierząt gospodarskich”

Figure 7.6. The potential of ecosystems to provide the "Livestock and their products" service based on the "Potential stocking of livestock" indicator

terenie badań wynosi 19 782 DJP. Jest to wartość 24% wyższa niż pogłowie zwierząt hodowlanych zarejestrowanych w badanych gminach (15 053 DJP) według Powszechnego Spisu Rolnego z 2010 r. (Bank Danych Lokalnych GUS).

ŚWIADCZENIA REGULACYJNE

ŚWIADCZENIE – REGULACJA SKŁADU ATMOSFERY

WSKAŹNIK – WYDAJNOŚĆ EMISJI TLENU

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja składu atmosfery* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *regulacja klimatu i składu atmosfery* oraz klasy *regulacja klimatu lokalnego*. Przedmiotem pomiaru jest *zdolność ekosystemów do emisji tlenu*, a wskaźnikiem *wydajność emisji tlenu* (tab. 7.12).

Tabela 7.12. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu atmosfery” i charakterystyka wskaźnika „Wydajność emisji tlenu”

Table 7.12. The systematic position of the "Regulating composition of the atmosphere" service and a characterisation of the "Emission yield of oxygen" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Regulacja składu atmosfery
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Regulacja klimatu i składu atmosfery
	Klasa	Regulacja klimatu lokalnego
Przedmiot pomiaru		Potencjał ekosystemów do emisji tlenu
Wskaźnik		Wydajność emisji tlenu
Akronim wskaźnika		TLEN
Konstrukcja wskaźnika		Ocena ekspercka na podstawie danych literaturowych
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony na podstawie literatury, następnie oszacowany
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		0–40 (górna wartość orientacyjna)
Jednostka miary		t·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Powiązanie z mapą ekosystemów pozwala oszacować potencjał wyróżnionych typów ekosystemów do produkcji tlenu
Dane źródłowe		A. Krzymowska-Kostrowicka (1997) i inne dane literaturowe

Założenia teoretyczne

Koncepcja usług ekosystemowych, tak jak jest obecnie rozumiana, była dyskutowana w pracach opublikowanych pod koniec XX w. (de Groot 1992; Costanza i in. 1997).

Wielu autorów prac wcześniejszych, z zakresu szeroko pojętej ekologii i geoekologii, w rozważaniach dotyczących podstawowych komponentów środowiska przyrodniczego, przede wszystkim gleby oraz szaty roślinnej, a także powiązań tych składowych z człowiekiem, przekazywali informacje dotyczące *de facto* usług ekosystemowych, nie znając wówczas tego terminu (m.in. Odum 1972). Taką pierwszą książką w Polsce omawiającą podstawowe problemy powiązań środowiska przyrodniczego z jednej strony oraz turystyki i rekreacji z drugiej jest opracowanie *Geoekologia turystyki i wypoczynku* A. Krzymowskiej-Kostrowickiej (1997). Autorka określa „środowisko przyrodnicze systemem wartości”, gdy obecnie przy uwzględnieniu koncepcji „usług ekosystemowych” (w którą to opracowanie doskonale się wpisuje), wspomniane sformułowanie mogłoby brzmieć „usługi ekosystemowe dostarczane społeczeństwu dla rekreacji i wypoczynku”. W opracowaniu znajduje się obszerny przegląd typów zbiorowisk roślinnych Polski wybranych pod kątem ich znaczenia dla turystyki i rekreacji, a ocenę ich przydatności rekreacyjnej dokonano na podstawie bogatej literatury oraz badań własnych autorki w kraju i zagranicą. W opracowaniu omówiono i scharakteryzowano ok. 80 syntaksonów różnej rangi obejmujących ponad 200 zespołów roślinnych wyróżnionych według W. Matuszkiewicza (1981). Jednostki te połączono następnie w 20 grup, przyjmując kryterium funkcjonalne według podobieństwa w kształtowaniu bioklimatu rekreacyjnego, właściwości bioterapeutycznych i psychoregulacyjnych oraz walorów estetycznych. Każdą z 20 grup opisano w sposób ujednolicony według schematu: podano charakterystykę ogólną roślinności – jej strukturę, siedlisko, występowanie w Polsce oraz zmienność ekologiczną, geograficzną oraz antropogeniczną, a następnie cechy bioklimatu warstwy rekreacyjnej, wśród nich produkcję tlenu i wydzielanie substancji lotnych przez rośliny – fitoaerozoli⁶⁴. Jak dotychczas nie ma lepszego, bardziej wiarygodnego źródła niż opracowanie A. Krzymowskiej-Kostrowickiej (1997), na podstawie którego można oszacować dwie ekosystemowe usługi regulacyjne: (1) regulację składu atmosfery (wskaźnik „Wydajność emisji tlenu”) oraz (2) regulację jakości powietrza (wskaźnik „Wydajność emisji aerozoli pochodzenia roślinnego”), pamiętając, że w skali lokalnej i regionalnej dotyczą one tzw. bioklimatu rekreacyjnego.

Należy podkreślić, że spośród 13 podstawowych typów ekosystemów wyróżnionych na badanym obszarze (por. rozdz. 5.2), największą rolę w produkcji tlenu i fitoaerozoli pełnią lasy.

Jak podają różne źródła, a zwłaszcza serwisy internetowe Lasów Państwowych⁶⁵, lasy Ziemi zaspokajają łącznie połowę zapotrzebowania na tlen wszystkich ludzi

⁶⁴ Ogólne założenia teoretyczne dla dwóch usług ekosystemowych „Regulacja składu atmosfery” oszacowanej na podstawie wskaźnika „Zdolność ekosystemów do emisji tlenu” oraz „Regulacja jakości powietrza” oszacowanej na podstawie wskaźnika „Wydajność emisji aerozoli pochodzenia roślinnego” zostały omówione łącznie.

⁶⁵ <http://www.cilp.lasy.gov.pl/strona-lasow-panstwowych#.WCIJMcnuen4>, 8.11.2016 r.

i zwierząt, produkując go rocznie ok. 26 mld ton. Typowe drzewo absorbuje średnio 1 tonę dwutlenku węgla na każdy metr sześcienny przyrostu i produkuje przy tym 727 kg życiodajnego tlenu. Na podstawie wielu badań w zakresie intensywności procesu fotosyntezy wynika, że z 1 m² powierzchni liściowej drzew i krzewów dostaje się do powietrza atmosferycznego w ciągu okresu wegetacyjnego od 0,5 do ponad 1 kg czystego tlenu (O₂). Do drzew dostarczających największe ilości tlenu należą: buk pospolity, klon i robinia akacjowa (1,1 kg), wierzba krucha i dąb (0,8 kg), lipa i jesion (0,7 kg). Podobne ilości tlenu wydzielają drzewa szpilkowe. Jedna dorosła sosna „produkuje” tlen niezbędny do życia trzech osób, a jedno drzewo produkuje w ciągu roku tyle tlenu, ile zużywa człowiek w ciągu 2 lat życia. Warto wspomnieć, iż człowiek w procesie oddychania wykorzystuje w ciągu doby 14–18 m³ powietrza. Należy podkreślić, że drzewa, które rosną w dużych skupiskach, wytwarzają korzystny dla człowieka mikroklimat. Leśne powietrze jest bardzo czyste i przesycone tlenem (koniecznym do odżywiania i regeneracji wszystkich komórek organizmu). Według wyliczeń naukowców jeden hektar liściastego lasu wytwarza w ciągu 24 godzin ok. 700 kg czystego tlenu. Ta ilość gazu zaspokaja dobowe zapotrzebowanie na tlen 2500 ludzi. Lasy są często określane jako wielkie fabryki tlenu lub zielone płuca, a także jako modyfikatory biologiczne środowiska, w którym występują.

Jak pisze A. Krzymowska-Kostrowicka (1997), tlen znajdujący się w powietrzu (ok. 20%) składa się z trzech izotopów ¹⁸O, ¹⁷O i ¹⁶O, a najbardziej aktywny jest izotop najlżejszy ¹⁶O. W lasach o zwartym drzewostanie zawartość tlenu w warstwie rekreacyjnej znacznie się obniża, osiągając 12–15% ogólnej masy powietrza.

Metodyka uzyskania wyników

Przy oszacowaniu wskaźnika „Wydajność emisji tlenu” podstawową jednostką przestrzenną jest typ ekosystemu oraz poszczególne wydzielania na mapie ekosystemów zgodnie z jej legendą (ryc. 5.4, rozdz. 5.2). A. Krzymowska-Kostrowicka (1997) wielokrotnie podawała zakres wartości produkcji tlenu w danym typie ekosystemu i dodatkowe uzupełniające informacje, a spośród nich na przykład dotyczącą borów sosnowych: „produkcja tlenu jest względnie niska lub średnia. W drzewostanach wieku rębnego wynosi ok. 5 t/ha/rok, w przedrębnych i młodnikach jest wyższa (10–12 t/ha/rok)”. Dzięki tym uzupełniającym danym oraz ze względu na to, że typy ekosystemów leśnych wyróżnione na mapie posiadają kategorie wiekowe, możliwe było skonstruowanie wskaźnika „Wydajność emisji tlenu”. Przy ocenie omawianego wskaźnika uwzględniono również trwałe użytki zielone, pola orne oraz obszary bagienne. Nie uwzględniono natomiast ekosystemów wodnych, które są słabo zbadane pod względem produkcji tlenu netto, a istniejące dane nie są porównywalne z danymi dotyczącymi ekosystemów lądowych. Waloryzację ekosystemów ze względu na szacunkowe wartości wskaźnika przeprowadzono najpierw na podstawie

podanych wartości w opracowaniu A. Krzymowskiej-Kostrowickiej (1997), a następnie przyjmując skalę rangową od 1 do 5.

Waloryzacja potencjału ekosystemów do emisji tlenu

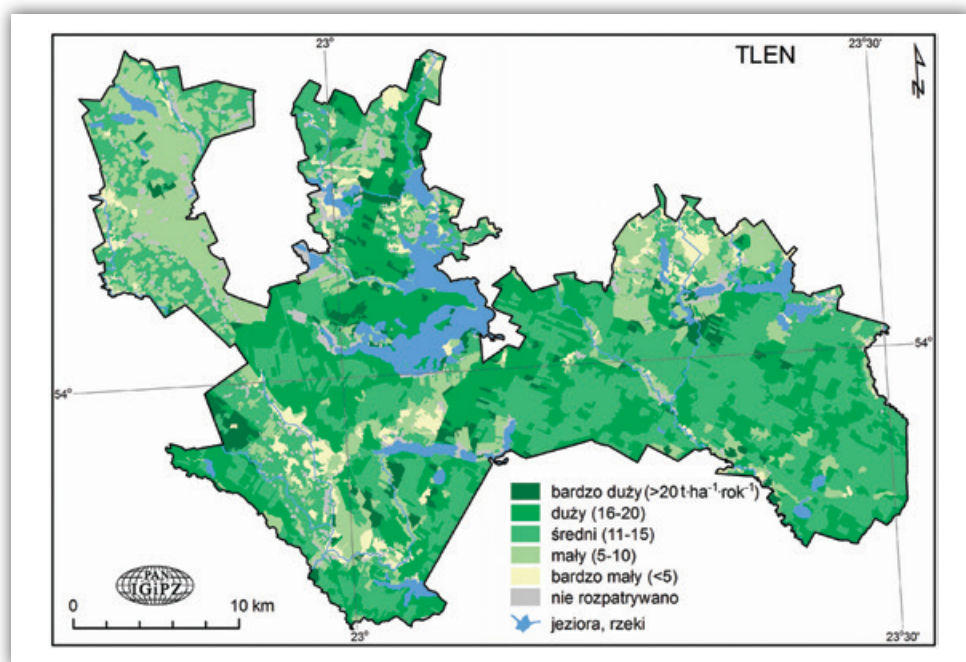
W olsach dojrzałych (od 60 do ponad 120 lat) oraz w grądach do 60 lat produkcja tlenu jest bardzo wysoka ($> 20 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$). W pozostałych kategoriach wiekowych olsów i grądów oraz w dojrzałych borach i borach mieszanych (od 80 do ponad 120 lat) jest nieco niższa (choć wysoka) i waha się w granicach $15\text{--}20 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. Najwięcej ekosystemów leśnych cechuje się umiarkowaną wydajnością emisji tlenu ($10\text{--}15 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$). Są to łągi (wszystkie kategorie wiekowe), najmłodsze olsy, bory i bory mieszane do 80 lat oraz trwałe użytki zielone na suchych, świeżych i wilgotnych siedliskach mineralnych. Wszystkie bory bagienne, bory mieszane bagienne oraz obszary bagienne (szuwały, trzcinowiska i turzycowiska), a także pola orne na różnych (wilgotnościowo-żyźnościowych) siedliskach cechują się niską wydajnością emisji tlenu ($5\text{--}10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$). Najniższą jego emisją charakteryzują się ekosystemy bagienne tzn. trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, ewentualnie mułowym, torfowiska niskie, przejściowe oraz wysokie – poniżej $5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ (tab. 7.13).

Tabela 7.13. Potencjał ekosystemów do emisji tlenu ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$)

Table 7.13. The potential of ecosystems to emit oxygen ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$)

Typ ekosystemu	Akronim	TLEN	Skala
Olsy 0-40 lat	OLS1	10-15	3
Olsy 40-60 lat	OLS2	15-20	4
Olsy 60-80 lat	OLS3	> 20	5
Olsy 80-120 lat	OLS4	> 20	5
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	> 20	5
Łągi 0-40 lat	ŁĘG1	10-15	3
Łągi 40-60 lat	ŁĘG2	10-15	3
Łągi 60-80 lat	ŁĘG3	10-15	3
Łągi 80-120 lat	ŁĘG4	10-15	3
Łągi powyżej 120 lat	ŁĘG5	10-15	3
Grądy 0-40 lat	GRAD1	> 20	5
Grądy 40-60 lat	GRAD2	> 20	5
Grądy 60-80 lat	GRAD3	15-20	4
Grądy 80-120 lat	GRAD4	15-20	4
Grądy powyżej 120 lat	GRAD5	15-20	4
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	10-15	3
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	10-15	3
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	10-15	3

Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	15-20	4
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	15-20	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	5-10	2
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	5-10	2
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	5-10	2
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	5-10	2
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	5-10	2
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASS	10-15	3
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	10-15	3
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	< 5	1
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	5-10	2
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	5-10	2
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łęgu lub wilgotnego grądu	POLEW	5-10	2
Obszary bagienne – szuwały, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	5-10	2
Obszary bagienne – torfowiska niskie	TORFN	< 5	1
Obszary bagienne – torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	< 5	1



Rycina 7.7. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu atmosfery” na podstawie wskaźnika „Wydajność emisji tlenu”

Figure 7.7. The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service, based on the "Emission yield of oxygen" indicator

Zróźnicowanie przestrzenne

W gminie Suwałki dominują agroekosystemy (pola orne), a ich wydajność ze względu na emisję tlenu jest niska. W południowej części tej gminy występują ekosystemy dojrzałych borów i borów mieszanych, w których produkcja tlenu jest wysoka. Także w Wigierskim Parku Narodowym na obszarze z dominacją grądów w różnych klasach wieku wydajność emisji tlenu jest bardzo wysoka lub wysoka. W gminach Nowinka i Giby występują duże kompleksy leśne borów sosnowych i mieszanych – w tych ekosystemach leśnych, zależnie od klasy wieku, wskaźnik wydajności tlenu osiąga wysokie lub przeciętne wartości. Warto zauważyć, że w gminie Nowinka oraz w północnej części gminy Giby występują mozaikowo różnego typu obszary bagienne, których wydajność emisji tlenu jest bardzo niska lub niska (ryc. 7.7).

ŚWIADCZENIE – REGULACJA SKŁADU ATMOSFERY WSKAŹNIK – ZAPAS WĘGLA W GLEBIE

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja składu atmosfery* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *regulacja klimatu i składu atmosfery* oraz klasy *globalna regulacja klimatu poprzez redukcję stężenia gazów cieplarnianych*. Przedmiotem pomiaru jest *zdolność ekosystemów do wiązania węgla w glebie*, a wskaźnikiem *zapas węgla w glebie* (tab. 7.14).

Założenia teoretyczne

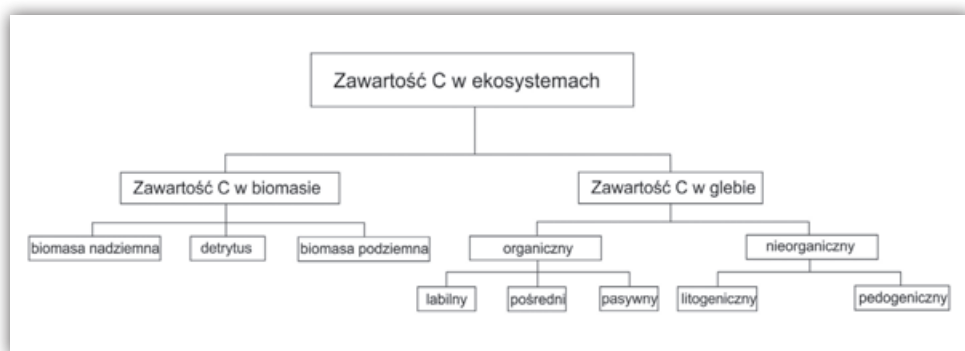
Magazynowanie węgla przez ekosystemy to jedna z najważniejszych funkcji mających wpływ na wszystkie elementy środowiska przyrodniczego (Lal 2004, 2005; Wall i in. 2012). Wartość społeczna usługi ekosystemowej, jaką jest sekwestracja węgla, jest znaczna, ponieważ nie ogranicza się jedynie do bezpośredniej relacji ekosystem-odbiorca, ale wpływa również na oddziaływania pomiędzy ekosystemami generującymi kolejne świadczenia. Ważnym rezerwuarem węgla są gleby oraz biomasa roślin (ryc. 7.8).

Funkcjonowanie gleb, a przede wszystkim kształtowanie ich właściwości fizycznych i chemicznych jest ściśle powiązane z zawartością węgla organicznego. Jego straty prowadzą do pogorszenia warunków glebowych, które w sposób bezpośredni wpływają negatywnie na biomasę. W efekcie dochodzi do zaburzeń funkcjonowania ekosystemów, a tym samym do utraty bądź ograniczenia możliwości wypełniania usług ekosystemowych przez poszczególne elementy środowiska przyrodniczego. Straty węgla są ściśle związane z działalnością człowieka, a głównie z intensywną gospodarką leśną oraz rolnictwem. Należy pamiętać, iż obieg węgla w przyrodzie jest zjawiskiem ciągłym i zachodzi przy udziale wszystkich

Tabela 7.14. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu atmosfery” i charakterystyka wskaźnika „Zapas węgla w glebie”

Table 7.14. The systematic position of the “Regulating composition of the atmosphere” service and a characterisation of the “Soil carbon storage” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Regulacja składu atmosfery
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Regulacja klimatu i składu atmosfery
	Klasa	Globalna regulacja klimatu poprzez redukcję stężenia gazów cieplarnianych
Przedmiot pomiaru		Zdolność ekosystemów do wiązania węgla w glebie
Wskaźnik		Zapas węgla w glebie
Akronim wskaźnika		CGLEBA
Konstrukcja wskaźnika		Wskaźnik wyliczony na podstawie wzoru z zastosowaniem danych uzyskanych podczas badań laboratoryjnych
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		313–5478
Jednostka miary		t·ha ⁻¹
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Zawartość węgla organicznego w glebie do głębokości 50 cm (t·ha ⁻¹)
Dane źródłowe		Badania terenowe i laboratoryjne w wybranych punktach reprezentujących poszczególne typy ekosystemów lądowych



Rycina 7.8. Schemat wiązania węgla w ekosystemach (Lal 2005)

Figure 7.8. A schematic representation of carbon sequestration in ecosystems (Lal 2005)

elementów środowiska, toteż degradacja choćby jednego z nich ma kolosalny wpływ na funkcjonowanie całego cyklu. W niniejszym opracowaniu autorzy skupili uwagę na zawartości węgla organicznego w glebach oraz biomasie roślin (drzewostanie i runie).

Metodyka uzyskania wyników

Czterdzieści dziewięć próbek glebowych w stanie naruszonym pobrano z poziomów organicznych i próchnicznych z 18 punktów różniących się typem ekosystemu. Bezpośrednie badania terenowe przeprowadzono w ekosystemach, dla których brakowało danych źródłowych. Pozostałe wartości zaczerpnięto z literatury (Skorupski i in. 2011). Zawartość węgla organicznego (Corg) w próbkach mineralnych i mineralno-organicznych oznaczono metodą Tiurina, natomiast w próbkach organicznych – Alтена. Zapasy węgla organicznego w glebach do głębokości 50 cm obliczono ze wzoru:

$$\text{Corg}_{(\text{zapas})} = \frac{h \cdot D \cdot \text{Corg}}{10} \cdot (1 - q)$$

gdzie: Corg (zapas) – zapas węgla organicznego w glebie, h – miąższość poziomu glebowego, D – gęstość objętościowa, Corg – zawartość węgla organicznego w poziomie glebowym, $q = \frac{\text{zawartość frakcji szkieletowej} [\%]}{100}$.

Ogólna zawartość Corg w poszczególnych ekosystemach jest sumą zawartości tego pierwiastka w glebach, drzewostanie oraz runie.

Waloryzacja potencjału ekosystemów do wiązania węgla w glebie

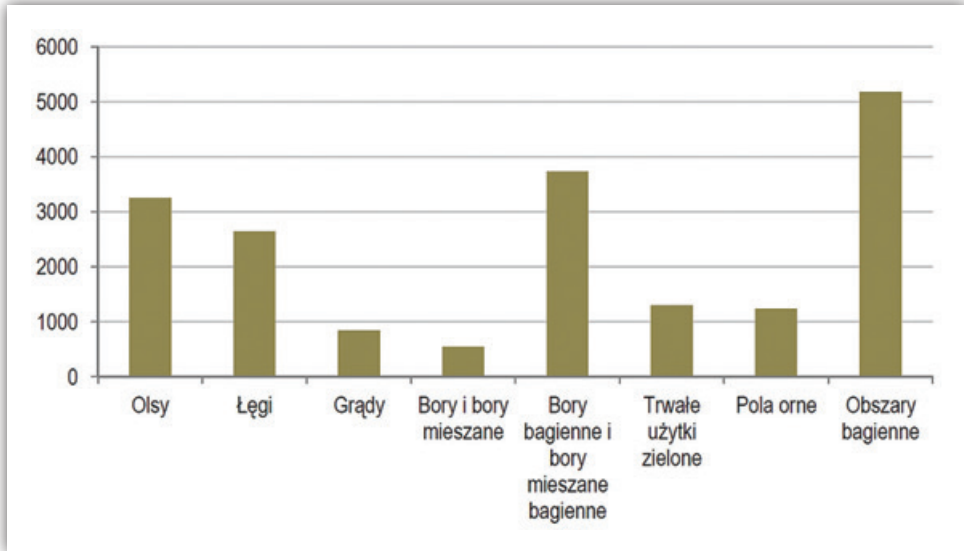
Zawartość węgla organicznego w glebach badanych ekosystemów lądowych ściśle nawiązuje do uziarnienia utworów powierzchniowych. Najzasobniejsze w węgiel (do 5478 t·ha⁻¹) są utwory organiczne (torf, mursz) występujące w ekosystemach sklasyfikowanych jako obszary bagiennie różnych typów oraz trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, zaś najuboższe – piaski luźne i słabo gliniaste reprezentowane przez wszystkie kategorie wiekowe borów i borów mieszanych (wartość minimalna 313 t·ha⁻¹). Niską zawartością węgla charakteryzują się również ekosystemy trwałych użytków zielonych i pól ornych na suchych i świeżych siedliskach mineralnych – tabela 7.15. Lasy olsowe w wieku powyżej 120 lat wyłączono z analizy zawartości węgla organicznego we wszystkich badanych komponentach (gleba, drzewostan, runo, ekosystem) ze względu na zbyt małą powierzchnię w stosunku do skali opracowanej mapy ekosystemów.

Średnia zawartość Corg wyliczona dla gleb wszystkich kategorii lasów waha się od 547 t·ha⁻¹ w borach i borach mieszanych do 3737 t·ha⁻¹ w borach bagiennych i borach mieszanych bagiennych, które obok obszarów bagiennych (5181 t·ha⁻¹) i łągów (2643 t·ha⁻¹) na badanym obszarze stanowią najzasobniejszy w węgiel typ ekosystemu. W glebach ekosystemów łąkowych i pól uprawnych wynosi ona średnio 1269 t·ha⁻¹ (ryc. 7.9).

Tabela 7.15. Zawartość Corg (t·ha⁻¹) w glebieTable 7.15. Corg content (t·ha⁻¹) in soil

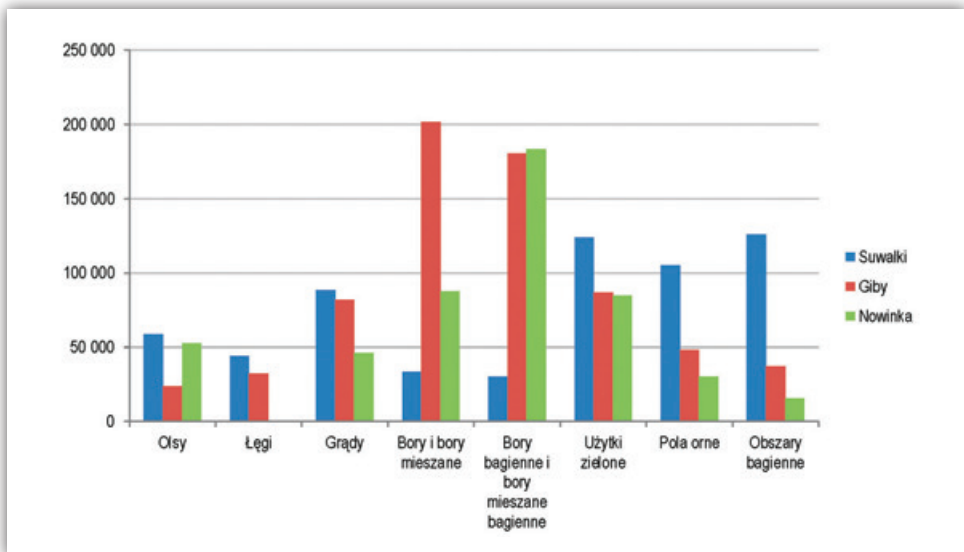
Typ ekosystemu	Akronim	CGLEBA
Olsy 0-40 lat	OLS1	2184
Olsy 40-60 lat	OLS2	3400
Olsy 60-80 lat	OLS3	3282
Olsy 80-120 lat	OLS4	4140
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano
Łęgi 0-40 lat	ŁĘG1	2442
Łęgi 40-60 lat	ŁĘG2	2492
Łęgi 60-80 lat	ŁĘG3	3100
Łęgi 80-120 lat	ŁĘG4	3044
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	2135
Grądy 0-40 lat	GRĄD1	630
Grądy 40-60 lat	GRĄD2	719
Grądy 60-80 lat	GRĄD3	921
Grądy 80-120 lat	GRĄD4	1043
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	892
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	313
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	431
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	522
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	640
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	829
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	2350
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	3540
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	3808
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	4302
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	4683
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	499
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	512
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	2891
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	587
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	1207
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	1916
Obszary bagienne - szuwały, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	5478
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	5250
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	4814

Na sumaryczną zawartość Corg w glebach badanych gmin największy wpływ miała obecność borów i borów mieszanych, borów bagiennych i borów mieszanych bagiennych oraz obszarów bagiennych. Największy udział dwóch pierwszych wymienionych kategorii ekosystemów występuje w gminach Giby i Nowinka (tab. 7.16). Należy zaznaczyć, iż na wysoką sumaryczną zawartość Corg w gminie Suwałki ma wpływ duży odsetek powierzchni pól ornych (zwłaszcza w kategoriach b oraz c), użytków zielonych (głównie kategorie b oraz c) i obszarów bagiennych, co wyróżnia ją spośród wszystkich badanych gmin (ryc. 7.10).



Rycina 7.9. Średnia zawartość Corg (t·ha⁻¹) w glebach ekosystemów różnych typów

Figure 7.9. Mean Corg (t·ha⁻¹) content in the soils of ecosystems of various types



Rycina 7.10. Sumaryczna zawartość Corg (t) w glebach poszczególnych typów ekosystemów bez podziału na kategorie wiekowe i typy siedliskowe w badanych gminach

Figure 7.10. Total Corg (t) content in soils of different types of ecosystem, with no division by age classes and habitat types in the researched communes

Tabela 7.16. Sumaryczna zawartość Corg (t) w glebie w podziale na gminy

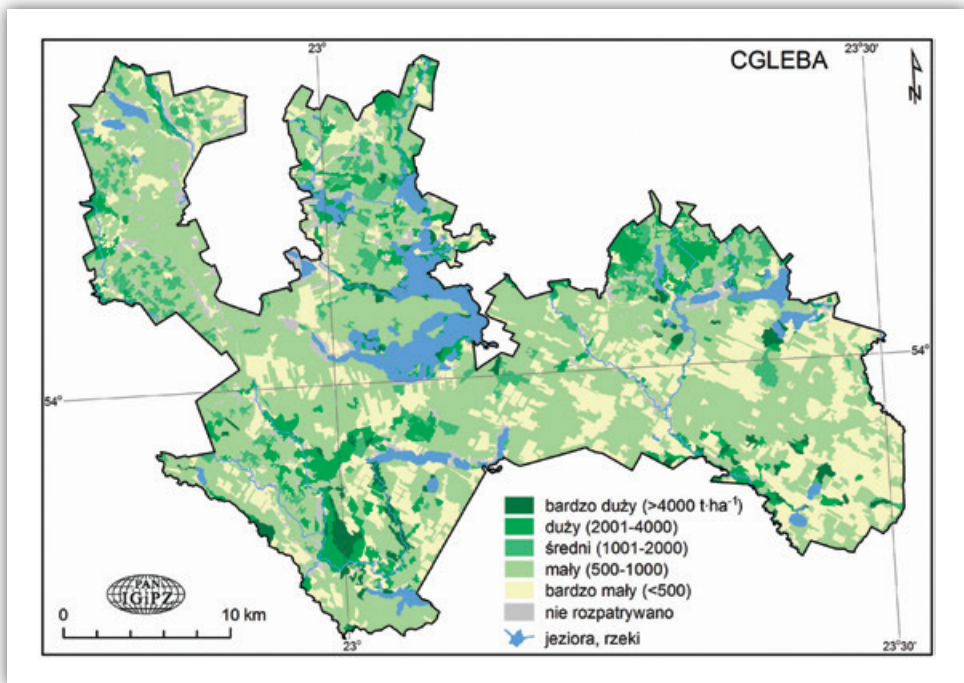
Table 7.16. Total Corg (t) content in soil by communes

Typ ekosystemu	Akronim	CGLEBA		
		gmina Suwałki	gmina Giby	gmina Nowinka
Olsy 0-40 lat	OLS1	21 840	-	17 472
Olsy 40-60 lat	OLS2	17 000	20 400	17 000
Olsy 60-80 lat	OLS3	19 692	3282	9846
Olsy 80-120 lat	OLS4	-	-	8280
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano	nie rozpatrywano	nie rozpatrywano
Łęgi 0-40 lat	ŁĘG1	2442	7326	-
Łęgi 40-60 lat	ŁĘG2	19 936	7476	-
Łęgi 60-80 lat	ŁĘG3	-	3100	-
Łęgi 80-120 lat	ŁĘG4	15 220	12 176	-
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	6405	2135	-
Grądy 0-40 lat	GRĄD1	6930	8820	9450
Grądy 40-60 lat	GRĄD2	20 851	17 256	8628
Grądy 60-80 lat	GRĄD3	20 262	16 578	11 973
Grądy 80-120 lat	GRĄD4	18 774	19 817	11 473
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	21 408	19 624	4460
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	4382	33 178	13 459
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	5172	47 841	21 119
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	5220	40 716	18 270
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	9600	41 600	16 000
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	9119	38 134	19 067
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	-	7050	25 850
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	3540	28 320	38 940
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	3808	53 312	30 464
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	4302	77 436	64 530
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	18 732	14 049	23 415
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	27 445	12 475	12 974
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	15 360	5120	2560
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	80 948	69 384	69 384
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	29 350	26 415	11 153
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	70 006	18 105	13 277
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	5748	3832	5748
Obszary bagienne - szuwały, trzciniowiska i turzycowiska	BAGNO	120 516	16 434	-
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	5250	15 750	15 750
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	-	4814	-
Suma		609 258	691 955	500 542

Zróźnicowanie przestrzenne

Przestrzenny rozkład zawartości węgla w powierzchniowych poziomach gleb jest uwarunkowany między innymi budową geomorfologiczną terenu ukształtowanego przez procesy glacialne i glacialfluwialne (rozdz. 2.3). Obszary o obniżonej zawartości węgla organicznego skupiają się na obszarach sandrowych występujących we wszystkich trzech badanych gminach. W glebach zlokalizowanych na wysoczyznach

morenowych zawartość tego pierwiastka jest zdecydowanie wyższa. Oprócz różnic w zdolności różnych typów ekosystemów do wiązania węgla w glebie wskazano na różnice w wartościach omawianego wskaźnika między analizowanymi gminami. Na mapie wyróżniają się obszary w południowej i środkowej części gminy Nowinka, które zajmują wilgotne siedliska borów bagiennych i borów mieszanych bagiennych. Dodatkowo podwyższona zawartość Corg jest notowana również na obszarze Wigierskiego Parku Narodowego oraz południowej i północnej części gminy Giby (obszary porośnięte lasami łągowymi; obszary bagiennie) – rycina 7.11.



Rycina 7.11. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu atmosfery” na podstawie wskaźnika „Zapas węgla w glebie”

Figure 7.11. The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service based on the "Soil carbon storage" indicator

ŚWIADCZENIE – REGULACJA SKŁADU ATMOSFERY WSKAŹNIK – ZAPAS WĘGLA W DRZEWOSTANIE

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja składu atmosfery* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *regulacja klimatu i składu*

atmosfery oraz klasy globalna regulacja klimatu poprzez redukcję stężenia gazów cieplarnianych. Przedmiotem pomiaru jest zdolność ekosystemów do wiązania węgla w drzewostanie, a wskaźnikiem zapas węgla w drzewostanie (tab. 7.17).

Tabela 7.17. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu atmosfery” i charakterystyka wskaźnika „Zapas węgla w drzewostanie”

Table 7.17. The systematic position of the “Regulating composition of the atmosphere” service and a characterisation of the “Carbon storage in the tree stand” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Regulacja składu atmosfery
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Regulacja klimatu i składu atmosfery
	Klasa	Globalna regulacja klimatu poprzez redukcję stężenia gazów cieplarnianych
Przedmiot pomiaru		Potencjał ekosystemów do wiązania węgla w drzewostanie
Wskaźnik		Zapas węgla w drzewostanie
Akronim wskaźnika		CDRZEW
Konstrukcja wskaźnika		Przeliczenie na podstawie danych dotyczących zapasu drewna na pniu, procentowego udziału poszczególnych gatunków drzew w ekosystemach leśnych, gęstości różnych gatunków drewna oraz średniej zawartości węgla w wybranych gatunkach drzew
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		llozowa
Przedział wartości		136-926
Jednostka miary		t·ha ⁻¹
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Zawartość węgla organicznego w drzewostanie (t·ha ⁻¹)
Dane źródłowe		<ul style="list-style-type: none"> Raport końcowy z realizacji tematu badawczego „Bilans węgla w biomase drzew głównych gatunków lasotwórczych Polski” (Jagodziński 2011; Jelonek, Tomczak 2011; Skorupski i in. 2011) Dane o zapasie drewna na pniu System Informacji Lasów Państwowych (SILP); Leśna Mapa Numeryczna (LMN) z Nadleśnictw Pomorze, Szczebra, Głęboki Bród, Suwałki Projekt Planu Ochrony Wigierskiego Parku Narodowego (stan: 2013 r.)

Założenia teoretyczne

Założenia teoretyczne dotyczące wskaźnika „Zapas węgla w drzewostanie” są zgodne z omówionymi przy wskaźniku „Zapas węgla w glebie”.

Metodyka uzyskania wyników

Konstrukcja wskaźnika bazuje na danych bezpośrednich na temat struktury gatunkowej badanych drzewostanów (Jagodziński 2011). Określenie procentowego udziału dominujących gatunków drzew w wyróżnionych typach ekosystemów leśnych, dane dotyczące zapasów drewna na pniu oraz dane na temat gęstości drewna poszczególnych gatunków pozwoliły na obliczenie biomasy w kilogramach

(Jelonek, Tomczak 2011). Ostateczny wynik uzyskano, sumując zawartości węgla w procentowo dominujących gatunkach poszczególnych siedlisk, będące iloczynem następujących elementów: danych na temat biomasy (kg), średniej zawartości węgla dla siedlisk i klas wiekowych drzewostanów oraz powierzchni zajmowanych przez analizowane typy ekosystemów leśnych.

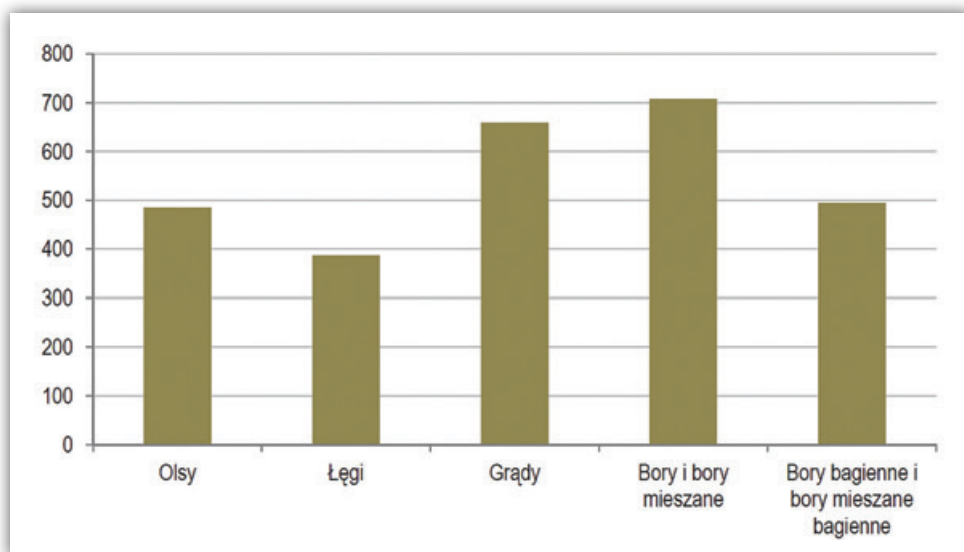
Waloryzacja potencjału ekosystemów do wiązania węgla w drzewostanie Wyliczony wskaźnik waha się od 136 t·ha⁻¹ w kategorii łąg powyżej 120 lat do 926 t·ha⁻¹ w ekosystemie 80–120-letnich borów i borów mieszanych. W większości typów ekosystemów leśnych zauważa się wzrost zawartości Corg wraz z wiekiem drzewostanu. Wartości maksymalne dla poszczególnych typów siedliskowych są charakterystyczne dla drzewostanów w kategorii wiekowej 80–120 lat, zaś minimalne – dla drzewostanów najmłodszych (0–40 lat). W kategoriach najstarszych ekosystemów leśnych zauważalny jest spadek zawartości Corg (tab. 7.18).

Tabela 7.18. Zawartość Corg (t·ha⁻¹) w drzewostanie

Table 7.18. Corg content (t·ha⁻¹) in the tree stand

Typ ekosystemu	Akronim	CDRZEW
Olsy 0–40 lat	OLS1	295
Olsy 40–60 lat	OLS2	460
Olsy 60–80 lat	OLS3	524
Olsy 80–120 lat	OLS4	661
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano
Łęgi 0–40 lat	ŁĘG1	297
Łęgi 40–60 lat	ŁĘG2	303
Łęgi 60–80 lat	ŁĘG3	605
Łęgi 80–120 lat	ŁĘG4	594
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	136
Grądy 0–40 lat	GRĄD1	223
Grądy 40–60 lat	GRĄD2	618
Grądy 60–80 lat	GRĄD3	791
Grądy 80–120 lat	GRĄD4	896
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	766
Bory i bory mieszane 0–40 lat	BÓR1	269
Bory i bory mieszane 40–60 lat	BÓR2	647
Bory i bory mieszane 60–80 lat	BÓR3	802
Bory i bory mieszane 80–120 lat	BÓR4	926
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	895
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0–40 lat	BÓRB1	260
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40–60 lat	BÓRB2	514
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60–80 lat	BÓRB3	504
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80–120 lat	BÓRB4	570
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	620

Najwyższa średnia zawartość Corg w drzewostanie badanego obszaru charakteryzuje bory i bory mieszane ($708 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) oraz grądy ($659 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$). Średnia zawartość Corg w drzewostanie pozostałych ekosystemów waha się od $387 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ do $494 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (ryc. 7.12).



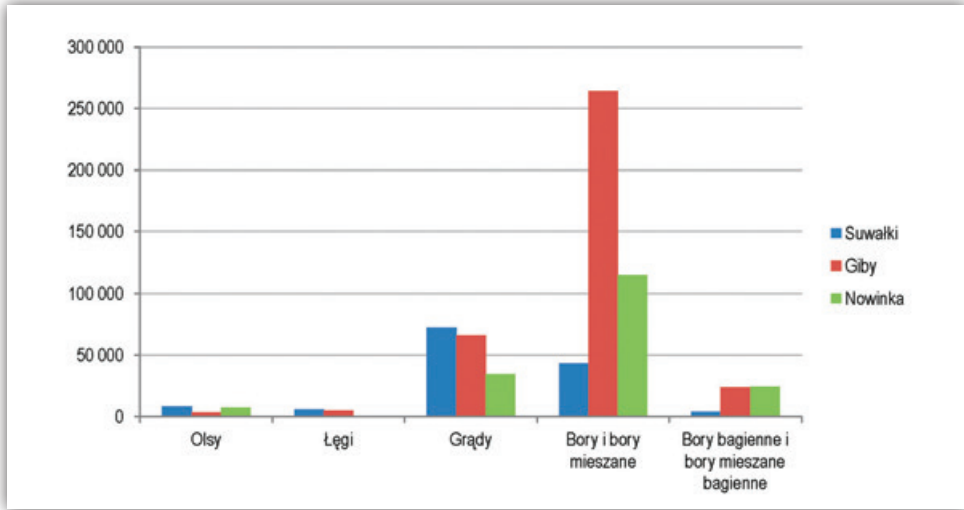
Rycina 7.12. Średnia zawartość Corg ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$) w drzewostanie w podziale na typy siedlisk leśnych

Figure 7.12. Mean Corg ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$) content in tree stands divided into different types of forest habitats

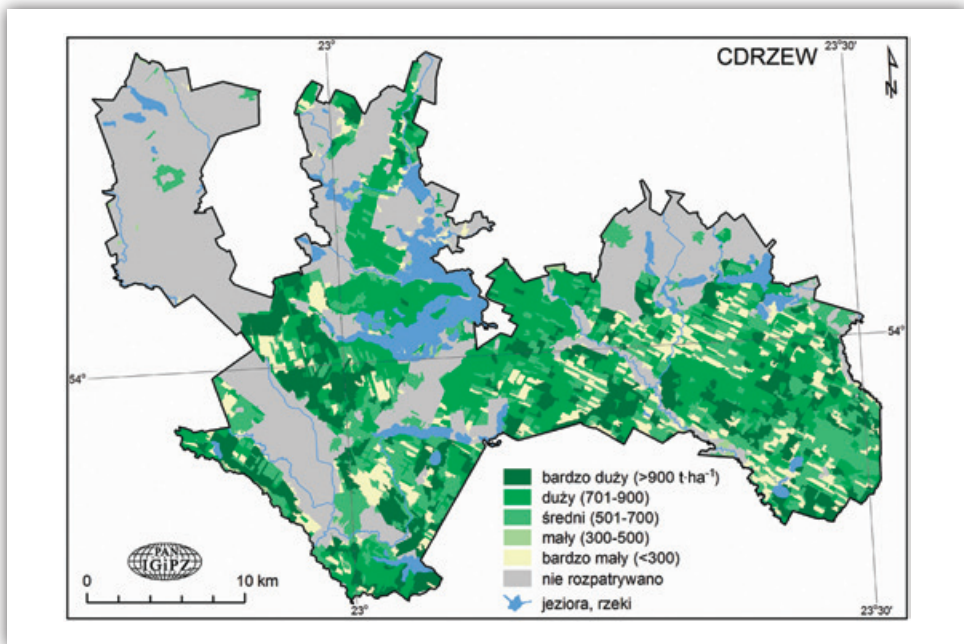
Najmniejszy udział w kształtowaniu zawartości Corg w drzewostanach analizowanych gmin mają olsy oraz łąki, które zajmują najmniejsze powierzchnie spośród wyróżnionych ekosystemów leśnych. Na tle wszystkich ekosystemów wyróżniają się bory i bory mieszane (zwłaszcza w gminie Giby) oraz grądy, w których drzewostanie notuje się najwyższą zawartość Corg (ryc. 7.13).

Zróznicowanie przestrzenne

Na tle badanych gmin pod względem zasobności w węgiel organiczny (Corg) drzewostanów ekosystemów leśnych wyróżnia się gmina Giby (zwłaszcza środkowa i południowa część), w której większość powierzchni stanowią lasy. Znaczny odsetek lasów zajmuje również powierzchnię gminy Nowinka (ryc. 5.4, rozdz. 5.2), która pod względem zawartości węgla organicznego w drzewostanie ekosystemów leśnych zajmuje drugą pozycję wśród badanych gmin (tab. 7.19). Gmina Suwałki, mimo iż posiada najmniejszy odsetek lasów, charakteryzuje się relatywnie wysoką sumaryczną zawartością Corg w drzewostanie (tab. 7.19), na co mają wpływ lasy Wigierskiego Parku Narodowego znajdujące się w jej granicach (ryc. 7.14).



Rycina 7.13. Sumaryczna zawartość Corg (t) w drzewostanach poszczególnych gmin i typów ekosystemów leśnych bez podziału na kategorie wiekowe
 Figure 7.13. Total Corg (t) content in the tree stands in the different communes and forest ecosystem types, with no division by age classes



Rycina 7.14. Potencjał ekosystemów do dostarczenia usługi „Regulacja składu atmosfery” na podstawie wskaźnika „Zapasy węgla w drzewostanie”
 Figure 7.14. The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service based on the "Carbon storage in a tree stand" indicator

Tabela 7.19. Suma zawartości Corg (t) w drzewostanie w podziale na gminy

Table 7.19. Total content of Corg (t) in the tree stand, by communes

Typ ekosystemu	Akronim	CDRZEW		
		gmina Suwałki	gmina Giby	gmina Nowinka
Olsy 0–40 lat	OLS1	2950	-	2360
Olsy 40–60 lat	OLS2	2300	2760	2300
Olsy 60–80 lat	OLS3	3144	524	1572
Olsy 80–120 lat	OLS4	-	-	1322
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano	nie rozpatrywano	nie rozpatrywano
Łęgi 0–40 lat	ŁĘG1	297	891	-
Łęgi 40–60 lat	ŁĘG2	2424	909	-
Łęgi 60–80 lat	ŁĘG3	-	605	-
Łęgi 80–120 lat	ŁĘG4	2970	2376	-
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	408	136	-
Grądy 0–40 lat	GRAD1	2453	3122	3345
Grądy 40–60 lat	GRAD2	17 922	14 832	7416
Grądy 60–80 lat	GRAD3	17 402	14 238	10 283
Grądy 80–120 lat	GRAD4	16 128	17 024	9856
Grądy powyżej 120 lat	GRAD5	18 384	16 852	3830
Bory i bory mieszane 0–40 lat	BÓR1	3766	28 514	11 567
Bory i bory mieszane 40–60 lat	BÓR2	7764	71 817	31 703
Bory i bory mieszane 60–80 lat	BÓR3	8020	62 556	28 070
Bory i bory mieszane 80–120 lat	BÓR4	13 890	60 190	23 150
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	9845	41 170	20 585
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0–40 lat	BÓRB1	-	780	2860
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40–60 lat	BÓRB2	514	4112	5654
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60–80 lat	BÓRB3	504	7056	4032
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80–120 lat	BÓRB4	570	10 260	8550
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	2480	1860	3100
Suma		134 135	362 584	181 555

ŚWIADCZENIE – REGULACJA SKŁADU ATMOSFERY

WSKAŹNIK – ZAPAS WĘGLA W RUNIE

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja składu atmosfery* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *regulacja klimatu i składu atmosfery* oraz klasy *globalna regulacja klimatu poprzez redukcję stężenia gazów cieplarnianych*. Przedmiotem pomiaru jest *zdolność ekosystemów do wiązania węgla w runie*, a wskaźnikiem *zapasu węgla w runie* (tab. 7.20).

Tabela 7.20. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu atmosfery” i charakterystyka wskaźnika „Zapas węgla w runie”

Table 7.20. The systematic position of the "Regulating composition of the atmosphere" service and a characteristic of the „Carbon stock in the herb layer" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Regulacja składu atmosfery
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Regulacja klimatu i składu atmosfery
	Klasa	Globalna regulacja klimatu poprzez redukcję stężenia gazów cieplarnianych
Przedmiot pomiaru		Zdolność ekosystemów do wiązania węgla w runie
Wskaźnik		Zapas węgla w runie
Akronim wskaźnika		CRUNO
Konstrukcja wskaźnika		Dane bezpośrednie z badań terenowych i laboratoryjnych
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		llozowa
Przedział wartości		1,5–65,3
Jednostka miary		t·ha ⁻¹
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Zawartość węgla organicznego w runie (t·ha ⁻¹)
Dane źródłowe		Badania terenowe i laboratoryjne w wybranych punktach reprezentujących poszczególne typy ekosystemów łądowych

Założenia teoretyczne

Założenia teoretyczne dotyczące wskaźnika „Zapas węgla w runie” są zgodne z omówionymi przy wskaźniku „Zapas węgla w glebie”.

Metodyka uzyskania wyników

Zapas węgla w runie został obliczony na podstawie danych bezpośrednich z badań terenowych (rozdz. 3.1.1). W wybranych punktach zlokalizowanych w różnych typach ekosystemów pobrano próbki runa, w których oznaczono zawartość węgla organicznego metodą Altana.

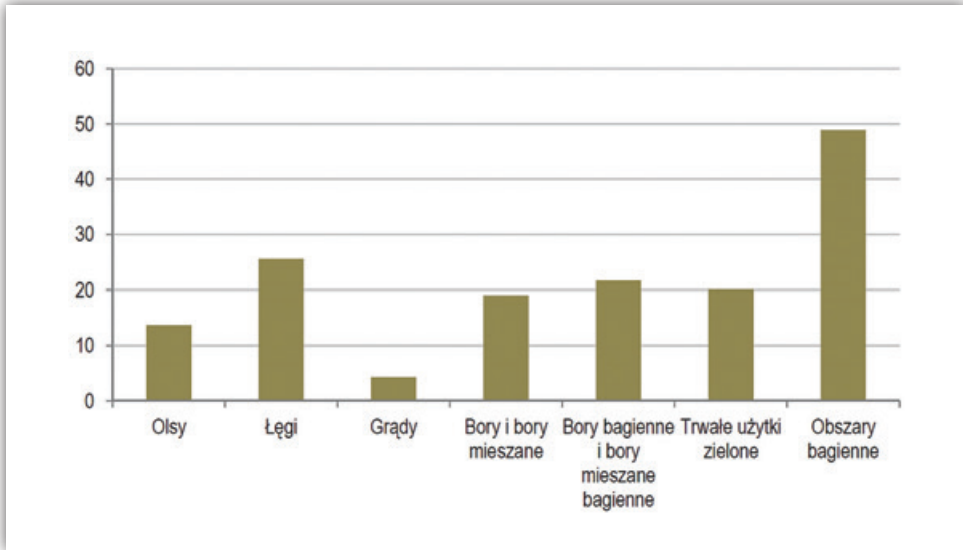
Waloryzacja potencjału ekosystemów do wiązania węgla w runie

Wartości tego wskaźnika wahają się od 1,5 t·ha⁻¹ w ekosystemie młodych (0–40 lat) lasów grądowych do 65,3 t·ha⁻¹ na torfowiskach niskich. Spośród ekosystemów leśnych najbardziej zasobne w węgiel organiczny jest runo lasów łągowych w wieku 60–80 lat (37,6 t·ha⁻¹). Stosunkowo wysokie wartości notowane są również w ekosystemach łąkowych (średnio ok. 20 t·ha⁻¹) – tabela 7.21.

Tabela 7.21. Zawartość Corg (t·ha⁻¹) w runieTable 7.21. Corg content (t·ha⁻¹) in the herb layer

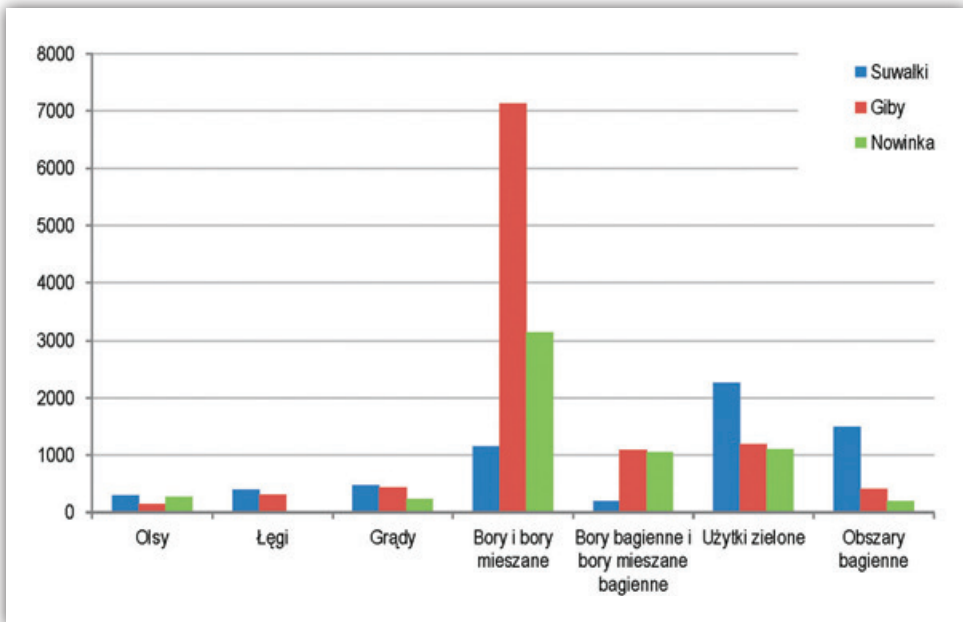
Typ ekosystemu	Akronim	CRUNO
Olsy 0–40 lat	OLS1	14,1
Olsy 40–60 lat	OLS2	21,9
Olsy 60–80 lat	OLS3	8,2
Olsy 80–120 lat	OLS4	10,4
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano
Łęgi 0–40 lat	ŁĘG1	18,5
Łęgi 40–60 lat	ŁĘG2	18,9
Łęgi 60–80 lat	ŁĘG3	37,6
Łęgi 80–120 lat	ŁĘG4	37,0
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	16,0
Grądy 0–40 lat	GRĄD1	1,5
Grądy 40–60 lat	GRĄD2	4,1
Grądy 60–80 lat	GRĄD3	5,2
Grądy 80–120 lat	GRĄD4	5,9
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	5,0
Bory i bory mieszane 0–40 lat	BÓR1	8,9
Bory i bory mieszane 40–60 lat	BÓR2	21,4
Bory i bory mieszane 60–80 lat	BÓR3	15,2
Bory i bory mieszane 80–120 lat	BÓR4	17,5
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	32,4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0–40 lat	BÓRB1	9,4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40–60 lat	BÓRB2	18,6
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60–80 lat	BÓRB3	24,0
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80–120 lat	BÓRB4	27,1
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	29,5
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASS	19,6
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	20,1
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	20,6
Obszary bagienne – szuwały, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	64,7
Obszary bagienne – torfowiska niskie	TORFN	65,3
Obszary bagienne – torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	16,7

Najwyższa średnia zawartość Corg w runie ekosystemów leśnych charakteryzuje łągi (25,6 t·ha⁻¹) oraz bory bagienne i bory mieszane bagienne (21,7 t·ha⁻¹). Biomasa runa (w tym głównie roślin naczyniowych) siedlisk bagiennych jest kilkakrotnie wyższa niż w przypadku pozostałych ekosystemów, co ma swoje odzwierciedlenie w wysokiej zawartości Corg (ryc. 7.15).



Rycina 7.15. Średnia zawartość Corg (t-ha⁻¹) w runie ekosystemów bez podziału na kategorie wiekowe

Figure 7.15. Mean Corg (t-ha⁻¹) content in ecosystems' herb layers, with no division by age classes



Rycina 7.16. Sumaryczna zawartość Corg (t) w runie ekosystemów leśnych, łąkowych i bagiennych poszczególnych gmin

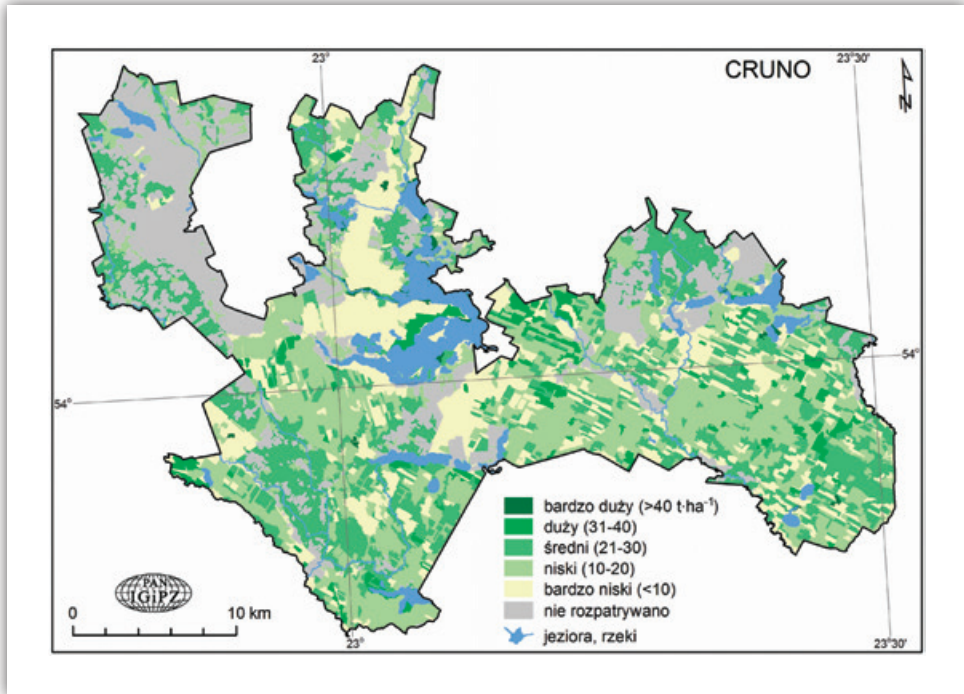
Figure 7.16. Total Corg (t) content in the herb layer of forest, meadow and marsh ecosystems of within the different communes

Duża powierzchnia zajmowana przez bory i bory mieszane powoduje znaczny wzrost sumarycznej zawartości Corg we wszystkich gminach, a zwłaszcza w gminie Giby, gdzie wartości dochodzą aż do 7132,3 t przy 1152,3 t oraz 3146,0 t odpowiednio w gminach Suwałki i Nowinka. Według omawianego kryterium pozostałe ekosystemy można podzielić na dwie grupy: łągi i grądy (od 139,6 do 476,0 t) oraz bory bagienne i bory mieszane bagienne, użytki zielone i obszary bagienne – o wartościach Corg rzędu 187,7–2257,8 t (tab. 7.22, ryc. 7.16).

Tabela 7.22. Suma zawartości Corg (t·ha⁻¹) w runie w podziale na gminy

Table 7.22. Total content of Corg (t·ha⁻¹) in the herb layer, by communes

Typ ekosystemu	Akronim	CRUNO		
		gmina Suwałki	gmina Giby	gmina Nowinka
Olsy 0–40 lat	OLS1	141,0	0,0	112,8
Olsy 40–60 lat	OLS2	109,5	131,4	109,5
Olsy 60–80 lat	OLS3	49,2	8,2	24,6
Olsy 80–120 lat	OLS4	-	-	20,8
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano	nie rozpatrywano	nie rozpatrywano
Łągi 0–40 lat	ŁĘG1	18,5	55,5	-
Łągi 40–60 lat	ŁĘG2	151,2	56,7	-
Łągi 60–80 lat	ŁĘG3	-	37,6	-
Łągi 80–120 lat	ŁĘG4	185,0	148,0	-
Łągi powyżej 120 lat	ŁĘG5	48,0	16,0	-
Grądy 0–40 lat	GRAD1	16,5	21,0	22,5
Grądy 40–60 lat	GRAD2	118,9	98,4	49,2
Grądy 60–80 lat	GRAD3	114,4	93,6	67,6
Grądy 80–120 lat	GRAD4	106,2	112,1	64,9
Grądy powyżej 120 lat	GRAD5	120,0	110,0	25,0
Bory i bory mieszane 0–40 lat	BÓR1	124,6	943,4	382,7
Bory i bory mieszane 40–60 lat	BÓR2	256,8	2375,4	1048,6
Bory i bory mieszane 60–80 lat	BÓR3	152,0	1185,6	532,0
Bory i bory mieszane 80–120 lat	BÓR4	262,5	1137,5	437,5
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	356,4	1490,4	745,2
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0–40 lat	BÓRB1	-	28,2	103,4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40–60 lat	BÓRB2	18,6	148,8	204,6
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60–80 lat	BÓRB3	24,0	336,0	192,0
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80–120 lat	BÓRB4	27,1	487,8	406,5
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	118,0	88,5	147,5
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASS	1078,0	490,0	509,6
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	603,0	201,0	100,5
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	576,8	494,4	494,4
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	-	-	-
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	-	-	-
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągi lub wilgotnego grądu	POLEW	-	-	-
Obszary bagienne – szuwały, trzciniowiska i turzycowiska	BAGNO	1423,4	194,1	-
Obszary bagienne – torfowiska niskie	TORFN	65,3	195,9	195,9
Obszary bagienne – torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	-	16,7	-
Suma		6264,9	10 702,2	5997,3



Rycina 7.17. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu atmosfery” na podstawie wskaźnika „Zapas węgla w runie”

Figure 7.17. The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service based on the "Carbon stock in the herb layer" indicator

Zróżnicowanie przestrzenne

Warunki wilgotnościowe podłoża są jednym z kluczowych czynników wpływających na biomasa roślin naczyniowych i mchów. Skupiska obszarów o największej zawartości Corg w runie zlokalizowane są wzdłuż cieków i obszarów podmokłych. Na tle obszaru badań wyróżnia się Wigierski Park Narodowy, którego znaczna część charakteryzuje się relatywnie niską zawartością węgla w runie. Na pozostałym obszarze przeważają wartości rzędu 13–24 t·ha⁻¹. Wysoką zawartość Corg (10 702,2 t·ha⁻¹) stwierdzono w gminie Giby, co daje wynik o ponad połowę wyższy niż w pozostałych badanych jednostkach administracyjnych (ryc. 7.17).

ŚWIADCZENIE – REGULACJA SKŁADU ATMOSFERY WSKAŹNIK – ZAPAS WĘGLA W EKOSYSTEMACH

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja składu atmosfery* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości*

fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska, grupy regulacja klimatu i składu atmosfery oraz klasy globalna regulacja klimatu poprzez redukcję stężenia gazów cieplarnianych. Przedmiotem pomiaru jest zdolność ekosystemów do wiązania węgla, a wskaźnikiem zapas węgla w ekosystemach (tab. 7.23).

Tabela 7.23. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu atmosfery” i charakterystyka wskaźnika „Zapas węgla w ekosystemach”

Table 7.23. The systematic position of the "Regulating composition of the atmosphere" service and a characterisation of the "Carbon stocks in ecosystems" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Regulacja składu atmosfery
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Regulacja klimatu i składu atmosfery
	Klasa	Globalna regulacja klimatu poprzez redukcję stężenia gazów cieplarnianych
Przedmiot pomiaru		Zdolność ekosystemów do wiązania węgla
Wskaźnik		Zapas węgla w ekosystemach
Akronim wskaźnika		CEKOS
Konstrukcja wskaźnika		Suma zapasu węgla organicznego w glebie, runie i drzewostanie
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		l/orazowa
Przedział wartości		519–5543
Jednostka miary		t·ha ⁻¹
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Zawartość węgla organicznego w poszczególnych typach ekosystemów (t·ha ⁻¹)
Dane źródłowe		<ul style="list-style-type: none"> Raport końcowy z realizacji tematu badawczego „Bilans węgla w biomasie drzew głównych gatunków lasotwórczych Polski” (Jagodziński 2011; Jelonek, Tomczak 2011; Skorupski i in. 2011) Badania terenowe i laboratoryjne w wybranych punktach reprezentujących poszczególne typy ekosystemów lądowych

Założenia teoretyczne

Założenia teoretyczne dotyczące wskaźnika „Zapas węgla w ekosystemach” są zgodne z omówionymi przy wskaźniku „Zapas węgla w glebie”.

Metodyka uzyskania wyników

Wartość zapasu węgla w ekosystemach stanowi sumę wartości tego wskaźnika w składowych poszczególnych ekosystemów: glebie, drzewostanie i runie.

Waloryzacja potencjału ekosystemów do wiązania węgla w ekosystemach

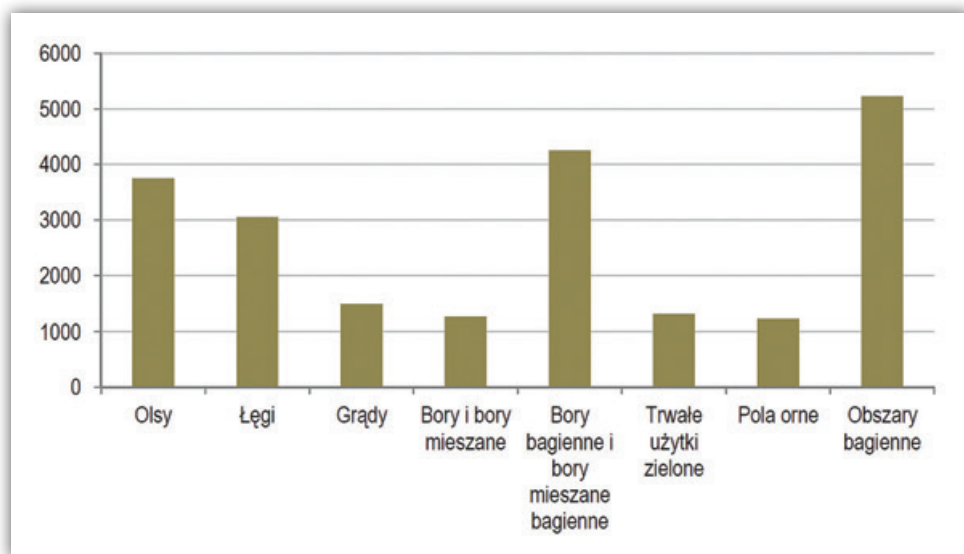
Pod względem zawartości węgla organicznego spośród badanych ekosystemów wyróżniają się obszary bagienne – torfowiska niskie oraz szuwały, trzciniowiska

i turzycowiska. W tych ekosystemach zanotowano wartości sięgające 5543 t·ha⁻¹. Najmniej zasobne w węgiel organiczny są ekosystemy suche, np. trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych (519 t·ha⁻¹). Bezdyskusyjna jest również znacząca rola lasów w procesie sekwestracji i magazynowania węgla – skupiają aż 74% całkowitej zawartości węgla organicznego na badanym terenie (tab. 7.24).

Tabela 7.24. Sumaryczna zawartość Corg (t·ha⁻¹) dla poszczególnych ekosystemów

Table 7.24. Total Corg (t·ha⁻¹) contents for the different ecosystems

Typ ekosystemu	Akronim	CEKOS
Olsy 0–40 lat	OLS1	2 494
Olsy 40–60 lat	OLS2	3 882
Olsy 60–80 lat	OLS3	3 814
Olsy 80–120 lat	OLS4	4 811
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano
Łęgi 0–40 lat	ŁĘG1	2 757
Łęgi 40–60 lat	ŁĘG2	2 814
Łęgi 60–80 lat	ŁĘG3	3 742
Łęgi 80–120 lat	ŁĘG4	3 675
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	2 287
Grądy 0–40 lat	GRĄD1	854
Grądy 40–60 lat	GRĄD2	1 341
Grądy 60–80 lat	GRĄD3	1 717
Grądy 80–120 lat	GRĄD4	1 945
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	1 663
Bory i bory mieszane 0–40 lat	BÓR1	590
Bory i bory mieszane 40–60 lat	BÓR2	1 100
Bory i bory mieszane 60–80 lat	BÓR3	1 339
Bory i bory mieszane 80–120 lat	BÓR4	1 584
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	1 756
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0–40 lat	BÓRB1	2 619
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40–60 lat	BÓRB2	4 073
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60–80 lat	BÓRB3	4 336
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80–120 lat	BÓRB4	4 899
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	5 332
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASS	519
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	532
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	2 911
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	587
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	1 207
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	1 916
Obszary bagienne – szuwały, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	5 543
Obszary bagienne – torfowiska niskie	TORFN	5 315
Obszary bagienne – torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	4 831



Rycina 7.18. Średnia zawartość Corg (t·ha⁻¹) w ekosystemach

Figure 7.18. Mean Corg (t·ha⁻¹) content in the ecosystems

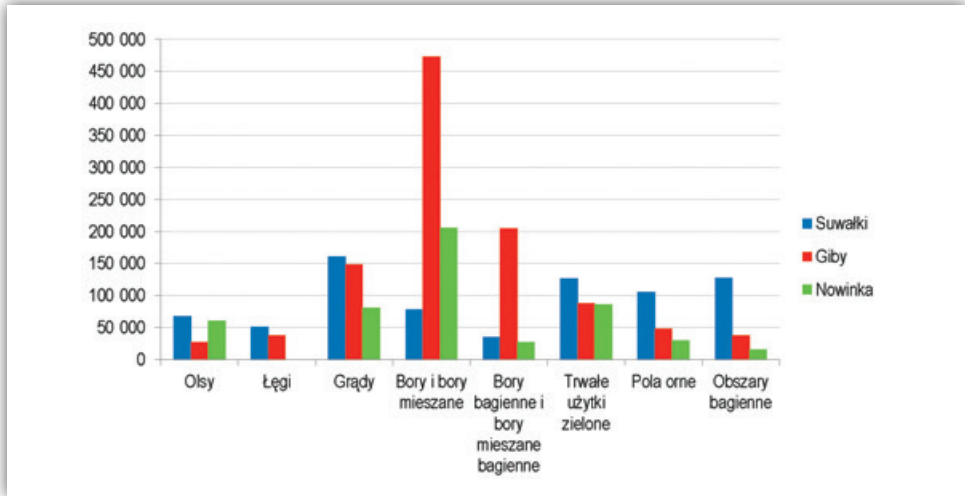
Średnia zawartość Corg w badanych ekosystemach osiąga najwyższe wartości w przypadku obszarów bagiennych (5230 t·ha⁻¹). Spośród ekosystemów leśnych najzasobniejsze w Corg są bory bagienne i bory mieszane bagienne (4252 t·ha⁻¹) oraz olsy (3750 t·ha⁻¹). Średnia zawartość Corg w pozostałych ekosystemach waha się od 1237 t·ha⁻¹ do 3055 t·ha⁻¹ (ryc. 7.18).

Całkowitą zawartość węgla organicznego (Corg) w ekosystemach określono (podobnie jak w ich elementach składowych) także w podziale na gminy. I tak największą zawartością Corg charakteryzuje się gmina Giby, w której występują niemalże wszystkie typy ekosystemów (oprócz olsów w wieku 0–40 oraz 80–120 lat). Pozostałe dwie gminy – Nowinka i Suwałki – mają średnio o ok. 350 000 t·ha⁻¹ mniejsze zasoby Corg (tab. 7.25).

Sumaryczna zawartość Corg w borach i borach mieszanych oraz borach bagiennych i borach mieszanych bagiennych wyróżnia się na tle pozostałych wydziałów znacznie wyższymi wartościami wskaźnika „Zapas węgla w ekosystemach”. Wynika to z dużej całkowitej powierzchni zajmowanej przez te kompleksy leśne w analizowanych gminach, a zwłaszcza gminie Giby. Pozostałe ekosystemy na terenie badanych gmin można traktować jako średnio zasobne (grądy, użytki zielone, pola orne, obszary bagienne) lub mało zasobne w Corg (olsy, łągi), co wynika z mniejszych powierzchni, jakie są przez nie zajmowane i/lub ich naturalnej zasobności w Corg (ryc. 7.19).

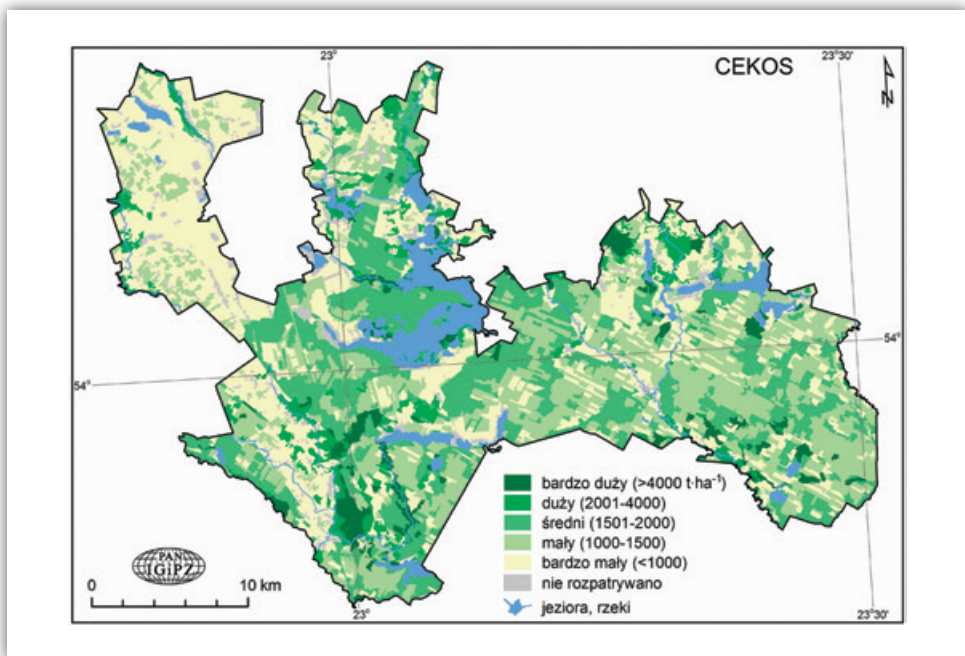
Tabela 7.25. Całkowita zawartość Corg (t·ha⁻¹) w ekosystemach w podziale na gminyTable 7.25. Total content of Corg (t·ha⁻¹) in ecosystems, by communes

Typ ekosystemu	Akronim	CEKOS		
		gmina Suwałki	gmina Giby	gmina Nowinka
Olsy 0-40 lat	OLS1	24 940	-	19 952
Olsy 40-60 lat	OLS2	19 410	23 292	19 410
Olsy 60-80 lat	OLS3	22 884	3814	11 442
Olsy 80-120 lat	OLS4	-	-	9622
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano	nie rozpatrywano	nie rozpatrywano
Łęgi 0-40 lat	ŁĘG1	2757	8271	-
Łęgi 40-60 lat	ŁĘG2	22 728	8523	-
Łęgi 60-80 lat	ŁĘG3	-	3742	-
Łęgi 80-120 lat	ŁĘG4	18 375	14 700	-
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	6861	2287	-
Grądy 0-40 lat	GRĄD1	9394	11 956	12 810
Grądy 40-60 lat	GRĄD2	38 889	32 184	16 092
Grądy 60-80 lat	GRĄD3	37 774	30 906	22 321
Grądy 80-120 lat	GRĄD4	35 010	36 955	21 395
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	39 912	36 586	8315
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	8260	62 540	25 370
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	13 200	122 100	53 900
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	13 390	104 442	46 865
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	23 760	102 960	39 600
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	19 316	80 776	40 388
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	-	7857	28 809
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	4073	32 584	44 803
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	4336	60 704	34 688
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	4899	88 182	73 485
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	21 328	15 996	26 660
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	28 545	12 975	13 494
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	15 960	5320	2660
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	81 508	69 864	69 864
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	29 350	26 415	11 153
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	70 006	18 105	13 277
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	5748	3832	5748
Obszary bagienne - szuwały, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	121 946	16 629	-
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	5315	15 945	15 945
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	-	4831	-
Suma		749 874	1 065 273	688 068



Rycina 7.19. Całkowita zawartość Corg (t) w ekosystemach w poszczególnych gminach

Figure 7.19. Total Corg (t) content in the ecosystems present in the different communes



Rycina 7.20. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu atmosfery” na podstawie wskaźnika „Zapas węgla w ekosystemach”

Figure 7.20. The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service based on the "Carbon stock in ecosystems" indicator

Zróźnicowanie przestrzenne

Sumaryczna zawartość Corg w omawianych typach ekosystemów ściśle nawiązuje do uziarnienia gleb i warunków wilgotnościowych, które mają wpływ na kształtowanie różnych typów siedlisk. Dodatkowym czynnikiem analizy zawartości Corg w ekosystemach jest również użytkowanie terenu. Północno-wschodnia część obszaru badań (gmina Suwałki), gdzie znaczny odsetek powierzchni stanowią pola orne, charakteryzuje się wyraźnie mniejszymi zdolnościami do magazynowania węgla niż obszary leśne czy łąkowe. Obszary o niskiej zawartości Corg tworzą ponadto niejednorodną mozaikę na całym obszarze badań. Wyraźnie wyróżniają się natomiast tereny zalesione i podmokłe, zwłaszcza w południowej części gminy Nowinka oraz północnej i południowej części gminy Giby, a także kompleksy leśne w Wigierskim Parku Narodowym (ryc. 7.20).

ŚWIADCZENIE – REGULACJA JAKOŚCI POWIETRZA WSKAŹNIK – WYDAJNOŚĆ EMISJI AEROZOLI POCHODZENIA ROŚLINNEGO

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja jakości powietrza* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *regulacja ruchów substancji*, grupy *ruchy gazów/powietrza* oraz klasy *przewietrzanie i transpiracja*. Przedmiotem pomiaru jest *zdolność ekosystemów do emisji aerozoli pochodzenia roślinnego*, a wskaźnikiem *wydajność emisji aerozoli pochodzenia roślinnego* (tab. 7.26).

Założenia teoretyczne⁶⁶

Elementem środowiska przyrodniczego (zwłaszcza użytkowanego rekreacyjnie), kształtującym jakość szeroko rozumianego bioklimatu, są różnego rodzaju substancje chemiczne unoszące się w powietrzu oraz cząstki roślin i zwierząt, noszące nazwę aerozoli organicznych. Około 70–80% substancji lotnych uczestniczy w tworzeniu aerozolu organicznego. Są to zarówno substancje proste (tlen, wodór, woda, azot, proste węglowodory i ich pochodne), jak i tzw. metabolity wtórne (alkaloidy, pochodne octanu, aminokwasów, cukrowców i in.). Te ostatnie odgrywają szczególną rolę, należą bowiem do nich olejki eteryczne i inne związki aromatyczne mające podstawowe znaczenie bioterapeutyczne i psychoregulacyjne, charakteryzujące się też silnym oddziaływaniem bakteriobójczym i bakteriostatycznym. Stężenie aerozoli organicznych w powietrzu zależy nie tylko od czynników zewnętrznych, głównie pogodowych,

⁶⁶ Ogólne założenia teoretyczne dla dwóch usług ekosystemowych „Regulacja składu atmosfery” oszacowanej na podstawie wskaźnika „Zdolność ekosystemów do emisji tlenu” oraz „Regulacja jakości powietrza” oszacowanej na podstawie wskaźnika „Wydajność emisji aerozoli pochodzenia roślinnego”.

Tabela 7.26. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja jakości powietrza” i charakterystyka wskaźnika „Wydajność emisji aerozoli pochodzenia roślinnego”

Table 7.26. Systematic position of the “Regulating of air quality” service and a characterisation of the “Efficiency of aerosol emissions of plant origin” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Regulacja jakości powietrza
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Regulacja ruchów substancji
	Grupa	Ruchy gazów/powietrza
	Klasa	Przewietrzanie i transpiracja
Przedmiot pomiaru		Potencjał ekosystemów do emisji aerozoli pochodzenia roślinnego
Wskaźnik		Wydajność emisji aerozoli pochodzenia roślinnego
Akronim wskaźnika		AEROZ
Konstrukcja wskaźnika		Ocena ekspercka na podstawie danych literaturowych
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Oszacowany
Skala		Rangowa
Przedział wartości		(0) 1-5 emisja: 1 – nieznaczna; 5 – b. intensywna
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Powiązanie z mapą ekosystemów pozwala ocenić potencjał wyróżnionych typów ekosystemów do produkcji fito-aerozoli
Dane źródłowe		A. Krzymowska-Kostrowicka (1997) i inne dane literaturowe

ale także wewnętrznych związanych bezpośrednio z ich producentami, tj. roślinami. Znaczny wpływ na jakość i ilość wydzielanych substancji ma nie tylko stan zdrowotny roślin, ale także żyzność siedliska, w którym występują – zarówno nadmierna, jak i zbyt mała dostawa biogenów prowadzi do zmniejszenia ilości wydzielanych substancji. I tak na przykład sosny na żyznym siedlisku grądowym produkują ok. 1/3 mniej ilości olejków eterycznych w porównaniu z sosnami występującymi na siedliskach borowych. Podobnie w skrajnie ubogich warunkach (np. w borze chrobotkowym lub na torfowiskach wysokich) ilość emitowanych olejków jest ok. 25–50% mniejsza niż w borze świeżym. Mają na to wpływ także warunki pogodowe – w czasie ciepłych i słonecznych dni ta sama sosna emituje 5 razy więcej substancji lotnych niż w dniach chłodnych. Pozornie niewielka wagowo ilość substancji lotnych emitowanych do powietrza jest całkowicie wystarczająca do tego, aby powodować w organizmie ludzkim efekty terapeutyczne (Krzymowska-Kostrowicka 1997).

Metodyka uzyskania wyników

Przy ocenie wartości wskaźnika „Wydajność emisji aerozoli pochodzenia roślinnego” podstawową jednostką przestrzenną był typ ekosystemu oraz poszczególne

wydziałenia na mapie ekosystemów zgodnie z jej legendą (ryc. 5.4, rozdz. 5.2). Przy określeniu emisji fito aerozoli A. Krzymowska-Kostrowicka (1997) podawała dane szacunkowe: na przykład w przypadku borów sosnowych – „wydzielanie substancji lotnych przez rośliny zwłaszcza wiosną i wczesnym latem jest bardzo duże”. Inaczej w przypadku zbiorowisk polnych i ruderalnych, w których „fito aerozoli jest mało”. Dzięki tym szacunkowym danym utworzono skalę rangową od 1 (nieznacznej emisji aerozoli) do 5 (bardzo intensywnej ich produkcji). Na tej podstawie przeprowadzono waloryzację ekosystemów, a następnie zilustrowano na mapie zróżnicowanie przestrzenne wskaźnika „Wydajność emisji aerozoli pochodzenia roślinnego”.

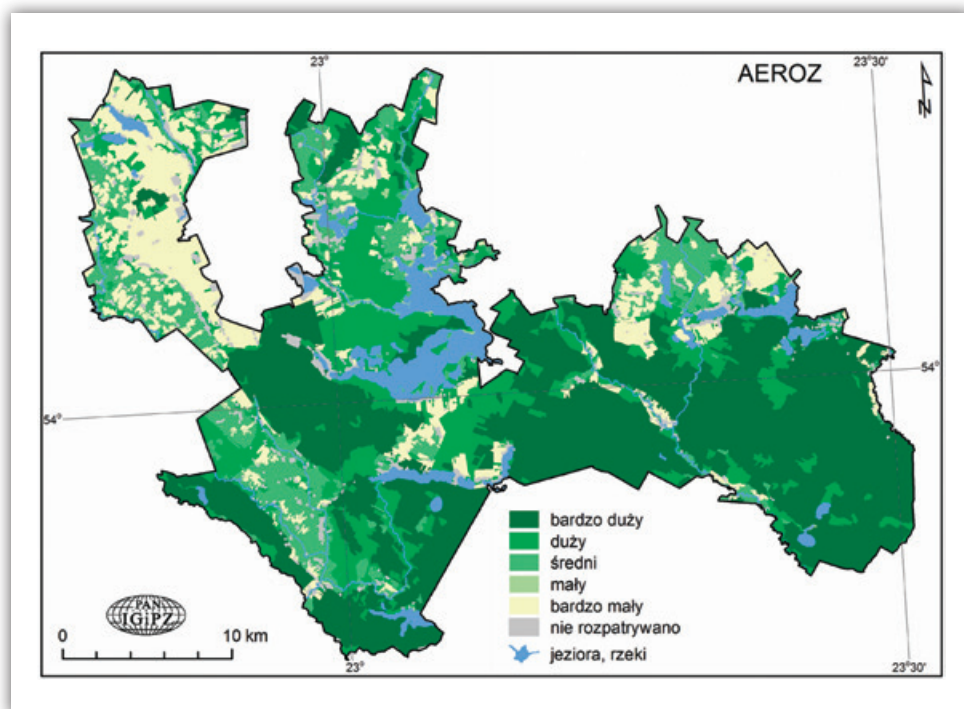
Waloryzacja ekosystemów pod względem wydajności emisji aerozoli pochodzenia roślinnego

Bory i bory mieszane to ekosystemy leśne wyróżniające się spośród innych bardzo intensywną emisją aerozoli pochodzenia roślinnego. Nieco niższym (choć także wysokim) wydzielaniem fito aerozoli cechują się grądy, bory bagienne, a także torfowiska niskie, przejściowe i wysokie; w tej grupie znalazły się też trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych. Olsy i łągi to kompleksy leśne, które emitują nieco mniej fito aerozoli niż poprzednio wymienione. W tej grupie (dość intensywnej emisji – 3) znalazły się również trwałe użytki zielone zarówno na wilgotnym podłożu mineralnym, jak i na torfowym oraz mułowym. W przypadku obszarów bagiennych takich jak: szuwały, trzcinowiska i turzycowiska wskaźnik wydajności emisji aerozoli jest szacowany jako umiarkowany (ranga – 2), zaś w przypadku agroekosystemów jako nieznaczny (ranga – 1) (tab. 7.27).

Tabela 7.27. Wydajność ekosystemów do emisji aerozoli pochodzenia roślinnego
Table 7.27. Efficiency of ecosystems as regards aerosol emissions of plant origin

Typ ekosystemu	Akronim	AEROZ	Skala
Olsy 0–40 lat	OLS1	dość intensywna	3
Olsy 40–60 lat	OLS2	dość intensywna	3
Olsy 60–80 lat	OLS3	dość intensywna	3
Olsy 80–120 lat	OLS4	dość intensywna	3
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	dość intensywna	3
Łągi 0–40 lat	ŁEG1	dość intensywna	3
Łągi 40–60 lat	ŁEG2	dość intensywna	3
Łągi 60–80 lat	ŁEG3	dość intensywna	3
Łągi 80–120 lat	ŁEG4	dość intensywna	3
Łągi powyżej 120 lat	ŁEG5	dość intensywna	3
Grądy 0–40 lat	GRĄD1	intensywna	4
Grądy 40–60 lat	GRĄD2	intensywna	4
Grądy 60–80 lat	GRĄD3	intensywna	4
Grądy 80–120 lat	GRĄD4	intensywna	4
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	intensywna	4
Bory i bory mieszane 0–40 lat	BÓR1	bardzo intensywna	5

Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	bardzo intensywna	5
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	bardzo intensywna	5
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	bardzo intensywna	5
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	bardzo intensywna	5
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	intensywna	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	intensywna	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	intensywna	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	intensywna	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	intensywna	4
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	intensywna	4
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	dość intensywna	3
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym etc.	ŁĄKAB	dość intensywna	3
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	nieznaczną	1
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLESW	nieznaczną	1
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	nieznaczną	1
Obszary bagienne - szuwary, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	umiarkowana	2
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	intensywna	4
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	intensywna	4



Rycina 7.21. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja jakości powietrza” na podstawie wskaźnika „Wydajność aerozoli pochodzenia roślinnego”

Figure 7.21. The potential of ecosystems to provide the "Regulating of air quality" service based on the "Efficiency of aerosol emissions of plant origin" indicator

Zróźnicowanie przestrzenne

Na badanym obszarze dominują ekosystemy borów sosnowych i mieszanych. Ich udział powierzchniowy jest znaczny w gminie Giby, ale też występują one na dużym obszarze gminy Nowinka (por. rozdz. 5.2). Te właśnie kompleksy leśne cechują się bardzo intensywną emisją aerozoli. Grądy Wigierskiego Parku Narodowego, trwałe użytki zielone na podłożu mineralnym, a także mozaikowo występujące bory bagienne oraz torfowiska cechują się intensywną emisją fitoaerozoli. Nieco mniejszą emisją charakteryzują się mozaikowo występujące kompleksy leśne na podłożu wilgotnym i mokrym, tzn. olsy, łągi, ale także trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych, mułowych oraz torfowych. Udział powierzchniowy agroekosystemów jest dominujący w gminie Suwałki oraz w północnej części gminy Giby, a wydajność emisji fitaerozoli przez roślinność pól ornych jest nieznaczna (ryc. 7.21).

ŚWIADCZENIE – REGULACJA SKŁADU POWIETRZA WSKAŹNIK – ZAWARTOŚĆ METALI CIĘŻKICH W GLEBIE

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja składu powietrza* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utylizacja odpadów, toksyn i redukcja innych uciążliwości*, grupy *utylizacja/redukcja przez ekosystemy* oraz klasy *filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez ekosystemy*. Przedmiotem pomiaru jest *zdolność ekosystemów do redukcji zawartości metali ciężkich w powietrzu*, a wskaźnikiem *zawartość metali ciężkich w glebie* (tab. 7.28).

Założenia teoretyczne

Poprawa jakości powietrza należy do jednej z bardzo istotnych usług regulacyjnych ekosystemów, decydujących nie tylko o stanie sanitarnym środowiska, ale również o dobrostanie życia człowieka. Od stanu sanitarnego powietrza zależy w znacznym stopniu sprawność organizmu ludzkiego, jego samopoczucie oraz stan zdrowotny.

Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego może być powodowane poprzez zwiększoną zawartość pyłów, metali ciężkich, czy też związków azotu i siarki. Spośród grupy metali ciężkich (MC), traktowanych jako substancje zanieczyszczające powietrze atmosferyczne, bardzo istotna jest zawartość w nim miedzi (Cu), niklu (Ni) i cynku (Zn), a następnie rtęci (Hg), arsenu (As) i kadmu (Cd). Istotnym czynnikiem mającym wpływ na rozpuszczalność związków chemicznych MC jest pH roztworu (opadu atmosferycznego), w którym związek ten się znajduje. Obniżanie wartości pH sprzyja rozpuszczalności, lecz zależy zarówno od samego metalu, jak i od połączenia, w jakim ten metal występuje.

Tabela 7.28. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu powietrza” i charakterystyka wskaźnika „Zawartość metali ciężkich w glebie”

Table 7.28. The systematic position of the “Regulating composition of the atmosphere” service and a characterisation of the “Content of heavy metals in soil” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Regulacja składu powietrza
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utylizacja odpadów, toksyn i redukcja innych uciążliwości
	Grupa	Utylizacja / redukcja przez ekosystemy
	Klasa	Filtracja / sekwestracja / magazynowanie / akumulacja przez ekosystemy
Przedmiot pomiaru		Potencjał ekosystemów do redukcji zawartości metali ciężkich w powietrzu
Wskaźnik		Zawartość metali ciężkich w glebie
Akronim wskaźnika		METAL
Konstrukcja wskaźnika		Sumaryczna zawartość Cu, Zn i Ni w poziomach organicznych i mineralnych gleb
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ciągła
Przedział wartości		49–235
Jednostka miary		mg·kg ⁻¹
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Wielkość redukcji zawartości metali ciężkich jest odwrotnie proporcjonalna do wartości wskaźnika
Dane źródłowe		Badania terenowe i laboratoryjne w wybranych punktach reprezentujących poszczególne typy ekosystemów lądowych

Metale ciężkie wraz z opadami są transferowane do gleby, gdzie ulegają akumulacji, głównie w postaci sorpcji, wypierając z kompleksu sorpcyjnego kationy o charakterze zasadowym. Dlatego też zawartość metali ciężkich w glebach można traktować jako wskaźnik jakości powietrza, dodatkowo mając na uwadze niską dynamikę zmian zawartości metali ciężkich w kompleksie sorpcyjnym gleby w porównaniu z ich zawartością w powietrzu atmosferycznym.

Wskaźnik ten należy zatem traktować jako pośrednią, przybliżoną i długo-okresową miarę zdolności ekosystemów (a głównie gleb) do akumulacji (depozycji) zanieczyszczeń, a pośrednio do redukcji ładunku zanieczyszczeń. Znając tło geochemiczne poszczególnych typów gleb, można na podstawie pomiarów bezpośrednich określić: skalę zanieczyszczeń powietrza metalami ciężkimi na danym obszarze oraz zdolności gleb do akumulacji tych metali. Stosowanie tego wskaźnika wymaga też założenia teoretycznie jednolitego rozkładu przestrzennego emisji i imisji metali ciężkich, nie uwzględniającego topozmienności morfologicznej, intercepcji, spływu po pniach itd.

Metodyka uzyskania wyników

Wskaźnik obliczony został jako suma zawartości trzech metali ciężkich w powierzchniowej warstwie gleby. Metale te to miedź (Cu), nikiel (Ni) oraz cynk (Zn), których ilość określono laboratoryjnie w próbkach glebowych pobranych w czasie badań terenowych z poziomu organicznego (O) oraz poziomu próchnicznego (A). Ich zawartość oznaczono metodą emisyjnej spektrometrii atomowej z plazmą wzbudzoną mikrofalowo (spektrometr Agilent 4100 MP-AES) po mineralizacji spopielenych próbek w wodzie królewskiej. Następnie, wartości uzyskane dla poszczególnych metali ciężkich zostały zsumowane dla każdego z badanych poziomów glebowych w wydzielonych ekosystemach i przedstawione jako średnia łączna wartość dla dwu poziomów genetycznych. Na podstawie obliczonej sumarycznej zawartości badanych metali ciężkich, z użyciem technik GIS (program ArcGIS) wykonano mapę przestrzennego zróżnicowania omawianego wskaźnika, dokonując podziału otrzymanych wartości na trzy kategorie: bardzo niska, niska i średnia. Otrzymane wyniki zostały porównane z tłem geochemicznym badanych typów gleb w określonym regionie Polski oraz odniesione do norm zawartości metali ciężkich w glebach (Dz.U. z 2016 r., poz. 1395).

Waloryzacja potencjału ekosystemów do zatrzymywania metali ciężkich w glebie. Wszystkie z badanych ekosystemów charakteryzują się bardzo niską zawartością sumaryczną metali ciężkich, co wskazuje na bardzo wysoką jakość środowiska z punktu widzenia jego stanu sanitarnego. Z uwagi na fakt, że najlepszymi właściwościami sorpcyjnymi i buforowymi charakteryzują się gleby ekosystemów z glebami ciężkimi, wilgotnymi i zawierającymi najwięcej materii organicznej, to właśnie te ekosystemy mogą zatrzymywać największą ilość metali ciężkich. Należą do nich stare olsy i łągi porastające gleby torfowe fibrowe, torfowiska wysokie z glebami torfowymi fibrowymi i torfowiska niskie wykształcone na glebach torfowych fibrowo-saprowych. Gleby te charakteryzują się również największą naturalną zawartością metali ciężkich (tab. 7.29).

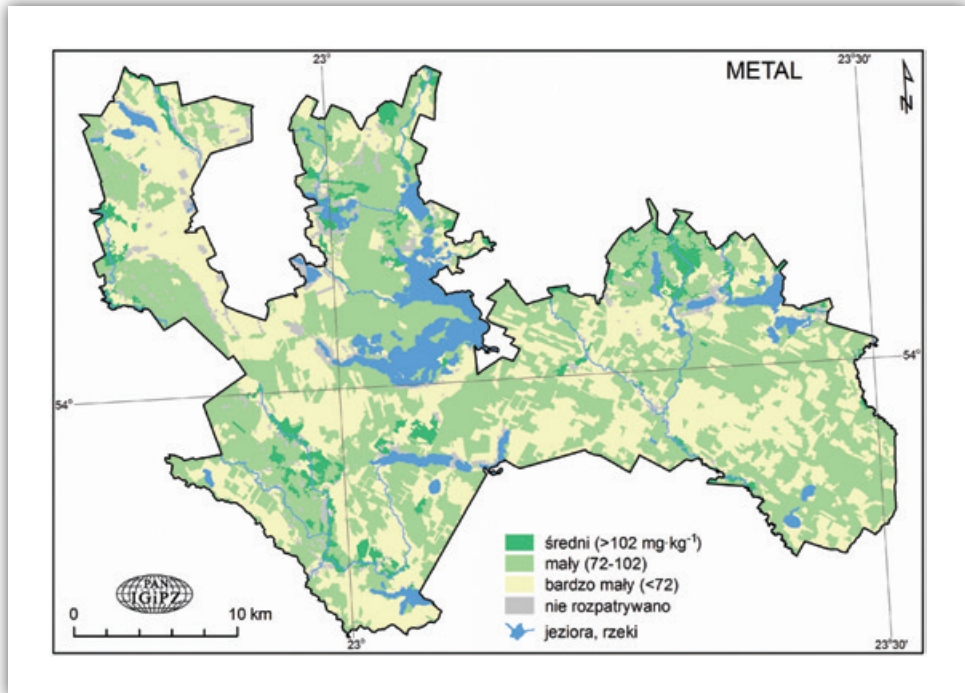
Zróżnicowanie przestrzenne

Na podstawie otrzymanych wyników wydzielono trzy grupy ekosystemów o zawartości metali ciężkich: (1) bardzo niskiej ($1-72 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), (2) niskiej ($73-102 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) oraz (3) średniej ($103-235 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Największe zawartości badanych metali ciężkich stwierdzono w ekosystemach najstarszych olsów i łąg porastających gleby torfowe fibrowe, torfowisk wysokich z glebami torfowymi fibrowymi i torfowisk niskich wykształconych na glebach torfowych fibrowo-saprowych, co jest zgodne z naturalną zawartością tych komponentów chemicznych w badanych typach gleb, wynikającą z ich troficzności. Zmienność przestrzenna omawianego wskaźnika ma charakter mozaikowy (ryc. 7.22).

Tabela 7.29. Zawartość metali ciężkich (mg·kg⁻¹) w badanych ekosystemach obliczonych jako suma Cu, Ni i Zn w poziomie organicznym (O) oraz poziomie próchnicznym (A) gleb

Table 7.29. The heavy-metals content (mg·kg⁻¹) of the studied ecosystems calculated as the sum of Cu, Ni and Zn in the organic (O) and humus (A) soil horizons

Typ ekosystemu	Akronim	METAL
Olsy 0-40 lat	OLS1	65
Olsy 40-60 lat	OLS2	82
Olsy 60-80 lat	OLS3	100
Olsy 80-120 lat	OLS4	230
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano
Łęgi 0-40 lat	ŁĘG1	160
Łęgi 40-60 lat	ŁĘG2	194
Łęgi 60-80 lat	ŁĘG3	235
Łęgi 80-120 lat	ŁĘG4	200
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	167
Grądy 0-40 lat	GRAD1	86
Grądy 40-60 lat	GRAD2	85
Grądy 60-80 lat	GRAD3	102
Grądy 80-120 lat	GRAD4	102
Grądy powyżej 120 lat	GRAD5	90
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	82
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	78
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	52
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	67
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	86
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	68
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	83
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	88
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	68
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	62
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	59
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	89
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	222
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	49
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żywnych borów mieszanych	POLEŚW	99
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	51
Obszary bagienne - szuwary, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	86
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	72
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	66



Rycina 7.22. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu powietrza” na podstawie wskaźnika „Zawartość metali ciężkich w glebie”

Figure 7.22. The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service based on the "The content of heavy metals in the soil" indicator

ŚWIADCZENIE – UTRZYMYWANIE WŁAŚCIWOŚCI BIOGEOCHEMICZNYCH GLEBY

WSKAŹNIK – STOPIEŃ WYSYCENIA KOMPLEKSU SORPCYJNEGO GLEB KATIONAMI O CHARAKTERZE ZASADOWYM

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *utrzymywanie procesów glebotwórczych*, klasy *wietrzenie*. Przedmiotem pomiaru jest *potencjał żyznościowy gleby*, a wskaźnikiem *stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym* (tab. 7.30).

Założenia teoretyczne

Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym (V) jest traktowany jako istotny wskaźnik biochemiczny sprawności

Tabela 7.30. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby” i charakterystyka wskaźnika „Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym”

Table 7.30. The systematic position of the “Maintaining the biogeochemical properties of soil” service and a characterisation of “Degree of saturation of the soil sorption complex with base cations” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie procesów glebotwórczych
	Klasa	Wietrzenie
Przedmiot pomiaru		Potencjał żyznościowy gleby
Wskaźnik		Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym
Akronim wskaźnika		SORPC
Konstrukcja wskaźnika		Wskaźnik ogólnie przyjęty do określania stopnia wysycenia gleb kationami o charakterze zasadowym
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		lilorazowa/Ciągła
Przedział wartości		16–96
Jednostka miary		%
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Im wyższa wartość wskaźnika, tym lepsze właściwości chemiczne gleb i zasoby odżywcze dla roślin
Dane źródłowe		Badania terenowe i laboratoryjne w wybranych punktach reprezentujących poszczególne typy ekosystemów łądowych

ekosystemów (Degórski 2002). Zawartość jonów wapnia, potasu, magnezu i sodu (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+) w całkowitej pojemności sorpcyjnej jest również ważną cechą żyzności gleby. Ponadto stopień wysycenia zasadami jest ważnym wskaźnikiem agrotechnicznej jakości gleb uprawnych. Wysycenie kompleksu sorpcyjnego zasadami zależy od wielu czynników, między innymi uwarunkowań litologiczno-mineralogicznych, kwasowości gleby, typu próchnicy itd. Im wyższa jest wartość wskaźnika, tym dany ekosystem jest bardziej odporny na wpływ czynników zewnętrznych, m.in. zanieczyszczeń antropogenicznych (Ulrich i in. 1984).

Metodyka uzyskania wyników

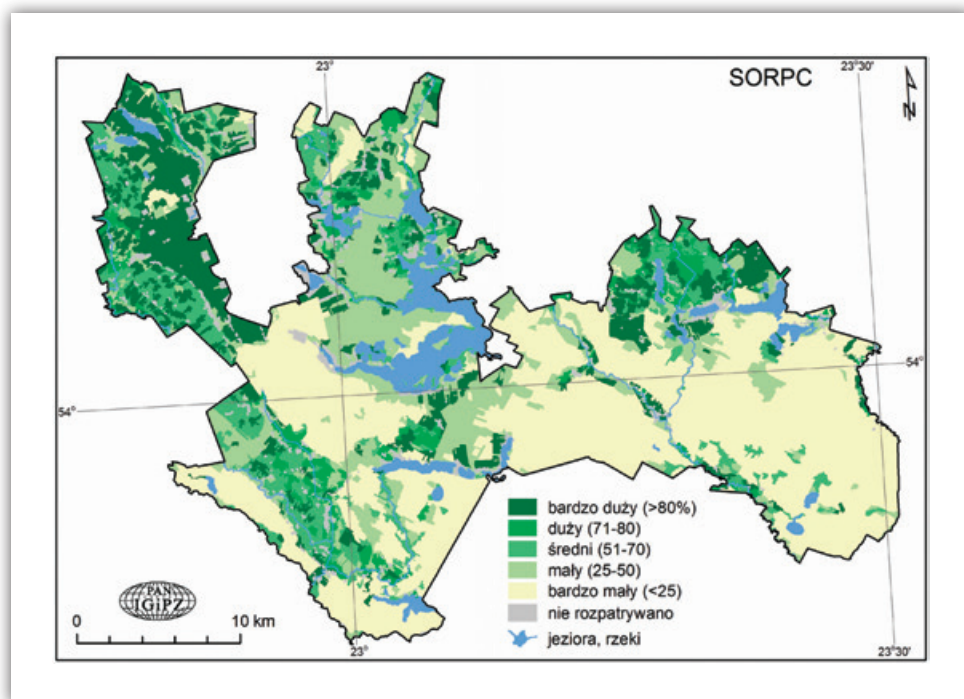
Materiał glebowy pobrano w czasie badań terenowych z poziomów organicznych (O) i próchnicznych (A) analizowanych gleb. Pobrane próbki mineralne po rozruciorku gumowym były przesiewane przez sito o średnicy oczka 2 mm celem usunięcia frakcji szkieletowej. Dalsze analizy wykonano w częściach ziemistych. Natomiast próbki organiczne wstępnie rozkruszono i rozdzielono na dwie części, z których jedną rozdrobniono w młynku nożowym wykonanym z węgla wolframu.

Tabela 7.31. Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego (%) badanych gleb kationami o charakterze zasadowym**Table 7.31. The (%) saturation with base cations of the sorption complexes of soils studied**

Typ ekosystemu	Akronim	SORPC
Olsy 0-40 lat	OLS1	56
Olsy 40-60 lat	OLS2	67
Olsy 60-80 lat	OLS3	67
Olsy 80-120 lat	OLS4	68
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano
Łęgi 0-40 lat	ŁĘG1	68
Łęgi 40-60 lat	ŁĘG2	73
Łęgi 60-80 lat	ŁĘG3	86
Łęgi 80-120 lat	ŁĘG4	88
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	88
Grądy 0-40 lat	GRĄD1	30
Grądy 40-60 lat	GRĄD2	33
Grądy 60-80 lat	GRĄD3	36
Grądy 80-120 lat	GRĄD4	43
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	43
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	16
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	18
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	24
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	17
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	20
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	44
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	43
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	51
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	69
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	82
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	31
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	59
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	78
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	81
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	96
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	61
Obszary bagienne - szuwały, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	68
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	91
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	35

W próbkach rozkruszonych oznaczono właściwości sorpcyjne. Zawartość zasad wymiennych analizowano metodą emisyjnej spektrometrii atomowej z plazmą wzbudzoną mikrofalowo po ekstrakcji próbek w roztworze octanu amonu o stężeniu $1 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1}$ zbuforowanych do $\text{pH} = 7,0$. Kwasowość hydrolityczną (Hh) oznaczono metodą Kappena.

Na podstawie otrzymanych wyników obliczono sumę zasad (S) jako sumę kationów o charakterze zasadowym: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , zabsorbowanych przez



Rycina 7.23. Potencjał ekosystemów do dostarczenia usługi „Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby” na podstawie wskaźnika „Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym”

Figure 7.23. The potential of ecosystems to provide the "Maintaining biogeochemical properties of soil" service based on the "Degree of saturation of the soil sorption complex with base cations" indicator

glebę wyrażoną w $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$. Następnie obliczono również pojemność sorpcyjną (T) jako $S + Hh$ co umożliwiło określenie stopnia wysycenia gleb kationami o charakterze zasadowym jako $S/T \cdot 100\%$.

Waloryzacja potencjału ekosystemów do wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym

Najlepszymi właściwościami biochemicznymi charakteryzują się ekosystemy z glebami wilgotnymi, o typie próchnicy moder i mul oraz wysokiej troficzności. Największe wartości V stwierdzono w glebach ekosystemów z najstarszym drzewostanem olsów i łągów porastających gleby torfowe fibrowe, w ekosystemach torfowisk wysokich z glebami torfowymi fibrowymi, a także w ekosystemach torfowisk niskich wykształconych na glebach torfowych fibrowo-saprowych, co jest zgodne z naturalną zawartością tych komponentów chemicznych w badanych typach gleb, wynikającą z ich troficzności (tab. 7.31).

Zróźnicowanie przestrzenne

Na podstawie otrzymanych wyników wydzielono pięć grup ekosystemów o różnym stopniu wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym. Najwyższym stopniem wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym charakteryzuje się północno-zachodnia część gminy Suwałki (ekosystemy pól uprawnych) oraz północna część gminy Giby (mozaika ekosystemów na żyznych siedliskach) – rycina 7.23.

ŚWIADCZENIE – UTRZYMYWANIE WŁAŚCIWOŚCI BIOGEOCHEMICZNYCH GLEBY

WSKAŹNIK – STOSUNEK WĘGLA ORGANICZNEGO DO AZOTU OGÓŁEM

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *utrzymywanie procesów glebotwórczych, klasy rozkład materii i wiązanie pierwiastków*. Przedmiotem pomiaru jest *aktywność biologiczna gleby*, a wskaźnikiem *stosunek węgla organicznego do azotu ogółem* (tab. 7.32).

Założenia teoretyczne

Jednym z istotnych regulacyjnych świadczeń ekosystemów jest utrzymanie właściwości biogeochemicznych gleby. Prawidłowy przebieg procesów glebotwórczych determinuje sprawność systemu glebowego. Jedną z miar aktywności biologicznej pedonów (najmniejszych jednorodnych jednostek glebowych) jest poznanie stosunku zawartości węgla organicznego do azotu ogółem, który jest wskaźnikiem aktywności biologicznej gleby. Dostępność dla roślin azotu uwalnianego podczas rozkładu szczątków roślinnych zależy w bardzo dużym stopniu od stosunku C/N rozkładającej się substancji organicznej. Gdy stosunek ten jest zbyt szeroki (powyżej 32:1), wówczas następuje spowolnienie mineralizacji substancji organicznej oraz pobieranie azotu przyswajalnego dla roślin przez mikroorganizmy (uwstecznianie, zbiałczanie). Gdy jest on węższy, następuje intensyfikacja mineralizacji azotu, który nie jest wykorzystywany przez rośliny (Thompson, Troeh 1978).

Metodyka uzyskania wyników

Materiał glebowy pobrano w czasie badań terenowych z poziomów organicznych (O) i próchnicznych (A) analizowanych gleb. Próbkę mineralną po roztarciu korkiem gumowym były przesiewane przez sito o średnicy oczka 2 mm celem

Tabela 7.32. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby” i charakterystyka wskaźnika „Stosunek węgla organicznego do azotu ogółem”

Table 7.32. The systematic position of the “Maintaining the biogeochemical properties of soil” service and a characterisation of the “ratio of organic carbon to total nitrogen” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie procesów glebotwórczych
	Klasa	Rozkład materii i wiązanie pierwiastków
Przedmiot pomiaru		Aktywność biologiczna gleby
Wskaźnik		Stosunek węgla organicznego do azotu ogółem
Akronim wskaźnika		C/N
Konstrukcja wskaźnika		Wskaźnik ogólnie stosowany do charakterystyki aktywności biologicznej gleb
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ilorazowa/Ciągła
Przedział wartości		9–53
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Wyższa wartość wskaźnika wskazuje na większą aktywność biologiczną gleby
Dane źródłowe		Badania terenowe i laboratoryjne w wybranych punktach reprezentujących poszczególne typy ekosystemów łąkowych

usunięcia frakcji szkieletowej. Dalsze analizy wykonano w częściach ziemistych. Natomiast próbki organiczne wstępnie rozkruszono, a następnie rozdrobniono w młynku nożowym wykonanym z węgla wolframu. Zawartość węgla organicznego w próbkach mineralnych analizowano metodą Tiurina, a w próbkach organicznych metodą Alena. Zawartość azotu ogółem oznaczono metodą Kjeldahla z użyciem destylarki VELD UDK 127.

Waloryzacja aktywności biologicznej ekosystemów – stosunek C/N

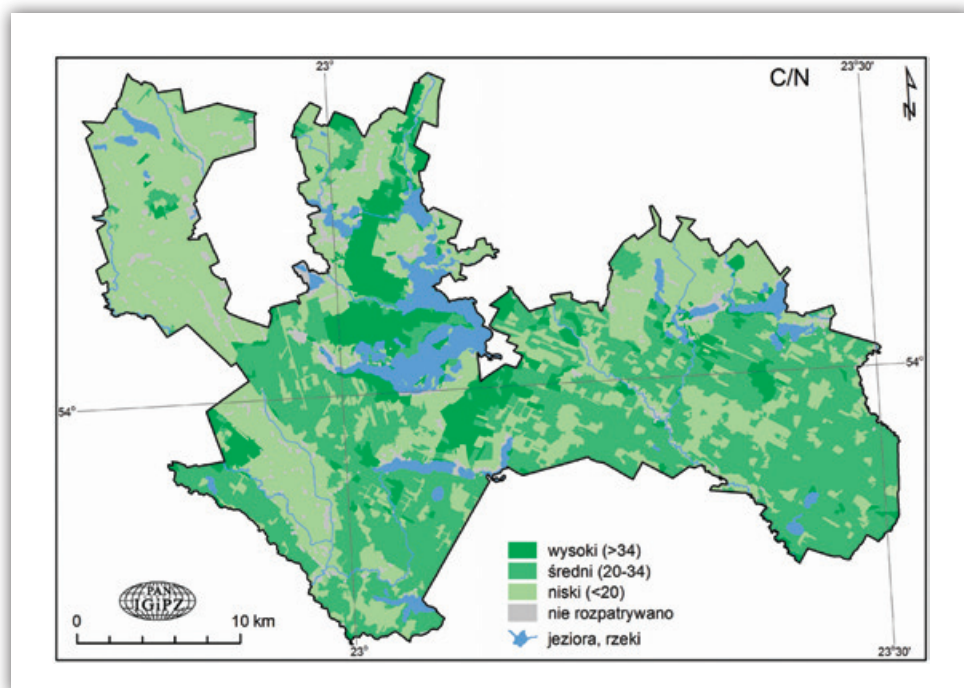
Dla wartości stosunku C/N wydzielono trzy przedziały wartości: (1) 1–20 niski, (2) 21–34 średni, (3) 35–53 wysoki (tab. 7.33). Najniższe wartości wskaźnika stwierdzono w glebach o najwyższej aktywności biologicznej, czyli w ekosystemach z najstarszym drzewostanem olsów i łągów porastających gleby torfowe fibrowe, w ekosystemach torfowisk wysokich z glebami torfowymi fibrowymi i w torfowiskach niskich wykształconych na glebach torfowych fibrowo-saprowych, co jest zgodne z naturalną zawartością tych komponentów chemicznych w badanych typach gleb, wynikającą z ich troficzności.

Tabela 7.33. Aktywność biologiczna ekosystemów – stosunek C/N**Table 7.33. The biological activity of ecosystems – C/N ratio**

Typ ekosystemu	Akronim	C/N
Olsy 0–40 lat	OLS1	15
Olsy 40–60 lat	OLS2	19
Olsy 60–80 lat	OLS3	18
Olsy 80–120 lat	OLS4	16
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano
Łęgi 0–40 lat	ŁĘG1	14
Łęgi 40–60 lat	ŁĘG2	15
Łęgi 60–80 lat	ŁĘG3	14
Łęgi 80–120 lat	ŁĘG4	16
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	17
Grądy 0–40 lat	GRĄD1	34
Grądy 40–60 lat	GRĄD2	38
Grądy 60–80 lat	GRĄD3	42
Grądy 80–120 lat	GRĄD4	53
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	43
Bory i bory mieszane 0–40 lat	BÓR1	28
Bory i bory mieszane 40–60 lat	BÓR2	30
Bory i bory mieszane 60–80 lat	BÓR3	20
Bory i bory mieszane 80–120 lat	BÓR4	25
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	28
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0–40 lat	BÓRB1	20
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40–60 lat	BÓRB2	25
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60–80 lat	BÓRB3	22
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80–120 lat	BÓRB4	24
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	24
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	9
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	11
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	15
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	12
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	20
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	30
Obszary bagienne – szuwary, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	22
Obszary bagienne – torfowiska niskie	TORFN	44
Obszary bagienne – torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	41

Zróżnicowanie przestrzenne

Najwyższą aktywnością biologiczną charakteryzują się gleby ekosystemów leśnych Wigierskiego Parku Narodowego oraz obszarów położonych na południowy wschód od jeziora Wigry (ryc. 7.24).



Rycina 7.24. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby” na podstawie wskaźnika „Stosunek węgla organicznego do azotu ogółem”

Figure 7.24. The potential of ecosystems to provide the "Maintaining biogeochemical properties of soil" service based on the "ratio of organic carbon to total nitrogen" indicator

ŚWIADCZENIE – RETENCJA WODY W GLEBIE

WSKAŹNIK – POTENCJALNY ZAPAS WODY W GLEBIE W WARUNKACH POŁOWEJ POJEMNOŚCI WODNEJ

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja wody w glebie* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie, regulacja ruchów substancji*, grupy *ruchy cieczy* oraz klasy *regulacja obiegu wody i przepływów*. Przedmiotem pomiaru jest *potencjał retencyjny gleby*, a wskaźnikiem *potencjalny zapas wody w glebie w warunkach połowej pojemności wodnej* (tab. 7.34).

Założenia teoretyczne

Właściwości retencyjne gleb są świadczeniem ekosystemów regulującym ich gospodarkę wodną, umożliwiającym łagodzenie skutków zarówno okresów suszy oraz posuchy, jak i nadmiernej ilości wody w okresach ulewnych deszczy. Jedną

Tabela 7.34. Pozycja systematyczna usługi „Retencja wody w glebie” i charakterystyka wskaźnika „Potencjalny zapas wody w glebie w warunkach połowej pojemności wodnej”

Table 7.34. The systematic position of the “Water retention in soil” service and a characterisation of the “Potential water storage in soil under field water capacity” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Retencja wody w glebie
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Regulacja ruchów substancji
	Grupa	Ruchy cieczy
	Klasa	Regulacja obiegu wody i przepływów
Przedmiot pomiaru		Potencjał retencyjny gleby
Wskaźnik		Potencjalny zapas wody w glebie w warunkach połowej pojemności wodnej
Akronim wskaźnika		WODAGL
Konstrukcja wskaźnika		Wskaźnik zapasu wody w 1 m ³ gleby jako suma potencjalnych zapasów poziomu organicznego i poziomów mineralnych
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ciągła
Przedział wartości		13–66
Jednostka miary		cm
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Rangowanie ekosystemów pod względem właściwości retencyjnych gleb
Dane źródłowe		<ul style="list-style-type: none"> • Badania terenowe i laboratoryjne w wybranych punktach reprezentujących poszczególne typy ekosystemów łądowych • Mapa glebowo-rolnicza IUNG

z miar umożliwiającą ocenę potencjalnych możliwości kształtowania się retencji wody w glebie jest jej zapas, jaki może przyjąć dany pedon w warunkach połowej pojemności wodnej. Zapas ten określa zdolność magazynowania wody w danej glebie pomimo zjawisk grawitacyjnych. W dużym stopniu zależy on od składu granulometrycznego substratu, typu próchnicy oraz form użytkowania. Do jego określenia stosuje się formuły matematyczne (Puchalski, Prusinkiewicz 1975), które na podstawie cech mierzalnych gleby w danym ekosystemie pozwalają na dość precyzyjne określenie właściwości retencyjnych gleby.

Metodyka uzyskania wyników

Podstawą określenia zdolności ekosystemów do retencji wody w glebie, czyli potencjału retencyjnego danego ekosystemu są dane uzyskane w wyniku badań terenowych i laboratoryjnych z zastosowaniem standardowych metod wykorzystywanych w gleboznawstwie dla oznaczeń wykonywanych w próbach o nienaruszonej strukturze. Zapas wody glebowej w stanie połowej pojemności wodnej (ZPPW) wyliczony został na podstawie poniższej formuły matematycznej:

$$ZPPW = (WPPW \cdot D \cdot h) \cdot 10q^{-1}$$

gdzie: WPPW – wilgotność gleby w stanie polowej pojemności wodnej, D – gęstość objętościową gleby, h – miąższość poziomu glebowego, q – gęstość wody.

Uzyskane wyniki charakteryzujące właściwości retencyjne poszczególnych poziomów genetycznych w danym profilu glebowym wyrażone poprzez wysokość słupa wody, jaki może być utrzymany przez glebę w warunkach polowej pojemności wodnej w każdym z nich, zsumowano do głębokości 100 cm. Otrzymane wielkości są zatem sumą zapasów obliczonych dla każdego poziomu genetycznego w 100 cm warstwie gleby. Ich wartości zostały naniesione na mapę ekosystemów, a następnie z użyciem technik GIS (program ArcGIS) wykonano mapę przestrzennego zróżnicowania omawianego wskaźnika, dokonując podziału otrzymanych wartości na trzy kategorie: (1) małe (13–27 cm), (2) średnie (28–48 cm) i (3) duże (49–66 cm) zapasy wody w stanie polowej pojemności wodnej.

Waloryzacja potencjału ekosystemów do retencji wody i zróżnicowanie przestrzenne

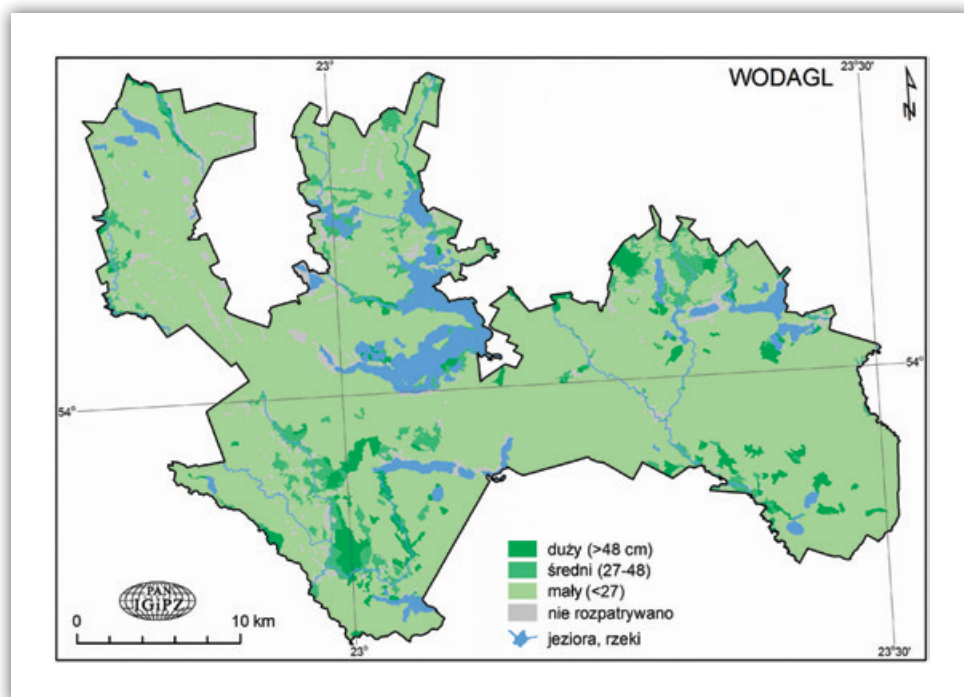
Największymi wartościami potencjalnych zapasów wody glebowej w stanie polowej pojemności wodnej charakteryzują się ekosystemy z glebami semihydrycznymi (półwodnymi) i autogenicznymi (łądowymi), wykształconymi w cięższym materiale litologicznym. Należą do nich gleby torfowisk zarówno niskich, jak i wysokich, borów bagiennych i łągów. Na wszystkich tych siedliskach gleba w warstwie 100 cm jest zdolna zatrzymać od 48 do 66 cm wody, co oznacza, że ponad połowa profilu glebowego może być wypełniona wodą w stanie jej polowej pojemności wodnej (tab. 7.35).

Zróżnicowanie przestrzenne potencjalnych zapasów wody w glebie w warunkach polowej pojemności wodnej w poszczególnych badanych ekosystemach nawiązuje do troficzności i warunków edaficznych pokrywy glebowej. Niskimi potencjalnymi zapasami wody w stanie polowej pojemności wodnej (13–27 cm w 100 cm warstwie gleby) charakteryzują się ekosystemy borów, borów mieszanych, pól ornych na siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych oraz grądy na glebach rdzawych i brunatnych wyługowanych. Średnie zapasy wody w stanie polowej pojemności wodnej (28–48 cm) są charakterystyczne dla ekosystemów olsów i łągów z młodszym drzewostanem oraz trwałych użytków zielonych na podłożu torfowym lub mułowym. Ostatnia grupa ekosystemów o największym potencjalnym zapasie wody glebowej w stanie polowej pojemności wodnej (49–66 cm) to ekosystemy torfowisk niskich i wysokich oraz borów bagiennych (ryc. 7.25).

Tabela 7.35. Zapas wody (cm) w stanie polowej pojemności wodnej gleb określony dla badanych ekosystemów w 100 cm warstwie gleby

Table 7.35. Water storage capacity (cm) in the field water content of soils, as determined for the ecosystems tested in the 100 cm soil layer

Typ ekosystemu	Akronim	WODAGL
Olsy 0-40 lat	OLS1	26
Olsy 40-60 lat	OLS2	41
Olsy 60-80 lat	OLS3	39
Olsy 80-120 lat	OLS4	27
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	nie rozpatrywano
Łęgi 0-40 lat	ŁĘG1	48
Łęgi 40-60 lat	ŁĘG2	49
Łęgi 60-80 lat	ŁĘG3	52
Łęgi 80-120 lat	ŁĘG4	50
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	27
Grądy 0-40 lat	GRAD1	22
Grądy 40-60 lat	GRAD2	21
Grądy 60-80 lat	GRAD3	19
Grądy 80-120 lat	GRAD4	20
Grądy powyżej 120 lat	GRAD5	19
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	17
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	19
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	22
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	19
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	19
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	34
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	52
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	55
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	54
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	51
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASS	13
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	19
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	47
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	17
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	17
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	19
Obszary bagienne - szuwary, trzciniowiska i turzycowiska	BAGNO	37
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	65
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	66



Rycina 7.25. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Retencja wody w glebie” na podstawie wskaźnika „Potencjalny zapas wody w glebie w warunkach polowej pojemności wodnej”

Figure 7.25. The potential of ecosystems to provide the "Water retention in soil" service based on the "Potential water storage in soil under field water capacity" indicator

ŚWIADCZENIE – UTRZYMYWANIE SIEDLISK DLA ROŚLIN, ZWIERZĄT I GRZYBÓW

WSKAŹNIK – WYSTĘPOWANIE EKOSYSTEMÓW RZADKICH I ZAGROŻONYCH W SKALI EUROPEJSKIEJ

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej*, klasy *utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków*. Przedmiotem pomiaru jest *stopień cenności przyrodniczej ekosystemów*, a wskaźnikiem *występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej* (tab. 7.36).

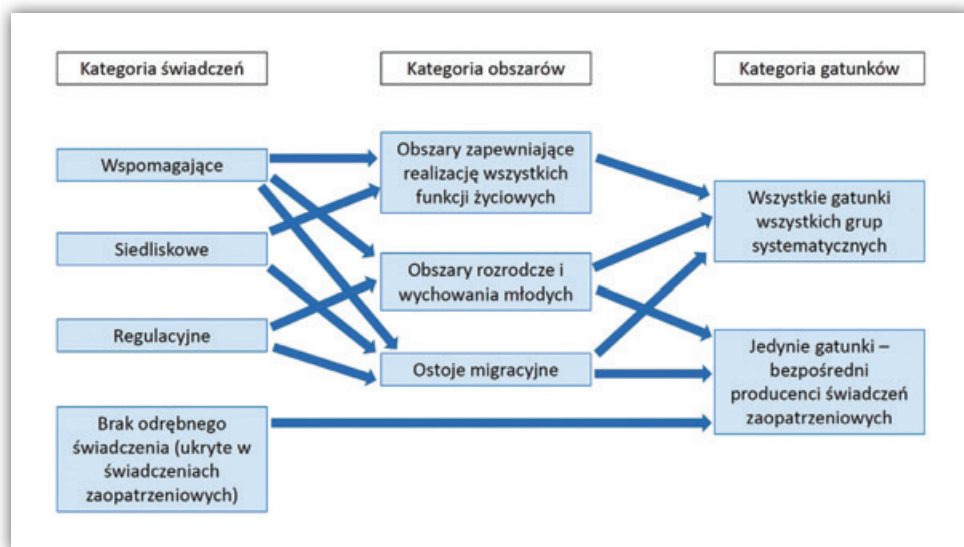
Tabela 7.36. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej”

Table 7.36. The systematic position of the “Maintenance of habitats for plants, animals and fungi” service and a characterisation of the “Occurrence of ecosystems rare and endangered on a European scale” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej
	Klasa	Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania / rozwoju / bytowania gatunków
Przedmiot pomiaru		Stopień cenności przyrodniczej ekosystemów
Wskaźnik		Występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej
Akronim wskaźnika		NATUR
Konstrukcja wskaźnika		Ocena ekosystemów z punktu widzenia ich dojrzałości oraz rzadkości występowania (na podstawie zakwalifikowania na listę siedlisk Natura 2000)
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Oszacowany
Skala		Rangowa
Przedział wartości		1-5 1 - pospolite siedliska synantropijne; 5 - najlepiej wykształcone siedliska Natura 2000
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Najlepiej wykształcone siedliska przyrodnicze Natura 2000 charakteryzują się odpowiednio bogatym składem gatunkowym, rzadkością w wymiarze europejskim, a czasami także regionalnym i są zagrożone w wyniku zmian siedliskowych i działalności człowieka. Pospolite siedliska synantropijne charakteryzują się bardziej zmiennym i często nieswoistym składem gatunkowym i ulegają łatwo zmianom
Dane źródłowe		Oficjalne listy siedlisk przyrodniczych, zawarte w dyrektywie siedliskowej i rozporządzeniu ministra środowiska, zestawione z mapą ekosystemów

Założenia teoretyczne

Jednym z najbardziej kontrowersyjnych świadczeń jest „Utrzymanie obszarów rozrodu i wychowania młodych” (*maintenance of nursery populations and habitats* w klasyfikacji CICES) lub też szerzej „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” w ramach usług regulacyjnych. Głównym powodem licznych różnic w ujęciu i interpretacji tego świadczenia jest fakt, iż może być ono traktowane nie tylko jako samodzielne świadczenie, ale także jako uwarunkowanie dla różnych świadczeń zaopatrzeniowych. Z szerokiej analizy literaturowej, przeprowadzonej przez C. Lique i innych (2016) wynika, że świadczenia związane z obecnością siedlisk są traktowane przez różnych autorów w bardzo odmienny sposób, co znajduje swoje odbicie w nazwach szczegółowych, np.: „Siedliska dla gatunków”, „Utrzymanie siedlisk i populacji rozrodczych”, „Utrzymanie cykli życiowych”, „Utrzymanie siedlisk pochodzenia biologicznego”, „Utrzymanie obszarów



Rycina 7.26. Miejsce i zakres świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” (na podstawie Liqueste i in. 2016; Maes i in. 2016 oraz innych autorów)

Figure 7.26. Location and scope of provisioning of the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service (after Liqueste et al. 2016; Maes et al. 2016 and other authors)

rozrodczych”, „Ostoje i refugia”. Należy przy tym zauważyć, że za różnicami w nazwach kryją się także różnice w zakresach pojęciowych.

Rolę ekosystemów/krajobrazów w zapewnieniu możliwości rozwoju gatunków różni autorzy zaliczają do odmiennych grup świadczeń (por. Liqueste i in. 2016): (a) regulacyjnych, (b) wspomagających, (c) oddzielnej grupy świadczeń siedliskowych. Również odmiennie ujmuje się zakres przedmiotowy tych świadczeń, gdyż mogą one dotyczyć siedlisk niezbędnych: (a) dla wszystkich procesów życiowych wszystkich gatunków, (b) dla funkcji reprodukcyjnych i wychowywana młodych, ale tylko dla gatunków dostarczających usług zaopatrzeniowych, (c) dla rozrodu i ostoji migracyjnych wszystkich gatunków. Powyższe zależności przedstawiono schematycznie na rycinie 7.26.

Odmienne podejście, niewiążące bezpośrednio wskaźników z wymienionymi wyżej kategoriami obszarów i gatunków, zastosowano w opracowaniu J. Maesa i innych (2014). Zaproponowano w nim, dla wskaźnikowania świadczenia Utrzymanie obszarów rozrodu i wychowania młodych, bezpośrednie zastosowanie indyktorów opracowanych dla oceny bioróżnorodności i stanu ekosystemów w ramach Unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r., choć jednocześnie podkreśla się, że te wskaźniki mają charakter zastępczy (*proxy*, *surrogate*) (Maes i in. 2014, 2016).

Różne koncepcje wyjściowe zaowocowały opracowaniem całej gamy różnych wskaźników, z których część przedstawiono w tabeli 7.37. Należy tu podkreślić, że przedstawiony wybór jest reprezentatywny dla większości podejść europejskich, stosowanych w skali ogólnoeuropejskiej, krajowej lub regionalnej. Warto także zwrócić uwagę, że w większości podejść proponuje się odrębne wskaźniki dla obszarów leśnych i dla obszarów rolniczych.

Tabela 7.37. Wybrane wskaźniki określające potencjał świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na różnych poziomach organizacji biosfery

Table 7.37. Selected indicators defining the potential to supply the “Habitat maintenance for plants, animals and fungi” service at various levels of organisation in the biosphere

	Ogólnie	Lasy	Obszary rolne	Źródło
Poziom krajobrazu		struktura przestrzenna i stopień połączenia, korytarze ekologiczne		Saastamoinen i in. (2014)
		inwestycje na ochronę lasów		Maes i in. (2014)
			roślinność drzewiasta na obszarach rolniczych, udział gospodarstw o wysokiej wartości przyrodniczej (<i>High Nature Value farmland</i>)	Maes i in. (2014)
	udział terenów podmokłych odpowiednich dla płazów			Turkelboom i in. (2014)
Poziom siedlisk			homogeniczność, fragmentacja, rolnictwo intensywne – rolnictwo ekstensywne	Helfenstein, Kienast (2014)
		grube martwe drewno, obszary chronione, depozyt azotowy		Helfenstein, Kienast (2014)
		siedliska gatunków pospolitych, siedliska chronione (różne formy ochrony), siedliska zagrożone, stare lasy		Saastamoinen i in. (2014)
	jakość siedlisk (indeks ptaków pospolitych)			Maes i in. (2015)
Poziom gatunkowy		lasy chronione (Natura 2000 i zbliżone), chronione ostoje wybranych gatunków zwierząt		Maes i in. (2014)
		liczba gatunków ogółem, gatunki zagrożone, gatunki inwazyjne	liczba gatunków ogółem, gatunki zagrożone, gatunki inwazyjne	Helfenstein, Kienast (2014)
Poziom genetycznego zróżnicowania wewnątrz-gatunkowego		struktura i rozmieszczenie gatunków drzew		Maes i in. (2014)
		brak	rasy roślin uprawnych, rasy zwierząt hodowlanych	Helfenstein, Kienast (2014)
		ochrona <i>in situ</i> i <i>ex situ</i>		Saastamoinen i in. (2014)
		tradycyjne sady	Maes i in. (2014)	

Przyjęto dla naszego opracowania koncepcję stosunkowo szerokiego ujmowania zakresu tematycznego świadczenia, co znajduje swoje odbicie także w proponowanej nazwie usługi: „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów”. Takie sformułowanie dotyczy przede wszystkim obszarów rozrodczych i miejsc wychowywania młodych, natomiast nie ujmuje ostoj migracyjnych, które nie są identyfikowalne w tej skali opracowania. W ich miejsce uwzględnia się natomiast miejsca postojowe w obrębie korytarzy ekologicznych. Świadczenie dotyczy z założenia wszystkich gatunków z różnych grup systematycznych, przy czym niewątpliwie w większym stopniu uwzględnia rośliny naczyniowe oraz zwierzęta kręgowce, dla których powiązania z wybranymi wskaźnikami są znacznie lepiej udokumentowane.

Ze względu na kompleksowość pojęcia tego świadczenia w opracowaniu zastosowano zestaw wskaźników obejmujący następujące indykatory: NATUR, BIORÓŻ, ZWŁOWR, BONASA, OCHR, EKOSR, EKOSLB. Zestaw ten spełnia jednocześnie następujące warunki:

- ▶ dopasowanie do skali szczegółowości przestrzennej opracowania;
- ▶ możliwość korzystania z istniejących danych zbieranych w sposób standardowy, choćby w sposób rozproszony w skali lokalnej;
- ▶ przyjęcie wskaźników typu *proxy*, których wartość diagnostyczna wynika ze statystycznie potwierdzonych związków między strukturą krajobrazu lub własnościami ekosystemów a funkcjami pełnionymi na rzecz określonych grup gatunków;
- ▶ reprezentowanie przez wskaźniki poziomu gatunkowego, ekosystemowego i krajobrazowego w taki sposób, aby przynajmniej część z nich dotyczyła obszarów o dowolnym typie pokrycia terenu, bez ograniczeń wyłącznie do obszarów leśnych czy rolniczych.

Pierwszy z zastosowanych wskaźników to „Występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej” (NATUR).

Dyrektywa siedliskowa (Dz. Urz. WE L 206 z 22.07.1992 r., s. 7) wprowadziła pojęcie typów siedlisk przyrodniczych ważnych dla Wspólnoty Europejskiej. Są to siedliska (najczęściej odpowiadające typom ekosystemów lub grupom typów ekosystemów), które: (a) są zagrożone zanikiem w swoim naturalnym zasięgu, (b) mają niewielki zasięg naturalny w wyniku regresji albo z powodu ograniczonego ze swej istoty obszaru występowania, lub (c) stanowią wybitne przykłady typowych cech jednego lub więcej z pięciu następujących regionów biogeograficznych: alpejskiego, atlantyckiego, kontynentalnego, makaronezyjskiego i śródziemnomorskiego.

Listę takich siedlisk w ujęciu ogólnoeuropejskim załączono do dyrektywy, a następnie zaadaptowano do prawa polskiego, wraz z bardziej precyzyjnym

zdefiniowaniem zbiorowisk roślinnych odpowiadających poszczególnym typom siedlisk (Dz.U. z 2014 r., poz. 1713). Celem działań odniesionych do tych siedlisk w poszczególnych krajach jest ich zachowanie we właściwym stanie ochrony lub też odtworzenie, co ma zapewnić utrzymywanie naturalnej różnorodności biologicznej określonych obszarów.

Jak wynika z powyższych założeń, występowanie ekosystemów odpowiadających siedliskom z listy świadczy bezpośrednio z jednej strony o obecności ekosystemów rzadkich i zagrożonych, ale jednocześnie z drugiej – o występowaniu miejsc odpowiednich do rozwoju i realizacji cykli życiowych wielu gatunków związanych z tymi siedliskami. Dlatego też miarę występowania tych siedlisk, przy uwzględnieniu ich stadiów dojrzałości, można uznać za bezpośredni i prosty wskaźnik opisujący jeden z aspektów potencjału ekosystemów dla świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów”.

Metodyka uzyskania wyników

Dla potrzeb oceny potencjału ekosystemów uwzględniono wszystkie typy jednostek przedstawione na mapie ekosystemów (por. rozdz. 5). Na podstawie porównania charakteru wyróżnionych jednostek i wykazu siedlisk (zbiorowisk) z Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000 (Dz.U. z 2014 r., poz. 1713) zidentyfikowano występujące na badanym terenie siedliska przyrodnicze oraz określono stopień ich dojrzałości i zachowania. W przypadku typów ekosystemów nie będących siedliskami ważnymi dla Wspólnoty dokonano oceny stopnia ich rozpowszechnienia w Polsce (wykorzystując przy tym różne dane literaturowe). Następnie wszystkim typom ekosystemów przypisano rangi według schematu przedstawionego w tabeli 7.38.

Tabela 7.38. Ocena rangowa ekosystemów ze względu na stopień cenneści przyrodniczej

Table 7.38. A rank assessment of ecosystems in line with natural value

Kategoria siedlisk	Ranga
Siedliska z listy Natura 2000, najlepiej wykształcone (w lasach najstarsze klasy wiekowe)	5
Siedliska z listy Natura 2000, w lasach młodsze klasy wiekowe, poza lasami gorzej wykształcone lub pospolitsze	4
Siedliska z listy Natura 2000, najstarsze, w lasach najmłodsze klasy wiekowe; siedliska spoza listy – zbiorowiska leśne w najstarszych klasach wiekowych	3
Siedliska spoza listy – w lasach średnie klasy wiekowe	2
Pozostałe siedliska spoza listy Natura 2000	1

Przypisane rangi są jednocześnie umowną oceną potencjału ekosystemów ze względu na świadczenie Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów na podstawie wskaźnika Występowania ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej.

Waloryzacja ekosystemów pod względem wskaźnika występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej

Ekosystemy o najwyższej randze (najwyższym potencjale) obejmują łągi, grądy, bory bagienne i bory mieszane bagienne z drzewostanem w wieku powyżej 80 lat. Ponadto do tej grupy należą również trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym, torfowiska wysokie i przejściowe oraz kompleksy jezior dystroficznych.

Ekosystemy o potencjale wysokim obejmują łągi, grądy, bory bagienne i bory mieszane bagienne z drzewostanem w wieku 60–80 lat. Dodatkowo do tej grupy wchodzi trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych, torfowiska niskie, jeziora mezotroficzne oraz wszystkie kategorie jezior eutroficznych.

Średni potencjał jest charakterystyczny dla łągów, grądów, borów bagiennych i borów mieszanych bagiennych z drzewostanem w wieku poniżej 60 lat oraz dla olsów i borów sosnowych i mieszanych z drzewostanem w wieku powyżej 80 lat. Do tej grupy należą także trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych.

Potencjał niski występuje w olsach oraz borach i borach mieszanych z drzewostanem w wieku 60–80 lat. Wszystkie pozostałe ekosystemy charakteryzują się bardzo niskim potencjałem (tab. 7.39).

Zróznicowanie przestrzenne

Zróznicowanie przestrzenne rozmieszczenia ekosystemów o różnym potencjale jest stosunkowo wyraźne (ryc. 7.27) i wynika z jednej strony z różnic w pokryciu terenu, a z drugiej ze sposobów gospodarowania zasobami leśnymi w poszczególnych nadleśnictwach. Największy kompleks ekosystemów o najwyższym potencjale występuje na obszarze Wigierskiego Parku Narodowego, czyli we wschodniej części gminy Suwałki i w północno-wschodniej części gminy Nowinka. Obejmuje on w głównej mierze zbiorowiska leśne. Poza tym dużym kompleksem wyższą niż przeciętnie obecnością ekosystemów o najwyższym potencjale charakteryzują się ciągi dolinowe i obniżenia występujące zarówno w gminie Giby, jak i w południowej części gminy Nowinka. W tych położeniach znaczną rolę odgrywają cenne przyrodniczo ekosystemy nieleśne.

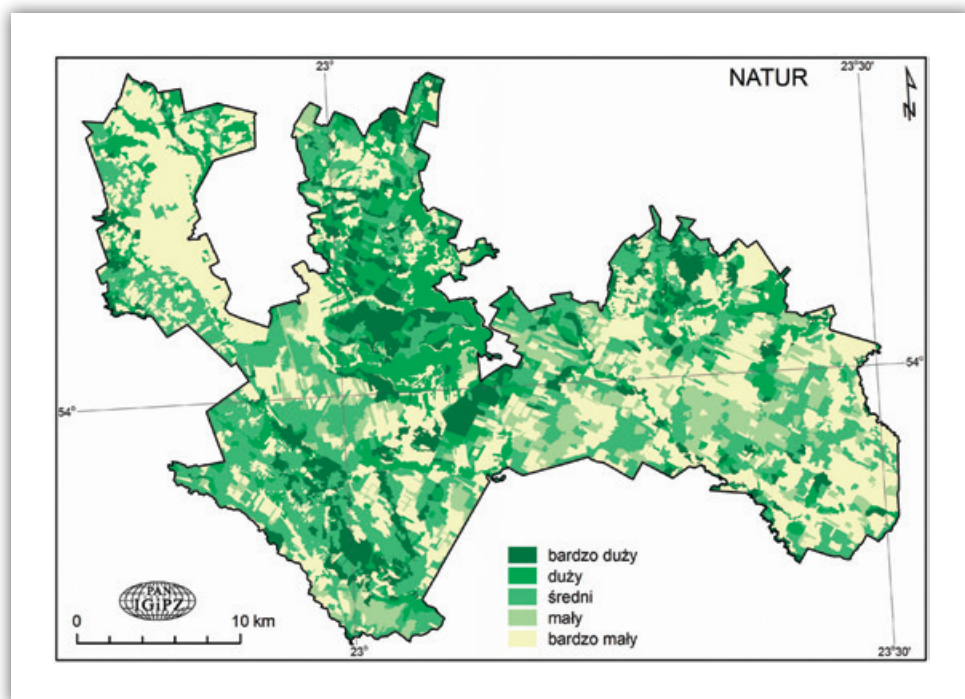
Ekosystemy o wysokim i średnim potencjale są rozmieszczone stosunkowo równomiernie, w postaci większych lub mniejszych kompleksów na całym analizowanym obszarze, za wyjątkiem zachodniej części gminy Suwałki, gdzie są znacznie słabiej reprezentowane.

Ekosystemy o niskim i bardzo niskim potencjale dominują w zachodniej części gminy Suwałki oraz w centralnej części gminy Giby.

Tabela 7.39. Potencjał ekosystemów dla świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” określony na podstawie wskaźnika „Występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej”

Table 7.39. The potential of ecosystems to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service, on the basis of the "Occurrence of ecosystems rare and endangered on a European scale" indicator

Typ ekosystemu	Akronim	Ranga
Olsy 0-40 lat	OLS1	1
Olsy 40-60 lat	OLS2	1
Olsy 60-80 lat	OLS3	2
Olsy 80-120 lat	OLS4	3
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	3
Łęgi 0-40 lat	ŁĘG1	3
Łęgi 40-60 lat	ŁĘG2	3
Łęgi 60-80 lat	ŁĘG3	4
Łęgi 80-120 lat	ŁĘG4	5
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	5
Grądy 0-40 lat	GRĄD1	3
Grądy 40-60 lat	GRĄD2	3
Grądy 60-80 lat	GRĄD3	4
Grądy 80-120 lat	GRĄD4	5
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	5
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	1
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	1
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	2
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	3
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	3
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	3
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	3
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	5
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	5
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	4
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	3
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	5
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	1
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	1
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	1
Obszary bagienne - szuwały, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	1
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	4
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	5
Szuwały na wodzie	SZUWAR	1
Jeziora duże mezotroficzne	JEZDMEZ	4
Jeziora duże eutroficzne	JEZDEU	4
Jeziora średnie eutroficzne	JEZŚEU	4
Jeziora dystroficzne	JEZDYS	5
Jeziora małe eutroficzne	JEZMEU	4
Zbiorniki sztuczne	ZBIOR	1
Obszary zabudowane	ZABUD	1



Rycina 7.27. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej”

Figure 7.27. The potential of ecosystems to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Occurrence of rare and endangered ecosystems on the European scale" indicator

Jak już wspomniano wyżej, Wigierski Park Narodowy charakteryzuje się najwyższym udziałem ekosystemów o bardzo wysokim potencjale i najniższym udziałem ekosystemów o najniższym potencjale zarówno w stosunku do całej powierzchni analizowanej łącznie, jak i w porównaniu do sąsiadujących obszarów nadleśnictw (tab. 7.40). Warto przy tym zwrócić uwagę, że najmniej zmienny jest udział ekosystemów o średnim i niskim potencjale, które mniej więcej równomiernie występują na całym analizowanym obszarze.

Tabela 7.40. Udział ekosystemów o różnym potencjale świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej” w nadleśnictwach

Table 7.40. Shares of ecosystems with different potential to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service, on the basis of the indicator for Forest Districts of the "Occurrence of rare and endangered ecosystems in Europe"

Nadleśnictwa	Powierzchniowe udziały procentowe ekosystemów o określonym potencjale				
	bardzo wysoki (5)	wysoki (4)	średni (3)	niski (2)	bardzo niski (1)
Głęboki Bród	12,5	8,7	23,6	18,1	37,1
Pomorze	8,2	10,1	26,0	10,8	44,9
Suwałki	8,8	22,8	24,7	4,1	39,6
Szczecbra	13,0	8,4	38,6	9,9	30,0
WPN	29,7	19,8	24,4	8,9	17,3
Średnia ogólna	12,5	15,0	26,8	9,7	36,0

ŚWIADCZENIE – UTRZYMYWANIE SIEDLISK DLA ROŚLIN, ZWIERZĄT I GRZYBÓW

WSKAŹNIK – LICZBA GATUNKÓW ROŚLIN NACZYNIOWYCH RUNA⁶⁷

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów* należy do sekcji *regulacja i utrzymywanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej*, klasy *utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków*. Przedmiotem pomiaru jest *bogactwo gatunkowe*, a wskaźnikiem *liczba gatunków roślin naczyniowych runa* (tab. 7.41).

Założenia teoretyczne

Liczba gatunków roślin naczyniowych w poszczególnych zbiorowiskach roślinnych zależy w skali regionalnej i lokalnej od wielu różnych czynników, z których najważniejsze to:

- ▶ zróżnicowanie siedliskowe (jakość i ilość zasobów – w tym żyzność i wilgotność, bariery);
- ▶ możliwa pula gatunków (elementy biogeograficzne);

⁶⁷ W przypadku zbiorników wodnych wskaźnik dotyczy liczby gatunków roślin naczyniowych w strefie litoralnej.

Tabela 7.41. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Liczba gatunków roślin naczyniowych runa”

Table 7.41. The systematic position of the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service, and a characterisation of the "Number of vascular plant species of the herb layer" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie cykliów życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej
	Klasa	Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania / rozwoju / bytowania gatunków
Przedmiot pomiaru		Bogactwo gatunkowe
Wskaźnik		Liczba gatunków roślin naczyniowych runa
Akronim wskaźnika		BIORÓŻ
Konstrukcja wskaźnika		Dla typu ekosystemu określono wartość 10 i 90 percentyla liczby gatunków roślin naczyniowych runa, a następnie otrzymane wartości zrągowano w skali pięciostopniowej
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Częściowo wyliczony, częściowo oszacowany
Skala		Rangowa
Przedział wartości		1-5
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Im wyższa liczba gatunków roślin w ekosystemie, tym wyższe ogólne bogactwo gatunkowe, w szczególności w odniesieniu do bezkręgowców
Dane źródłowe		Zdjęcia fitosocjologiczne zebrane przez zespół, publikowane i niepublikowane tabele fitosocjologiczne z regionu, opracowane przez różnych autorów

- ▶ zróżnicowanie użytkowania ziemi;
- ▶ biologia określonych grup organizmów;
- ▶ poziom oddziaływań antropogenicznych;
- ▶ stadium sukcesyjne;
- ▶ wielkość płatu zbiorowiska;
- ▶ sąsiedztwo i odległość do najbliższego sąsiada.

Kombinacja tych uwarunkowań powoduje, że każdy płat roślinności ma w znacznym stopniu charakter indywidualny i cechuje się swoistym składem gatunkowym, zresztą zmiennym w czasie. Dlatego też, dla różnych potrzeb badawczych, ocenowych i modelowych idealnym rozwiązaniem byłoby określenie liczby gatunków w każdym płacie oddzielnie. Jednak ze względu na możliwości realizacyjne jest to praktycznie niemożliwe. Dlatego też dla potrzeb systemów indykacyjnych, odpowiednich do skal regionalnych lub szerszych, określa się najczęściej przeciętną liczbę gatunków w poszczególnych typach ekosystemów. Należy tu jednak podkreślić, że aby taka miara miała sens przyrodniczy, należy ją odnosić do

wąsko ujętych jednostek typologicznych, najlepiej w ujęciu fitosocjologicznym. Natomiast stosowanie wskaźników bogactwa gatunkowego (nie tylko roślin) do szerzej ujętych kategorii (np. CORINE Land Cover lub typów ekosystemów w ujęciu MAES) nie ma większego sensu przyrodniczego.

Wykorzystanie bogactwa gatunkowego jako wskaźnika potencjału niektórych świadczeń ekosystemowych, mimo pewnych zastrzeżeń natury teoretycznej (por. np. Vos i in. 2014), jest stosunkowo szeroko akceptowane. Bazuje się przy tym na znanym i ogólnie występującym mechanizmie, polegającym na tym, że im jest więcej gatunków producentów, tym więcej gatunków na każdym wyższym poziomie troficznym znajduje swoją bazę pokarmową. Dodatkowo w takich warunkach jest większe prawdopodobieństwo występowania gatunków silnie konkurencyjnych i jest mniej wolnych niszek ekologicznych (Hassan i in. 2005). Zależności te wykazano już wielokrotnie, np. w stosunku do relacji rośliny–motyle (Dolek, Geyer 2002), czy rośliny–ptaki i bezkręgowce (Billeter i in. 2008). W różnych systemach ocenowych (dotyczących zagadnień innych niż świadczenia ekosystemowe) bogactwo gatunkowe roślin wykorzystuje się powszechnie jako wskaźnik przybliżony (*proxy*) bogactwa innych grup systematycznych lub różnorodności ogólnej (por. Magurran 2004).

Biorąc pod uwagę powyższe rozważania można przyjąć, że liczba gatunków roślin naczyniowych w ekosystemie, a szczególnie gatunków runa (w lesie) lub runi (w zbiorowiskach nieleśnych) jest dobrym (choć przybliżonym) wskaźnikiem potencjału świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów”. Wskaźnik taki został także umieszczony w zestawie opracowanym dla Szwajcarii (Helfenstein, Kienast 2014) oraz w szwedzkich ocenach świadczeń na obszarach rolniczych – choć w nieco odmiennym ujęciu teoretycznym (Andersson i in. 2015).

Metodyka uzyskania wyników

Materiałem wejściowym były zdjęcia fitosocjologiczne, pochodzące z różnych źródeł. Większość z nich to materiały własne autorów oraz materiały niepublikowane z projektu planu ochrony Wigierskiego Parku Narodowego. Zostały one uzupełnione materiałami fitosocjologicznymi pochodzącymi z publikacji dotyczących analizowanego obszaru oraz jego najbliższego sąsiedztwa. W sumie przeanalizowano ok. 500 zdjęć. W większości z nich powierzchnia odniesienia do wykonania spisu gatunkowego mieściła się w przedziale 100–400 m². Niezależnie od ujęć tabelarycznych i syntaksonomicznych wprowadzonych przez autorów materiałów źródłowych, poszczególne zdjęcia zostały połączone w grupy odpowiadające typom ekosystemów wyróżnionym na potrzeby bieżącego opracowania (por. rozdz. 5.2). Następnie dla każdej z tych grup uporządkowano zdjęcia według rosnącej liczby gatunków. Biorąc pod uwagę, że liczba gatunków w zdjęciach odnoszących się

przynajmniej do niektórych typów ekosystemów była stosunkowo zmienna i zdarzały się pojedyncze zdjęcia o wyjątkowo wysokiej lub wyjątkowo małej liczbie gatunków, uznano, że ani wartość średniej liczby gatunków ani zakres minimum-maksimum nie będą dobrą charakterystyką bogactwa gatunkowego. Za miarę zmienności przyjęto więc wartości 10 i 90 percentyla, które następnie zaokrąglono z dokładnością do pięciu gatunków. Tak zestawione dane były podstawą oceny potencjału świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” wyrażonego w pięciostopniowej skali rangowej, gdzie stopień 1 określał potencjał najniższy, związany z najmniejszą liczbą gatunków.

Waloryzacja potencjału bogactwa gatunkowego ekosystemów

Ekosystemy o najwyższej wartości wskaźnika (w zdjęciu fitosocjologicznym często występuje powyżej 50 gatunków) obejmują tylko niektóre typy lasów w określonych przedziałach wiekowych drzewostanu, to znaczy olsy powyżej 60 lat oraz łągi, bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 80 lat. Do grupy o najwyższej wartości wskaźnika należą także grądy w młodszych klasach wiekowych (poniżej 60 lat). W tym przypadku duże bogactwo gatunkowe wynika ze współwystępowania wielu gatunków nieleśnych, które ustępują w trakcie dalszego rozwoju/regeneracji drzewostanu.

Druga grupa, czyli ekosystemy o wysokiej wartości wskaźnika (liczba gatunków w zdjęciu najczęściej wynosi ok. 40) obejmuje większość pozostałych zbiorowisk leśnych, a mianowicie: łągi poniżej 80 lat, grądy powyżej 60 lat oraz bory i bory mieszane z drzewostanem sosnowym i sosnowo-świerkowym w wieku 40–60 lat oraz powyżej 80 lat.

Do trzeciej grupy, obejmującej ekosystemy o średniej wartości wskaźnika (liczba gatunków w zdjęciu często zbliża się do 30), należą nieliczne zbiorowiska leśne (olsy poniżej 60 lat, łągi poniżej 40 lat oraz niektóre bory mieszane). Dużą część grupy stanowią natomiast zbiorowiska nieleśne, w tym wszystkie agrocenozy oraz większość zbiorowisk łąkowych i pastwiskowych (trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych oraz na podłożu torfowym). Do tej grupy należą także torfowiska niskie.

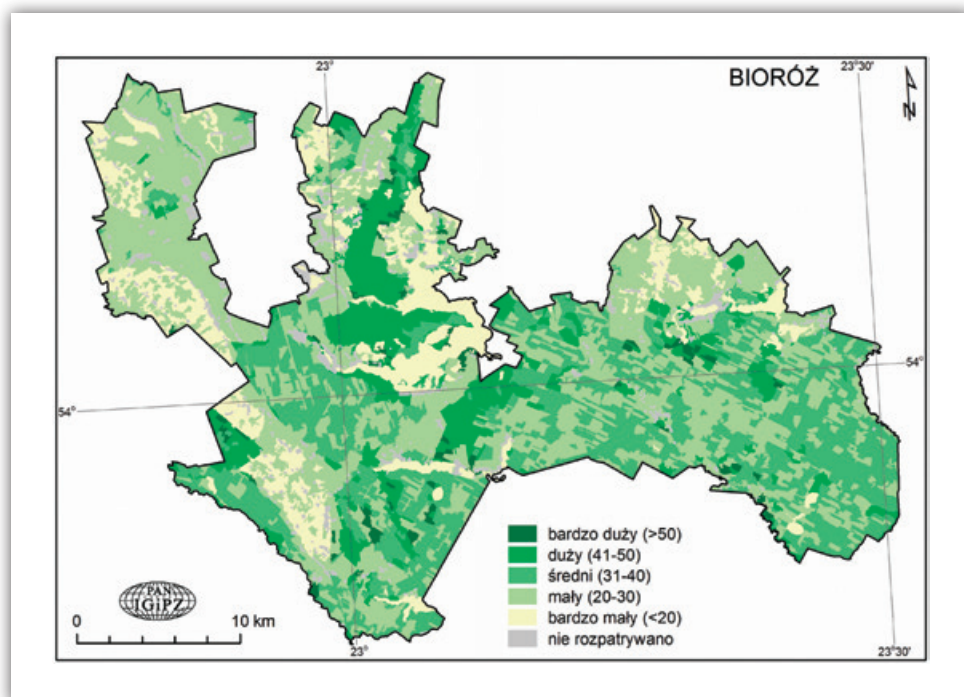
Do grupy charakteryzującej się niską wartością wskaźnika (liczba gatunków w zdjęciu rzadko przekracza 20) należą bory bagienne i bory mieszane bagienne z drzewostanem w wieku do 80 lat oraz trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych.

Ostatnią grupę tworzą ekosystemy o bardzo niskiej wartości wskaźnika (liczba gatunków w zdjęciu rzadko przekracza 10). Grupa ta obejmuje torfowiska wysokie i przejściowe, które z natury są ubogie w gatunki roślin naczyniowych nawet w przypadku płątów o dużych powierzchniach, oraz szuwały, trzcinowiska i turzycowiska, a także zbiorowiska strefy litoralu wszystkich typów jezior (tab. 7.42).

Tabela 7.42. Potencjał ekosystemów dla świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” określony na podstawie wskaźnika „Liczba gatunków roślin naczyniowych runa”

Table 7.42. Potential of ecosystems to provide the “Maintenance of habitats for plants, animals and fungi” service, as determined on the basis of the “Number of vascular plant species of the herb layer” indicator

Typ ekosystemu	Akronim	10百分yl	90百分yl	Ranga
Olsy 0-40 lat	OLS1	25	35	3
Olsy 40-60 lat	OLS2	25	35	3
Olsy 60-80 lat	OLS3	35	55	5
Olsy 80-120 lat	OLS4	35	55	5
Olsy powyżej 120 lat	OLS5	35	55	5
Łęgi 0-40 lat	ŁĘG1	25	35	3
Łęgi 40-60 lat	ŁĘG2	35	40	4
Łęgi 60-80 lat	ŁĘG3	35	40	4
Łęgi 80-120 lat	ŁĘG4	40	50	5
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	40	50	5
Grądy 0-40 lat	GRĄD1	50	60	5
Grądy 40-60 lat	GRĄD2	40	50	5
Grądy 60-80 lat	GRĄD3	35	45	4
Grądy 80-120 lat	GRĄD4	35	45	4
Grądy powyżej 120 lat	GRĄD5	35	45	4
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	15	30	3
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	20	40	4
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	15	30	3
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	25	40	4
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	25	40	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	15	25	2
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	15	25	2
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	15	25	2
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	25	50	5
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	25	50	5
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	20	30	3
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	10	20	2
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	20	30	3
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	20	30	3
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	20	30	3
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągi lub wilgotnego grądu	POLEW	20	30	3
Obszary bagienne - szuwały, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	10	15	1
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	20	35	3
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	10	15	1
Szuwały na wodzie	SZUWAR	5	10	1
Jeziora duże mezotroficzne	JEZDMEZ	10	15	1
Jeziora duże eutroficzne	JEZDEU	10	15	1
Jeziora średnie eutroficzne	JEZŚEU	10	15	1
Jeziora dystroficzne	JEZDYS	5	10	1
Jeziora małe eutroficzne	JEZMEU	10	15	1
Zbiorniki sztuczne	ZBIOR	5	10	1
Obszary zabudowane	ZABUD	nie dotyczy	nie dotyczy	nie dotyczy



Rycina 7.28. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Liczba gatunków roślin naczyniowych runa”

Figure 7.28. The potential of ecosystems to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Number of vascular plant species in the herb layer" indicator

Trzeba tu jeszcze raz podkreślić, że określone wartości liczby gatunków są odnoszone do stosunkowo niewielkich powierzchni referencyjnych. Ze względu na ogólne bogactwo gatunków roślin naczyniowych, które mogą wystąpić w obrębie dużych płatów określonych zbiorowisk, hierarchia ekosystemów może być nieco inna. Przede wszystkim wyraźnie bogatsze są zbiorowiska litoralu różnych typów jezior oraz zbiorowiska łąkowe i niektóre torfowiska niskie.

Zróznicowanie przestrzenne

Zróznicowanie przestrzenne rozmieszczenia ekosystemów o różnym potencjale bogactwa gatunkowego jest słabo wyrażone (ryc. 7.28) i wynika przede wszystkim z różnic w pokryciu terenu oraz z żyzności siedlisk determinującej rozmieszczenie typów zbiorowisk leśnych. Obszarem charakteryzującym się dominacją ekosystemów o średniej i niskiej wartości wskaźnika „liczba gatunków roślin naczyniowych runa” jest zachodnia część gminy Suwałki, podczas gdy wschodnia część tej gminy, obejmująca większość Wigierskiego Parku Narodowego charakteryzuje się jednocześnie stosunkowo

dużym udziałem ekosystemów o wysokiej i bardzo wysokiej wartości wskaźnika (w ekosystemach leśnych) oraz ekosystemów jeziornych z bardzo niską wartością wskaźnika. Na uwagę zasługuje również południowa i zachodnia część gminy Nowinka, która wyraźnie dzieli się na dwie dobrze wyodrębnione części: rolniczą z przewagą średnich i niskich wartości wskaźnika, oraz leśną – z przewagą ekosystemów o wysokiej lub bardzo wysokiej wartości wskaźnika.

Na całym obszarze traktowanym łącznie dominują ekosystemy charakteryzujące się w skali lokalnej średnią wartością wskaźnika „Liczba gatunków roślin naczyniowych runa”. Zajmują one prawie 45% powierzchni (tab. 7.43). Nieco mniejszą powierzchnię zajmują ekosystemy o wysokiej wartości tego wskaźnika (prawie 34%). Pozostałe kategorie zajmują zbliżone powierzchnie.

Tabela 7.43. Udział ekosystemów o różnym potencjale świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Liczba gatunków roślin naczyniowych runa” w nadleśnictwach

Table 7.43. Share of ecosystems with different potential to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service, in Forest Districts, on the basis of the indicator "Number of vascular plant species of the herb layer"

Nadleśnictwa	Powierzchniowe udziały procentowe ekosystemów o określonym potencjale				
	bardzo wysoki (5)	wysoki (4)	średni (3)	niski (2)	bardzo niski (1)
Głęboki Bród	5,1	35,4	52,6	5,2	1,7
Pomorze	5,1	47,9	37,0	5,2	4,8
Suwałki	3,6	18,3	55,7	11,4	11,0
Szczebra	13,3	34,9	35,9	12,6	3,3
WPN	11,6	52,6	20,8	4,7	10,3
Średnia ogólna	6,5	33,7	44,7	8,4	6,7

Jak już wspomniano wyżej, Wigierski Park Narodowy charakteryzuje się najwyższym łącznym udziałem ekosystemów o wysokiej i bardzo wysokiej wartości liczby gatunków roślin naczyniowych. Najniższym natomiast udziałem charakteryzuje się obszar (w znacznym stopniu nieleśny) mieszczący się w zakresie terytorialnym nadleśnictwa Suwałki. Obszary wchodzące w skład pozostałych nadleśnictw mają charakter pośredni.

ŚWIADCZENIE – ZAPYLANIE

WSKAŹNIK – LICZEBNOŚĆ DZIKO ŻYJĄCYCH PSZCZOŁ

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *zapylenie* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych*,

biologicznych środowiska, grupy utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej, klasy zapylenie, rozsiewanie nasion. Przedmiotem pomiaru jest potencjał ekosystemów do świadczenia usługi zapylenie, a wskaźnikiem liczebność dziko żyjących pszczoł (tab. 7.44).

Tabela 7. 44. Pozycja systematyczna usługi „Zapylenie” i charakterystyka wskaźnika „Liczebność dziko żyjących pszczoł”

Table 7. 44. The systematic position of the "Pollination" service and a characterisation of the "Number of wild bees" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Zapylenie
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej
	Klasa	Zapylenie, rozsiewanie nasion
Przedmiot pomiaru		Potencjał ekosystemów do świadczenia usługi zapylenie
Wskaźnik		Liczebność dziko żyjących pszczoł
Akronim wskaźnika		ZAPYL
Konstrukcja wskaźnika		Potencjalna szczytowa liczebność dziko żyjących pszczoł Apoidea w sezonie wegetacyjnym gniazdująca i żerująca w danym typie ekosystemu, szacowana na podstawie przydatności siedlisk do gniazdowania oraz dostępności bazy pokarmowej
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony/Oszacowany
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		Porządkowa (po klasyfikacji) 0-5 0 - brak potencjału; 5 - wysoki potencjał
Jednostka miary		Osobników na 1 ha
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Teoretyczna maksymalna liczba dziko żyjących pszczoł na jednostkę powierzchni
Dane źródłowe		<ul style="list-style-type: none"> Miododajność (wydajność miodowa) poszczególnych gatunków i zbiorowisk roślinnych (Demianowicz i in. 1960; Maksymiuk 1960; Szklanowska 1973, 1979; Kołtowski 2006; Denisow 2011) Skład i bogactwo gatunkowe zbiorowisk roślinnych (Matuszkiewicz 2001; zdjęcia fitosocjologiczne, prace terenowe) Występowanie spadzi (Haragsim 1970; Crane, Walker 1985; literatura pszczelarska) Liczebność (zagęszczenie) i bogactwo gatunkowe pszczoł Apoidea w poszczególnych ekosystemach (Banaszak 1983, 2010; Banaszak, Krzysztofiak 1996, 1992; Banaszak, Cierznia 2000; Krzysztofiak 2001ab; Krzysztofiak, Krzysztofiak 2002; Banaszak, Jaroszewicz 2009; Pawlikowski 2010; Banaszak, Szefer 2013)

Założenia teoretyczne

Pszczoły (nadrodzina *Apoidea* w rzędzie błonkoskrzydłych) są najważniejszymi zapyłaczami roślin w skali globalnej (Greenleaf i in. 2007). Około 90% gatunków roślin na świecie jest zapylane przez zwierzęta, a głównymi zwierzętami zapyłającymi w większości ekosystemów są pszczoły (Winfree 2010). Poza zapyleniem roślin dziko żyjących, pszczoły także zapyłają rośliny uprawne – 75% gatunków uprawianych przez człowieka jest owadopylna (Klein i in. 2007). Spośród ponad 16 000 gatunków

pszczół opisanych na całym świecie (Michener 2000) pszczoła miodna *Apis mellifera*, trzmiele *Bombus*, miesierki *Megachile* i murarki *Osmia* zostały uznane za najbardziej efektywne zapylacze roślin uprawnych (Nogué i in. 2016). Niemniej, pszczoła miodna nie była brana pod uwagę przy szacowaniu potencjału ekosystemów, ponieważ jej występowanie w przyrodzie nie jest współcześnie warunkowane charakterystyką ekosystemów, lecz decyzjami pszczelarzy. Decyzje te z kolei nie zależą wyłącznie od jakości pastwiska pszczelego, lecz także od uwarunkowań ekonomicznych i lokalnych tradycji hodowania pszczół (Gerula i in. 2007). Warto przy tym zaznaczyć, że dla wielu roślin pszczoły dziko żyjące są równie skutecznymi lub nawet lepszymi zapylaczami od hodowlanej pszczoły miodnej (Winfree 2010). W związku z tym do oszacowania usługi „Zapylanie” wzięto pod uwagę jedynie pszczoły dziko żyjące, a ich potencjalną liczebność (określoną na powierzchni danego ekosystemu) uznano za najlepszy wskaźnik potencjału ekosystemów do świadczenia tej usługi.

Do waloryzacji ekosystemów wykorzystano autorską, operacyjną definicję potencjału, dostosowaną do usług świadczonych przez pszczoły („Zapylanie” i „Miód”). Stanowi ona, że potencjał ekosystemu do świadczenia usługi zapylania to teoretyczna maksymalna podaż usługi w danym typie ekosystemu i kontekście regionalnym, obliczona dla warunków środowiskowych (w tym składu gatunkowego roślin, jakości gleby, warunków wodnych) optymalnych do realizacji danej usługi. Oznacza to na przykład, że do oszacowania potencjału wybranego ekosystemu leśnego do świadczenia usługi zapylania należy przyjąć najbardziej pożądaną z punktu widzenia dziko żyjącej pszczoły skład gatunkowy roślin i warunki do gniazdowania występujące w danym typie ekosystemu i regionie. W rzeczywistości często zdarza się tak, że odpowiednie warunki do gniazdowania są w jednym ekosystemie, a baza pokarmowa w innym sąsiadującym ekosystemie. W takich układach trudno jest szacować niezależnie potencjał poszczególnych ekosystemów. Więcej informacji może wówczas dostarczyć analiza przestrzenna na poziomie krajobrazu, uwzględniająca udział i wzajemne położenie poszczególnych ekosystemów (por. Banaszak 1983) oraz odległość między siedliskami rozrodczymi pszczół i zapylanymi przez nie uprawami wraz z uwzględnieniem zasięgu lotu poszczególnych gatunków (Zulian i in. 2013). W niniejszej analizie jednak, chcąc oszacować potencjał poszczególnych typów ekosystemów a nie konkretnych układów krajobrazowych, pominięto aspekt przestrzenny i przyjęto teoretyczne założenie, że w zasięgu lotu pszczoły znajduje się jedynie jeden typ ekosystemu (baza pokarmowa i miejsca gniazdowania dostępne tylko w ramach tego ekosystemu).

Metodyka uzyskania wyników

Informacje zawarte w literaturze entomologicznej i ekologicznej na temat preferencji pszczół dziko żyjących dotyczące gniazdowania i bazy pokarmowej (np. Westrich 1996; Kremen i in. 2007; Winfree 2010) uzupełniono o dane z wielosezonowych

obserwacji prowadzonych w terenie badań przez A. Krzysztofiak (2001ab) oraz J. Banaszaka i A. Krzysztofiak (1996). Wykorzystano także wyniki prac prowadzonych poza obszarem badań dotyczących występowania dziko żyjących pszczoł (Banaszak 1983, 2010; Banaszak, Krzysztofiak 1992; Banaszak, Cierzniak 2000; Banaszak, Jaroszewicz 2009; Pawlikowski 2010; Banaszak, Szefer 2013) i roślin miiododajnych (Denisow, Wrzesień 2007, 2015) w ekosystemach nizinnych Polski. Dane o liczebności pszczoł na jednostkę powierzchni (zagęszczenia) uzyskane przez tych autorów z zastosowaniem metody pasów⁶⁸ opracowanej przez J. Banaszaka posłużyły jako punkt wyjścia do szacowania potencjalnej liczebności dziko żyjących pszczoł, które mogą gniazdować na 1 hektarze danego typu ekosystemu.

Jak już wyżej wspomniano (por. Założenia teoretyczne) na podstawie dokonanego przeglądu literatury uznano, że najlepszym wskaźnikiem potencjału ekosystemu do świadczenia usługi „Zapylenie” jest liczebność dziko żyjących pszczoł, które mogą na określonej powierzchni danego ekosystemu egzystować (gniazdować i żerować).

Metodę oszacowania potencjalnej liczebności osobników na hektar przyjęto za E. Lonsdorfem i innymi (2009). Wzięto pod uwagę obfitość i dostępność zasobów jakie potrzebują dziko żyjące pszczoły, aby przetrwać i rozmnażać się. Zasoby te można w uproszczeniu podzielić na te związane z gniazdowaniem (odpowiednie podłoże, takie jak odkryta gleba, łodygi lub dziuple, a dla niektórych gatunków materiały niezbędne do budowy wnętrza gniazda, np. liście lub żywice) oraz te związane z odżywianiem (głównie baza kwiatowa dostarczająca nektaru i pyłku) (Westrich 1996; Kremen i in. 2007; Winfree 2010). Dzikie pszczoły mogą także wykorzystywać spadź produkowaną przez mszyce jako źródło węglowodanów (Banaszak 1983; Konrad i in. 2009). Nawet jeśli niektóre gatunki dziko żyjących pszczoł korzystają ze specyficznych źródeł nektaru i pyłku, to *Apoidea* jako nadrodzina żerują na szerokim spektrum roślin. Z tego też powodu całkowita wydajność miiodowa ekosystemu szacowana w celu określenia potencjalnej produkcji miodu przez pszczoły miiodne została również wykorzystana do szacowania wielkości bazy pokarmowej dla pszczoł dziko żyjących.

Dostęp do wody, choć często nie uwzględniany w waloryzacji przestrzeni z punktu widzenia zapylaczy, jest również niezbędny pszczołom do przeżycia i istotnie rzutuje na ostateczną przydatność obszaru do bytowania (Isaacs, Tuell 2007).

Wyniki badań entomologicznych wskazują, że fauna pszczoł jest mniej zróżnicowana w lasach niż na siedliskach otwartych (Banaszak, Jaroszewicz 2009). W Europie Środkowej suche łąki o wysokim stopniu naturalności (murawy kserotermiczne) należą do najważniejszych siedlisk pszczoł (Westrich 1996). Rekordowe wartości zagęszczenia dziko żyjących zapylaczy (ponad 8000 osobników na 1 ha)

⁶⁸ Metoda określania liczebności pszczoł na jednostkę powierzchni polega na liczeniu wszystkich pszczoł zaobserwowanych na powierzchni pasów o długości 200 m i szerokości 1 m z tempem przemieszczania się ok. 10 m na minutę (Banaszak 1991).

odnotowano w Polsce na murawach kserotermicznych w Puszczy Piskiej (Banaszak 2009), a także na suchych łąkach w okolicach Mrągowa na Mazurach (Banaszak 2010). Badania tam prowadzone wykazały najwyższe bogactwo gatunkowe pszczół ponownie na suchych łąkach (65 gatunków), a także w lasach sosnowych (61 gatunków) (Banaszak 2010). Istotnie niższe wartości zarejestrowano w grądach (29 gatunków), a najniższe na wilgotnych łąkach (do 20 gatunków). W innym badaniu (Banaszak, Szefer 2013) autorzy odnotowali znacznie większe liczebności i bogactwo gatunkowe dzikich pszczół na odłogach, wokół siedzib ludzkich oraz na porębach w porównaniu do dojrzałych lasów (zarówno iglastych, jak i liściastych) i wilgotnych łąk. Warto zaznaczyć, że liczebność pszczół była wysoka na tych siedliskach, które powstały w wyniku działalności człowieka. Również w badaniach prowadzonych na terenie Białowieskiego Parku Narodowego najniższa liczba gatunków pszczół była obserwowana w dojrzałych lasach grądowych i łąkach, natomiast polany śródleśne w lasach iglastych wykazywały najwyższą liczebność osobników (Banaszak, Jaroszewicz 2009). J. Banaszak i A. Krzysztofiak (1992) przeprowadzili metaanalizę występowania pszczół dziko żyjących w różnych zbiorowiskach leśnych Polski i stwierdzili, że lasy iglaste charakteryzują się znacznie wyższą liczebnością pszczół (75–406 osobników na 1 ha) w stosunku do lasów liściastych (69–88). Badania wskazują także, że istnieje istotny statystycznie negatywny związek między liczebnością pszczół a wiekiem drzewostanu zarówno w lasach z odnowienia naturalnego, jak i sztucznego (Krzysztofiak 2001a; Taki i in. 2013) – tabela 7.45. Nieznacznego wzrostu liczebności pszczół gniazdujących można spodziewać się dopiero w drzewostanach najstarszych o cechach lasu naturalnego, gdzie w wyniku dużej ilości stojącego i leżącego martwego drewna wzrasta liczba miejsc gniazdowania, a ze względu na naturalne zaburzenia pojawiają się luki i wzrasta nasłonecznienie runa, tworząc sprzyjające warunki dla roślin nektarujących (por. Banaszak, Jaroszewicz 2009).

Tabela 7.45. Liczebność i bogactwo gatunkowe dzikich pszczół w borze mieszanym *Calamagrostio-Pinetum* o różnych stadiach sukcesji w Wigierskim Parku Narodowym

Wartości z 3 sezonów badawczych

Table 7.45. The abundance and species richness characterising wild bees in mixed/coniferous forest (*Calamagrostio-Pinetum*) at different stages of succession in Wigry National Park

Values are for the 3 research seasons

Wiek lasu	Liczebność maksymalna [osobniki na 1 ha]	Liczebność średnia [osobniki na 1 ha]	Bogactwo gatunkowe	Wskaźnik różnorodności Shannona (H')
7–9	1550	532	106	3,52
25	550	194	66	3,13
50	750	239	27	2,63
100	450	71	33	2,59

Źródło: Krzysztofiak (2001a).

Pszczóły należą do tych organizmów, które ze względu na swoje bogactwo gatunkowe i zróżnicowane preferencje siedliskowe znalazły dobre warunki do gniazdowania i żerowania także w półnaturalnych siedliskach na obszarach wiejskich (Westrich 1996; Denisow, Wrzesień 2015). Siedliska miedz, nasypów kolejowych, a także przydomowych ogródków dostarczają wielu gatunkom dzikich pszczoł wszystkich niezbędnych do życia surowców.

Waloryzacja potencjału ekosystemów do świadczenia usługi „Zapylenie”

Na podstawie przeprowadzonej analizy skonstruowano wskaźnik różnicujący potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Zapylenie”. Oparty jest on na ocenie eksperckiej bazującej na danych źródłowych (m.in. zdjęcia fitosocjologiczne) i literaturowych oraz na raportach ze szczegółowych badań terenowych (entomologicznych, botanicznych i ekologicznych) prowadzonych przez różnych autorów. Pokazuje on w sposób pośredni, jaki jest potencjał ekosystemu do świadczenia usługi „Zapylenie”. Pierwotną skalę ilorazową wskaźnika reklasyfikowano do przyjętej w pracy skali porządkowej potencjału ekosystemów (od 0 do 5), gdzie zero wskazuje na brak potencjału do świadczenia usługi „Zapylenie”, natomiast 5 to najwyższy możliwy do osiągnięcia w warunkach polskich potencjał do świadczenia tej usługi (tab. 7.46).

Tabela 7.46. Wartości wskaźnika w przeliczeniu na potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Zapylenie”

Table 7.46. Values for an indicator expressed as the potential of ecosystems to provide the „Pollination” service

Wskaźnik ZAPYL [osobniki na 1 ha]	Potencjał ekosystemu [Skala porządkowa]
0	0
0-100	1
100-200	2
200-300	3
300-600	4
> 600	5

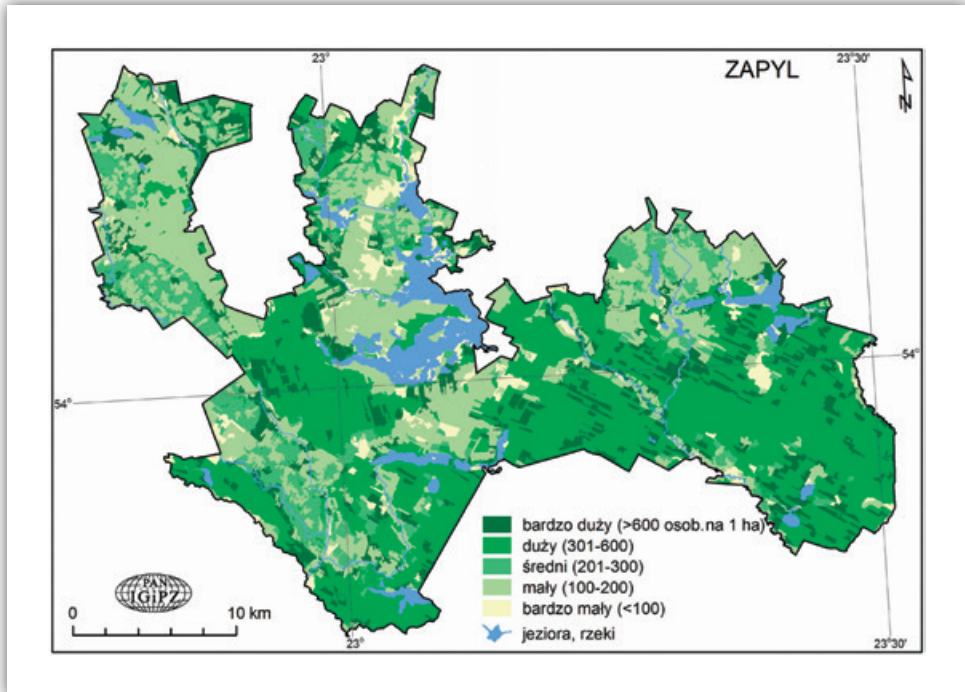
Na podstawie zgromadzonej wiedzy przypisano wartości wskaźnikom dla każdego typu ekosystemu wyodrębnionego w terenie badań (tab. 7.47). Łuki leśne, zręby i najmłodsze lasy zapewniają więcej dogodnych miejsc gniazdowania dla dziko żyjących pszczoł niż zwarty, dojrzały drzewostan.

Suche łąki (w tym murawy o charakterze kserotermicznym) oraz zręby i uprawy w lasach sosnowych o wysokim pokryciu runa roślinami miododajnymi są najlepszymi siedliskami dla owadów zapylających (od 1000 do nawet 8000 osobników gniazdujących na 1 ha). Z kolei uprawy roślin miododajnych (w tym rzepaku, gryki, facelii), mimo notowanych najwyższych zagęszczeń owadów zapylających

Tabela 7.47. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Zapylenie”
Table 7.47. The potential of ecosystems to provide the ”Pollination” service

Typ ekosystemu	Akronim	Wskaźnik ZAPYL [osobniki na 1 ha]	Potencjał ekosystemów [0-5]
Obszary osadnicze	ZABUD	300-400	4
Olisy 0-40 lat	OLS1	50-100	1
Olisy 40-60 lat	OLS2	0-50	1
Olisy 60-80 lat	OLS3	0-50	1
Olisy 80-120 lat	OLS4	0-50	1
Olisy powyżej 120 lat	OLS5	0-50	1
Łęgi 0-40 lat	ŁĘG1	100-200	2
Łęgi 40-60 lat	ŁĘG2	50-100	1
Łęgi 60-80 lat	ŁĘG3	50-100	1
Łęgi 80-120 lat	ŁĘG4	0-50	1
Łęgi powyżej 120 lat	ŁĘG5	50-100	1
Grądy 0-40 lat	GRAD1	200-300	3
Grądy 40-60 lat	GRAD2	100-200	2
Grądy 60-80 lat	GRAD3	100-200	2
Grądy 80-120 lat	GRAD4	50-100	1
Grądy powyżej 120 lat	GRAD5	100-200	2
Bory i bory mieszane 0-40 lat	BÓR1	1000-1500	5
Bory i bory mieszane 40-60 lat	BÓR2	400-600	4
Bory i bory mieszane 60-80 lat	BÓR3	400-600	4
Bory i bory mieszane 80-120 lat	BÓR4	300-400	4
Bory i bory mieszane powyżej 120 lat	BÓR5	400-600	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 0-40 lat	BÓRB1	300-400	4
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 40-60 lat	BÓRB2	200-300	3
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 60-80 lat	BÓRB3	200-300	3
Bory bagienne i bory mieszane bagienne 80-120 lat	BÓRB4	100-200	2
Bory bagienne i bory mieszane bagienne powyżej 120 lat	BÓRB5	200-300	3
Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	ŁĄKASŚ	> 1500	5
Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	ŁĄKAW	200-300	3
Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	ŁĄKAB	100-200	2
Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	POLES	100-200	2
Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych	POLEŚW	100-200	2
Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu	POLEW	0-50	1
Obszary bagienne - szuwary, trzcinowiska i turzycowiska	BAGNO	0-50	1
Obszary bagienne - torfowiska niskie	TORFN	50-100	1
Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	TORFWP	50-100	1
Szuwary na wodzie	SZUWAR	0-50	1
Jeziora i rzeki	-	0	0

(Banaszak 1983), zostały sklasyfikowane jako niskiej klasy siedliska dzikich pszczół (do 100-200 osobników gniazdujących na 1 ha) ze względu na krótki okres kwitnienia monokultury i ograniczone możliwości gniazdowania w glebie przekształconej przez zabiegi agrotechniczne (orka, nawozy, pestycydy). Przyjęto za innymi



Rycina 7.29. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Zapylenie” na podstawie wskaźnika „Liczebność dziko żyjących pszczół”

Figure 7.29. The potential of ecosystems to provide the "Pollination" service based on the "Number of wild bees" indicator

autorami (m.in. Banaszak 1983; Banaszak, Cierznia 2000), że osiągnięte rekordowe, choć epizodyczne liczebności wynikają z migracji pszczół z okolicznych siedlisk ostojowych w poszukiwaniu pokarmu, a jedynie niewielki ułamek osobników gniazduje bezpośrednio na uprawie.

Wiejskie obszary osadnicze natomiast uznano za średniej klasy siedliska pszczele (maksymalnie 300–400 osobników gniazdujących na 1 ha), ponieważ poza bogatymi w gatunki miododajne obszarami pokrytymi roślinnością (ogródki, sady) oraz licznymi konstrukcjami z materiałów plastycznych (drewno, glina) dogodnymi do budowy gniazd znaczna część przestrzeni jest utwardzona i zupełnie niezdatna do bytowania pszczół.

Przyjęte wartości wskaźnika potencjału ekosystemów do zapylenia należy traktować jako orientacyjne i ściśle wynikające z przyjętych założeń⁶⁹.

⁶⁹ Dyskusja przyjętego postępowania – patrz rozdział 7.1 dotyczący usługi „Miód”.

Zróżnicowanie przestrzenne

Oszacowane wartości wskaźnika dla typów ekosystemów przypisano wszystkim występującym na obszarze badań wydzieleniom uwzględnionym na opracowanej wcześniej mapie ekosystemów (ryc. 5.4, rozdz. 5.2). Pierwotne wartości przeliczono na skalę porządkową od 0 do 5 przedstawiającą potencjał ekosystemów do świadczenia usługi „Zapylenie”. Ekosystemy wodne, jako że charakteryzują się zerowym potencjałem do generowania usług pszczelich, zostały dla lepszej czytelności map oznaczone kolorem niebieskim. Mapy prezentujące pełne zróżnicowanie potencjału ekosystemów do świadczenia usługi „Zapylenie”, oparte na jedenastostopniowej skali, wraz z szeroką dyskusją wyników, można znaleźć w artykule A. Affeka (2017).

Ekosystemy o najwyższym potencjale do świadczenia usługi „Zapylenie” mają przeciętnie dość niewielką powierzchnię i są rozmieszczone w miarę równomiernie na całym terenie badań na tle rozległych obszarów rolniczych i leśnych o stosunkowo niskim potencjale. Ekosystemy te nie są też specjalnie trwałe, gdyż zarówno luki leśne, jak i nieużytkowane łąki, podlegają procesom sukcesji, tracąc tym samym swoją wysoką przydatność jako siedliska ostojowe i pastwiska pszczele (ryc. 7.29).

ŚWIADCZENIE – REGULACJA WKRACZANIA GATUNKÓW INWAZYJNYCH

WSKAŹNIK – ODPORNOŚĆ NA INWAZJĘ OBCYCH GATUNKÓW ROŚLIN

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *regulacja populacji szkodników i występowania chorób*, klasy *regulacja populacji szkodników*. Przedmiotem pomiaru jest *potencjał ekosystemów do świadczenia usługi zapobiegania inwazjom obcych gatunków roślin*, a wskaźnikiem *odporność na inwazje obcych gatunków roślin* (tab. 7.48).

Założenia teoretyczne

Inwazja obcych gatunków roślin jest rodzajem ekspansji terytorialnej gatunków poza obszar ich naturalnego występowania, przebiegającej gwałtownie i masowo w efekcie pośredniego i/lub bezpośredniego udziału człowieka (Falińska 2004). Gatunki inwazyjne stanowią zagrożenie dla lokalnej różnorodności biologicznej, a także powodują straty gospodarcze, dlatego problem inwazji biologicznych jest nie tylko przedmiotem badań naukowych, lecz również leży w obszarze zainteresowania instytucji stanowiących prawo na różnych szczeblach. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych

Tabela 7.48. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych” i charakterystyka wskaźnika „Odporność na inwazje obcych gatunków roślin”

Table 7.48. The systematic position of the "Regulating incursions of alien species" service and a characterisation of the "Resistance to invasions by alien plant species" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych środowiska
	Grupa	Regulacja populacji szkodników i występowania chorób
	Klasa	Regulacja populacji szkodników
Przedmiot pomiaru		Potencjał ekosystemów do zapobiegania inwazjom obcych gatunków roślin
Wskaźnik		Odporność na inwazje obcych gatunków roślin
Akronim wskaźnika		INWAZ
Konstrukcja wskaźnika		Potencjalna teoretyczna odporność na inwazje obcych gatunków roślin, wynikająca z poziomu konkurencyjności rodzimych gatunków roślin oraz abiotycznych ograniczeń wzrostu i rozwoju roślin
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony/Oszacowany
Skala		Ilorazowa/Porządkowa (po klasyfikacji)
Przedział wartości		0,806–2,339 (1 – bardzo niska, 2 – niska, 3 – średnia, 4 – wysoka odporność)
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Ekosystem
Interpretacja wartości		Teoretyczna, względna odporność ekosystemów na zdominowanie przez obce gatunki roślin
Dane źródłowe		<ul style="list-style-type: none"> • Zawartość Corg (t·ha⁻¹) w runie (obliczone w ramach wskaźnika „Zapas węgla w runie”) • Bogactwo gatunkowe (zdjęcia fitosocjologiczne, prace terenowe), zagęszczenie koron drzew (opisy taksacyjne lasów nadleśnictw Suwałki, Pomorze, Głęboki Bród i Szczebra) • Strategie życiowe wg Grime'a – opracowanie dla zbiorowisk roślinnych (Roo-Zielińska 2014)

gatunków obcych (Dz. Urz. UE L 317 z 4.11.2014 r., s. 35) w punkcie drugim stwierdza, że „inwazyjne gatunki obce stanowią jedno z głównych zagrożeń dla różnorodności biologicznej i powiązanych usług ekosystemowych [...]. Ryzyko, jakie stwarzają te gatunki, może być większe ze względu na wzrost światowego handlu, transportu, turystyki i zmianę klimatu”. Listę 54 gatunków inwazyjnych dla obszaru Polski (ok. 1,5% flory) opracowała B. Tokarska-Guzik (2005). Część z nich ujęto w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz.U. z 2011 r. nr 210, poz. 1260).

Przewaga gatunków inwazyjnych nad nieinwazyjnymi może wynikać z różnych przyczyn. J.B. Faliński (2004) podkreśla takie właściwości gatunków inwazyjnych, jak: częsta dwupienność, poligamiczność, fakultatywna samopylność, przyspieszona dezintegracja osobnika macierzystego na osobniki potomne, zdolność do konkurowania z innymi gatunkami (wzrostem, szybkością regeneracji uszkodzonych

organów, produkcją substancji allelopatycznych – zmienność fenotypowa), zdolność do tworzenia mutantów, poliploidów, krzyżowania się z pokrewnymi gatunkami miejscowymi. Wymienione cechy nie występują oczywiście jednocześnie u danego gatunku, zaś ich mnogość pokazuje, że gatunki inwazyjne oddziałują w różny sposób na zastany ekosystem.

O rozprzestrzenieniu się na dużą skalę gatunku inwazyjnego decydują również właściwości samych ekosystemów. Jedną z ważniejszych hipotez wiążących się z koncepcją podatności środowiska na inwazje mówi, że opór środowiska rośnie wraz ze wzrostem jego różnorodności biologicznej, względnie ze wzrostem bogactwa gatunkowego (Elton 1967). M. Rejmánek i inni (2005) zwracają przy tym uwagę, że być może czynnikiem o jeszcze większym znaczeniu jest różnorodność biologiczna na innych poziomach troficznych niż rośliny. Za czynniki sprzyjające inwazjom uważa m.in. obecność niespecyficznych gatunków symbiotycznych, takich jak zapylacze, gatunki ułatwiające rozsiewanie nasion, mikroorganizmy współżyjące z korzeniami roślin (Simberloff, Von Holle 1999; Richardson i in. 2000), brak naturalnych wrogów – zwłaszcza specyficznych roślinożerców i patogenów (Elton 1967; Keane, Crawley 2002; Wolfe 2002; DeWalt i in. 2004) oraz obecność zaburzeń (Fox, Fox 1986; Di Castri 1990; Kornaś 1990; Planty-Tabacchi i in. 1996; Lake, Leishman 2004).

Na ostateczny sukces inwazyjny obcego gatunku składa się zatem szereg czynników związanych zarówno z jego biologią i ekologią, jak też z szeroko pojętym środowiskiem, w którym się rozprzestrzenia. M. Chytrý i inni (2008) zwracają przy tym uwagę na rolę kompilacji podatności środowiska na inwazje, czynników klimatycznych i nasilenia dostawy propagul gatunków obcych.

W świetle powyższych rozważań wykonanie syntetycznego oszacowania dla poszczególnych ekosystemów poziomu świadczenia usługi polegającej na zapobieganiu inwazjom obcych gatunków roślin jest bardzo trudne. Jak dotąd nie opracowano uniwersalnej metody określania odporności ekosystemów na inwazje, a niniejsza, uproszczona próba będzie uwzględniać tylko kilka możliwych do określenia właściwości ekosystemów świadczących o ich odporności. Dlatego nie należy utożsamiać wyników przeprowadzonej analizy z faktycznym poziomem nasilenia inwazji w gminach Nowinka, Giby i Suwałki, a jedynie ze względnym poziomem odporności na inwazje wynikającym z poziomów cech ekosystemów, które uwzględniono w konstrukcji wskaźnika.

Metodyka uzyskania wyników

Do oszacowania potencjału ekosystemów do świadczenia usługi zapobiegania inwazjom obcych gatunków roślin wykorzystano dostępne dane świadczące o teoretycznym poziomie konkurencji ze strony rodzimych gatunków roślin oraz o teoretycznych abiotycznych ograniczeniach dla wzrostu i rozwoju roślin. Wartości wskaźnika odporności na inwazje obliczono dla ekosystemów o charakterze naturalnym

Tabela 7.49. Udział procentowy gatunków roślin według typów strategii życia (C – typ konkurencyjny, R – typ ruderalny, S – typ stresu, CR, CS, CSR, SR – typy mieszane według Grime’a 1979)

Obliczenia na podstawie udziałów gatunków charakterystycznych o danym typie strategii życiowej w odpowiednich związkach zespołów roślinnych (dane wg Roo-Zielińskiej 2014)

Table 7.49. Percentage shares of plant species by types of life strategy (C – competitive type, R – ruderal type, S – stress type, CR, CS, CSR, SR – mixed types after Grime 1979)

Calculation based on shares of species of different life strategy types, characteristic for alliances of plant associations (data after Roo-Zielińska 2014)

MAES poziom 2	Szczegółowa typologia ekosystemów	C	CR	CS	CSR	S	SR	Podstawa oszacowania
Tereny antropogeniczne	Obszary osadnicze	nie rozpatrywano						
	Inne tereny niepokryte roślinnością							
Lasy	Olsy	50,8	0,0	49,2	0,0	0,0	0,0	<i>Alnion glutinosae</i> – grupa zbiorowisk leśnych
	Łęgi	25,0	0,0	29,1	43,5	1,2	1,2	<i>Alno-Ulmion</i> – zbiorowiska łągów niżowych
	Grądy	23,6	0,5	26,1	46,7	1,5	1,5	<i>Carpinion betuli</i> – grupa lasów dębowo-grabowych
	Bory i bory mieszane	31,3	0,0	19,8	31,3	17,6	0,0	<i>Dicrano-Pinion</i> – grupa borów mieszanych
	Bory bagienne i bory mieszane bagienne	14,1	0,0	50,3	11,9	17,6	0,0	<i>Dicrano-Pinion</i> – grupa borów bagiennych
Łąki i pastwiska	Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	51,2	2,4	12,2	34,1	0,0	0,0	<i>Arrhenatherion elatioris</i>
	Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	42,0	1,7	14,3	40,4	0,0	1,7	<i>Molinion caeruleae</i>
	Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	51,5	3,7	13,2	29,8	0,0	1,8	<i>Calthion palustris</i>
Grunty rolne	Pola orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	nie rozpatrywano						
	Pola orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych							
	Pola orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu							
Bagna i torfowiska	Obszary bagienne – szuwały, trzcinowiska i turzycowiska	10,4	0,0	64,7	24,0	0,9	0,0	<i>Magnocaricion</i>
	Obszary bagienne – torfowiska niskie	0,0	0,0	36,8	42,1	21,1	0,0	<i>Caricion nigrae</i>
	Obszary bagienne – torfowiska wysokie i przejściowe	14,3	0,0	54,8	0,0	31,0	0,0	<i>Sphagnion magellanici</i> – grupa torfowisk leśnych
	Szuwały na wodzie	0,9	0,0	85,2	14,0	0,0	0,0	<i>Phragmition</i>

i półnaturalnym, a zatem wyłączając tereny antropogeniczne i grunty rolne. Na podstawie analizy literatury naukowej oraz oceny technicznych możliwości oszacowania przyjęto, że na poziom odporności na inwazje wpływają następujące czynniki:

- ▶ biomasa roślin przeliczona na zawartość węgla organicznego w runie;
- ▶ bogactwo gatunkowe roślin;
- ▶ udział gatunków o konkurencyjnym typie strategii życia (typ C według Grime'a 1979);
- ▶ średnie zagęszczenie koron drzew (dla lasów).

Natomiast o abiotycznych ograniczeniach świadczy udział gatunków szczególnie odpornych na działanie stresu (typ S według Grime'a 1979) wynikającego np. ze skrajnych warunków wilgotnościowych, temperaturowych czy ekstremalnych zawartości pewnych pierwiastków w glebie.

Metodyka obliczenia wskaźników „Zapas węgla w runie” oraz „Liczba gatunków roślin naczyniowych runa” została przedstawiona na stronach 226 i 265. Udział gatunków o konkurencyjnym typie strategii życia świadczy o nasileniu interakcji między roślinami w ekosystemie, a w konsekwencji ma wpływ na możliwości wniknięcia i rozwoju gatunków przybywających z zewnątrz. Dane o strategiach życiowych roślin zaczerpnięto z opracowania wykonanego dla zbiorowisk roślinnych (Roo-Zielińska 2014), przyporządkowując ekosystemom możliwie najbardziej zbliżone do nich zbiorowiska roślinne (tab. 7.49). Dodatkowo, dla ekosystemów leśnych, w celu zróżnicowania poziomu konkurencyjności w zależności od wieku drzewostanu uwzględniono średnie zagęszczenie koron drzew na podstawie danych z opisów taksacyjnych wykonanych w nadleśnictwach położonych na terenie analizowanych gmin. Następnie, dla uzyskania jednej wielkości wyrażającej konkurencyjność roślin w lasach, udział C-strategów i zagęszczenie koron zostały pomnożone przez siebie.

Wartości wymienionych wyżej czynników składających się na wskaźnik zostały znormalizowane tak, by mieściły się w przedziale 0–1 i zsumowane. Otrzymane sumy zostały następnie poddane klasyfikacji, wskutek której otrzymano cztery klasy odporności ekosystemów na inwazje obcych gatunków roślin.

Waloryzacja potencjału ekosystemów i zróżnicowanie przestrzenne

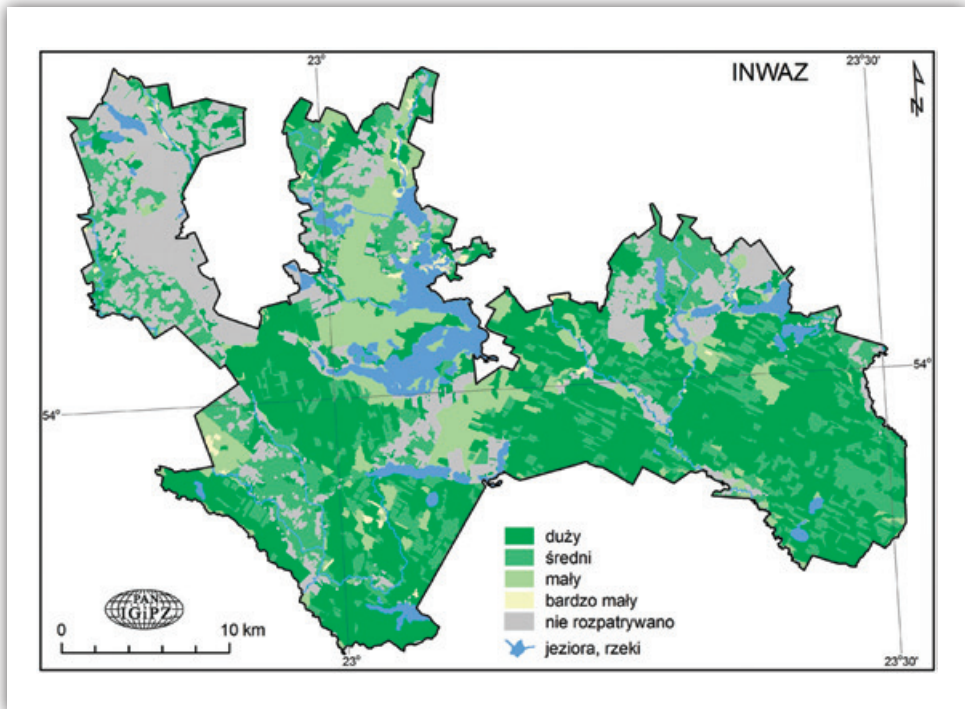
Ekosystemami o względnie niskiej odporności na inwazje obcych gatunków roślin są olsy, łągi i grądy. Bardziej odporne są obszary otwarte, takie jak trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych oraz na podłożu torfowym, mułowym itd., szuwały, trzcinowiska i turzycowiska, a spośród lasów – bory i bory mieszane w wieku do 60 lat oraz bory bagienne i bory mieszane bagienne w wieku 60–80 lat. Najwyższą odpornością odznaczają się na analizowanym terenie ekosystemy bagienne, trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych oraz pozostałe klasy wiekowe wszelkich typów borów (tab. 7.50).

Tabela 7.50. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych”, wyrażony za pomocą wskaźnika odporności na inwazje obcych gatunków roślin w oryginalnej skali oraz na skali porządkowej od 1 do 4, gdzie 1 oznacza b. niską, 2 – niską, 3 – średnią, a 4 – wysoką odporność

Table 7.50. The potential of ecosystems to provide the "Regulation incursions of alien species" service, expressed by the resistance index of invasive alien plant species on an original scale and on a scale of 1 to 4, where 1 stands for very low, 2 for low, 3 for medium, and 4 for high resistance

MAES poziom 2	Szczegółowa typologia ekosystemów	Wartości wskaźnika przed klasyfikacją	Wartości wskaźnika po klasyfikacji	
Tereny antropogeniczne	Obszary osadnicze	nie rozpatrywano	nie rozpatrywano	
	Inne tereny niepokryte roślinnością			
Lasy	Olsy	< 40 lat	1,009	1
		40-60 lat	1,153	2
		60-80 lat	1,396	2
		80-120 lat	1,427	2
		> 120 lat	brak danych	-
	Łęgi	<40 lat	0,806	1
		40-60 lat	1,026	1
		60-80 lat	0,999	1
		80-120 lat	1,014	1
		> 120 lat	1,283	2
	Grądy	< 40 lat	1,305	2
		40-60 lat	1,234	2
		60-80 lat	1,354	2
		80-120 lat	1,413	2
		> 120 lat	1,374	2
	Bory i bory mieszane	< 40 lat	1,973	4
		40-60 lat	1,756	3
		60-80 lat	2,064	4
		80-120 lat	2,101	4
		> 120 lat	2,073	4
	Bory bagienne i bory mieszane bagienne	< 40 lat	2,028	4
		40-60 lat	2,030	4
		60-80 lat	1,834	3
		80-120 lat	2,067	4
> 120 lat		2,339	4	
Łąki i pastwiska	Trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych	2,139	4	
	Trwałe użytki zielone na wilgotnych siedliskach mineralnych	1,656	3	
	Trwałe użytki zielone na podłożu torfowym, mułowym itp.	1,872	3	
Grunty rolne	Pała orne na ubogich siedliskach borowych i najuboższych borów mieszanych	nie rozpatrywano	nie rozpatrywano	
	Pała orne na świeżych siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych			
	Pała orne na siedliskach wilgotnych, najczęściej łągu lub wilgotnego grądu			
Bagna i torfowiska	Obszary bagienne - szuwary, trzciniowiska i turzycowiska	1,485	2	
	Obszary bagienne - torfowiska niskie	2,158	4	
	Obszary bagienne - torfowiska wysokie i przejściowe	2,077	4	
	Szuwary na wodzie	brak danych	-	

Obszary o bardzo małym i małym potencjale do świadczenia usługi „Regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych” tworzą największe skupienia w centralnej części terenu badań, natomiast na południu występują jako drobnopowierzchniowe płyty, często w dolinach rzek. W sumie zajmują powierzchnię – odpowiednio 8,38 km² i 99,26 km². Pod względem zajmowanej powierzchni zdecydowanie dominują obszary o średniej i wysokiej odporności (obszary o średnim i dużym potencjale) – odpowiednio 191,82 km² i 319 km². Tworzą przeważnie duże, przeplatające się płyty występujące na pozostałym rozpatrywanym terenie (ryc. 7.30).



Rycina 7.30. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych” na podstawie wskaźnika „Odporność na inwazje obcych gatunków roślin”

Figure 7.30. The potential of ecosystems to provide the "Regulating incursions of alien species" service based on the "Resistance to invasions by alien plant species" indicator

7.1.2. Świadczenia ekosystemowe dla obwodów łowieckich

ŚWIADCZENIA ZAOPATRZENIOWE

ŚWIADCZENIE – DZICZYŻNA

WSKAŹNIK – BIOMASA ZWIERZĄT ŁOWNYCH

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *dziczyżna* należy do sekcji *zaopatrzenie*, działu *pożywienie*, grupy *biomasa* oraz klasy *dzikie zwierzęta i ich wytwory*. Przedmiotem pomiaru jest *potencjalne pozyskanie dziczyżny*, a wskaźnikiem *biomasa zwierząt łownych* (tab. 7.51).

Tabela 7.51. Pozycja systematyczna usługi „Dziczyżna” i charakterystyka wskaźnika „Biomasa zwierząt łownych”

Table 7.51. The systematic position of the "Game meat" ecosystem service, and a characterisation of the "Biomass of game animals" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Dziczyżna
CICES	Sekcja	Zaopatrzenie
	Dział	Pożywienie
	Grupa	Biomasa
	Klasa	Dzikie zwierzęta i ich wytwory
Przedmiot pomiaru		Potencjalne pozyskanie dziczyżny
Wskaźnik		Biomasa zwierząt łownych
Akronim wskaźnika		ZWŁOWB
Konstrukcja wskaźnika		Przeliczenia liczby dużych zwierząt kopytnych (łoś, sarna, jeleń, dzik) na kilogramy całkowitej biomasy wg formuły – \sum (zagęszczenie gatunku × waga jednostkowa)
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		40–600
Jednostka miary		kg·km ²
Jednostka przestrzenna		Obwód łowiecki
Interpretacja wartości		Potencjalne pozyskanie jest proporcjonalne do wyliczonego zasobu
Dane źródłowe		Dane wyjściowe (liczba zwierząt kopytnych w obwodach łowieckich) otrzymane z rocznych raportów łowieckich z czterech nadleśnictw: Suwałki, Szczebra, Pomorze, Głęboki Bród oraz WPN w latach 2011–2014

Założenia teoretyczne

Bogactwo gatunkowe i zagęszczenie zwierząt łownych oraz ich rola w ekosystemie to potencjał różnych usług ekosystemowych, wynikających z różnorodności biologicznej siedlisk. Przestrzenna zmienność zagęszczeń zwierząt jest związana głównie z dostępnością zasobów pokarmowych (Dzięciołowski 1970; Okarma, Tomek

2008; Grabińska 2011). Na przykład obecność roślinożerców (zubr, łoś, jelen, sarna) zależy w większym stopniu od udziału lasów liściastych, podczas gdy rozmieszczenie wszystkożernych dzików związane jest przede wszystkim z występowaniem starodrzewu.

W prezentowanych badaniach skupiono się na usługach ekosystemowych, w których dzikie zwierzęta są bezpośrednim dostarczycielem świadczeń lub mogą być ich pośrednimi wskaźnikami.

Dostawa mięsa dzikich zwierząt w klasyfikacjach usług ekosystemowych jest powszechnie uwzględniana jako usługa zaopatrzeniowa (de Groot i in. 2010b; Maes i in. 2013). Ważnym składnikiem dziczyzny jest biomasa ssaków kopytnych (Schulp i in. 2014; Sandalj i in. 2016). Mięso kopytnych, jako pożywienie, jest w Polsce, w porównaniu z innymi krajami europejskimi, ważną usługą ekosystemową (Schulp i in. 2014). Potencjał obszaru (kraju, regionu) do dostarczania tej usługi można opisać w różny sposób, a najprościej jako liczbę gatunków, lub – w bardziej złożony sposób – jako zagęszczenie zwierząt lub ich biomasę.

Przyjęty w opracowaniu wskaźnik, wyliczony na podstawie całkowitej biomasy wybranych gatunków kopytnych (czterech zwierząt łownych: łośia, jelenia, sarny i dzika) opisuje w sposób bezpośredni potencjał żywieniowy analizowanych jednostek przestrzennych – obwodów łowieckich.

Metodyka uzyskania wyników

Do oceny potencjalnego pozyskania dziczyzny, wykorzystano dane o liczebności gatunków zwierząt łownych na podstawie inwentaryzacji z 14 obwodów łowieckich położonych w obszarze badań (ryc. 5.13, rozdz. 5.3) w nadleśnictwach: Suwałki, Szczebra, Głębocki Bród, Pomorze (ryc. 2.1, rozdz. 2). Wykorzystano dane z rocznych raportów łowieckich z lat 2011–2014 i z Wigierskiego Parku Narodowego (m.in. Misiukiewicz 2014) dotyczące czterech gatunków zwierząt kopytnych: łośia, jelenia, sarny i dzika.

Analizowane obwody łowieckie różnią się strukturą użytkowania ziemi. I tak obwody 47, 48, 70, 64 i 65, są bardziej otwarte przestrzennie, przeważają w nich łąki i pastwiska. Jednostki 46, 96 i Wigierski Park Narodowy mają strukturę bardziej „zrównoważoną”, natomiast w pozostałych przeważają lasy (ryc. 5.14, rozdz. 5.3).

Miarą wartości wyliczonego wskaźnika jest biomasa kopytnych zwierząt łownych na 1 km² powierzchni obwodu łowieckiego. Biomasa tę obliczono jako łączną masę dużych ssaków łownych według wzoru:

$$\Sigma (\text{zagęszczenie gatunku} \times \text{waga jednostkowa})$$

Przyjęto następujące dwa założenia: (a) każda populacja jest równo podzielona na samce i samice, (b) jednostką wagową jest kilogram (tab. 7.52). Wyniki przeliczone w kg·km⁻² przedstawiono na mapie (ryc. 7.31).

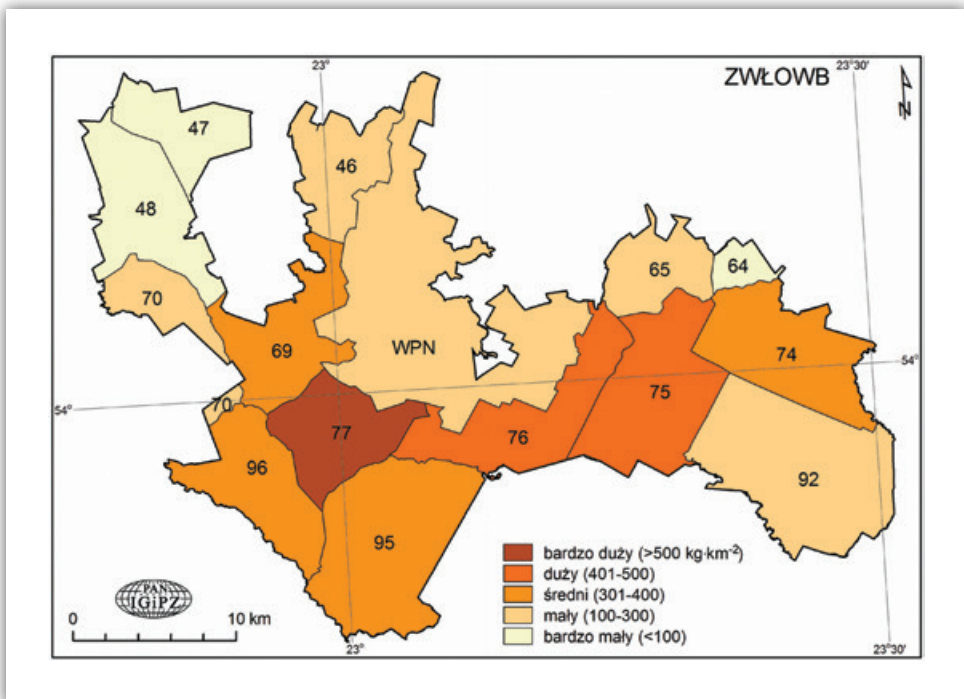
Tabela 7.52. Średnia waga (kg) osobników wybranych gatunków zwierząt łownych
Table 7.52. Average weight (in kg) of selected species of game animal

Gatunek	Samiec	Samica
Łoś	400	300
Jeleń	120	80
Sarna	25	25
Dzik	120	90

Źródło: Pielowski (1999); Komosińska, Podsiadło (2002); Czyżyk i in. (2007); Okarma, Tomek (2008).

Zróznicowanie przestrzenne

Na mapie przedstawiono zróżnicowanie analizowanych obwodów łowieckich pod względem masy zinwentaryzowanych zwierząt, jako potencjału usługi zaopatrzeniowej „Dziczyzna” (ryc. 7.31). Wielkość biomasy wahała się od ok. 40 kg do ok. 600 kg na 1 km² powierzchni obwodu łowieckiego. Największy zasób dzikich zwierząt kopytnych charakteryzował obwody z największym udziałem lasów. W większości są to obwody łowieckie należące lub wydzierżawione przez gminy Nowinka i Giby. Zwraca uwagę największa wykazana biomasa kopytnych dla obwodu łowieckiego



Rycina 7.31. Potencjał obwodów łowieckich do dostarczania usługi „Dziczyzna” na podstawie wskaźnika „Biomasa zwierząt łownych”

Figure 7.31. The potential of hunting units to provide the “Game meat” service based on the “Biomass of game animals” indicator

nr 77 (OHZ, Ośrodek Hodowli Zwierząt), leżącego w gminie Nowinka z dużym udziałem lasów (ok. 72%). Najniższym zasobem kopytnych odznaczają się obwody 47 i 48 (gmina Suwałki) z małym udziałem lasów (7–9%) oraz obwód 64 (gmina Giby) z równie niewielką powierzchnią lasów (ok. 6%). Te trzy wymienione obwody według danych łowieckich są obwodami polnymi (ryc. 5.14, rozdz. 5.3).

ŚWIADCZENIA REGULACYNE

ŚWIADCZENIE – REGULACJA STRUKTURY I WŁAŚCIWOŚCI BIOGEOCHEMICZNYCH GLEBY

WSKAŹNIK – ZAGĘSZCZENIE ZWIERZĄT KOPIĄCYCH NORY

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja struktury i właściwości biogeochemicznych gleby* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *utrzymywanie procesów glebotwórczych* oraz klasy *rozkład materii i wiązanie pierwiastków*. Przedmiotem pomiaru jest *struktura i właściwości gleby*, a wskaźnikiem *zagęszczenie zwierząt kopiących nory* (tab. 7.53).

Tabela 7.53. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja struktury i właściwości biogeochemicznych gleby” i charakterystyka wskaźnika „Zagęszczenie zwierząt kopiących nory”

Table 7.53. The systematic position of the “Regulation the structure and biogeochemical properties of soil” ecosystem service, and a characterisation of the “density of animals digging burrows” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Regulacja struktury i właściwości biogeochemicznych gleby
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie procesów glebotwórczych
	Klasa	Rozkład materii i wiązanie pierwiastków
Przedmiot pomiaru		Struktura i właściwości gleby
Wskaźnik		Zagęszczenie zwierząt kopiących nory
Akronim wskaźnika		NORY
Konstrukcja wskaźnika		Liczba osobników trzech gatunków ssaków łownych na 1 km ² obwodu łowieckiego
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		0,2–3,8
Jednostka miary		Liczba osobników trzech gatunków na 1 km ² obwodu łowieckiego
Jednostka przestrzenna		Obwód łowiecki
Interpretacja wartości		Ssaki łowne kopiące nory – lis, borsuk i piżmak przekształcają warunki glebowe oraz tworzą nowe siedliska i wpływają na różnorodność biologiczną
Dane źródłowe		Dane wyjściowe otrzymane z rocznych raportów łowieckich z czterech nadleśnictw: Suwałki, Szczebra, Pomorze, Głęboki Bród oraz WPN w latach 2011–2014; dane literaturowe dotyczące charakterystyki nor

Założenia teoretyczne

Regulacja procesów glebowych i warunków biogeochemicznych przez ssaki kopiące nory, jest częścią usług świadczonych przez ogół organizmów glebowych. Udział zwierząt glebowych wynosi mniej niż 23% wszystkich organizmów glebowych, a kręgowce reprezentują mniej niż 1% zwierząt (Decaëns i in. 2006). Pomimo niewielkiego udziału liczebnego, rola tych zwierząt nie może być pomijana. Dzięki ich aktywności zmienia się powierzchnia gleby i jej skład chemiczny, co skutkuje powstawaniem nowych siedlisk.

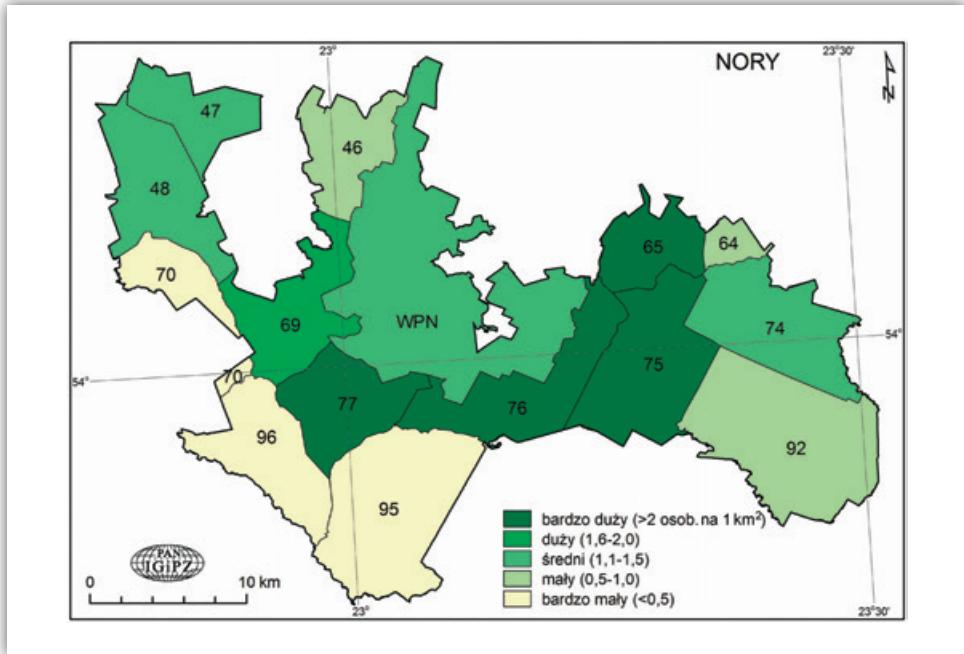
Obecność nor wpływa na strukturę gleby, procesy dekompozycji, akumulację i obieg materii organicznej w glebie (Jońca 1975; Panek, Bresiński 2002; Leis i in. 2008; Okarma, Tomek 2008; Kurek i in. 2014). Wymiar przestrzenny przekształcenia gleb zależy od rodzaju i wielkości nory. I tak na przykład lis buduje korytarze o średnicy ok. 20 cm i ponad 7 m długie, a nory borsucze mogą mieć średnicę 50 cm i ponad 40 m długości (Jędrzejewska, Jędrzejewski 2001).

Penetracja zbiorowisk leśnych np. przez borsuki i lisy przypuszczalnie wzbogaca je o gatunki drzew i krzewów produkujących owoce soczyste, zawarte bowiem w nich nasiona mogą być przenoszone endozoochorycznie (przez zwierzęta). Obserwuje się wzrost zagęszczenia i bogactwa gatunkowego drzew i krzewów owocowych w pobliżu nor. Wzrost ten może wynikać z lepszych warunków kiełkowania na norowiskach, ale także ze zwiększonego dopływu nasion. W ramach swoich terytoriów borsuki posiadają nawet do 25 nor różnego typu i wielkości (Ostler, Roper 1998; Jędrzejewska, Jędrzejewski 2001; Kowalczyk i in. 2004). Inne roślinożerne gryzonie, jak np. piżmak amerykański, kopią nory w wysokich brzegach, do których wejście znajduje się pod powierzchnią wody (Connors i in. 2009), a do budowania chatki i platform wykorzystują dużą ilość materiału roślinnego, wpływając w ten sposób na vegetację – przede wszystkim na różnorodność gatunkową roślin i ich biomasę (Danell 1985; Smirnov, Tretyakov 1998).

Przyjętym w opracowaniu wskaźnikiem omawianej usługi jest „Zagęszczenie zwierząt kopiących nory”, a jego miarą liczba osobników trzech gatunków: lisa *Vulpes vulpes*, borsuka *Meles meles* i piżmaka amerykańskiego *Ondatra zibethicus* na 1 km² obwodu łowieckiego. Omawiany wskaźnik opisuje procesy regulacyjne pośrednio i należy do wskaźników złożonych.

Metodyka uzyskania wyników

Na podstawie rocznych raportów łowieckich z lat 2011–2014, dotyczących 14 obwodów łowieckich (nadleśnictwa: Suwałki, Szczebra, Głębokki Bród i Pomorze), oraz inwentaryzacji rocznych Wigierskiego Parku Narodowego (Misiukiewicz 2014) określono łączną liczebność trzech gatunków ssaków łownych kopiących nory – lisa, borsuka i piżmaka. Otrzymane dane dotyczące poszczególnych obwodów przeliczono na jeden kilometr kwadratowy.



Rycina 7.32. Potencjał obwodów łowieckich do dostarczania usługi „Regulacja struktury i właściwości biogeochemicznych gleby” na podstawie wskaźnika „Zagęszczenie zwierząt kopiących nory”

Figure 7.32. The potential of hunting units to provide the "Regulation of the structure and biogeochemical properties of soil" service based on the "The density of animals digging burrows" indicator

Zróźnicowanie przestrzenne

Wartości zagęszczenia lisa, borsuka i piżmaka wynoszą od 0,2 do 3,8 osobników na 1 km² obwodu łowieckiego (ryc. 7.32). Większość obwodów łowieckich z największym zagęszczeniem zwierząt kopiących nory to jednostki przestrzenne z dużym udziałem lasów (50–80%). Położone są one w gminie Giby – o największej lesistości oraz w obwodach nr 69 w gminie Suwałki i nr 77 w gminie Nowinka. Są to Ośrodki Hodowli Zwierząt z udziałem lasów wynoszącym odpowiednio 52% i 72% (ryc. 5.14, rozdz. 5.3).

ŚWIADCZENIE – REGULACJA POPULACJI GRYZONI

WSKAŹNIK – LICZBA GRYZONI ZJADANYCH PRZEZ DRAPIEŹNIKI

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *regulacja populacji gryzoni* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *regulacja populacji*

szkodników i występowania chorób oraz klasy regulacja populacji szkodników. Przedmiotem pomiaru są gryzonie w diecie drapieżników, a wskaźnikiem liczba gryzoni zjadanych przez drapieżniki (tab. 7.54).

Tabela 7.54. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja populacji gryzoni” i charakterystyka wskaźnika „Liczba gryzoni zjadanych przez drapieżniki”
Table 7.54. The systematic position of the „Regulating rodent populations” ecosystem service and a characterisation of the “number of rodents eaten by predators” indicator

Świadczenie ekosystemowe	Regulacja populacji gryzoni	
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Regulacja populacji szkodników i występowania chorób
	Klasa	Regulacja populacji szkodników
Przedmiot pomiaru	Gryzonie w diecie drapieżników	
Wskaźnik	Liczba gryzoni zjadanych przez drapieżniki	
Akronim wskaźnika	GRYZON	
Konstrukcja wskaźnika	Wskaźnik obliczony jako całkowita liczba gryzoni zjadanych dziennie przez małe ssaki drapieżne według wzoru: \sum (zagęszczenie gatunku \times jednostka konsumpcji)	
Pośredni/Bezpośredni	Pośredni	
Prosty/Złożony	Złożony	
Wyliczony/Oszacowany	Wyliczony	
Skala	Ilorazowa	
Przedział wartości	2,0–27,0	
Jednostka miary	Liczba zjadanych gryzoni na 1 km ² dziennie	
Jednostka przestrzenna	Obwód łowiecki	
Interpretacja wartości	Regulacyjna rola małych drapieżników kontrolujących wielkość populacji gryzoni	
Dane źródłowe	Dane wyjściowe otrzymane z rocznych raportów łowieckich z czterech nadleśnictw: Suwałki, Szczebra, Pomorze, Głęboki Bród oraz WPN w latach 2011–2014; struktura diety drapieżników na podstawie danych literaturowych	

Założenia teoretyczne

Na wszystkich kontynentach gryzonie są przyczyną zniszczeń w uprawach roślin, płonach i miejscach ich przechowywania (Hopf i in. 1976; Jackson 1977; Elliot 1988). W centralnej Europie straty w uprawach zbóż powodowane są przede wszystkim przez norniki (*Microtus* ss.), ale także i przez inne gryzonie, np. myszy (*Apodemus* ss.) – Heroldová, Tkadlec (2011). W lasach strefy umiarkowanej gryzonie są filarem zależności w układach drapieżnik–ofiara. Małe gryzonie tworzą najważniejszą grupę ofiar dla małych i średnich drapieżników: ssaków i ptaków (Bunevič, Dackevič 1985; Jędrzejewski, Jędrzejewska 1993; Jędrzejewski i in. 1993ab; Jędrzejewska, Jędrzejewski 2001) (tab. 7.55). Drapieżniki odgrywają istotną rolę w utrzymaniu stałego poziomu ich populacji w ciągu cykli rocznych, ale prawdopodobnie nie mają istotnego wpływu podczas plagi szkodników. Znaczne podwyższenie liczby drapieżników wskazuje zwykle na wzrost liczebności gryzoni.

Tabela 7.55. Wykaz podstawowych i drugorzędnych ofiar drapieżników Puszczy Białowieskiej.

Nazwy w nawiasach oznaczają preferowany gatunek lub rodzaj ofiary

Table 7.55. List of primary and secondary prey of predators in Białowieża Primeval Forest.

The names in brackets indicate the preferred species or type of prey

Gatunek drapieżnika	Podstawowe ofiary	Drugorzędne ofiary (uszeregowane według malejącej ważności)		
		1	2	3
Jenot	Padlina kopytnych	Płazy <i>Rana</i>	Gryzonie <i>Microtus</i>	Bezkręgowce
Kuna leśna	Gryzonie leśne <i>Clethrionomys</i>	Ptaki <i>Turdus</i> (dziupłaki)	Owadożerne	Padlina kopytnych, owoce
Lis	Norniki	Padlina kopytnych	Zając szarak	Gryzonie leśne <i>Clethrionomys</i>
Tchórz	Płazy <i>Rana</i>	Gryzonie leśne <i>Apodemus</i>	Ryjówki	
Norka amerykańska	Płazy <i>Rana</i>	Gryzonie leśne <i>Microtus</i>	Ryby	
Borsuk	Dżdżownice	Płazy <i>Bufo bufo</i>		

Źródło: Jędrzejewska, Jędrzejewski (2001).

Redukcja liczby gryzoni, wyliczona na podstawie zagęszczenia małych drapieżników i ich zapotrzebowania pokarmowego, może być interpretowana jako pośredni wskaźnik regulacji populacji gryzoni. W prezentowanym opracowaniu, jako miarę pośredniego wskaźnika świadczenia, przyjęto liczbę gryzoni zjadanych w ciągu dnia przez sześć gatunków małych drapieżników na 1 km² obwodu łowieckiego.

Metodyka uzyskania wyników

Oceniono potencjalne drapieżnictwo sześciu gatunków małych ssaków: lisa *Vulpes vulpes*, borsuka *Meles meles*, jenota *Nyctereutes procyonoides*, norki amerykańskiej *Mustela vison*, kuny leśnej *Martes martes*, tchórza zwyczajnego *Mustela putorius*. W przeprowadzonych analizach wykorzystano informacje o liczebności zwierząt w obwodach łowieckich z rocznych raportów łowieckich z lat 2011–2014, a także z Wigierskiego Parku Narodowego (Misiukiewicz 2014).

Łączną liczbę gryzoni zjadaną dziennie na 1 km² obwodu łowieckiego wyliczono według wzoru:

$$\Sigma (\text{zagęszczenie drapieżników} \times \text{jednostka konsumpcji})$$

Na podstawie danych literaturowych przyjęto założenie, że w skład dziennej diety każdego drapieżnika wchodzi określona liczba gryzoni (tab. 7.56).

Zróźnicowanie przestrzenne

Przestrzenne zróźnicowanie wartości badanego wskaźnika w obwodach łowieckich przedstawia rycina 7.33. Gatunki małych drapieżników związane są głównie

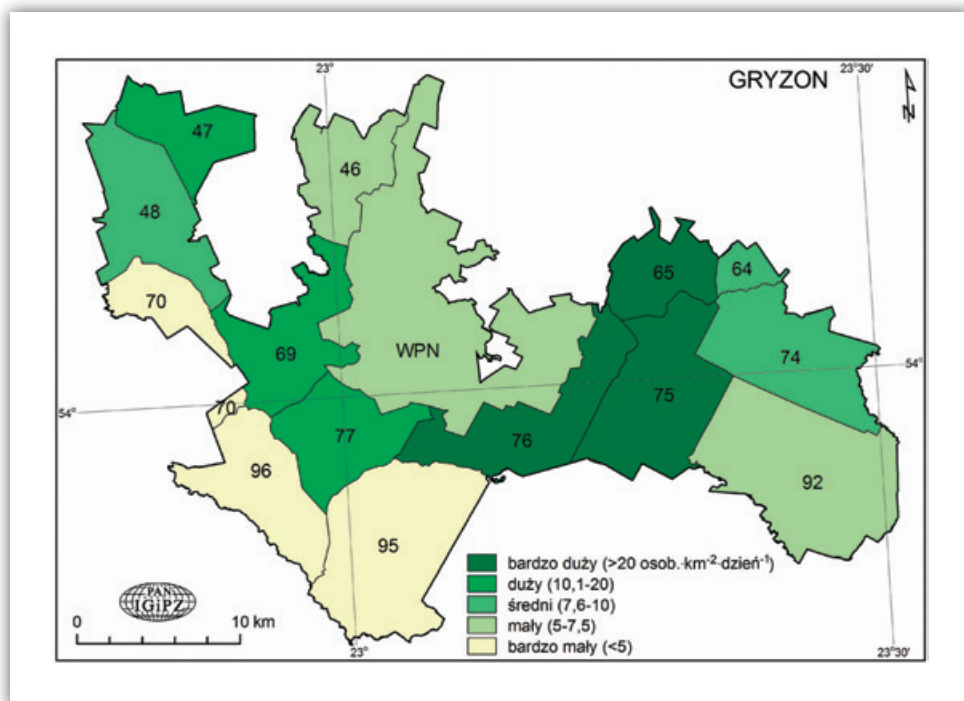
Tabela 7.56. Dzienna liczba zjadanych gryzoni przez drapieżniki

Table 7.56. Daily number of rodents eaten by predators

Gatunek drapieżnika	Liczba gryzoni
Kuna leśna	7,64
Lis	7,00
Tchórz	0,92
Jenot	0,38
Norka amerykańska	0,16
Borsuk	0,05

Źródło: Ward, Wurster-Hill (1990); Jędrzejewski, Jędrzejewska (1993); Jędrzejewska, Jędrzejewski (2001).

z lasami, a ich pokarmem są w tych środowiskach w dużej mierze gryzonie, dlatego najwyższe wartości wskaźnika obserwuje się w obwodach łowieckich, w których dominują ekosystemy leśne. Należą do nich przede wszystkim jednostki na terenie gminy Giby, gdzie udział lasów wynosi od ponad 60% do ok. 80%. Są to obwoły



Rycina 7.33. Potencjał obwodów łowieckich do dostarczania usługi „Regulacja populacji gryzoni” na podstawie wskaźnika „Liczba gryzoni zjadanych przez drapieżniki”

Figure 7.33. The potential of hunting units to provide the "Regulating the rodent population" service based on the "Number of rodents eaten by predators" indicator

„leśne” z największym udziałem borów i borów mieszanych (tab. 5.5, ryc. 5.14, rozdz. 5.3). Presja drapieżnictwa ze strony analizowanych sześciu gatunków jest w tych środowiskach prawdopodobnie największa (Sidorovich i in. 1996; Ostler, Roper 1998; Panek, Bresiński 2002; Grabińska 2011).

ŚWIADCZENIE – UTRZYMYWANIE SIEDLISK DLA ROŚLIN, ZWIERZĄT I GRZYBÓW

WSKAŹNIK – RÓŻNORODNOŚĆ GATUNKOWA SSAKÓW ŁOWNYCH

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej* oraz klasy *utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków*. Przedmiotem pomiaru jest *potencjał siedlisk do utrzymywania gatunków ssaków*, a wskaźnikiem *różnorodność gatunkowa ssaków łownych* (tab. 7.57).

Tabela 7.57. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Różnorodność gatunkowa ssaków łownych”

Table 7.57. The systematic position of the “Maintaining habitats for plants, animals and fungi” ecosystem service, and a characterisation of the “Species diversity of game mammals” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej
	Klasa	Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania / rozwoju / bytowania gatunków
Przedmiot pomiaru		Potencjał siedlisk do utrzymywania gatunków ssaków
Wskaźnik		Różnorodność gatunkowa ssaków łownych
Akronim wskaźnika		ZWŁOWR
Konstrukcja wskaźnika		Obliczony według wzoru Shannona-Weavera dla 15 gatunków ssaków łownych
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		1,8–3,3
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Obwód łowiecki
Interpretacja wartości		Zróżnicowanie różnorodności i bogactwa gatunkowego wybranej grupy ssaków łownych w obwodach łowieckich
Dane źródłowe		Dane wyjściowe (liczba zwierząt w obwodach łowieckich) otrzymane z rocznych raportów łowieckich z czterech nadleśnictw: Suwałki, Szczebra, Pomorze, Głębokki Bród oraz WPN w latach 2011–2014

Założenia teoretyczne

Obecność dzikiej fauny o zróżnicowanym składzie gatunkowym (roślinożerców i drapieżców) jest równie niezbędna w przyrodzie, jak zachowanie zróżnicowania florystycznego (roślin zielnych i drzewiastych) – Okarma, Tomek (2008); Kamieniarz, Panek (2008); Jędrzejewska, Jędrzejewski (2001). Bogactwo gatunkowe i zagęszczenie zwierząt to potencjał różnych usług ekosystemowych, polegających na utrzymywaniu cykli życiowych oraz zachowaniu siedlisk i puli genowej.

Potencjał siedlisk do utrzymywania gatunków może być oszacowany bezpośrednio poprzez identyfikację odpowiednich siedlisk dla gatunków lub pośrednio poprzez określenie różnego typu wskaźników różnorodności. To drugie podejście wynika z dobrze znanej zależności pomiędzy: zróżnicowaniem czynników abiotycznych i roślinnością (Riera i in. 1998), różnorodnością siedlisk i roślinności oraz różnorodnością flory i fauny (Barthlott i in. 1999; Larsen, Jensen 2000). Ponieważ jest raczej niemożliwe, aby włączyć do indeksu różnorodności wszystkie gatunki występujące na danym obszarze, powstaje pytanie, na ile różne grupy gatunków dostarczają informacji o różnorodności biologicznej jednostek przestrzennych (Faith, Walker 1996; Lawton, Gaston 2001; Fleishman i in. 2005)? Jednym z możliwych podejść do tego zagadnienia jest przyjęcie założenia, że zastępcze złożone wskaźniki powinny uwzględniać różne grupy funkcjonalne organizmów, np. gatunki wielosiedliskowe – wskazujące na potencjał występowania wielu siedlisk, gatunki specjalnego zainteresowania (zagrożone, chronione, łowne) – ze względu na ich rzeczywistą wartość wskaźnikową, a także gatunki zależne od specyficznych zasobów, np. pokarmu czy schronienia (Dale, Beyeler 2001; Carignan, Villard 2002). Zastosowany wskaźnik różnorodności, uwzględniający liczbę osobników 15 gatunków ssaków łownych, opracowano zgodnie z wymienionymi wyżej kryteriami. Wyliczony wskaźnik jest pośrednią miarą zastępczą potencjału siedlisk do utrzymywania gatunków.

Metodyka uzyskania wyników

Dane o liczebności gatunków zwierząt łownych stwierdzonych w 14 obwodach łowieckich na terenie gmin: Suwałki, Nowinka i Giby oraz w Wigierskim Parku Narodowym (Jamrozy 2008; Misiukiewicz 2014) stanowiły podstawowy materiał przeprowadzonej analizy. Wykorzystano informacje o liczebności gatunków fauny łownej grubej i drobnej (15 gatunków ssaków – tab. 7.58) zawarte w rocznych raportach łowieckich (2011–2014). Na ich podstawie obliczono wskaźnik różnorodności gatunkowej ssaków łownych w obwodach łowieckich, przyjętej jako miara utrzymania warunków biologicznych, siedlisk i puli genowej.

Tabela 7.58. Skład gatunkowy ssaków łownych wybranych do analizy
Table 7.58. Species composition of game mammals selected for analysis

Rząd	Gatunek
ZWIERZYNA GRUBA	
Parzystokopytne	jeleń szlachetny <i>Cervus elaphus</i> Linnaeus, 1758
	sarna <i>Capreolus capreolus</i> Linnaeus, 1758
	łoś <i>Alces alces</i> Linnaeus, 1758
	dzik <i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758
ZWIERZYNA DROBNA	
Drapieżne	lis <i>Vulpes vulpes</i> Linnaeus, 1758
	jenot <i>Nyctereutes procyonoides</i> Gray, 1834
	borsuk <i>Meles meles</i> Linnaeus, 1758
	wydra <i>Lutra lutra</i> Linnaeus, 1758
	kuna leśna <i>Martes martes</i> Linnaeus, 1758
	kuna domowa <i>Martes foina</i> Erxleben, 1777
	tchórz zwyczajny <i>Mustela putorius</i> Linnaeus, 1758
	norka amerykańska <i>Mustela vison</i> Schreber, 1777
Zajęczaki	zając szarak <i>Lepus europaeus</i> Pallas, 1778
Gryzonie	bóbr europejski <i>Castor fiber</i> Linnaeus, 1758
	piżmak <i>Ondatra zibethicus</i> Linnaeus, 1766

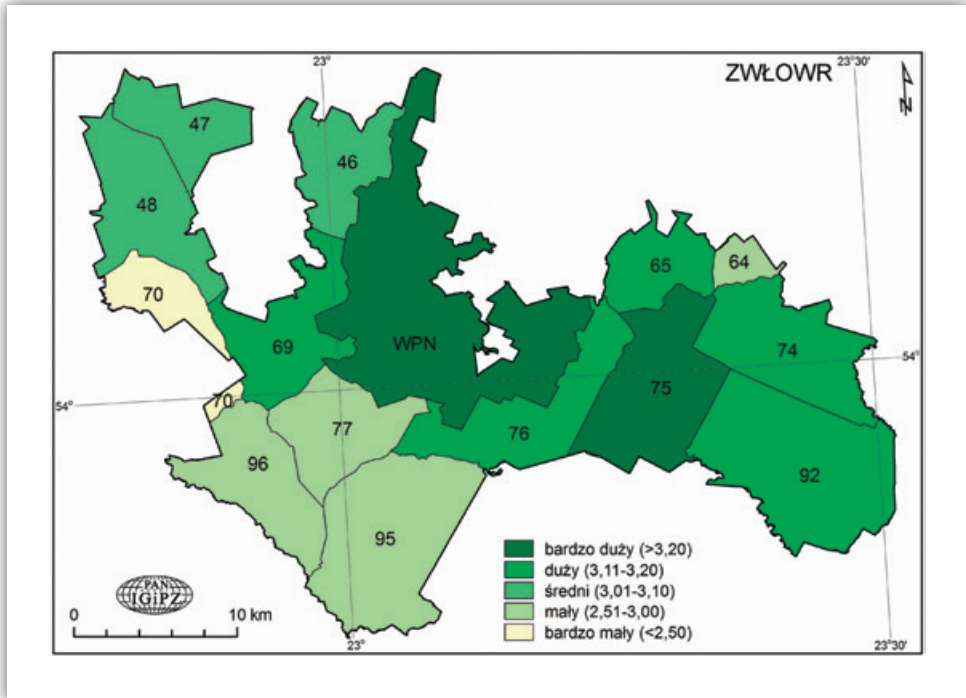
Zastosowano wskaźnik Shannona-Weavera (Shannon, Weaver 1949 za Odumem 1982), według wzoru:

$$H = -\sum p_i \log_2 p_i$$

gdzie p_i oznacza udział liczebności i -tego gatunku w ogólnej liczebności zwierząt.

Zróżnicowanie przestrzenne

Wartości współczynnika różnorodności dla wybranych gatunków zwierząt łownych wynoszą od 1,8 do 3,3 (ryc. 7.34). Maksymalna wartość wskaźnika różnorodności gatunkowej charakteryzuje obwód nr 75 (Ośrodek Hodowli Zwierząt), który wyraźnie różni się od innych analizowanych. Wymieniony obwód znajduje się na terenie gminy Giby, w nadleśnictwie Głęboki Bród, a udział lasów na jego powierzchni wynosi ok. 80% – są to głównie bory i bory mieszane. Równie wysoką różnorodnością gatunkową charakteryzuje się obszar Wigierskiego Parku Narodowego, gdzie przeważają zbiorowiska łąkowe. Najniższa różnorodność gatunkowa cechuje obwód 70 leżący w większości na terenie gminy Suwałki (niewielka część należy do gminy Nowinka). Jest to według PZŁ obwód polny z niewielkim udziałem lasów (19%) (ryc. 5.14, rozdz. 5.3).



Rycina 7.34. Potencjał obwodów łowieckich do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Różnorodność gatunkowa ssaków łownych”

Figure 7.34. The potential of hunting units to provide the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Species diversity of game mammals" indicator

Dla obwodów łowieckich gminy Giby i dla Wigierskiego Parku Narodowego, otrzymano wyraźnie wyższe wartości wskaźnika różnorodności gatunkowej zwierząt łownych niż dla dwóch pozostałych gmin (ryc. 7.34).

ŚWIADCZENIE – UTRZYMYWANIE SIEDLISK DLA ROŚLIN, ZWIERZĄT I GRZYBÓW

WSKAŹNIK – ZAGĘSZCZENIE POPULACJI JARZĄBKA (*BONASA BONASIA* L. 1758)

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej* oraz klasy

utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków. Przedmiotem pomiaru jest potencjał siedlisk do utrzymywania rzadkich gatunków, a wskaźnikiem zagęszczenie populacji jarząbka (*Bonasa bonasia* L. 1758) – tabela 7.59.

Tabela 7.59. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Zagęszczenie populacji jarząbka (*Bonasa bonasia* L. 1758)”

Table 7.59. The systematic position of the “Maintaining habitats for plants, animals and fungi” ecosystem service, and a characterisation of the “Hazel grouse (*Bonasa bonasia* L. 1758) population density” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej
	Klasa	Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania / rozwoju / bytowania gatunków
Przedmiot pomiaru		Potencjał siedlisk do utrzymywania rzadkich gatunków
Wskaźnik		Zagęszczenie populacji jarząbka (<i>Bonasa bonasia</i> L. 1758)
Akronim wskaźnika		BONASA
Konstrukcja wskaźnika		Liczba osobników jarząbka na 1 km ² obwodu łowieckiego
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		0–14
Jednostka miary		Liczba osobników na 1 km ²
Jednostka przestrzenna		Obwód łowiecki
Interpretacja wartości		Wskaźnik dojrzałości lasów, intensywności ich użytkowania i jakości siedlisk
Dane źródłowe		Dane wyjściowe otrzymane z rocznych raportów łowieckich z czterech nadleśnictw: Suwałki, Szczebra, Pomorze, Głęboki Bród oraz WPN w latach 2011–2014

Założenia teoretyczne

Trzy gatunki głuszcowatych: głuszc zwyczajny *Tetrao urogallus*, cietrzew zwyczajny *Tetrao tetrax* oraz jarząbek zwyczajny *Bonasa bonasia* są wymieniane jako przykłady gatunków parasolowych w lasach europejskich. Ich występowanie jest związane nie tylko z dużymi kompleksami dojrzałych lasów i wyspecjalizowanymi biocenozami kręgowców (gatunkami rzadkimi i zagrożonymi), ale także z naturalną strukturą lasów i ekstensywną gospodarką leśną (Zawadzka, Zawadzki 2006). Trzy wymienione gatunki różnią się w szczegółach co do preferencji siedliskowych, jednak ich obecność i liczebność zależy w dużej mierze od heterogeniczności siedlisk, ich struktury, obecności jarząbu, wierzby, miejsc do gniazdowania oraz wysp leśnych (Müller i in. 2009). Na przykład, w przypadku jarząbka niezbędna jest obecność młodych drzewostanów liściastych w obrębie starych kompleksów leśnych (Swenson, Angelstam 1993).

Przeprowadzane restytucje głuszca i cietrzewia zakłócają naturalny obraz zależności między gatunkiem a środowiskiem, dlatego przy ocenach wzięto pod uwagę jedynie zagęszczenie jarząbka, traktując je jako pośredni wskaźnik potencjału siedlisk do utrzymania rzadkich gatunków (tab. 7.59).

Jarząbek jest typowym gatunkiem leśnym. Występuje głównie w lasach iglastych, ale zasiedla również lasy mieszane, a nawet wyłącznie liściaste. Preferuje dojrzałe drzewostany ze zwartymi sklepieniami wysokich drzew iglastych (Nüßlein 2005). Gniazdo zakłada w płytkim zagłębieniu w ziemi, pod osłoną drzewa, krzewu lub gęstego podszytu (Weisner i in. 1977; Bonczar 2004). W lasach mieszanych istotna jest dla niego obecność dobrze rozwiniętego podszytu oraz bogatego runa. Obszarem jego występowania są większe kompleksy leśne, o charakterze naturalnym lub słabo eksploatowanym (Okarma, Tomek 2008). Z tego punktu widzenia ten gatunek jest dobrym wskaźnikiem dojrzałości i jakości siedlisk oraz intensywności eksploatacji lasów.

Liczebność jarząbka silnie spada, co spowodowane jest zmniejszeniem powierzchni lasów oraz wprowadzeniem drzewostanów jednogatunkowych i jednowiekowych z ubogimi niższymi piętrami. Wyliczony wskaźnik zagęszczenia gatunku może być zatem pośrednim wyznacznikiem jakości siedlisk leśnych, utrzymania dobrej kondycji biologicznej siedlisk i ich ochrony.

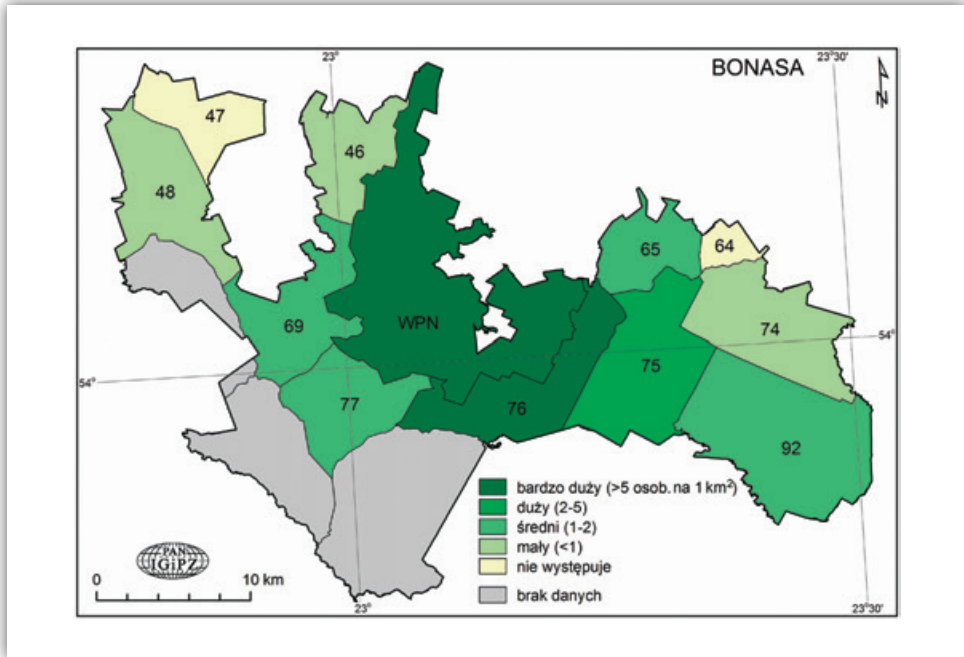
Metodyka uzyskania wyników

W przeprowadzonych analizach wykorzystano informacje o liczebności jarząbków, zawarte w rocznych raportach łowieckich z lat 2011–2014 i z Wigierskiego Parku Narodowego (Misiukiewicz 2014). Podkreślić należy, że otrzymane dane były dla niektórych obwodów z terenu badań niekompletne – dotyczy to zwłaszcza gminy Nowinka (na rycinie 7.35 oznaczone kolorem szarym – „brak danych”).

Miarą wskaźnika pośredniego – „Zagęszczenie populacji jarząbka (*Bonasa bonasia* L. 1758)” – jest liczba jego osobników na 1 km² obwodu łowieckiego.

Zróźnicowanie przestrzenne

Największym zagęszczeniem jarząbka (w zakresie 5–14 osobników na 1 km²) wyróżnia się obszar Wigierskiego Parku Narodowego, z dominującym udziałem grądów oraz borów i borów mieszanych, ulubionych miejsc bytowania tego gatunku. Ponadto, w obwodach łowieckich, w których udział lasów jest również znaczący (od 50% do ponad 90%) wartości zagęszczenia populacji jarząbka osiągały 2–5 osobników na 1 km² (ryc. 7.35 oraz por. ryc. 5.14, rozdz. 5.3).



Rycina 7.35. Potencjał obwodów łowieckich do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Zagęszczenie populacji jarząbka (*Bonasa bonasia* L. 1758)”

Figure 7.35. The potential of hunting units to provide the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Hazel grouse (*Bonasa bonasia* L. 1758) population density" indicator

7.1.3. Świadczenia ekosystemowe dla krajobrazów

ŚWIADCZENIA REGULACYNE

ŚWIADCZENIE – UTRZYMYWANIE SIEDLISK DLA ROŚLIN, ZWIERZĄT I GRZYBÓW

WSKAŹNIK – UDZIAŁ OBSZARÓW CHRONIONYCH

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów* należy do sekcji *regulacja i utrzymywanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej*, klasy *utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków*. Przedmiotem pomiaru są *potencjalne miejsca występowania rodzimych gatunków i ekosystemów*, a wskaźnikiem *udział obszarów chronionych* (tab. 7.60).

Tabela 7.60. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Udział obszarów chronionych”

Table 7.60. The systematic position of the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service and a characterisation of the "Share of protected areas" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej
	Klasa	Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania / rozwoju / bytowania gatunków
Przedmiot pomiaru		Potencjalne miejsca występowania rodzimych gatunków i ekosystemów
Wskaźnik		Udział obszarów chronionych
Akronim wskaźnika		OCHR
Konstrukcja wskaźnika		Suma ważonych przez powierzchnię rang przypisanych obszarom chronionym różnej kategorii
Pośredni/Bezpośredni		Bezpośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Rangowa
Przedział wartości		Zakres sumy rang 0-7; uproszczony do pięciu przedziałów dla celów kartograficznych
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Krajobraz
Interpretacja wartości		Duży udział powierzchniowy obszarowych form ochrony przyrody różnej rangi wskazuje na występowanie najmniej przekształconych typów ekosystemów oraz występowanie gatunków i ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali regionalnej i europejskiej
Dane źródłowe		Bazy danych przestrzennych o obszarach chronionych pochodzące z GDOŚ

Założenia teoretyczne

Uwzględnione w opracowaniu kategorie obszarów chronionych ze swojej definicji i prawnych kryteriów tworzenia, obejmują obszary o zidentyfikowanych walorach przyrodniczych. Zgodnie z obowiązującą Ustawą z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. z 2016 r., poz. 2134) park narodowy obejmuje obszar wyróżniający się szczególnymi wartościami przyrodniczymi i tworzy się go m.in. w celu zachowania różnorodności biologicznej, zasobów, tworów i składników przyrody nieożywionej i walorów krajobrazowych, przywrócenia właściwego stanu zasobów i składników przyrody oraz odtworzenia zniekształconych siedlisk przyrodniczych, siedlisk roślin, siedlisk zwierząt lub siedlisk grzybów (art. 8). Zgodnie z art. 13 tej ustawy rezerwat przyrody obejmuje obszary zachowane w stanie naturalnym lub mało zmienionym, ekosystemy, ostoje i siedliska przyrodnicze, a także siedliska roślin, siedliska zwierząt i siedliska grzybów wyróżniające się szczególnymi wartościami przyrodniczymi. Obszary Natura 2000 obejmują obszary specjalnej ochrony ptaków oraz specjalne obszary ochrony siedlisk, służące do ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty (art. 25). Natomiast najslabsza z uwzględnionych form ochrony

terytorialnej, czyli obszar chronionego krajobrazu obejmuje tereny chronione ze względu na wyróżniający się krajobraz o zróżnicowanych ekosystemach i wartościowe m.in. ze względu na pełnioną funkcję korytarzy ekologicznych (art. 23).

Łączne wykorzystanie tych obszarów jako bezpośredniego wskaźnika potencjału usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” wynika z wielokrotnie wykazanego faktu, iż w parkach narodowych występuje najwyższe regionalnie bogactwo gatunkowe większości taksonów rodzimych, natomiast rezerwaty i obszary Natura 2000 są ukierunkowane na niewielką, określoną grupę gatunków i ekosystemów – wybitnie rzadkich, na granicy zasięgu lub zagrożonych zanikiem. Obszary chronionego krajobrazu uzupełniają ten system, umożliwiając jego trwanie, dzięki pełnieniu funkcji korytarzowych. Dzięki tym uwarunkowaniom tak przyjęty system obszarów chronionych tworzy dobrze zdefiniowane i najłatwiej mierzalne potencjalne miejsca występowania rodzimych gatunków i ekosystemów.

Metodyka uzyskania wyników

Informacje pierwotne niezbędne dla określenia wskaźnika obejmują dane przestrzenne dotyczące rozmieszczenia, nazw i typu obszarów chronionych następujących kategorii: parki narodowe, rezerwaty, obszary specjalnej ochrony ptaków (OSO), specjalne obszary ochrony siedlisk (SOO), obszary chronionego krajobrazu (OChK). Pochodzą one z oficjalnych zbiorów danych Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska i zostały pobrane w formacie shp⁷⁰. Rozmieszczenie poszczególnych form ochrony terytorialnej przedstawia rycina 2.5 w rozdziale 2.9.

Poszczególnym kategoriom ochronnym przypisano następujące rangi określające potencjał do realizacji świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów”: OChK – 1; SOO – 2; OSO – 2; rezerwat – 3; park narodowy – 3. Wartość wskaźnika potencjału dla krajobrazów obliczono jako średnią ważoną według formuły:

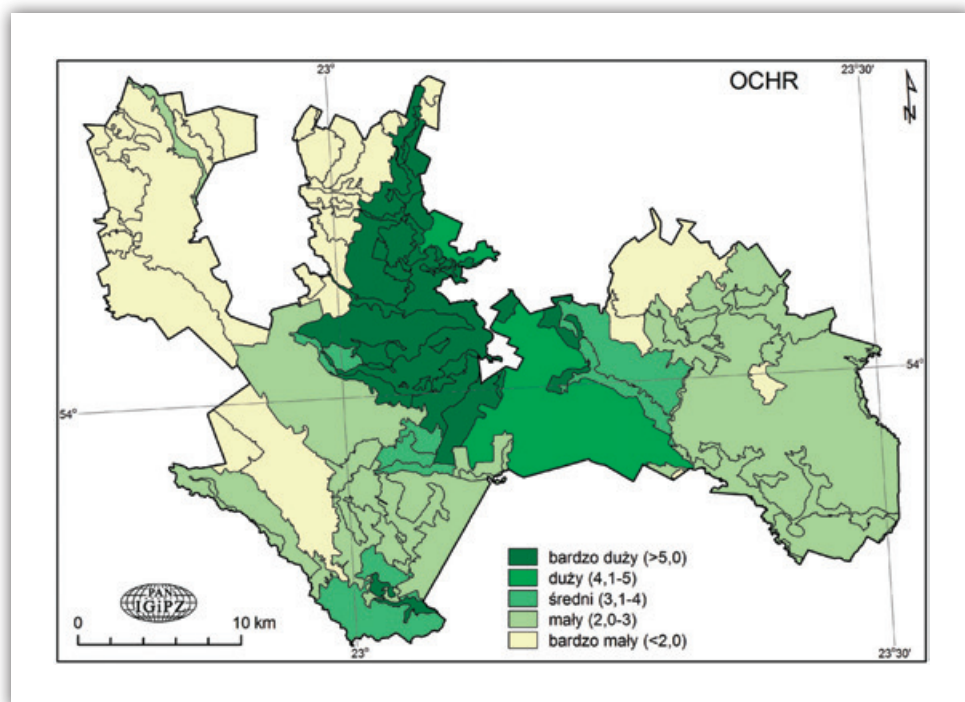
$$\text{Wskaźnik} = \sum p_i r_i$$

gdzie: p_i – udział powierzchniowy i -tej kategorii obszaru chronionego w danym krajobrazie, r_i – punktowa ranga danej kategorii.

Zróżnicowanie przestrzenne

Zróżnicowanie przestrzenne potencjału na analizowanym terenie jest bardzo wyraźne (ryc. 7.36). Krajobrazy o najwyższym potencjale grupują się w centralnej części obszaru, to znaczy we wschodniej części gminy Suwałki, w zachodniej części gminy Giby oraz we wschodniej części gminy Nowinka. Obszary

⁷⁰ <http://sdi.gdos.gov.pl/wfs>.



Rycina 7.36. Potencjał krajobrazów do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Udział obszarów chronionych”

Figure 7.36. The potential of landscapes to provide the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service based on the "share of protected areas" indicator

o najniższym potencjale występują w zachodniej części gminy Suwałki i na północy gminy Giby. Krajobrazy leśne południowej części gminy Giby tworzą zwarty kompleks charakteryzujący się niskim potencjałem świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów”, określonym na podstawie wskaźnika „Udział obszarów chronionych”.

Interpretacja dodatkowa wskaźnika

Obszary chronione, poza swoją podstawową funkcją związaną z ochroną przyrody, mają także znaczenie z punktu widzenia szeroko pojętych świadczeń kulturowych na rzecz społeczeństwa. Funkcje te wynikają bezpośrednio z zapisów ustawowych. Zgodnie z obowiązującą Ustawą z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody park narodowy – poza walorami przyrodniczymi – wyróżnia się szczególnymi wartościami naukowymi, walorami kulturowymi i edukacyjnymi, a do jego zadań należy m.in. udostępnianie obszaru parku na ustalonych odpowiednio zasadach oraz prowadzenie działań związanych z edukacją przyrodniczą (art. 8 i 8b).

W art. 13 podkreśla się natomiast, że rezerwat przyrody obejmuje obszary wyróżniające się m.in. szczególnymi wartościami naukowymi. W art. 23 stwierdza się, że obszar chronionego krajobrazu obejmuje tereny wartościowe ze względu na możliwość zaspokajania potrzeb związanych z turystyką i wypoczynkiem.

Rolę obszarów chronionych w dostarczaniu świadczeń kulturowych dostrzegli m.in. J. Maes i inni (2015), którzy zaproponowali traktowanie obecności obszarów chronionych jako wskaźnika ogólnego dla świadczeń z działu Interakcje fizyczne i intelektualne w obrębie sekcji Kultura (interakcje z przyrodą), bez podziału na wężiej ujęte kategorie usług.

Inne podejście zaproponowali L. Mononen i inni (2016) w syntetycznym opracowaniu dla Finlandii. Autorzy ci wskazali dwie usługi ekosystemowe: (a) turystykę przyrodniczą – dla której wskaźnikiem potencjału w perspektywie przestrzennej są „obszary o preferowanym typie przyrody”, (b) naukę i edukację – dla której wskaźnikiem potencjału w perspektywie przestrzennej są „obszary szczególnego zainteresowania”. W praktyce – jak wynika z innych partii tekstu cytowanego opracowania – są to w głównej mierze obszary chronione o różnym statusie.

W warunkach polskich, a szczególnie w warunkach analizowanego terenu dwa świadczenia związane z obszarami chronionymi wydają się najważniejsze: (a) uprawianie turystyki przyrodniczej, (b) prowadzenie badań naukowych.

Według S. Liszewskiego (2009) można wyróżnić cztery typy przestrzeni turystycznej: eksploracji (odkrywanie czegoś, badanie terenów nieznanych), penetracji (docierania, zgłębiania, poznawania, ale również poszukiwania), kolonizacji turystycznej (zasiedlanie obszarów niezagospodarowanych lub zaludnianie wolnych przestrzeni) oraz urbanizacji turystycznej (przekształcanie obszaru na wzór miejski).

Z punktu widzenia analizy potencjału obszaru pod względem świadczeń ekosystemowych można przyjąć, że na obszarach ochrony przyrody najważniejsze są możliwości kreowania dwóch typów przestrzeni turystycznej: (a) eksploracji i (b) penetracji. Możliwość kreowania przestrzeni eksploracji odpowiada potencjałowi świadczenia pod nazwą „Prowadzenie badań naukowych”, natomiast możliwość kreowania przestrzeni penetracji to potencjał świadczenia „Uprawianie turystyki przyrodniczej”. O roli parków narodowych w dostarczaniu świadczenia „Uprawianie turystyki przyrodniczej” świadczy m.in. fakt, że statystycznie co piąty turysta podróżujący po Polsce odwiedza w danym roku jeden z parków narodowych (Liszewski 2009), a większość z nich przynajmniej w minimalnym zakresie realizuje jedną z form turystyki przyrodniczej.

Nieco trudniej jest określić w sposób mierzalny rolę obszarów chronionych w działalności naukowej. Można jednak przyjąć, że rezultatami realizacji tego świadczenia jest wydawanie czasopism naukowych poświęconych w głównej mierze wynikom prac realizowanych na obszarach chronionych (np. istniejące

„Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody” oraz „Chrońmy Przyrodę Ojczystą”, a także obecnie zawieszony, ale funkcjonujący przez wiele lat czasopismo wydawane początkowo pod nazwą „Ochrona Przyrody” a następnie „Nature Conservation”). Warto też podkreślić, że każdego roku w każdym parku narodowym realizowanych jest kilkadziesiąt projektów badawczych (krótkookresowych i wieloletnich), o zróżnicowanym charakterze (nie tylko inwentaryzacyjne i monitoringowe – choć te przeważają, ale także problemowe), których wyniki nie tylko służą na potrzeby lokalnego zarządzania parkiem, ale wchodzi do powszechnego obiegu naukowego (z wykazami realizowanych prac badawczych można zapoznać się na stronach internetowych poszczególnych parków).

Biorąc powyższe pod uwagę, można przyjąć, że udział obszarów chronionych jest wskaźnikiem (pośrednim i przybliżonym o charakterze rangowym) potencjału dla dostarczania dwóch, wspomnianych wyżej, świadczeń: (a) „Prowadzenie badań naukowych”, (b) „Uprawianie turystyki przyrodniczej”. Miejsce tych świadczeń w systemie CICES przedstawia tabela 7.61.

Tabela 7.61. Pozycja systematyczna usług kulturowych, ocenianych na podstawie wskaźnika „Udział obszarów chronionych”

Table 7.61. The systematic position of cultural services, assessed on the basis of the “Share of protected areas” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Prowadzenie badań naukowych	Uprawianie turystyki przyrodniczej
CICES	Sekcja	Kultura (interakcje z przyrodą)	
	Dział	Interakcje fizyczne i intelektualne	
	Grupa	Interakcje intelektualne	Interakcje fizyczne
	Klasa	Badania naukowe	Podglądanie / obserwacja przyrody
Przedmiot pomiaru		Przydatność obszarów do prowadzenia badań naukowych	Przydatność obszarów do prowadzenia turystyki przyrodniczej

ŚWIADCZENIE – UTRZYMYWANIE SIEDLISK DLA ROŚLIN, ZWIERZĄT I GRZYBÓW WSKAŹNIK – RÓŻNORODNOŚĆ EKOSYSTEMÓW W KRAJOBRAZIE

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej*, klasy *utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków*. Przedmiotem pomiaru są *miejsca rozrodu i występowania gatunków roślin, zwierząt i grzybów*, a wskaźnikiem *różnorodność ekosystemów w krajobrazie* (tab. 7.62).

Tabela 7.62. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Różnorodność ekosystemów w krajobrazie”

Table 7.62. Systematic position of the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service, and a characterisation of the "Diversity of ecosystems in the landscape" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie cykliów życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej
	Klasa	Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania / rozwoju / bytowania gatunków
Przedmiot pomiaru		Miejsca rozrodu i występowania gatunków roślin, zwierząt i grzybów
Wskaźnik		Różnorodność ekosystemów w krajobrazie
Akronim wskaźnika		EKOSR
Konstrukcja wskaźnika		Obliczony wg wzoru różnorodności Shannona $H = -\sum p_i \log_2 p_i$, gdzie p_i oznacza udział powierzchniowy i-tego typu ekosystemu
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Prosty
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		0,1–4,1
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Krajobraz
Interpretacja wartości		Wyliczony wskaźnik Shannona jest tym większy im więcej jest typów ekosystemów i im równomierniej są reprezentowane w przestrzeni. Im wyższa wartość wskaźnika tym większe bogactwo siedlisk będących potencjalnymi miejscami rozrodu wielu gatunków organizmów
Dane źródłowe		Zróżnicowanie typologiczne i przestrzenne ekosystemów zarejestrowanych na mapie ekosystemów (por. rozdz. 5.2)

Założenia teoretyczne

Wykorzystanie wskaźnika „Różnorodność powierzchniowa ekosystemów w krajobrazie” jako pośredniej miary potencjału świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” wynika z kilku przesłanek teoretycznych.

Po pierwsze, wielokrotnie udowodniono, że najwyższe wartości wskaźnika, przy innych warunkach stałych, występują w sytuacji średniej presji antropogenicznej na krajobraz, co jest związane z jednej strony z występowaniem ekosystemów o charakterze naturalnym, a z drugiej z funkcjonowaniem ekosystemów w różny sposób przekształconych przez człowieka. W takich warunkach mogą występować gatunki odmiennie reagujące na presję antropogeniczną (por. Richling, Solon 2011 i literatura tam cytowana).

Po drugie, wskaźnik różnorodności, choć odnoszący się do rzeczywistego pokrycia terenu, ujmuje również w sposób pośredni zróżnicowanie warunków abiotycznych, co określa możliwości występowania gatunków o odmiennych wymaganiach ekologicznych (por. np. czynniki kształtujące bogactwo gatunkowe mszaków i porostów w zbiorowiskach leśnych – Löhmus i in. 2007).

Po trzecie, wykazano wielokrotnie, że bogactwo gatunkowe różnych grup systematycznych organizmów jest silnie skorelowane z różnorodnością powierzchniową ekosystemów w krajobrazie. Dotyczy to nie tylko gatunków-generalistów, ale również różnych grup gatunków-specjalistów. Zależności te wykazano w różnych typach krajobrazu, w różnych strefach geograficznych i w odniesieniu do różnych grup gatunków (np. rośliny naczyniowe – Gould, Walker 1999; rośliny, motyle i pająki – Záhlovová i in. 2009). Zależności te wynikają z faktu, że w skali lokalnej (krajobrazu) wyższa heterogeniczność – przejawiająca się wyższą różnorodnością ekosystemów – jest związana z występowaniem bardziej zróżnicowanych zasobów i większej liczby odrębnych nisz ekologicznych umożliwiających współwystępowanie większej liczby gatunków.

Po czwarte, podkreśla się również wagę różnorodności ekosystemowej w krajobrazie dla możliwości występowania gatunków użytkujących różne środowiska w trakcie cyklu życiowego. Jest to szczególnie ważne dla licznych bezkręgowców (Söderström i in. 2001; Zimmermann i in. 2005; Konvicka i in. 2006).

Biorąc jednak pod uwagę także i inne uwarunkowania przestrzenne, w tym charakter występujących ekosystemów, fragmentację, odległość do najbliższego sąsiada, bariery w krajobrazie i inne charakterystyki kompozycji i konfiguracji, różnorodność ekosystemowa nie może być traktowana jako jedyny i wystarczający wskaźnik bogactwa gatunkowego (por. m.in. Chesson 2000; Amarasekare 2003). Dlatego też traktujemy tę miarę jako wskaźnik przybliżony świadczenia ekosystemowego, podobnie jak to proponowali J. Maes i inni (2014).

Należy także zwrócić uwagę, że stosowanie miary różnorodności jako wskaźnika potencjału świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” ma sens tylko przy stosunkowo wąskim ujmowaniu typów ekosystemów, czyli tak jak w naszym opracowaniu. W przypadku zastosowania jednostek CORINE Land Cover czy też kategorii ekosystemów MAES otrzymane wyniki nie niosą żadnej wartościowej informacji.

Metodyka uzyskania wyników

Materiałem wejściowym, który posłużył do konstrukcji wskaźnika była mapa typów ekosystemów (ryc. 5.4). Na tę mapę nałożono granice jednostek krajobrazowych i dla każdego z krajobrazu obliczono w tabeli pomocniczej udział powierzchniowy każdego typu ekosystemu. Następnie, dla obliczenia różnorodności Shannona-Weavera wykorzystano formułę:

$$H = -\sum p_i \log_2 p_i$$

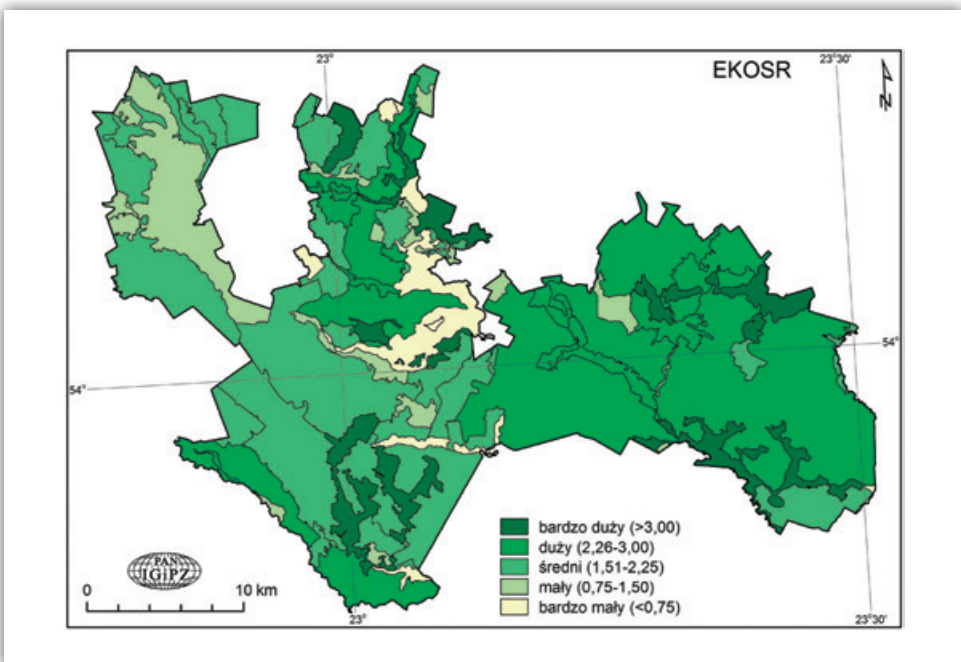
gdzie p_i oznacza udział powierzchniowy i -tego typu ekosystemu w ogólnej powierzchni krajobrazu (por. Richling, Solon 2011).

Otrzymane wyniki połączono w pięć klas wartości, według następującej skali – potencjał utrzymywania siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów:

- ▶ bardzo duży (wskaźnik Shannona-Weavera powyżej 3);
- ▶ duży (2,25–3);
- ▶ średni (1,5–2,25);
- ▶ mały (0,75–1,5);
- ▶ bardzo mały (0–0,75).

Zróżnicowanie przestrzenne

Zróżnicowanie wskaźnika jest stosunkowo duże i mieści się w zakresie od 0,1 do 4,1. Krajobrazy o najniższym potencjale (najniższej różnorodności) obejmują głównie zbiorniki wodne i są skoncentrowane w centralnej części terenu. Krajobrazy o niskim potencjale to przede wszystkim obszary rolniczo-osadnicze, grupujące się w zachodniej i środkowej części terenu. Jednostki o średnim potencjale obejmują krajobrazy rolnicze z dużym udziałem łąk oraz część monotonnych krajobrazów leśnych z przewagą siedlisk borowych. Występują głównie w zachodniej i środkowej części terenu. We wschodniej



Rycina 7.37. Potencjał krajobrazów do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Różnorodność ekosystemów w krajobrazie”

Figure 7.37. The potential of landscapes to provide the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Diversity of ecosystems in the landscape" indicator

części, czyli na obszarze gminy Giby dominują krajobrazy, głównie leśne, o wysokim potencjale. Krajobrazy o potencjale najwyższym związane są z mozaiką siedlisk, głównie wilgotnych, z dużym udziałem borów bagiennych. Nie tworzą zwartej kompleksu, lecz są rozrzucone w centralnej i wschodniej części terenu (ryc. 7.37).

ŚWIADCZENIE – UTRZYMYWANIE SIEDLISK DLA ROŚLIN, ZWIERZĄT I GRZYBÓW

WSKAŹNIK – ZAGĘSZCZENIE EKOSYSTEMÓW DROBNOPOWIERZCHNIOWYCH W KRAJOBRAZIE

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów* należy do sekcji *regulacja i utrzymywanie*, działu *utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska*, grupy *utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej*, klasy *utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania/rozwoju/bytowania gatunków*. Przedmiotem pomiaru są *potencjalne miejsca rozrodcze dla gatunków rzadkich*, a wskaźnikiem *zagęszczenie ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie* (tab. 7.63).

Tabela 7.63. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Zagęszczenie ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie”

Table 7.63. The systematic position of the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service and a characterisation of the "Concentration of small ecosystems in the landscape" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska
	Grupa	Utrzymywanie cykli życiowych, zachowanie siedlisk i puli genowej
	Klasa	Utrzymywanie siedlisk wykorzystywanych do rozmnażania / rozwoju / bytowania gatunków
Przedmiot pomiaru	Potencjalne miejsca rozrodcze dla gatunków rzadkich	
Wskaźnik	Zagęszczenie ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie	
Akronim wskaźnika	EKOSLB	
Konstrukcja wskaźnika	Liczba obiektów drobnopowierzchniowych (poniżej 3 ha) na 1 km ² terenu (kępy i pasy drzew, zarośla, tereny podmokłe i bagienne, glazy i glazowiska, duże pojedyncze drzewa itd.) – pełna lista uwzględnionych obiektów w tekście	
Pośredni/Bezpośredni	Pośredni	
Prosty/Złożony	Prosty	
Wyliczony/Oszacowany	Wyliczony	
Skala	Ilorazowa	
Przedział wartości	0,3–103,4	
Jednostka miary	szt.·km ²	
Jednostka przestrzenna	Krajobraz	
Interpretacja wartości	Im wyższa wartość wskaźnika tym większe bogactwo mikrosiedlisk będących potencjalnymi miejscami rozrodu wielu gatunków bezkręgowców i drobnych kręgowców. Większość z tych gatunków jest stosunkowo rzadka lub też zmniejsza swoją liczebność i liczbę populacji	
Dane źródłowe	BDOT10k, zdjęcia lotnicze, mapa roślinności rzeczywistej Wigierskiego Parku Narodowego	

Założenia teoretyczne

Potencjalne miejsca rozrodcze dla gatunków rzadkich, związanych ze specyficznymi drobnymi siedliskami, są częścią szeroko pojętego świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów”.

Ekosystemy drobnopowierzchniowe występują we wszystkich typach krajobrazu, ale najważniejszą rolę z punktu widzenia potencjału świadczeń ekosystemowych odgrywają w krajobrazach rolniczych. Do drobnych siedlisk (ekosystemów drobnopowierzchniowych) zalicza się m.in. kępy i pasy drzew i zarośli, drobne zbiorniki wodne i zabagnienia, pasy trawiaste (związane z miedzami lub pasami przeciwpożarowymi), skupiska kamieni i pojedyncze wychodnie skalne. Powyższe elementy przestrzenne (poza roślinnością drzewiastą i krzewiastą) odgrywają także ważną, choć nie zawsze uwzględnianą, rolę biocenotyczną również w obrębie krajobrazów leśnych.

Badania prowadzone w wielu regionach Europy i w licznych typach krajobrazów użytkowanych rolniczo wyraźnie wykazały decydujący wpływ drobnych elementów krajobrazowych na zachowanie możliwości funkcjonowania złożonych układów ekologicznych. Również w warunkach Polski zależności takie były wielokrotnie dokumentowane.

Obecność zadrzewień i innych drobnych elementów przestrzennych ma wpływ na liczbę i rozmieszczenie wszystkich bez wyjątku grup zwierząt. Dla wielu gatunków owadów niezbędnym pokarmem uzupełniającym, koniecznym do prawidłowego rozrodu, jest nektar lub pyłek określonych gatunków roślin, które rosną głównie w strefach ekotonowych zadrzewień. Ich obecność decyduje więc np. o możliwości występowania w krajobrazie wielu gatunków tych stawonogów. Lasy śródpolne i zadrzewienia są preferowane przez takie rodziny jak *Phoridae*, *Lonchaeidae*, *Asteidae*, *Mycetophilidae* (Diptera), *Ichneumonidae* (Hymenoptera), *Scolytidae* (Coleoptera), *Chrysopidae* (Neuroptera). Wymienione rodziny osiągają w tych środowiskach największe wartości zagęszczenia i biomasy (Karg 1989).

Znaczna część (nawet 40–50%) gatunków roślin w zadrzewieniach wytwarza owoce będące pokarmem zwierząt, głównie ptaków. W zadrzewieniach zakłada gniazda ok. 70 gatunków ptaków, a liczba par lęgowych może sięgać nawet 420 w przeliczeniu na hektar. Liczby te są znacznie większe od zagęszczeń podawanych dla innych środowisk. Do najpospolitszych i najliczniejszych gatunków wykorzystujących zadrzewienia śródpolne do zakładania gniazd należą: zięba (16% całego zespołu ptaków zadrzewień), trznadel (13%), mazurek (7%) i potrzyszcz (5%). W okresach migracji, głównie w zimie, zadrzewienia śródpolne są miejscem zdobywania pokarmu przez wiele gatunków ptaków, miejscem schronienia (w zadrzewieniach zimuje więcej gatunków niż w lasach), a także trasą przemieszczania się pomiędzy większymi kompleksami leśnymi (Cieślak, Dombrowski 1993; Ryszkowski, Bałazy 1994).

Również istotną funkcję ostoi i korytarzy ekologicznych dla zagrożonych gatunków zwierząt i roślin pełnią drobne zbiorniki i cieki oraz towarzysząca im roślinność. Szczególnie na dużych, odlesionych obszarach stanowią one refugia dla wielu, zwłaszcza leśnych, roślin, owadów, drobnych ssaków, płazów i gadów. Przykładowo, na Kujawach z istotnie przekształconym środowiskiem naturalnym, na florę zbiorników śródpolnych składa się 358 gatunków roślin kwiatowych, a ponadto 56 gatunków mszaków, 5 gatunków paprotników i 9 gatunków ramienic, w tym kilkunastu gatunków uznanych za zagrożone i w Polsce wymierające (Kucharski, Samosiej 1990), a w krajobrazie rolniczym Pojezierza Mazurskiego w zgrupowaniach owadów od 23 do 31% stanowią formy wylęgające się w okolicznych drobnych zbiornikach wodnych (Dąbrowska-Prot 1987). Generalnie – drobne zbiorniki i zabagnienia stanowią miejsca rozrodu, żerowania czy zimowania wielu gatunków z różnych grup systematycznych (por. m.in. Karg 2004; Dajdok, Wuczyński 2005).

Ekosystemy drobnopowierzchniowe wchodzą w skład wewnątrzkrajobrazowych korytarzy ekologicznych, których obecność w krajobrazie rolniczym jest szczególnie ważna dla gatunków stosunkowo mało mobilnych, na przykład pozbawionych zdolności lotu. Korytarze ekologiczne są więc bardzo ważne dla płazów i gadów, a także dla drobnych ssaków, niektórych ptaków i grup owadów. Różnego typu zadrzewienia łączące ze sobą ekosystemy ostojowe rozproszone w krajobrazie rolniczym (las, obszary trawiaste, zbiorniki wodne, tereny podmokłe itp.) stanowią dla tych organizmów właściwie jedyną, w miarę bezpieczną drogę przemieszczania się w terenie. Na przykład dla płazów penetrujących agroekosystemy, zadrzewienia śródpolne są przede wszystkim traktami komunikacyjnymi i miejscem, w którym łatwo o dogodne kryjówki w okresach zmniejszonej aktywności (Ryszkowski, Bałazy 1994).

Metodyka uzyskania wyników

Dane wykorzystane przy konstrukcji wskaźnika pochodzą przede wszystkim z Bazy Danych Obiektów Topograficznych w skali 1:10 000, stanowiącej źródło podstawowe. Źródła uzupełniające stanowiły zdjęcia lotnicze oraz szczegółowa mapa roślinności rzeczywistej Wigierskiego Parku Narodowego. Jako elementy drobnopowierzchniowe w krajobrazie przyjęto następujące kategorie BDOT10k należące do klasy głównej obiektów topograficznych (Dz.U. z 2011 r. nr 279, poz. 1642):

- a) Klasa: OT_OIMK_A – Mokradła, czyli tereny okresowo lub stale zabagnione, podtopione lub pokryte warstwą wody, obszary o płytkim poziomie wody gruntowej – uwzględniono tylko obiekty o powierzchni poniżej 3 ha w następujących kategoriach: bagno – Bg; teren podmokły – Pd, mokradło – MO.
- b) Klasa: OT_OISZ_A – Szuwary, czyli obszary porośnięte wysoką roślinnością trawiastą, występującą zarówno w strefach przybrzeżnych wód, jak i na lądzie – uwzględniono tylko obiekty na lądzie o powierzchni poniżej 3 ha.

- c) Klasa: OT_Pokrycie Terenu – Pokrycie terenu:
- ▶ OT_PTLZ_A – teren leśny lub zadrzewiony – uwzględniono tylko obiekty o powierzchni poniżej 3 ha (las – Las; zagajnik – Zag; zadrzewienie – Zdr);
 - ▶ OT_PTRK_A – teren roślinności krzewiastej – uwzględniono tylko obiekty o powierzchni poniżej 3 ha;
 - ▶ OT_PTWP_A – woda powierzchniowa – uwzględniono tylko zbiorniki wodne o powierzchni poniżej 3 ha.
- d) Klasa: OT_OIPR – obiekty przyrodnicze (obiekty będące elementami środowiska przyrodniczo-geograficznego powierzchni Ziemi, które z punktu widzenia przyjętego modelu pojęciowego nie wchodzą w skład kategorii obiektów pokrycie terenu). Uwzględniono następujące rodzaje obiektów przyrodniczych:
- ▶ Dwo (drzewo lub grupa drzew);
 - ▶ Gnr (głaz narzutowy lub grupa głazów);
 - ▶ Kkr (kępa krzewów);
 - ▶ Mls (mały las – zwarte skupisko drzew o powierzchni od 80 m² do 1000 m²);
 - ▶ Rdr (rząd drzew);
 - ▶ Zwpl (pas krzewów, żywopłot).

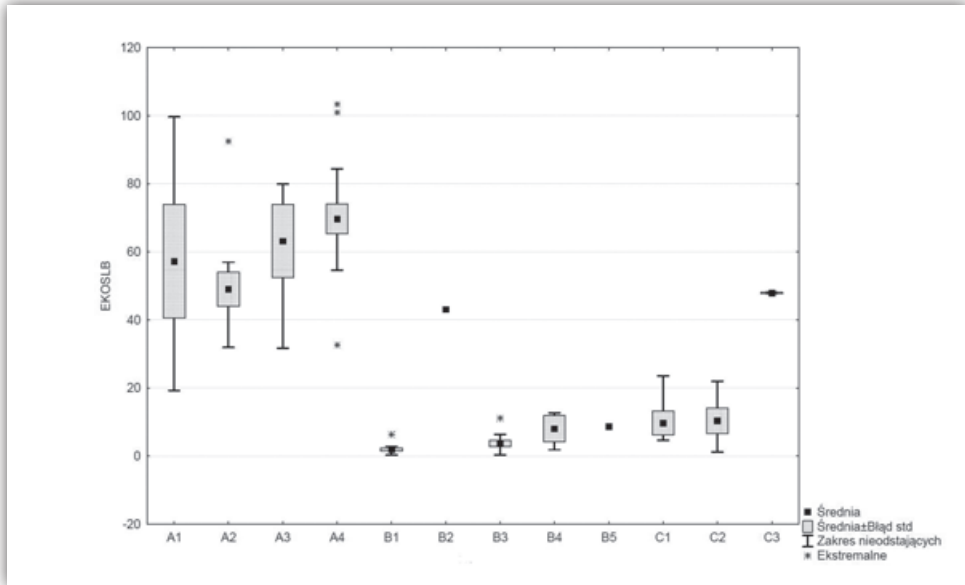
Nowo utworzony plik shp zawierający wyżej wymienione obiekty przestrzenne został zweryfikowany pod względem aktualności i poprawności identyfikacji. Wykorzystano w tym celu zdjęcia lotnicze i materiały kartograficzne z projektu planu ochrony Wigierskiego Parku Narodowego (materiały niepublikowane, dostępne w dyrekcji WPN).

Następnie na tak powstałą mapę rozmieszczenia przestrzennego ekosystemów drobnopowierzchniowych nałożono granice jednostek krajobrazowych. W kolejnym etapie zliczono ogólną liczbę tych ekosystemów w poszczególnych krajobrazach i obliczono ich zagęszczenie, wyrażone liczbą na 1 km² powierzchni. Otrzymane wyniki połączono w pięć klas wartości, według następującej skali – potencjał utrzymywania siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów:

- ▶ bardzo duży (powyżej 75 ekosystemów drobnopowierzchniowych na 1 km² w obrębie krajobrazu);
- ▶ duży (50–75);
- ▶ średni (25–50);
- ▶ mały (5–25);
- ▶ bardzo mały (0–5).

Zróźnicowanie przestrzenne

Wartości wskaźnika są silnie zróżnicowane i wynoszą od ok. 0,3 do nieco ponad 103, przy czym w 30 krajobrazach występują wartości bardzo niskie (poniżej pięciu), a w 25 przekraczają 50 drobnych ekosystemów na 1 km². Zgodnie z typologią krajobrazów



Rycina 7.38. Zróżnicowanie wartości wskaźnika EKOSLB w krajobrazach różnych typów

Figure 7.38. Differentiation of EKOSLB indicator values in landscapes of different types

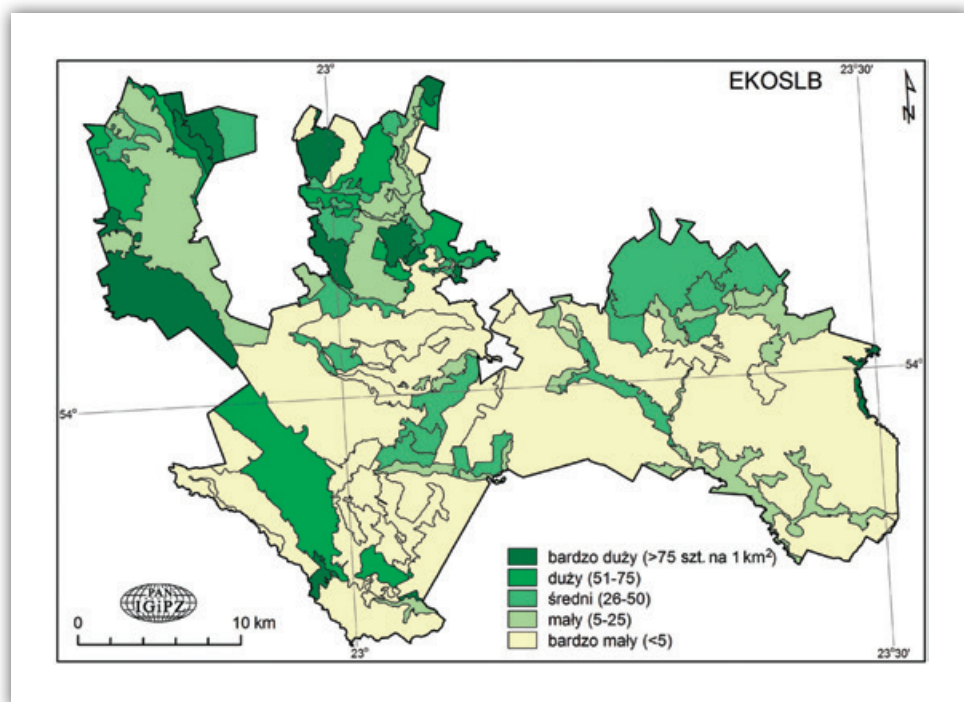
przedstawioną w rozdziale 5.4, najniższe wartości wskaźnika są związane z krajobrazami generalnie leśnymi (grupa B na rycinie 7.38 – za wyjątkiem krajobrazów olsowych B2) oraz jeziornymi (poza krajobrazami jeziornymi z dużym udziałem łąk – C3). Najwyższe wartości wskaźnika (średnio powyżej 50) są charakterystyczne dla krajobrazów rolniczych w szerokim ujęciu, to znaczy takich, w których współdominują grunty orne, łąki i pastwiska oraz obszary zabudowane w różnych proporcjach.

Powiązanie wartości wskaźnika z typami krajobrazu znajduje swoje odbicie w zróżnicowaniu przestrzennym obszarów (ryc. 7.39). W ujęciu ogólnym krajobrazy z najwyższymi wartościami wskaźnika występują w północnej i zachodniej części analizowanego terenu, głównie w gminie Suwałki oraz w zachodniej części gminy Nowinka. Najniższe wartości są związane z krajobrazami leśnymi, w centralnej i wschodniej części terenu, na obszarze gminy Giby.

Interpretacja dodatkowa wskaźnika

W krajobrazach rolniczych, zajętych głównie przez grunty orne i użytkowane łąki i pastwiska, ważnym problemem jest ochrona przed szkodnikami. Regulatorami liczebności populacji szkodników są głównie stawonogi drapieżne i pasożytnicze, ptaki owadożerne i w mniejszym stopniu ssaki owadożerne.

Wyniki syntezy bazującej na danych z 15 projektów badawczych z pięciu krajów wskazują, że średni poziom biologicznej regulacji szkodników jest nawet



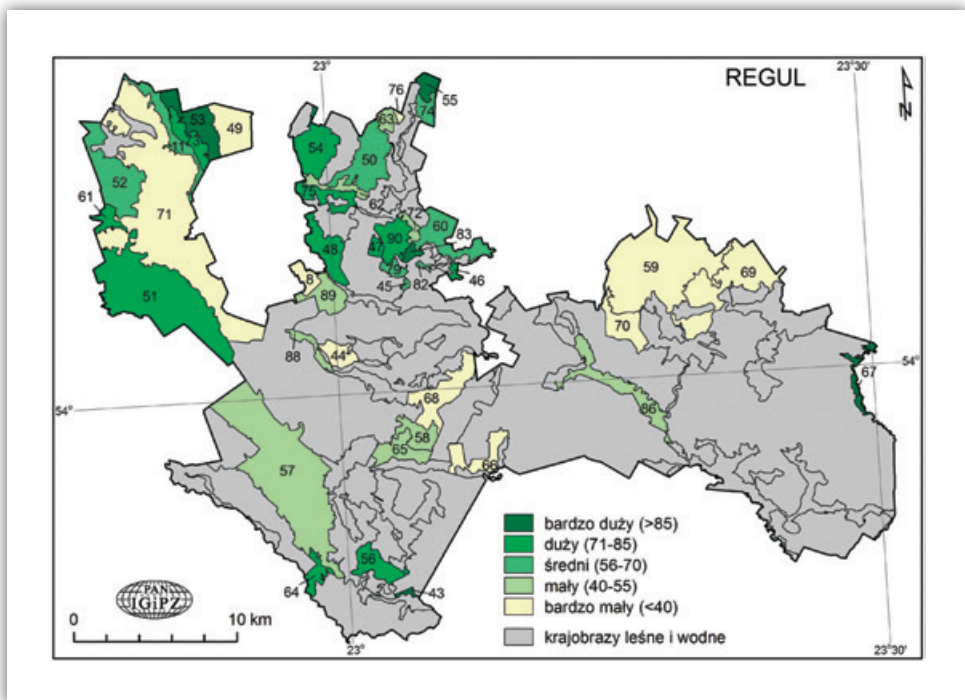
Rycina 7.39. Potencjał krajobrazów do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Zagęszczenie ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie”

Figure 7.39. The potential of landscapes to provide the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Density of small ecosystems in the landscape" indicator

o ponad 40% niższy w homogenicznych krajobrazach rolniczych w porównaniu do krajobrazów bardziej zróżnicowanych wewnętrznie, przy czym szczególnie ważną rolę odgrywają nawet niewielkie fragmenty roślinności półnaturalnej jako siedliska niezbędne dla drapieżnych stawonogów, wpływających na utrzymanie możliwości regulacji populacji szkodników (Rusch i in. 2016). W pracy A. Ruscha i innych (2016) podkreśla się rolę roślinności drzewiastej i krzewiastej, podczas gdy J.M. Holland i inni (2012) wskazują na ważną rolę pasów trawiastych i miedz w zapewnieniu kontroli rozrodu szkodników. Zdaniem M. Garfinkela i M. Johnsona (2015) rola ptaków w ograniczaniu populacji szkodników w krajobrazie wiejskim została już wielokrotnie dowiedziona. W ich badaniach również wykazano, że większa intensywność usuwania szkodników występuje w pobliżu zarośli (miejsca gniazdowania ptaków) niż wewnątrz dużych otwartych pól. Bardziej szczegółowa analiza wyników sugeruje przy tym, że rola ptaków jest mniej istotna przy tzw. normalnym zagęszczeniu szkodników, natomiast może być decydująca w ograniczaniu masowych gradacji określonych gatunków szkodników agrocenoz.

W świetle powyższych rozważań zasadne jest zatem potraktowanie wskaźnika „Zagęszczenie ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie” jako pośredniej i przybliżonej miary potencjału świadczenia „Regulacja populacji szkodników”. W takim ujęciu świadczenie należy do sekcji „Regulacja i utrzymywanie”, działu „Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska”, grupy „Regulacja populacji szkodników i występowania chorób” i klasy „Regulacja populacji gatunków niepożądanych”. Przedmiotem pomiaru są „Potencjalne miejsca rozrodcze dla gatunków (głównie ptaków, owadów drapieżnych i ssaków owadożernych) ograniczających populacje szkodników”.

Przy takiej interpretacji usługi zastosowany wskaźnik ma jedynie sens w odniesieniu do obszarów wykorzystywanych rolniczo, przy czym jego rola jest mniejsza w przypadku małych jednostek krajobrazowych otoczonych powierzchniami leśnymi. Dużą wartość diagnostyczną wskaźnik zachowuje w przypadku krajobrazów rozległych i położonych w kompleksach innych obszarów rolniczych (ryc. 7.40).



Rycina 7.40. Potencjał krajobrazów rolniczych do dostarczania usługi „Regulacja populacji szkodników” na podstawie wskaźnika „Zagęszczenie ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie”

Figure 7.40. The potential of agricultural landscapes to provide the "Pest control" service based on the "Density of small ecosystems in the landscape" indicator

Na analizowanym przez nas terenie dotyczy to głównie krajobrazów nr 49, 53, 73, 11, 51, 52, 61 i 71, tworzących zwarty kompleks w zachodniej części gminy Suwałki. Warto zauważyć, że poszczególne krajobrazy w tym kompleksie różnią się wyraźnie pod względem potencjału analizowanej usługi. Drugi kompleks, występujący na wschód od miasta Suwałki, obejmuje krajobrazy 55, 74, 76, 63, 50, 62, 75, 54 oraz 48, 89 i 8. Jest on mniej zróżnicowany wewnątrz pod względem rozrzutu wartości wskaźnika. Trzeci, najmniejszy kompleks tworzą trzy krajobrazy (59, 69 i 70), mające charakter silnie łąkowy, ale o wyraźnie niższym potencjale do regulacji populacji szkodników.

ŚWIADCZENIE KULTUROWE

ŚWIADCZENIE – UPRAWIANIE TURYSTYKI

WSKAŹNIK – STOPIEŃ SKOMPLIKOWANIA STRUKTURY KRAJOBRAZU

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *uprawianie turystyki* należy do sekcji *kultura (interakcje z przyrodą)*, działu *fizyczne i intelektualne interakcje*, grupy *fizyczne interakcje* i dotyczy różnych klas w obrębie tej grupy. Przedmiotem pomiaru jest *wizualna atrakcyjność krajobrazu*, a wskaźnikiem *stopień skomplikowania struktury krajobrazu* (tab. 7.64).

Założenia teoretyczne

Na przydatność terenu do uprawiania różnych form turystyki i rekreacji wpływa znaczna liczba czynników i uwarunkowań, z czego tylko część jest związana z walorami środowiska przyrodniczego. Pośród uwarunkowań środowiskowych można wymienić kilka wiodących, do których należą m.in.: walory dydaktyczne i naukowe, niezbędne dla określonych form rekreacji, walory „sportowe”, związane ze stawianiem wyzwań dla określonych grup (alpinizm, turystyka wysokogórska itp.) oraz walory związane z ogólnie pojętą estetyką krajobrazu (zwaną także atrakcyjnością wizualną czy pięknem widoków – *scenic beauty*), niezbędną dla wszystkich form spędzania czasu na wolnym powietrzu. Zarówno na świecie, jak i w Polsce opracowano bardzo dużą liczbę metod, za pomocą których można określić walory estetyczne. Przegląd metod badawczych oraz przegląd kryteriów uwzględnianych przy ocenie wartości estetycznych krajobrazu stosowanych w Polsce i na świecie podał m.in. M. Rogowski (2012).

W ujęciu ogólnym wszystkie te metody reprezentują dwa główne podejścia:

- a) tzw. podejście obiektywne – polegające na liczbowym wyrażaniu charakterystyk mierzalnych, głównie kompozycji i konfiguracji krajobrazu, często przy arbitralnie przyjętych punktach rangowych i współczynnikach

Tabela 7.64. Pozycja systematyczna usługi „Uprawianie turystyki” i charakterystyka wskaźnika „Stopień skomplikowania struktury krajobrazu”

Table 7.64. The systematic position of the "Tourism" service and a characterization of the "Complexity of landscape structure" indicator

Świadczenie ekosystemowe		Uprawianie turystyki
CICES	Sekcja	Kultura (interakcje z przyrodą)
	Dział	Fizyczne i intelektualne interakcje
	Grupa	Fizyczne interakcje
	Klasa	-
Przedmiot pomiaru		Wizualna atrakcyjność krajobrazu
Wskaźnik		Stopień skomplikowania struktury krajobrazu
Akronim wskaźnika		ATRAK
Konstrukcja wskaźnika		Wskaźnik ujmuje w syntetyczny sposób dwie charakterystyki krajobrazu wpływające na stopień skomplikowania struktury: (a) różnorodność powierzchniową, (b) obecność drobnych elementów przyrodniczych. Każda z tych charakterystyk została odrębnie podzielona na przedziały wartości, a następnie dokonano łącznego rangowania, ujmując zmienność obu części składowych wskaźnika
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Rangowa
Przedział wartości		1-5
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Krajobraz
Interpretacja wartości		Im wyższa wartość rangowa krajobrazu, tym silniej jest skomplikowana jego struktura przestrzenna, przez co wzrasta atrakcyjność wizualna, która jest potencjałem (zasobem) nadającym się do wykorzystania turystycznego
Dane źródłowe		Zróżnicowanie typologiczne i przestrzenne ekosystemów zarejestrowanych na mapie ekosystemów (por. rozdz. 5) oraz BDOT10k, zinterpretowane zdjęcia lotnicze, mapa roślinności rzeczywistej Wigierskiego Parku Narodowego

dotychczas za obecność poszczególnych klas obiektów. Podejście to można uznać za sposób oceny potencjału estetyczno-widokowego krajobrazu;

- b) tzw. podejście subiektywne – bazujące na uśrednianiu ocen wyrażonych przez różne grupy respondentów. Ocenianiu najczęściej podlegają fotografie poszczególnych widoków, choć możliwe są także inne ujęcia ankietowe. Podejście to można uznać za sposób oceny popytu na określone walory estetyczne krajobrazu.

B.T. van Zanten i inni (2016) nazywają oba powyższe podejścia odpowiednio analitycznym i holistycznym i twierdzą, że to pierwsze bardziej umożliwia ocenę porównawczą dla obszarów w różnej skali i położonych w odmiennych regionach.

Mimo licznych dyskusji dotyczących zagadnienia, czy piękno (walory estetyczne) krajobrazu jest zawarte w nim samym, czy też raczej wynika z percepcji, wykształcenia i doświadczenia patrzącego (por. m.in. Meinig 1976; Dearden 1987 i dyskusję w Richling, Solon 2011), wielokrotnie wykazano korelację między

ocenami uzyskanymi za pomocą podejść obiektywnych i ocen subiektywnych. Przykładowo, S. Frank i inni (2013) uzyskali silną korelację między wskaźnikiem różnorodności Shannona a wizualną oceną fotografii. Podobne zależności pokazano również w pracy W.E. Dramstad i innych (2006), ale w tym przypadku okazało się, że wynik zależy od analizowanej grupy respondentów: silne korelacje między oceną wizualną zdjęć krajobrazowych a wybranymi metrykami krajobrazu (liczba typów pokrycia terenu, fragmentacja, wskaźnik różnorodności) wystąpiły wśród osób niezwiązanych bezpośrednio z analizowanym terenem, natomiast były słabsze lub nie wystąpiły w przypadku osób mieszkających na danym obszarze.

Z analiz ukierunkowanych na opracowanie wskaźników kulturowych świadczeń ekosystemów (krajobrazów) wynika, że szczególnie silnie na atrakcyjność estetyczną krajobrazu, przede wszystkim krajobrazu rolniczego, wpływa różnorodność pokrycia oraz obecność obiektów punktowych i liniowych, przy czym w zależności od obszarów i respondentów, rola obiektów liniowych oraz mozaiki form pokrycia terenu może być różna (van Zanten i in. 2016). W ocenach eksperckich zestawionych w pracy S. Quijas i innych (2012) również różnorodność ekosystemów w obrębie krajobrazu wpływa pozytywnie na ocenę piękna widoków – porównaj także M. Rogowski (2012).

Biorąc pod uwagę powyższe rozważania, można przyjąć, że dobrą, choć pośrednią i przybliżoną miarą oceny potencjału estetyczno-widokowego krajobrazu może być wskaźnik ujmujący łącznie dwie charakterystyki przestrzeni, a mianowicie różnorodność powierzchniową oraz zagęszczenie małych obiektów przyrodniczych w krajobrazie, z których (w analizowanym obszarze) większość stanowią liniowe ciągi zadrzewień i krzewów oraz niewielkie kępy drzew.

Metodyka uzyskania wyników

Złożony wskaźnik stopnia skomplikowania struktury krajobrazu (ATRAK) obejmuje dwie charakterystyki składowe: obecność ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie oraz różnorodność powierzchniową ekosystemów w krajobrazie. Dane dotyczące ekosystemów drobnopowierzchniowych pochodzą z Bazy Danych Obiektów Topograficznych w skali 1:10 000, oraz ze zdjęć lotniczych i szczegółowej mapy roślinności rzeczywistej Wigierskiego Parku Narodowego. Szczegółowe informacje dotyczące zakresu i przetwarzania danych wejściowych zamieszczono w opisie wskaźnika „Udział ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie” (EKOSLB).

Druga charakterystyka składowa, czyli różnorodność ekosystemów, została szczegółowo scharakteryzowana przy opisie wskaźnika „Różnorodność ekosystemów w krajobrazie” (EKOSR).

Każda z tych charakterystyk została odrębnie podzielona na przedziały wartości, a następnie dokonano łącznego rangowania, ujmując zmienność obu części składowych wskaźnika według zasad przedstawionych w tabeli 7.65.

Tabela 7.65. Skala rangowa wskaźnika ATRAK na podstawie zmierzonych wartości wskaźników EKOSLB i EKOSR

Table 7.65. Rank scale of the ATRAK indicator based on measured values for the EKOSLB and EKOSR indicators

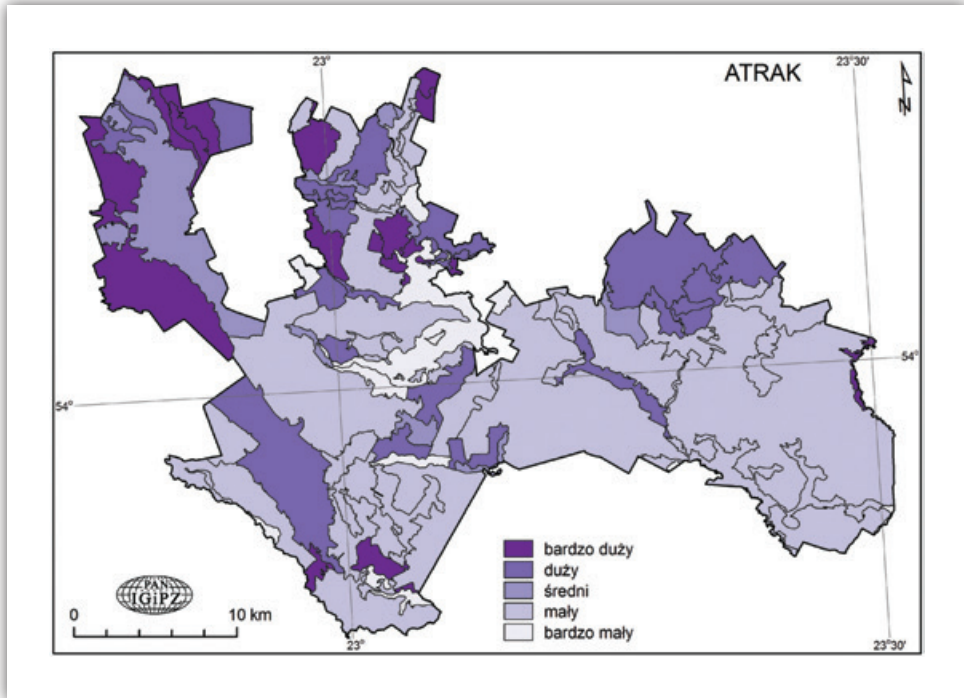
EKOSLB	EKOSR	
	0-1,5	1,5-4,1
0-20	1	2
21-60	3	4
61-104	5	

Należy tu podkreślić, że przedstawiony sposób rangowania, zgodnie z przyjętymi zasadami, dotyczy tylko oceny potencjału estetyczno-widokowego dla uprawiania turystyki wewnątrz danej jednostki krajobrazowej. Nie dotyczy natomiast widoków (panoram) z konkretnego miejsca na różne jednostki krajobrazowe. Ocena panoram i określanie zasobów estetycznych obszaru wymaga innych jednostek odniesienia i odrębnej metodyki.

Zróznicowanie przestrzenne

Zróznicowanie przestrzenne wartości wskaźnika w wyróżnionych jednostkach krajobrazowych jest bardzo ściśle związane ze zróznicowaniem pokrycia terenu. Krajobrazy o średniej, wysokiej i bardzo wysokiej wartości wskaźnika, charakteryzujące się dużym udziałem terenów otwartych (pola, łąki, zabudowa) grupują się w części wschodniej i północnej terenu (ryc. 7.41). Krajobrazy o niskiej wartości wskaźnika, związane z dominacją lasów, obejmują zdecydowaną większość terenu, głównie w części wschodniej. Obszary o najniższej wartości wskaźnika obejmują prawie wyłącznie jeziora i tylko wyjątkowo inne obszary. Grupują się one w postaci pasa biegnącego z północy na południe w centralnej części analizowanego obszaru. Należy tu jednak zauważyć, że umieszczenie krajobrazów jeziornych w grupie jednostek o najniższym potencjale wynika z przyjętej metodologii obliczeń. W przypadku stosowania metody panoram wszystkie obszary z jeziorami byłyby zakwalifikowane do kategorii jednostek z wysokim lub bardzo wysokim potencjałem estetyczno-widokowym (por. Sikorski i in. 2013b)⁷¹.

⁷¹ Oba podejścia, choć dają odmienne rezultaty, są równie poprawne. Wynika to z różnego rozumienia terminu krajobraz – odpowiednio jako jednostka przestrzenna i jako widok (por. Solon 2015), co w konsekwencji powoduje różną liczbę elementów branych pod uwagę. W pierwszym podejściu uwzględnia się wszystkie obiekty położone wyłącznie w obrębie jednostki o zdefiniowanych granicach, w drugim – jedynie elementy widoczne z określonego punktu lub linii (trasy).



Rycina 7.41. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Uprawianie turystyki” na podstawie wskaźnika „Stopień skomplikowania struktury krajobrazu”

Figure 7.41. The potential of ecosystems to provide the "Tourism" service based on the "Degree of complexity of landscape structure" indicator

7.1.4. Świadczenie ekosystemowe dla wydziałów glebowych

ŚWIADCZENIE ZAOPATRZENIOWE

ŚWIADCZENIE – PŁODY ROLNE

WSKAŹNIK – WIELKOŚĆ PLONÓW ZBÓŻ

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *plody rolne* należy do sekcji *zaopatrzenie*, działu *pożywienie*, grupy *biomasa* oraz klasy *rośliny uprawne*. Przedmiotem pomiaru jest *potencjalny plon z pól*, a wskaźnikiem *wielkość plonów zbóż* (tab. 7.66).

Założenia teoretyczne

Podstawowym świadczeniem ekosystemów polnych jest zaopatrzenie w produkty żywnościowe dla ludzi i zwierząt. Najczęściej jest przedstawiane za pomocą wielkości

Tabela 7.66. Pozycja systematyczna usługi „Płody rolne” i charakterystyka wskaźnika „Wielkość plonów zbóż”

Table 7.66. The systematic position of the ”Crops” service and a characterisation of ”The size of grain yields” indicator

Świadczenie ekosystemowe		Płody rolne
CICES	Sekcja	Zaopatrzenie
	Dział	Pożywienie
	Grupa	Biomasa
	Klasa	Rośliny uprawne
Przedmiot pomiaru		Potencjalny plon z pól
Wskaźnik		Wielkość plonów zbóż
Akronim wskaźnika		PLONY
Konstrukcja wskaźnika		Wykorzystanie zależności regresyjnej między wskaźnikiem waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej (bazującym na ocenie: jakości gleby, klimatu, rzeźby terenu i stosunków wodnych w skalach bonitacyjnych) a plonowaniem zbóż
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Ilorazowa
Przedział wartości		(0) 13,2–50
Jednostka miary		dt·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹
Jednostka przestrzenna		Wydzielenie glebowe
Interpretacja wartości		Wielkość plonów jest proporcjonalna do wartości wskaźnika WRPP; obliczona dla ekosystemów polnych przyjmuje wartości 13,2-50 dt·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹ ; pozostałych typów ekosystemów nie rozpatrywano
Dane źródłowe		<ul style="list-style-type: none"> • Mapa glebowo-rolnicza (IUNG Puławy) • Mapa rzeźby (spadków terenu) opracowana na podstawie NMT DTED o rozdzielczości 33 m (SG WP) • Mapa retencji wodnej gleb (Gawrysiak i in. 2004) • Dane statystyczne o plonach zbóż w woj. podlaskim (2010–2014) pochodzące z Banku Danych Lokalnych GUS • Konstrukcja wskaźnika WRPP (Witek, Górski 1977; Witek 1981, 1994) • Równanie regresji (Filipiak 2003)

plonów uprawianych roślin na jednostkę powierzchni (dt·ha⁻¹) (de Groot i in. 2010b; Haines-Young, Potschin 2013; Burkhard i in. 2014). Jednak lokalny zasięg i duża zmienność upraw (plodozmian) na terenach rolniczych ograniczają możliwości oszacowania wielkości tego świadczenia ze względu na umiarkowaną dostępność dokładnych i aktualnych danych (Kandziora i in. 2013b). W tej sytuacji, ocena potencjalnego plonu z pól (hipotetyczny maksymalny plon – Burkhard i in. 2012) jest bardziej adekwatna i realna niż ocena rzeczywistej produkcji rolnej. Potencjał ekosystemów zależy w dużej mierze od ich właściwości. Analiza właściwości ekosystemów, przeprowadzona metodami naukowymi, przy użyciu analitycznych wskaźników, stanowi punkt wyjścia w ocenie świadczeń (Bastian i in. 2013).

W niniejszych badaniach potencjalne plony zbóż dostarczane przez ekosystemy polne zostały wyliczone przy pomocy pośredniego, złożonego wskaźnika

potencjału (tab. 7.66). Przy konstrukcji wskaźnika wykorzystano zależność regresyjną między wskaźnikiem waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej (WWRPP – Witek 1981, 1994), a plonowaniem zbóż. Wskaźnik WRPP jest powszechnie stosowany w nauce i praktyce rolniczej m.in. do wyznaczania obszarów o niekorzystnych warunkach gospodarowania (ONW – Czapiewski i in. 2008). Bazuje on na ocenie: jakości gleby, klimatu, rzeźby terenu i stosunków wodnych, czyli tych czynników naturalnych, które decydują o potencjalnej wydajności plonów na poziomie lokalnym (Witek, Górski 1977).

Metodyka uzyskania wyników

Źródłem danych niezbędnych do obliczenia WWRPP były: mapy glebowo-rolnicze, mapa rzeźby (spadków terenu) opracowana na podstawie numerycznego modelu terenu (NMT), mapa retencji wodnej gleb oraz dane statystyczne o plonach zbóż w województwie podlaskim pochodzące z Banku Danych Lokalnych GUS. Każdy z czynników, tzn. jakość gleby, klimat, rzeźba terenu i stosunki wodne, został opisany za pomocą odpowiednich parametrów i przypisano im wagi odzwierciedlające ich wpływ na produktywność ekosystemów polnych.

Jakość gleb została określona przez podanie kompleksu przydatności rolniczej (podstawowa jednostka map glebowo-rolniczych) obejmującego gleby o zbliżonych właściwościach rolniczych, podobnym układzie właściwości fizycznych i chemicznych (skład granulometryczny, zasobność, pH, zdolności buforowe i retencyjne itp.), które mogą być podobnie użytkowane. Ranking oraz wartości liczbowe (18–94) dla każdego kompleksu przyjęto z literatury (Witek, Górski 1977). Uzyskano je na podstawie wyników długoletnich doświadczeń polowych prowadzonych na terenie całego kraju (tab. 7.67), a ich weryfikację w obecnych warunkach przeprowadzono za pomocą danych satelitarnych i wskaźnika wegetacji NDVI (MRiRW 2007). Dla przykładu, kompleks pszenny bardzo dobry obejmuje najlepsze gleby w kraju, zasobne w składniki pokarmowe i materię organiczną, o uregulowanym odczynie i stosunkach wodnych, dużych zdolnościach retencyjnych i głębokim poziomie próchnicznym. Natomiast do kompleksu żytniego b. słabego zaliczają się najsłabsze gleby ukształtowane na przepuszczalnych piaskach, silnie kwaśne, o niskiej zdolności retencyjnej. Stosowanie wysokich nakładów na nawożenie nie rekompensuje ich naturalnych ograniczeń siedliskowych.

Syntetyczny wskaźnik agroklimatu odpowiada liczbowo tzw. plonom przeliczeniowym uzyskiwanym średnio w wieloletniu przy jednolitej strukturze upraw. Określany był na podstawie pomiarów parametrów pogody (temperatura, nasłonecznienie, opady) prowadzonych w 60 stacjach meteorologicznych w całym kraju przez okres 50 lat. Jego wartość waha się od 1 do 15 (tab. 7.68). Plon przeliczeniowy został obliczony według powszechnie stosowanego wzoru:

$$P_p = \frac{Z_{zb} + \frac{Z_{zi} + Z_{bc}}{7}}{P_{zb} + P_{zi} + P_{bc}}$$

gdzie: Z – zbiory w dt, P – powierzchnia zasiewów w ha, zb – zboża, zi – ziemniaki, bc – buraki cukrowe.

Tabela 7.67. Wskaźnik jakości gleby – wartości liczbowe dla różnych kompleksów gleby

Table 7.67. Soil quality indicator – values for different soil complexes

Kompleksy przydatności rolniczej gleby		Wartość wskaźnika
1	pszenny b. dobry	94
2	pszenny dobry	80
3	pszenny wadliwy	61
4	żytni b. dobry	70
5	żytni dobry	52
6	żytni słaby	30
7	żytni b. słaby	18
8	zbożowo-pastewny mocny	64
9	zbożowo-pastewny słaby	33
1z	użytków zielonych b. dobrych i dobrych	80
2z	użytków zielonych średnich	50
3z	użytków zielonych słabych i b. słabych	20

Tabela 7.68. Wskaźnik agroklimatu

Table 7.68. The agro-climate indicator

Wartość wskaźnika	1	3	5	7	9	11	13	15
Plony zbóż (dt·ha ⁻¹)	28	29	30	31	32	33	34	35

Źródło: Witek, Górski (1977).

Przy obliczeniu wskaźnika agroklimatu uwzględniono średnią wielkość zbiorów i powierzchnię zasiewów w województwie podlaskim z lat 2010–2014 (Bank Danych Lokalnych, GUS).

Rzeźbę terenu oceniono w oparciu o kryteria klasyfikujące wysokość nad poziom morza, spadki oraz ukształtowanie terenu, gdzie wyróżniono osiem typów: równinny, łagodnie pagórkowaty, pagórkowaty, pofałdowany, umiarkowanie nachylony, podgórski, górski, wysokogórski. Przyjęto 5-punktową skalę, przy czym im większy spadek, tym dany teren otrzymuje mniej punktów (tab. 7.69). Do analizy wykorzystano mapę spadków wygenerowaną z NMT. Dla każdego wydziału przyjęto średnią wartość nachylenia.

Tabela 7.69. Wskaźnik rzeźby terenu**Table 7.69. The relief indicator**

Ukształtowanie terenu	R	ŁP	P	F	UN	PG	G	WG
Deniwelacja (m)	0-3	3-7	7-20	20-40	40-75	75-200	200-400	> 400
Nachylenie stoku w stopniach	0-1	1-5	5-8	8-15	15-20	20-30	> 30	> 30
Wartość wskaźnika	5	4	3,5	2,5	1	0,5	0,25	0

R – teren równiny, ŁP – łagodnie pagórkowaty, P – pagórkowaty, F – pofałdowany, UN – umiarkowanie nachylony, PG – podgórski, G – górski, WG – wysokogórski

Właściwości wodne gleb określono w skali od 0,5 do 5 pkt., dzieląc gleby na 5 kategorii uwilgotnienia uwzględniających zdolności retencyjne profilu glebowego oraz występowanie zwierciadła wody gruntowej. Dane pochodziły z mapy warunków wodnych opracowanej przez Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa (IUNG) w Puławach (Gawrysiak i in. 2004). Wielkość zasobów wody potencjalnie dostępnej dla roślin, obejmujących zakres 70–300 mm, podzielono na pięć kategorii (tab. 7.70).

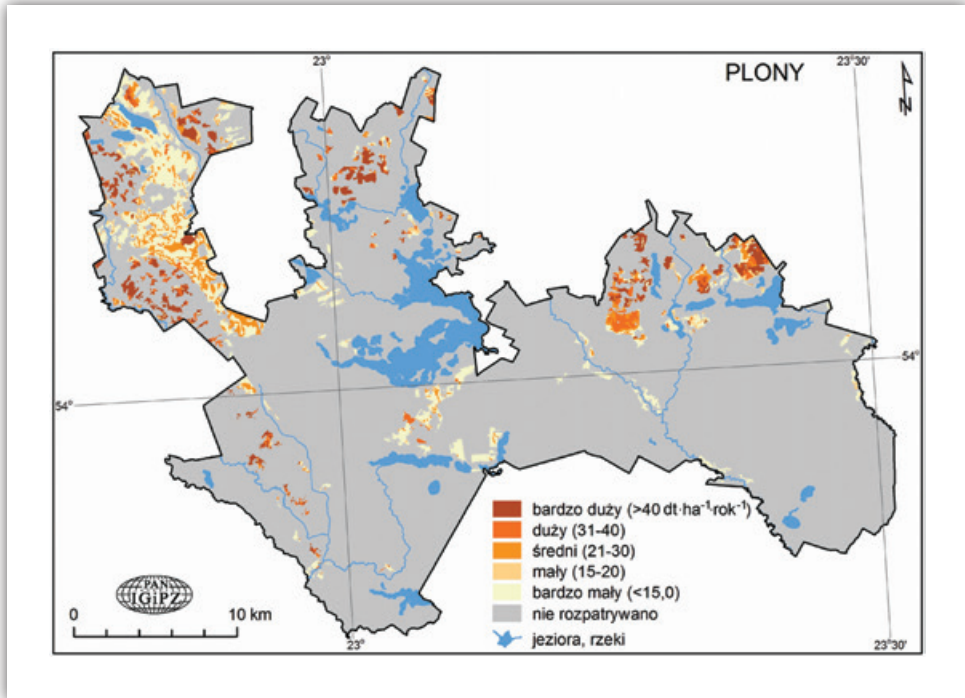
Tabela 7.70. Wskaźnik stosunków wodnych w glebie**Table 7.70. Indicator of soil water regimes**

Kategorie warunków wodnych	Wartość wskaźnika
Trwale podmokłe (262–300 mm)	1,25
Okresowo podmokłe (219–261 mm)	3,0
Optymalnie uwilgotnione (176–218 mm)	5,0
Okresowo za suche (133–175 mm)	2,0
Trwale za suche (90–132 mm)	0,5

Sumując punkty za poszczególne czynniki środowiska, uzyskuje się syntetyczny wskaźnik liczbowy charakteryzujący jakość rolniczej przestrzeni produkcyjnej w teoretycznym przedziale 19,5–119 punktów (gdzie: poniżej 30 – bardzo słabe, 30–59 – słabe, 60–79 – dobre, powyżej 80 – bardzo dobre użytki rolne). Wskaźnik ten odzwierciedla potencjalne przyrodnicze możliwości produkcyjne danego ekosystemu.

WWRPP został obliczony dla wszystkich ekosystemów polnych, których granice pokrywały się z granicami kompleksów przydatności rolniczej przedstawionych na mapie glebowo-rolniczej w skali 1:25 000 i zweryfikowanych na podstawie aktualnej ortofotomapy. Jednostką odniesienia było wydzielenie glebowe wyróżnione z uwzględnieniem granic kompleksów przydatności rolniczej, nachylenia terenu oraz kategorii uwilgotnienia gleby.

Wykorzystując wysoką zależność między WWRPP i plonowaniem zbóż (w niektórych regionach Polski wskaźnik waloryzacji wyjaśnia zmienność plonów zbóż w 87%), otrzymane wartości podstawiono do równania regresji: $y = -0,339 + 0,541x$, opracowanego dla grupy województw, w tym województwa podlaskiego, w których zboża plonują poniżej średniej krajowej (Filipiak 2003).



Rycina 7.42. Potencjał ekosystemów polnych do dostarczania usługi „Plody rolne” na podstawie wskaźnika „Wielkość plonów zbóż”

Figure 7.42. The potential of agricultural ecosystems to provide the "Crops" service based on the "size of grain yields" indicator

Na koniec, po zestawieniu mapy ekosystemów z mapą wydzieleni glebowych, obliczono średni potencjalny plon dla poszczególnych typów ekosystemów polnych.

Waloryzacja ekosystemów i zróżnicowanie przestrzenne

Pola uprawne stanowią tylko 13% powierzchni obszaru badań. Większość z nich jest położona na zachód od Suwałk. Na terenie badań wskaźnik WRPP przyjmuje wartości od 25 do 93 punktów. Ponad 55% użytków rolnych należy do kategorii użytków b. słabych (WWRPP < 30), związanych z glebami ukształtowanymi na piaskach, ubogimi w składniki odżywcze i zwykle trwale za suchymi. Tylko 26% użytków rolnych należy do kategorii dobrych i b. dobrych (WWRPP ≥ 60), związanych z żyznymi glebami, o uregulowanych stosunkach wodnych i dużych zdolnościach retencyjnych.

Potencjalne plony zbóż z badanych ekosystemów wynoszą od 13,2 do 50 $\text{dt}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ (ryc. 7.42). Najwyższe plony obserwujemy na siedliskach grądów i żyznych borów mieszanych POLEŚW (śred. 33,1 $\text{dt}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, odch. stand. 11,3), niższe zaś na siedliskach wilgotnych POLEW (śred. 21,7 $\text{dt}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, odch. stand. 9,1) i ubogich POLES (śred. 20,1 $\text{dt}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, odch. stand. 8,3).

Średnia wartość dla całego obszaru wynosi $26,5 \text{ dt}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ (odch. stand. 11,7) i jest ~10% niższa niż rzeczywista średnia wartość dla województwa podlaskiego ($29,5 \text{ dt}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ – 2010–2014). Ta różnica może wynikać z faktu, że wskaźnik uwzględnia tylko warunki naturalne, pomijając zabiegi agrotechniczne (np.: nawożenie, ochronę roślin, nawadnianie) poprawiające warunki uprawy.

7.1.5. Świadczenie ekosystemowe dla komórek rastra

ŚWIADCZENIE REGULACYJNE

ŚWIADCZENIE – PRZECIWDZIAŁANIE EROZJI GLEBY WSKAŹNIK – ODPORNOŚĆ NA EROZJĘ

Powiązanie wskaźnika z systemem CICES

Zgodnie z klasyfikacją CICES świadczenie ekosystemowe *przeciwdziałanie erozji gleby* należy do sekcji *regulacja i utrzymanie*, działu *regulacja ruchów substancji*, grupy *ruchy masowe* oraz klasy *stabilizacja gruntów i regulacja tempa erozji*. Przedmiotem pomiaru jest *zdolność obszarów do ograniczania erozji*, a wskaźnikiem *odporność na erozję* (tab. 7.71).

Założenia teoretyczne

Procesy erozyjne są złożonymi z wielu czynników zjawiskami przyrodniczo-geologicznymi polegającymi na niszczeniu powierzchni skorupy ziemskiej (Ziemnicki 1978). Jednym z nich jest erozja gleb, która polega na usuwaniu części pokrywy glebowej pod wpływem różnych czynników mechanicznych zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych. Mechanizm działania tego procesu ściśle wiąże się z pokryciem terenu, które w istotny sposób wpływa na jego intensywność i przebieg. Ponadto jest zależny od rzeźby terenu, uziarnienia gleb oraz czynników meteorologicznych. Jednym z najpowszechniejszych zjawisk jest występowanie erozji powierzchniowej powodowanej spływem wody wraz z cząsteczkami glebowymi wzdłuż stoku. Urozmaicona rzeźba terenu, duża wysokość opadów atmosferycznych, w tym udział intensywnych deszczy, litologia, brak pokrywy roślinnej, intensyfikacja upraw rolnych czy niewłaściwe użytkowanie gruntów sprzyjają wzmożeniu procesów erozyjnych, a głównie erozji wodnej. Wśród obszarów nizinnych to pojezierza (w tym obszar badań) są w największym stopniu zagrożone erozją, ze względu na znaczny udział stoków o nachyleniu powyżej 9° (Niewiadomski, Skrodzki 1964; Uggla i in. 1968; Churska 1973; Chudecki, Niedźwiecki 1983; Chudecki i in. 1993; Smolska 2002; Koćmit i in. 2006). Zdolność obszarów do zapobiegania erozji jest czynnikiem niezwykle istotnym w kontekście nie tylko funkcjonowania ekosystemów, ale również działalności człowieka, w tym głównie rolnictwa.

Tabela 7.71. Pozycja systematyczna usługi „Przeciwdziałanie erozji gleby” i charakterystyka wskaźnika „Odporność na erozję”

Table 7.71. The systematic position of the “Prevention of soil erosion” service and a characterisation of the “Resistance to erosion” indicator

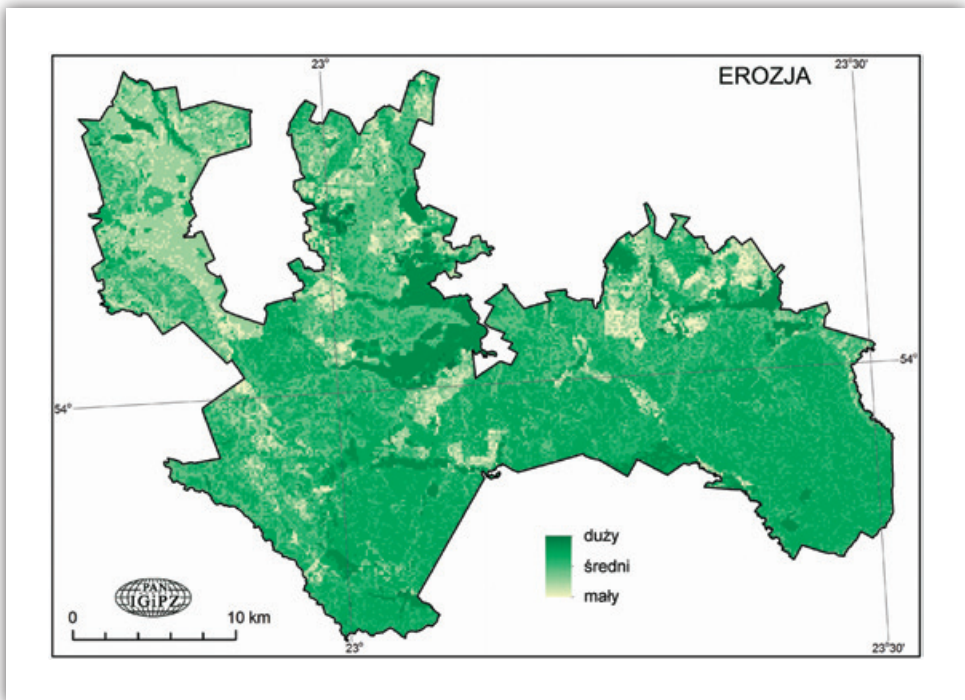
Świadczenie ekosystemowe		Przeciwdziałanie erozji gleby
CICES	Sekcja	Regulacja i utrzymanie
	Dział	Regulacja ruchów substancji
	Grupa	Ruchy masowe
	Klasa	Stabilizacja gruntów i regulacja tempa erozji
Przedmiot pomiaru		Zdolność obszarów do ograniczania erozji
Wskaźnik		Odporność na erozję
Akronim wskaźnika		EROZJA
Konstrukcja wskaźnika		Przeliczenie na podstawie danych dotyczących ukształtowania i pokrycia terenu oraz uziarnienia utworów powierzchniowych
Potencjalna podaż / Podaż / Przepływ / Zapotrzebowanie		Potencjalna podaż
Pośredni/Bezpośredni		Pośredni
Prosty/Złożony		Złożony
Wyliczony/Oszacowany		Wyliczony
Skala		Rangowa
Przedział wartości		Wysoki – obszary o wysokim potencjale zapobiegania erozji Średni – obszary o średnim potencjale zapobiegania erozji Niski – obszary o niskim potencjale zapobiegania erozji
Jednostka miary		-
Jednostka przestrzenna		Komórka rastra
Interpretacja wartości		-
Dane źródłowe		<ul style="list-style-type: none"> • Mapa uziarnienia utworów powierzchniowych • NMT DTED o rozdzielczości ok. 25 m i mapy pochodne (mapa spadków terenu)

Metodyka uzyskania wyników

Mapa odporności ekosystemów na erozję została opracowana przy użyciu oprogramowania ArcGIS 10.2.2. Ze względu na charakter omawianego wskaźnika (zdolność obszarów do ograniczania erozji), jednostką przestrzenną analizy nie mógł być ekosystem, gdyż czynniki w niej uwzględniane nie odnoszą się do konkretnych typów ekosystemu. Za jednostkę przestrzenną analizy przyjęto pole o określonych charakterystykach pokrycia i spadków terenu, uziarnieniu gleb oraz typie użytkowania – komórkę rastra. Są to jednostki o znacznie mniejszych powierzchniach niż ekosystemy. Wyżej wymienionym czynnikom przypisano rangi od 1 do 3 w celu określenia ich zdolności do zapobiegania erozji, gdzie 1 oznacza małą podatność na erozję, a 3 – dużą. Następnie po nałożeniu na siebie poszczególnych warstw, zsumowano wartości rang dla każdego piksela, przypisując w zależności od uzyskanego wyniku następujące kategorie odporności ekosystemów na erozję: duża (suma rang 1–3), średnia (suma rang 4–6), mała (suma rang 7–9).

Waloryzacja i zróżnicowanie przestrzenne potencjału obszarów do ograniczania erozji

Najbardziej odporne na erozję wodną są obszary o relatywnie niskich spadkach terenu (do 5°) pokryte gęstą roślinnością zarówno leśną, jak i łąkową. Obszary rolnicze o dużych deniwelacjach terenu wykazują najmniejszy potencjał zapobiegania erozji. Obszary o analogicznych charakterystykach ukształtowania terenu i uziarnienia gleb, lecz użytkowane jako łąka lub las są zaliczane do obszarów o średnim lub wysokim potencjale odporności na erozję. Największy odsetek obszarów najsilniej narażonych na erozję znajduje się w gminie Suwałki, gdzie dużą część powierzchni zajmują pola orne (ryc. 5.4, rozdz. 5.2). Na pozostałym obszarze do kategorii ekosystemów o małej odporności na erozję należą również pola orne oraz tereny o wysokich spadkach terenu. Znaczną część obszaru badań stanowi mozaika terenów o średniej bądź dużej odporności na erozję, co wskazuje na wysoki potencjał tych gmin do ochrony przed degradacją gleb (ryc. 7.43).



Rycina 7.43. Potencjał badanych obszarów do dostarczenia usługi „Przeciwdziałanie erozji gleby” na podstawie wskaźnika „Odporność na erozję”

Figure 7.43. The potential of the researched areas to provide the "Prevention of soil erosion" service based on the "Resistance to erosion" indicator

7.2. Świadczenia ekosystemowe w ocenie beneficjentów dla typów ekosystemów

USŁUGI ZAOPATRZENIOWE, REGULACYJNE ORAZ KULTUROWE

Założenia teoretyczne

Potencjał ekosystemów do świadczenia usług można szacować w różny sposób. Poza często trudnymi do wyliczenia miarami bezpośrednimi oraz subiektywną, choć popartą wiedzą naukową, oceną ekspercką (por. rozdz. 7.1), można także sięgnąć po opinię bezpośrednich beneficjentów usług. Opinia taka, choć także subiektywna, oparta jest przeważnie na wieloletnim doświadczeniu w czerpaniu dóbr i usług dostarczanych przez okoliczną przyrodę. O ile ocena pojedynczej osoby niewiele mówi o rzeczywistym potencjale ekosystemów (ponieważ będzie bazować na jednostkowym doświadczeniu wynikającym z indywidualnych cech i losów/historii danego człowieka), to już uśredniona opinia reprezentatywnej, odpowiednio licznej próbki osób z interesującej badacza populacji beneficjentów może stanowić niezastąpione źródło informacji o wiarygodności często przewyższającej inne sposoby oceny. Prawdliwość ta dotyczy potencjału ekosystemów do świadczenia wszelkiego rodzaju usług ekosystemowych z każdej sekcji uwzględnionej w CICES (Haines-Young, Potschin 2013), zarówno zaopatrzenia, regulacji jak i kultury. Badania nad świadomością społeczeństwa dotyczącą korzystania z usług oraz zdolnością do ich identyfikacji wskazują, że bezpośredni użytkownicy doskonale zdają sobie sprawę, jakie usługi świadczy im przyroda i jakie korzyści z tego czerpią, włącznie z pozornie trudnymi do uchwycenia świadczeniami regulacyjnymi (Affek, Kowalska 2014). Respondenci tworzący reprezentatywną próbę beneficjentów świadczeń z ekosystemów Suwalszczyzny i Ziemi Augustowskiej wymienili łącznie wszystkie usługi uwzględniane w popularnych klasyfikacjach, a także takie, które być może również powinny tam się znaleźć, a do tej pory nie zostały przez ekspertów rozpoznane.

Jedną z metod najczęściej wykorzystywanych do poznania opinii społeczeństwa są badania kwestionariuszowe (Scholte i in. 2015). W niniejszych badaniach opinia społeczna została wykorzystana do oceny potencjału ekosystemów do świadczenia wybranych usług kulturowych, zaopatrzeniowych i regulacyjnych (tab. 7.72) w siedmiu typach ekosystemów. Rozpatrywane usługi zaopatrzeniowe i kulturowe obejmują zasadniczo wszystkie istotne działy i grupy. Użytkownicy oceniali m.in. przydatność ekosystemów do sportu i rekreacji oraz edukacji i nauki, ich zdolność do dostarczania żywności, materiałów budowlanych czy opału. Natomiast z usług regulacyjnych, znacznie trudniejszych do waloryzacji przez niespecjalistów, wybrano jedynie te dotyczące wody (gromadzenie i oczyszczanie łącznie jako jedna usługa).

Tabela 7.72. Metadane do wskaźników potencjału ekosystemów do dostarczania usług, opartych na opinii beneficjentów
Table 7.72. Metadata for indicators of the potential of ecosystems to provide services, as based on the opinions of beneficiaries

Świadczenie ekosystemowe	Żywność	Materiały budowlane	Leki naturalne	Ozdoby	Nawóz i pasza	Opał	Gromadzenie i oczyszczanie wody	Sport i rekreacja	Edukacja i nauka	Praca twórcza	Przeżycia duchowe	
CICES	Sekcja	Zaopatrzenie					Regulacja i utrzymanie		Kultura			
	Dział	Pożywienie	Materiały			Energia	Regulacja ruchów substancji	Utrzymywanie właściwości fizycznych, chemicznych, biologicznych środowiska	Fizyczne i intelektualne interakcje		Duchowe, symboliczne i inne interakcje	
	Grupa	Biomasa	Biomasa			Biopaliwa	Ruchy cieczy	Właściwości wody	Fizyczne interakcje	Intelektualne interakcje	Doświadczenia duchowe i egzystencjalne	
	Klasa	-	Włókna i inne materiały z roślin i zwierząt przeznaczone do bezpośredniego użycia i przetwórstwa		Materiały z roślin i zwierząt do użytku w rolnictwie	Biopaliwa pochodzenia roślinnego	Regulacja obiegu wody i przepływów	Właściwości chemiczne	Sport i rekreacja	Badania naukowe; edukacja	Praca twórcza	Doświadczenia duchowe
Przedmiot pomiaru	Zdolność ekosystemów do dostarczania:					Zdolność ekosystemów do gromadzenia i oczyszczania wody		Przydatność ekosystemów do:				
	żywności	materiałów budowlanych	leków naturalnych	ozdób	nawozu i paszy	opału			sportu i rekreacji	edukacji i nauki	pracy twórczej	przeżyć duchowych
Wskaźnik	Opinia społeczna na temat przydatności / zdolności ekosystemów do:											
Akronim wskaźnika	OSZYW	OSMAT	OSLEKI	OSOZD	OSNAW	OSOPAŁ	OSWODA	OSREKR	OSEDU	OSTWÓR	OSDUCH	
Konstrukcja wskaźnika	Społecznie ustalona istotność świadczenia w poszczególnych typach ekosystemów											
Pośredni/Bezpośredni	Pośredni											
Prosty/Złożony	Prosty											
Wyliczony/Oszacowany	Oszacowany											
Skala	Przedziałowa przeliczona do wizualizacji kartograficznej na porządkową											
Przedział wartości	0-15											
Jednostka miary	-											
Jednostka przestrzenna	Ekosystem (7 klas)											
Interpretacja wartości	0-5 – potencjał skrajnie niski; 5,001-7 – niski; 7,001-10 – przeciętny, 10,001-12 – wysoki; 12,001-15 – bardzo wysoki											
Dane źródłowe	Dane z 251 anonimowych kwestionariuszy kolportowanych metodą <i>door-to-door</i> na obszarze badań											

Metodyka uzyskania wyników

Do rozpoznania potencjału ekosystemów w ocenie bezpośrednich beneficjentów świadczeń z terenu badań wykorzystano badania ankietowe. Ankieta w formie anonimowego, pisemnego kwestionariusza (Załącznik 1) była dystrybuowana metodą *door-to-door* wśród mieszkańców i turystów przebywających w okresie badań (czerwiec 2014 r. i maj 2015 r.) na obszarze wytypowanych gmin (Giby, Nowinka, Suwałki) w województwie podlaskim (por. rozdz. 3.2.1). Uzyskano łącznie 251 wypełnionych kwestionariuszy. O ocenę potencjału ekosystemów do świadczenia usług respondenci byli proszeni w części trzeciej ankiety. Ankietowani mieli za zadanie wskazać spośród 11 wymienionych świadczeń (sześć zaopatrzeniowych, cztery kulturowe i jedno regulacyjne) te, które są dostarczane przez poszczególne typy ekosystemów oraz określić wagę danego świadczenia (od 1 do 11) w porównaniu z pozostałymi świadczeniami uwzględnionymi w pytaniu. Otrzymane ważności (wagi) świadczeń w poszczególnych ekosystemach potraktowano jako wyraz przydatności/potencjału danego ekosystemu do świadczenia danej usługi. Skala oceny (1–11) została rozciągnięta w taki sposób, aby respondenci mieli możliwość pełnego zróżnicowania przydatności ekosystemów do świadczenia 11 rozpatrywanych usług. Możliwe również było wpisanie odpowiedzi „NW” (nie występuje), jeśli zdaniem ankietowanych dany typ ekosystemu nie ma możliwości świadczenia danej usługi. Z uwagi na konieczność utrzymania kwestionariusza w rozsądnej objętości oraz ze względu na przewidywane trudności z rozróżnieniem kilkudziesięciu klas ekosystemów, zredukowano pulę typów ekosystemów z 42 do 7. Taki uproszczony podział odpowiada w przybliżeniu typologii ekosystemów MAES poziomu 2 stosowanej do mapowania i oceny ekosystemów w skali europejskiej (Maes i in. 2013). Jedynie lasy, ze względu na znaczną lesistość obszaru badań, były dodatkowo podzielone na trzy podtypy: liściaste, iglaste i bagienne. Zróżnicowanie przestrzenne terenu badań pod względem oszacowanego przez beneficjentów potencjału ekosystemów do świadczenia 11 usług (tab. 7.72) zostało opracowane na podstawie szczegółowej mapy ekosystemów zgeneralizowanej do siedmiu klas (ryc. 5.17, rozdz. 5.5). W ankiecie termin naukowy „świadczenia ekosystemowe” zastąpiony został zrozumiałym i semantycznie tożsamym terminem „dobrodziejstwa przyrody”. Dane demograficzne (m.in. wiek, płeć, wykształcenie), o które ankietowani byli pytani w ostatniej części kwestionariusza, zostały wykorzystane do analizy reprezentatywności próby badawczej oraz do porównań międzygrupowych.

Dane z kwestionariuszy papierowych poddano analizom statystycznym z wykorzystaniem oprogramowania SPSS ver. 17. Przyjęto, że przedziały między wartościami (od 1 to 11) przypisanymi świadczeniom przez respondentów są równe (skala przedziałowa). W efekcie możliwe było zastosowanie do danych analiz parametrycznych (wyliczenie wartości średnich, testy parametryczne).

Dla ułatwienia percepcji wyników odpowiedzi wprowadzone przez respondentów były rekodowane w ten sposób, że wpis NW (nie występuje) odpowiada wartości 0, a skala 1–11 została odwrócona. Aby bardziej zróżnicować odpowiedź NW od najniższej przydatności (pierwotnie wartość 11, po rekodowaniu 1), przesunięto skalę o 4. W efekcie wartość 15 odpowiada maksymalnej możliwej ważności świadczenia (przydatności ekosystemu do świadczenia danej usługi), wartość 5 – minimalnej przydatności, a wartość 0 – zerowej przydatności. Do celów wizualizacji kartograficznej uzyskane średnie wagi poszczególnych świadczeń zostały reklasyfikowane do pięciostopniowej skali porządkowej. Otrzymane wartości podzielono na przedziały w taki sposób, że średni potencjał ekosystemu (wagę świadczenia) od 0 do 5 uznano za skrajnie niski, od 5,001 do 7 za niski, od 7,001 do 10 za przeciętny, od 10,001 do 12 za wysoki oraz od 12,001 do 15 za bardzo wysoki. Przestrzenne zróżnicowanie potencjału ekosystemów do dostarczania każdego z 11 świadczeń zostało przedstawione na mapach wygenerowanych w pakiecie oprogramowania ArcGIS 10.1.

Do weryfikacji istotności różnic między potencjałami ekosystemów zastosowano analizę wariancji (ANOVA). Ze względu na to, że test Levene'a na homogeniczność wariancji (Levene 1960) wykazał, że wariancje wartości potencjałów istotnie różnią się między ekosystemami prawie dla każdej usługi, zastosowano do porównań par zmiennych test post-hoc T2 Tamhane'a (Tamhane 1977).

Waloryzacja ekosystemów

Jednoczynnikowa analiza wariancji wykazała, że potencjały ekosystemów istotnie różnią się między sobą w przypadku każdej analizowanej usługi (wartość F od 5,1 dla edukacji i nauki do 113,9 dla opału; $p = 0,000$) (tab. 7.73). Test post-hoc Tamhane'a między parami ekosystemów pokazał, że niemalże każda różnica przekraczająca wartość 1,6 jest statystycznie istotna.

Respondenci wskazali, że najwyższy potencjał do dostarczania pożywienia mają ekosystemy polne i wodne, natomiast do dostarczania materiału budowlanego i opału – lasy liściaste i iglaste (tab. 7.73, 7.74). Spośród usług kulturowych najwyższą wartość w opinii beneficjentów uzyskała fizyczna interakcja z przyrodą (sport i rekreacja) w ekosystemach wodnych, najniższą natomiast – przeżycia duchowe i rekreacja na gruntach ornych. Prowadzenie badań naukowych i edukacja zostały wskazane jako najbardziej istotne świadczenia dostarczane przez obszary bagienne, a leki naturalne razem z nawozem i paszą jako najważniejsze usługi ekosystemów łąkowych.

Świadczenia zostały wyraźnie zróżnicowane pod względem ich uniwersalności, czyli możliwości realizacji w różnych ekosystemach. I tak np. wszystkie ekosystemy zostały ocenione podobnie (dość korzystnie) pod względem przydatności do edukacji i nauki. Z kolei potencjał do produkcji nawozu i paszy przyjmował skrajne

wartości, od bardzo niskich w przypadku lasów i wód, do wysokich dla ekosystemów polnych i łąkowych. Jeziora i rzeki należały do tych ekosystemów, dla których możliwości realizacji poszczególnych świadczeń były najbardziej zróżnicowane. Wysoki potencjał do świadczenia usług kulturowych i dostarczania pożywienia kontrastował z praktycznie zerową przydatnością do dostarczania materiałów budowlanych i opałów.

Respondenci byli najbardziej zgodni przy ocenianiu potencjału lasów do dostarczania opału (SD = 3,0). Z kolei najbardziej zróżnicowane odpowiedzi uzyskano przy ocenie zdolności lasów i bagien do gromadzenia i oczyszczania wody (SD = 5,3–5,5) oraz przydatności bagien do dostarczania opału (SD = 5,6).

Ujmując sumarycznie wyniki tej części ankiety, można stwierdzić, że biorąc pod uwagę wszystkie typy ekosystemów, świadczeniem o największym znaczeniu

Tabela 7.73. Potencjał ekosystemów do dostarczania usług w opinii użytkowników/beneficjentów (skala ilorazowa od 0 do 15; 0 oznacza, że potencjał nie występuje, 15 – że jest najwyższy możliwy)

Liczba respondentów wskazująca ważność świadczeń wahała się od 140 do 176. Średnia ogólna dla danego świadczenia liczona bezpośrednio z odpowiedzi respondentów, nie ze średnich cząstkowych

Table 7.73. The potential of ecosystems to provide services in the opinions of users/beneficiaries (ratio scale 0 to 15; 0 means no potential, 15 – the highest possible)

The number of respondents pointing to the importance of the services ranged from 140 to 176. The overall average for a given service was calculated directly from the respondents' answers, not from the part-averages

Typ ekosystemu	Świadczenie ekosystemowe										
	Zaopatrzeniowe						Regulacyjne	Kulturowe			
	żywność (np. ryby, owoce, miód, mięso, mleko)	leki naturalne (zioła, żywice, soki)	materiał budowlany (drewno, słoma, trzcina)	opał (drewno, torf, biomasa)	nawóz i pasza	ozdoby (poroża, choinki, skóry, wianki, muszle itd.)	gromadzenie i oczyszczanie wody	sport i rekreacja	inspiracja do pracy/twórczej	edukacja i nauka	przeżycia duchowe
Lasy liściaste	10,39	10,91	12,39	13,03	4,73	8,82	6,88	11,38	9,22	10,54	8,67
Lasy iglaste	9,75	10,81	12,66	13,02	4,26	10,11	6,12	11,31	9,16	10,51	8,72
Lasy bagienne	7,96	10,17	9,18	10,32	4,62	7,65	6,76	8,04	8,55	9,69	7,55
Łąki i pastwiska	11,19	12,14	5,57	5,38	11,94	7,72	5,76	9,83	9,47	10,16	7,91
Grunty orne	12,88	9,43	5,89	5,28	11,12	5,15	5,18	5,95	7,30	8,61	6,12
Bagna i torfowiska	6,26	9,31	5,83	9,26	5,34	6,47	7,20	6,42	7,90	10,32	7,50
Jeziora i rzeki	12,87	5,20	6,52	3,64	3,68	8,06	12,04	12,55	10,56	10,98	9,64
Średnia	10,30	9,78	8,49	8,84	6,65	7,78	7,23	9,50	8,90	10,14	8,05

Tabela 7.74. Potencjał ekosystemów do dostarczania usług w opinii użytkowników/beneficjentów na skali porządkowej od skrajnie niskiego do bardzo wysokiego

Table 7.74. Users' and beneficiaries' ideas of the potential of ecosystems to provide services, on an ordinal scale from extremely low to very high

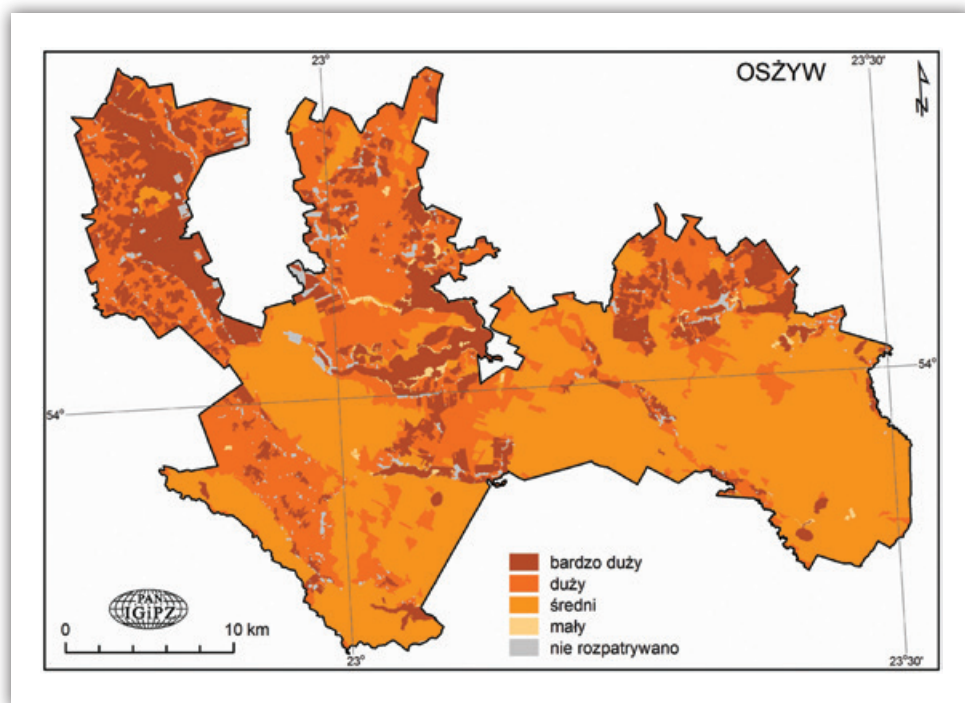
Typ ekosystemu	Świadczenie ekosystemowe										
	Zaopatrzeniowe						Regulacyjne	Kulturowe			
	żywność (np. ryby, owoce, miód, mięso, mleko)	leki naturalne (zioła, żywice, soki)	materiał budowlany (drewno, słoma, trzcina)	opał (drewno, torf, biomasa)	nawóz i pasza	ozdoby (poroża, choinki, skóry, wianki, muszle itd.)	gromadzenie i oczyszczanie wody	sport i rekreacja	inspiracja do pracy twórczej	edukacja i nauka	przeżycia duchowe
Lasy liściaste	wysoki	wysoki	b. wysoki	b. wysoki	skrajnie niski	przeciętny	niski	wysoki	przeciętny	wysoki	przeciętny
Lasy iglaste	przeciętny	wysoki	b. wysoki	b. wysoki	skrajnie niski	wysoki	niski	wysoki	przeciętny	wysoki	przeciętny
Lasy bagienne	przeciętny	wysoki	przeciętny	wysoki	skrajnie niski	przeciętny	niski	przeciętny	przeciętny	przeciętny	przeciętny
Łąki i pastwiska	wysoki	b. wysoki	niski	niski	wysoki	przeciętny	niski	przeciętny	przeciętny	wysoki	przeciętny
Grunty orne	b. wysoki	przeciętny	niski	niski	wysoki	niski	niski	niski	przeciętny	przeciętny	niski
Bagna i torfowiska	niski	przeciętny	niski	przeciętny	niski	niski	przeciętny	niski	przeciętny	wysoki	przeciętny
Jeziora i rzeki	b. wysoki	niski	niski	skrajnie niski	skrajnie niski	przeciętny	b. wysoki	b. wysoki	wysoki	wysoki	przeciętny

w ocenie użytkowników jest pożywienie, a zaraz potem edukacja i nauka (tab. 7.72, 7.73). Z kolei przeciętnie najmniej istotnym z uwzględnionych 11 świadczeń jest nawóz i pasza.

Zróznicowanie przestrzenne

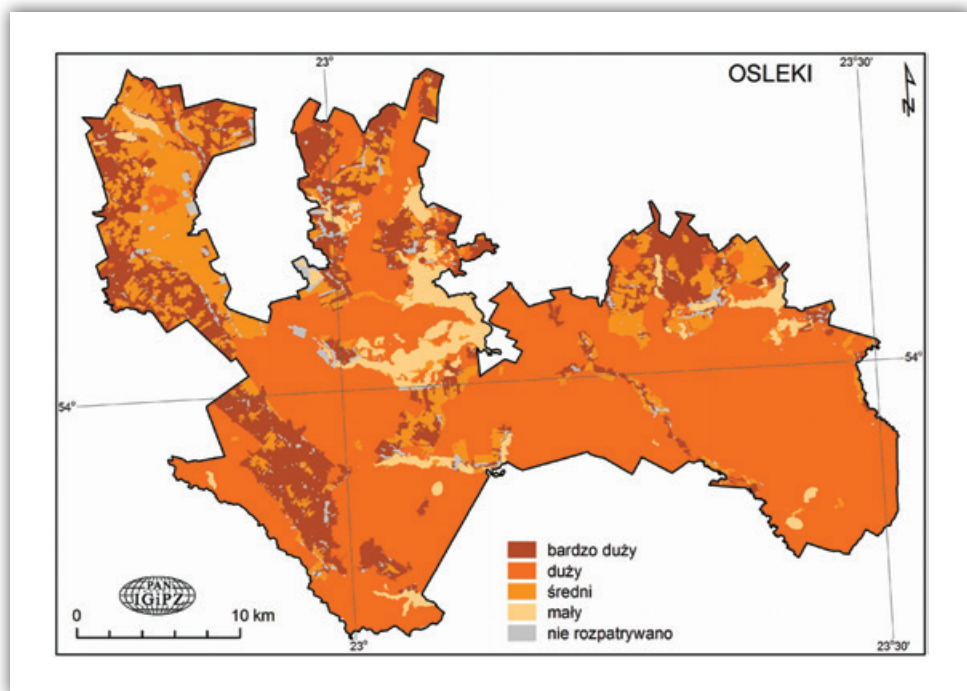
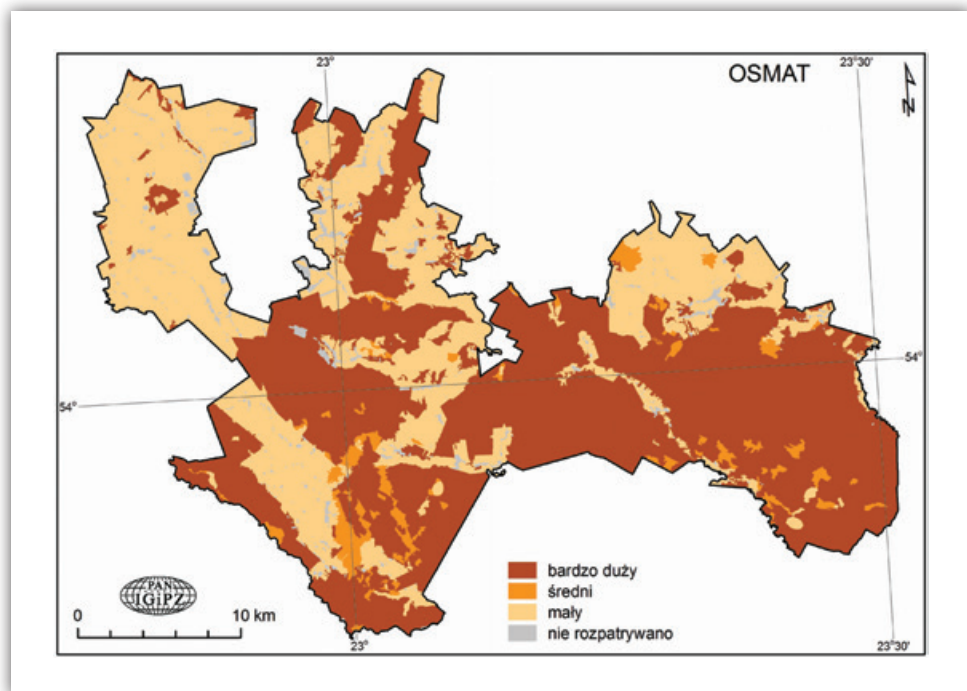
Zróznicowanie przestrzenne badanych świadczeń jest związane z użytkowaniem terenu. W częściach użytkowanych rolniczo (przede wszystkim w zachodniej części gminy Suwałki i Nowinka oraz północnej części gminy Giby) obserwujemy największy potencjał ekosystemów do dostarczania żywności (ryc. 7.44), nawozu i paszy (ryc. 7.48) oraz naturalnych leków (ryc. 7.46). Również jeziora i rzeki, zajmujące ok. 5% powierzchni obszaru badań (najwięcej w centralnej części) wykazują bardzo wysoką zdolność do dostarczania pożywienia.

Tereny leśne, które dominują w gminach Giby i Nowinka, wykazują największy potencjał do dostarczania materiałów budowlanych (ryc. 7.45), opału (ryc. 7.49) i wysoką zdolność do dostarczania naturalnych leków (ryc. 7.46). Lasy iglaste,



Rycina 7.44. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Żywność” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania żywności”

Figure 7.44. The potential of ecosystems to provide the "Food" service based on the "Public opinion on the capacity of ecosystems to deliver food" indicator

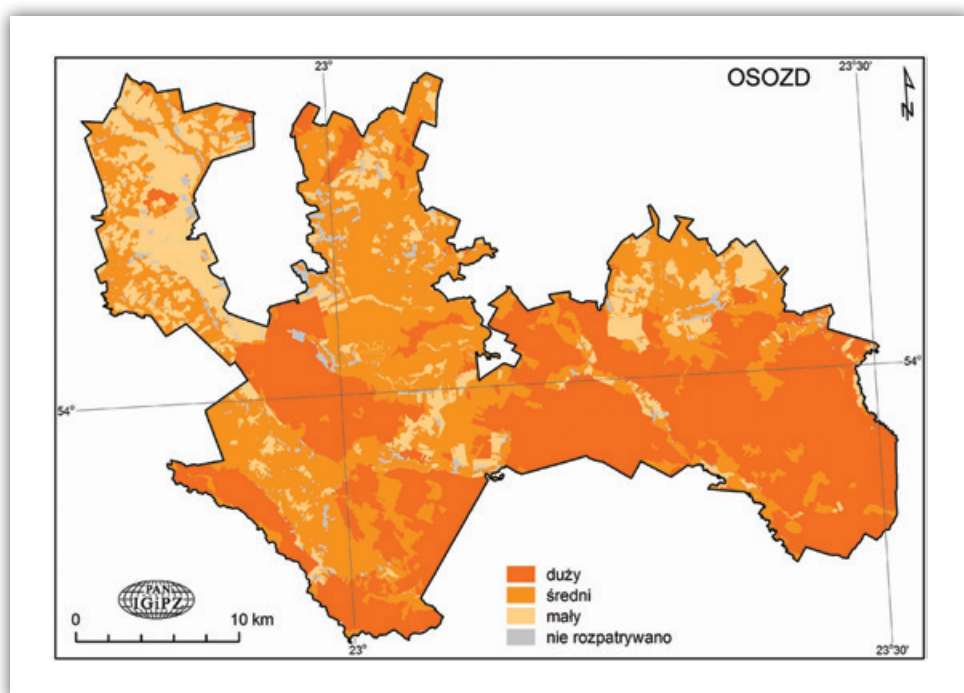


Rycina 7.45. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Materiały budowlane” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania materiałów budowlanych”

Figure 7.45. The potential of ecosystems to provide the "Building materials" service based on the "Public opinion on the ability of ecosystems to deliver building materials" indicator

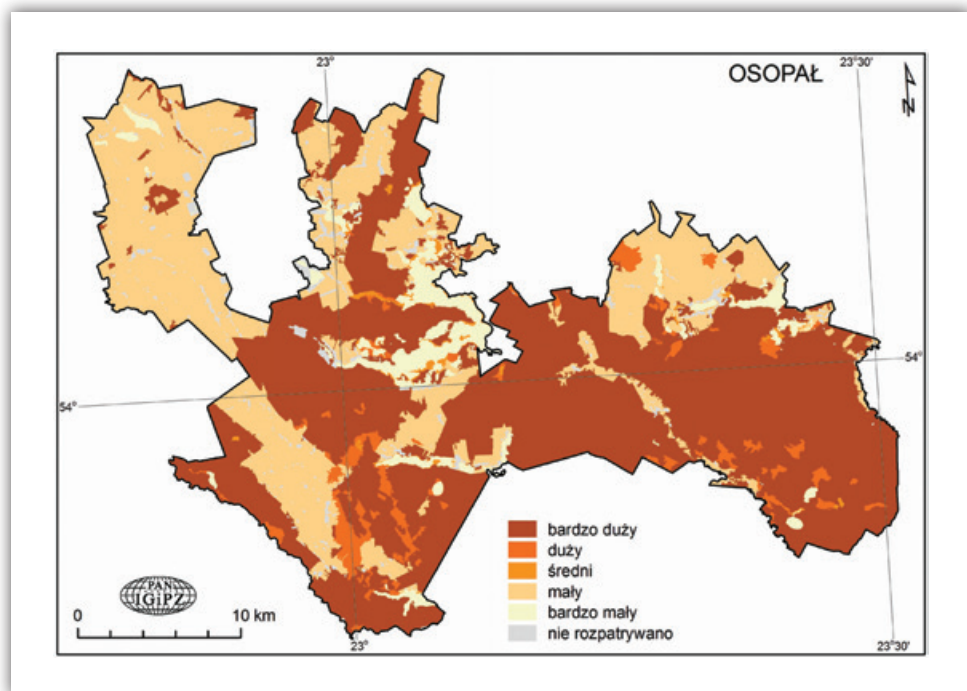
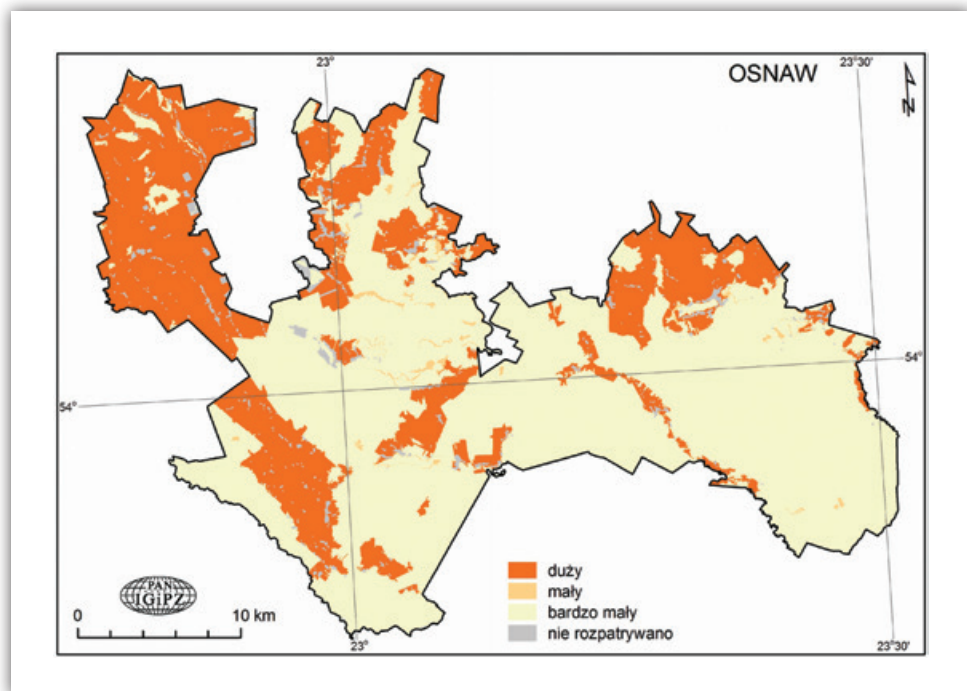
Rycina 7.46. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Leki naturalne” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania leków naturalnych”

Figure 7.46. The potential of ecosystems to provide the "Natural medicines" service based on the "Public opinion on the ability of ecosystems to provide natural medicines" indicator



Rycina 7.47. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Ozdoby” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania ozdób”

Figure 7.47. The potential of ecosystems to provide the "Ornaments" service based on the "Public opinion on the ability of ecosystems to provide ornaments" indicator

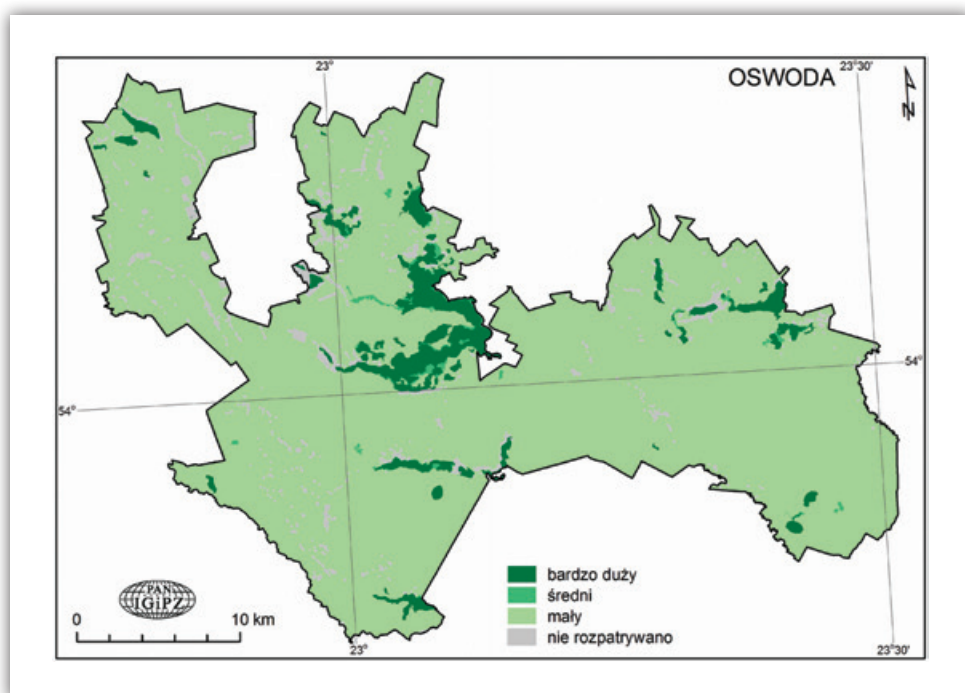


Rycina 7.48. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Nawóz i pasza” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania nawozu i paszy”

Figure 7.48. The potential of ecosystems to provide the "Fertiliser and fodder" service based on the indicator "Public opinion on the ability of ecosystems to provide fertiliser and fodder" indicator

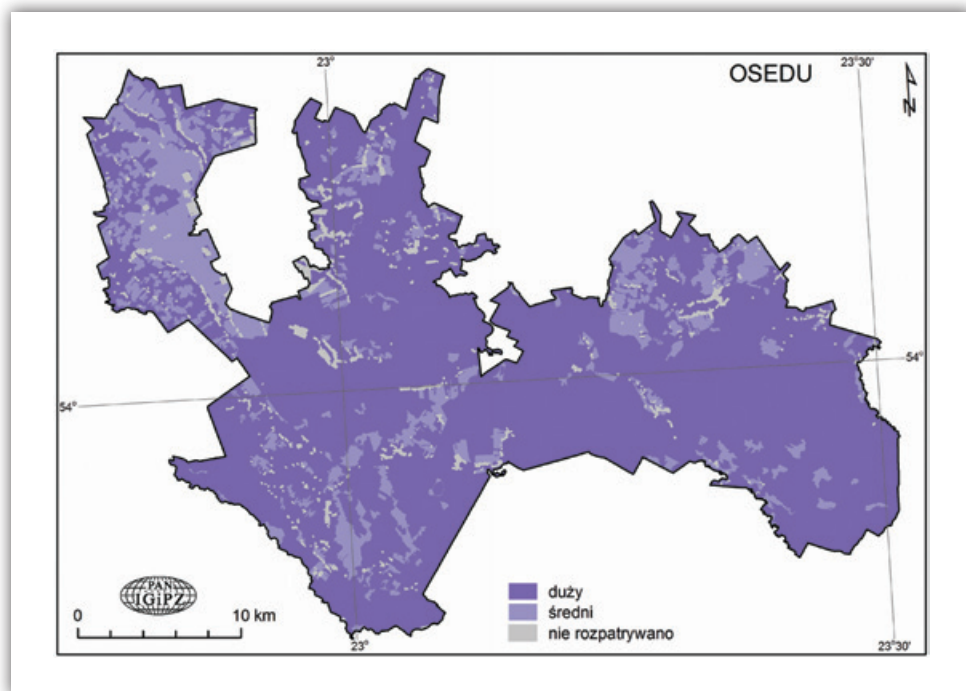
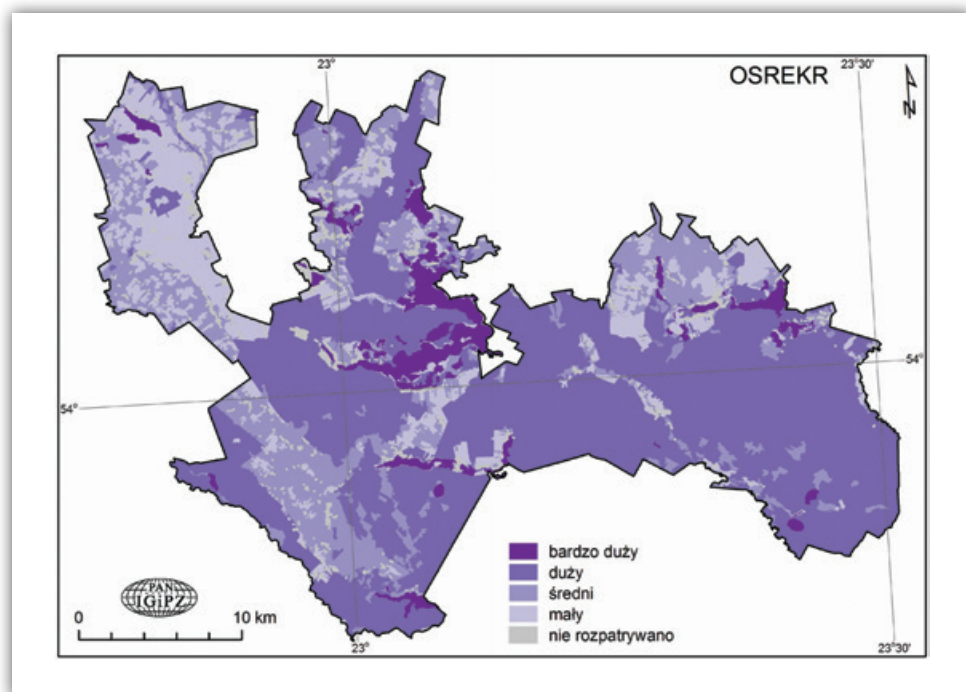
Rycina 7.49. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Opał” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania opału”

Figure 7.49. The potential of ecosystems to provide "Fuel" service based on the "Public opinion on the ability of ecosystems to provide fuel" indicator



Rycina 7.50. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Gromadzenie i oczyszczanie wody” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do gromadzenia i oczyszczania wody”

Figure 7.50. The potential of ecosystems to provide the "Water collection and purification" services based on the "Public opinion on the ability of ecosystems to collect and purify water" indicator

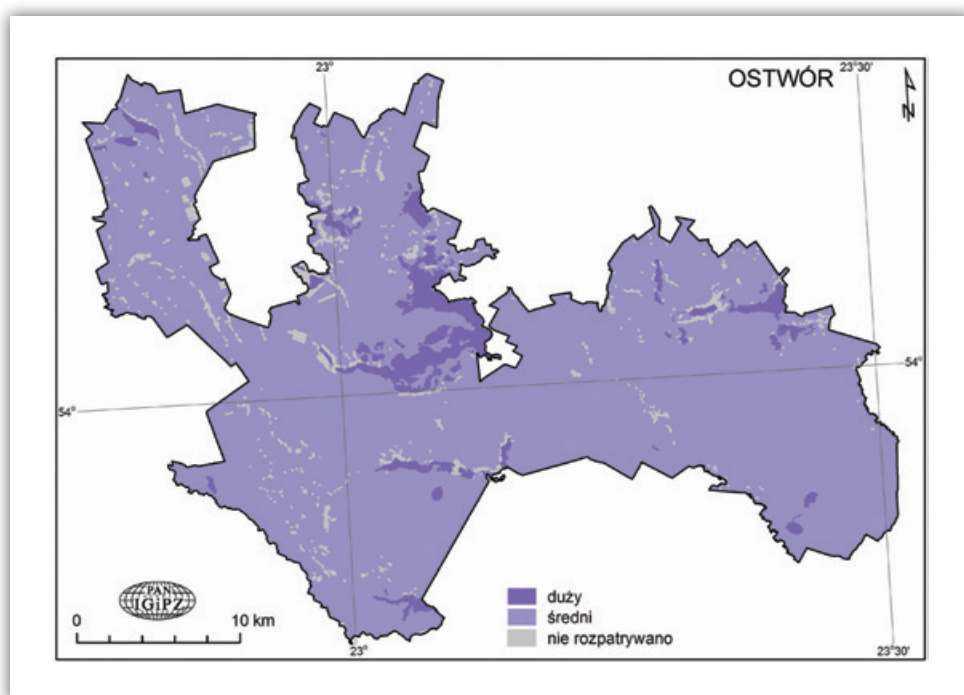


Rycina 7.51. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Sport i rekreacja” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów do sportu i rekreacji”

Figure 7.51. The potential of ecosystems to provide the "Sport and Recreation" service based on the "Public opinion on the suitability of ecosystems for sport and recreation" indicator

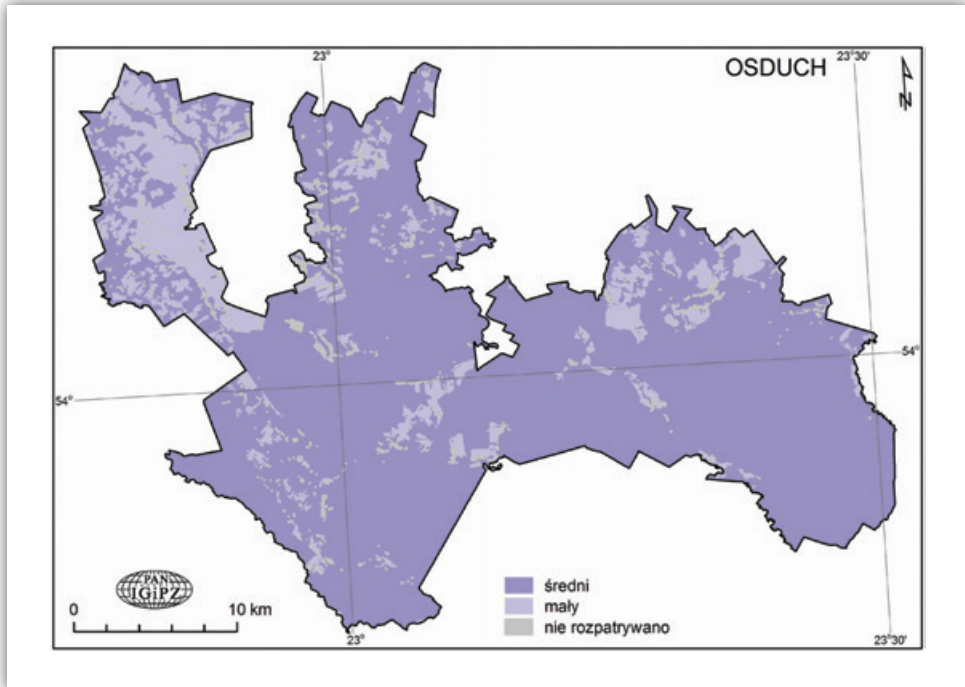
Rycina 7.52. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Edukacja i nauka” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów do edukacji i nauki”

Figure 7.52. The potential of ecosystems to provide the "Education and science" service based on the "Public opinion on the suitability of ecosystems for education and science" indicator



Rycina 7.53. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Praca twórcza” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów do pracy twórczej”

Figure 7.53. The potential of ecosystems to provide the "Creative work" service based on the "Public opinion on the suitability of ecosystems for creative work" indicator



Rycina 7.54. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Przeżycia duchowe” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów do dostarczania przeżyć duchowych”

Figure 7.54. The potential of ecosystems to provide a "Spiritual experience" service based on the "Public opinion on the suitability of ecosystems to provide spiritual experiences" indicator

przeważające wśród ekosystemów leśnych charakteryzują się, według respondentów, wysoką zdolnością do dostarczania materiałów ozdobnych (ryc. 7.47).

Wśród świadczeń kulturowych występuje mniejsze zróżnicowanie przestrzenne. Na całym badanym obszarze przeważa wysoka przydatność ekosystemów do edukacji i nauki (ryc. 7.52). Tylko obszary polne charakteryzują się przeciętną przydatnością do tego typu działań. Podobnie wygląda zróżnicowanie ekosystemów pod względem przydatności do przeżyć duchowych (ryc. 7.54). Większość obszaru badań wykazuje przeciętny potencjał w tym kierunku, a tereny polne – niski. W przypadku przydatności do pracy twórczej, wśród ogólnie przeciętnego potencjału obserwowanego na całym obszarze, wyróżniają się ekosystemy wodne będące dużą inspiracją dla użytkowników (ryc. 7.53).

Wyraźnie większe zróżnicowanie obserwowano w odniesieniu do potencjału rekreacyjnego (ryc. 7.51). W przeważającej części terenu badań potencjał do rekreacji jest wysoki (lasy iglaste i liściaste) lub bardzo wysoki (jeziora i rzeki). Przeciętną

przydatność respondenci przypisali łąkom i pastwiskom oraz mokradłom, najniższą – uprawom polnym.

Obszar badań jest w niewielkim stopniu zróżnicowany pod względem zdolności ekosystemów do gromadzenia i oczyszczania wody. Zdaniem respondentów większość ekosystemów wykazuje niski potencjał w tym kierunku (ryc. 7.50). Na tym tle wyróżniają się, zajmujące stosunkowo niewielką powierzchnię, jeziora i rzeki (potencjał b. wysoki) oraz mokradła (potencjał przeciętny).

Podsumowanie

Przeprowadzone badania pokazały, że beneficjenci świadczeń (okoliczni mieszkańcy i turyści) mają świadomość zróżnicowania potencjału ekosystemów do dostarczania różnych usług.

Lasy iglaste i liściaste były przede wszystkim postrzegane jako źródło opału i materiałów budowlanych. Niemniej, wysoko oceniany był także ich potencjał rekreacyjny. Wysokie wartości potencjału przypisywane zarówno świadczeniom materialnym, jak i niematerialnym wskazują, że według oczekiwań respondentów lasy mogą równocześnie dostarczać często kolidujących ze sobą świadczeń zaopatrzeniowych i kulturowych. Ponadto, niewielka różnica w hierarchii tych dwóch kategorii usług może wynikać z ograniczeń prawnych w eksploatacji lasów zarówno tych państwowych, jak i prywatnych (lokalna społeczność zdążyła już przywyknąć do korzystania z zamienników surowców leśnych).

Lasom bagiennym przypisywano wyraźnie inne wartości potencjału w porównaniu do dwóch wyżej wymienionych typów ekosystemów leśnych. Ich potencjał usługowy według respondentów jest bardziej zbliżony do potencjału mokradeł – są one traktowane przede wszystkim jako źródło naturalnych leków i opału, z dobrymi warunkami do prowadzenia badań i edukowania. Jest to prawdopodobnie rezultat powszechnego przekonania, że lasy te charakteryzują się wysoką bioróżnorodnością i dużym udziałem gatunków rzadkich i chronionych.

Użytki zielone i pola orne były doceniane głównie ze względu na ich funkcje produkcyjne. Jest to zapewne związane z faktem, że na badanym obszarze tereny rolnicze są nadal przede wszystkim wykorzystywane do produkcji żywności dla ludzi oraz nawozów i paszy dla zwierząt, i nie są odłogowane. Niemniej, przydatność tych ekosystemów do rozwoju nauki i edukacji respondenci ocenili także dość wysoko.

Wartości potencjału przypisane rzekom i jeziorom różnią się znacznie od tych nadanych innym ekosystemom. Ogólnie rzecz biorąc, ekosystemy wodne zdaniem respondentów wyróżniają się najbardziej ze względu na swój potencjał kulturowy, a szczególnie rekreacyjny. Wysoka ocena potencjału tych siedlisk do dostarczania pożywienia jest jasna i uzasadniona szczególnym miejscem ryb w regionalnej kuchni. Co oczywiste, przypisano im również wysoką wartość potencjału do gromadzenia

i oczyszczania wody; ocena tego świadczenia w innych ekosystemach (np. lasach czy mokradłach) była bardziej zróżnicowana.

Dostrzegany wysoki potencjał ekosystemów do dostarczania niematerialnych świadczeń kulturowych może wynikać ze specyfiki terenu wybranego do badań. Jego zróżnicowany krajobraz i duży udział terenów chronionych zdecydowanie podnosi rangę tych usług.

8. Potencjał do dostarczania świadczeń – ujęcie syntetyczne

8.1. Macierz zrangowanych wartości wskaźników

W rozdziale 7 omówiono łącznie 30 wskaźników obrazujących potencjał ekosystemów do dostarczania 27 różnych usług, których wartości można przypisać poszczególnym typom ekosystemów. Mają one różne jednostki miar i przedziały wartości. Aby możliwe było ich zestawienie i porównanie, wartości wszystkich tych wskaźników przeliczono do skali rangowej od 0 do 5, gdzie 0 oznacza brak potencjału, 1 – bardzo niski potencjał, a 5 – bardzo wysoki potencjał (tab. 8.1). Skala ta jest tożsama z tą stosowaną na mapach prezentujących przestrzenne zróżnicowanie poszczególnych wskaźników w rozdziale 7. W sytuacji, gdy z różnych względów nie udało się uzyskać wartości wskaźnika dla danego typu ekosystemu, w tabeli wpisano literę N (nie rozpatrywano). Choć stosowana typologia ekosystemów była inna w przypadku oceny eksperckiej i oceny społecznej (beneficjentów), to jednak możliwe było zestawienie obok siebie uzyskanych wyników dzięki ścisłej hierarchicznej zależności obu typologii. Ustalając skalę rangową i ujęcie tabelaryczne, wzorowano się na rozwiązaniach zaproponowanych przez B. Burkharda i innych (2009, 2012, 2014). Dzięki temu uzyskane wyniki można w łatwy sposób porównać z pracami tych i innych autorów, nawet jeśli oparte były na innej metodyce i dotyczyły innych obszarów.

Na podstawie macierzy wskaźników i ekosystemów możliwe jest przeprowadzenie różnego typu dalszych analiz o charakterze syntetycznym. W niniejszej pracy skupiono się na czterech możliwych podejściach do analizy macierzy:

- ▶ agregacja potencjałów na poziomie ekosystemów i krajobrazów oraz wizualizacja wyników na mapach (rozdział 8.2);
- ▶ analiza powiązań między wskaźnikami potencjałów cząstkowych (rozdział 8.3);
- ▶ porównanie ekosystemów i wyższych jednostek przestrzennych pod względem potencjałów (rozdział 8.4);
- ▶ porównanie wyników oceny potencjałów metodą ekspercką i metodą społeczną na podstawie opinii respondentów (poniżej).

Oceny potencjału ekosystemów przeprowadzone w niniejszej pracy metodą ekspercką (na podstawie pomiarów bezpośrednich i pośrednich) i metodą społeczną (na podstawie opinii respondentów) znacznie się od siebie różnią. Metoda ekspercka obejmuje wybrane, dość wąsko rozumiane świadczenia i odnosi się do szczegółowej autorskiej typologii ekosystemów. Z kolei metoda społeczna z założenia uwzględnia wszystkie świadczone w terenie badania usługi, z tym że ocenie podlegają grupy świadczeń, a nie pojedyncze produkty/usługi. Także waloryzowane przez respondentów typy ekosystemów są znacznie bardziej zagregowane, a przez to mniej liczne.

Taka charakterystyka stosowanych metod oceny, wymuszona przez specyfikę badanej rzeczywistości (respondenci o ograniczonych możliwościach czasowych i zdolności dyskryminacyjnej vs. bazy danych dotyczące jedynie wybranych aspektów środowiska) skutkowałą tym, że tylko nieliczne wskaźniki i to wyłącznie dla niektórych ekosystemów można ze sobą sensownie porównać. Mimo że świadczenia z tych dwóch grup ocenowych nie są ze sobą tożsame, to jednak niektóre z nich, należące głównie do sekcji Zaopatrzenie, są dość zbliżone i w związku z tym nadają się do porównań. I tak np. zarówno beneficjenci, jak i bezpośrednie pomiary wskazują, że lasy bagienne (BÓRB) charakteryzują się niższym potencjałem do dostarczania usług związanych z wykorzystaniem drewna (DREWNO, OSMAT, OSOPAŁ), niż lasy iglaste i liściaste (BÓR, GRĄD). Z kolei z porównania ocen potencjału ekosystemów leśnych do produkcji żywności (OWLEŚ, MIÓD, OSZYW) wynika, że beneficjenci zdecydowanie różnią się w swojej ocenie z oceną ekspercką. Beneficjenci dostrzegają wyższy potencjał lasów liściastych w stosunku do lasów iglastych i bagiennych, natomiast ocena ekspercka wskazuje, że jest dokładnie odwrotnie. Taka różnica może wynikać z faktu, że w ocenie eksperckiej nie uwzględniano grzybów i dziczyzny, które to zapewne były brane pod uwagę przez respondentów przy ocenie całościowego potencjału lasów do produkcji żywności. Kolejnymi wskaźnikami, które można ze sobą porównać, są WODAGL i OSWODA należące do sekcji „Regulacja i utrzymanie”. Oba odnoszą się bardziej lub mniej wyłącznie do potencjału ekosystemów do retencji wody. W tym wypadku ocena ekspertów i beneficjentów jest znacznie bardziej zgodna. Wyrażna różnica (ranga 4 w ocenie eksperckiej wobec 2 w ocenie beneficjentów) dotyczy jedynie oceny potencjału lasów bagiennych. Co prawda podobna różnica występuje w przypadku łągów, jednak można przypuszczać, że respondenci, myśląc o lasach liściastych, odnosili się raczej do grądów, dla których uzyskano pełną zgodność rang. Porównywanie ocen ekspertów i beneficjentów dla innych świadczeń i ekosystemów ze względu na charakter wskaźników nie wydaje się być uprawnione.

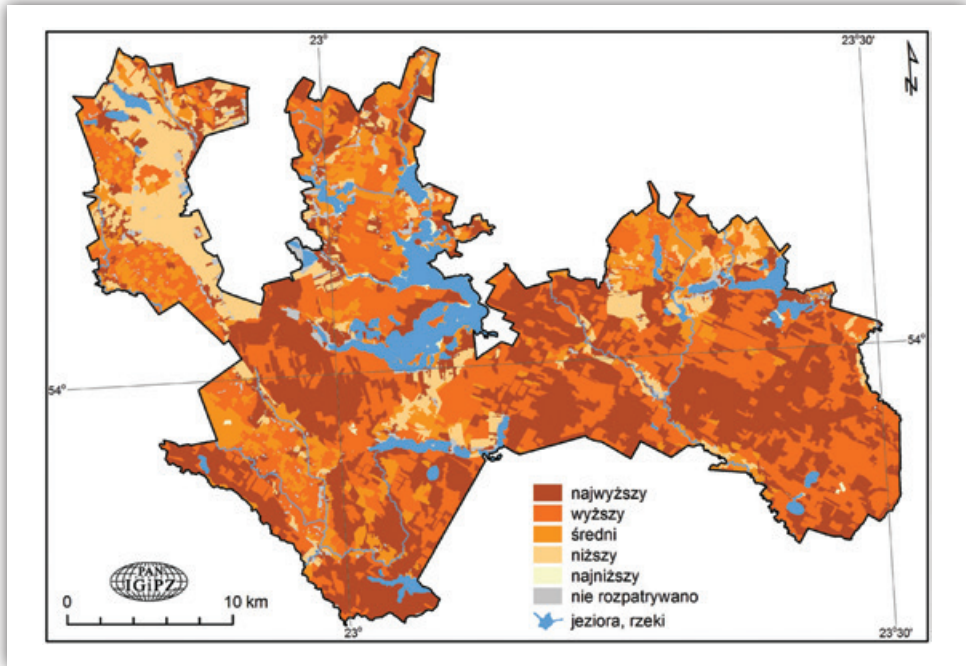
8.2. Potencjał zagregowany

Wskaźniki potencjału ekosystemów/krajobrazów do dostarczania poszczególnych usług można na różnych poziomach grupować i wyliczać różnego rodzaju miary łącznego potencjału. W niniejszej pracy za najbardziej odpowiednią miarę łącznego potencjału przyjęto tzw. potencjał uśredniony, uzyskany w wyniku przekształceń wartości wskaźników cząstkowych opisanych w rozdziale 3.2. Poza wyliczeniem i przestrzennym przedstawieniem całościowego potencjału, uwzględniającego wszystkie analizowane świadczenia, wyliczono i zaprezentowano na mapach także potencjały uśrednione oddzielnie dla 3 głównych sekcji usług, o ile liczba opracowanych świadczeń w danej sekcji na to pozwalała. Całościowy potencjał ekosystemów wyliczono niezależnie na bazie wskaźników otrzymanych metodą ekspercką i metodą społeczną. Ze względu na fakt, że część wskaźników opracowano wyłącznie dla innych niż ekosystemy jednostek przestrzennych, wyliczono także całościowe potencjały terenu badań w podziale na krajobrazy i obwody łowieckie.

8.2.1. Potencjał ekosystemów na podstawie oceny eksperckiej

Uśrednione wartości potencjału ekosystemów, opracowane na podstawie wskaźników z oceny eksperckiej, wygenerowano w 3 wariantach: dla usług zaopatrzeniowych, regulacyjnych oraz dla wszystkich rozpatrywanych usług. Ze względu na brak wskaźników dla świadczeń kulturowych w eksperckiej ocenie potencjału ekosystemów, wyliczony potencjał całościowy obejmuje wyłącznie usługi zaopatrzeniowe i regulacyjne.

Uśredniony potencjał do dostarczania usług zaopatrzeniowych uwzględnił 4 wskaźniki (MIÓD, DREWNO, OWLEŚ, ZWGOSP) opracowane dla 4 różnych świadczeń (tab. 8.2, ryc. 8.1). Bezwzględne wartości potencjału wynoszą od 0 do 0,59 (w skali 0–1). Najniższą, zerową wartość potencjału uzyskały szuwały, trzcino-wiska i turzycowiska (BAGNO), natomiast najwyższą – trwałe użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych (ŁĄKASS). Warto zaznaczyć, że najwyższa osiągnięta wartość stanowi jedynie 59% możliwego do uzyskania maksymalnego łącznego potencjału, co oznacza, że najwyższe wartości wskaźników cząstkowych są rozłożone pomiędzy różne ekosystemy. Oprócz wspomnianych użytków zielonych, także borom i borom mieszanym (BÓR3, BÓR4, BÓR5) oraz borom bagiennym (BÓRB1, BÓRB3, BÓRB4, BÓRB5) przypisano najwyższą rangę potencjału do dostarczania usług zaopatrzeniowych. Lasy łęgowe i olsy, bez względu na wiek, charakteryzują się średnim potencjałem. Przy takim rozkładzie wartości zwarte obszary leśne na południowym zachodzie od jeziora Wigry, a także w gminie Giby i na południu gminy Nowinka wyróżniają się najwyższym potencjałem do dostarczania usług zaopatrzeniowych, natomiast tereny rolnicze w zachodniej



Rycina 8.1. Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług zaopatrzeniowych wyliczony na podstawie oceny eksperckiej

Uwzględniono 4 cząstkowe wskaźniki: MIÓD, DREWNO, OWLEŚ, ZWGOSP

Figure 8.1. Averaged potential of ecosystems to provide provisioning services, as calculated on the basis of expert assessment

Account was taken of the 4 partial indicators MIÓD, DREWNO, OWLEŚ and ZWGOSP

części gminy Suwałki oraz obszary bagienne w pobliżu rzek i jezior – najniższym. Grunty orne uzyskały tak niski potencjał do dostarczania usług zaopatrzeniowych jedynie dlatego, że w puli rozpatrywanych wskaźników nie znalazły się te odnoszące się do płodów rolnych.

Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług regulacyjnych uwzględnia 11 wskaźników (TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, BIORÓŻ, INWAZ i ZAPYL) opracowanych dla 7 różnych świadczeń (tab. 8.2, ryc. 8.2). Bezwzględne wartości potencjału wynoszą od 0,16 do 0,61 (w skali 0–1). Najniższą wartość potencjału uzyskały pola orne na ubogich siedliskach (POLES), natomiast najwyższą – najstarsze bory bagienne (BÓRB5). Najwyższa osiągnięta wartość stanowi jedynie 61% możliwego do uzyskania maksymalnego łącznego potencjału, co oznacza, że podobnie jak w przypadku usług zaopatrzeniowych najwyższe wartości wskaźników cząstkowych zostały rozłożone pomiędzy różne ekosystemy. Oprócz starych borów bagiennych (BÓRB4, BÓRB5), także starym olsom (OLS4, OLS5) i łągom (ŁĘG4) oraz torfowiskom niskim (TORFN) przypisano najwyższą rangę potencjału do dostarczania usług

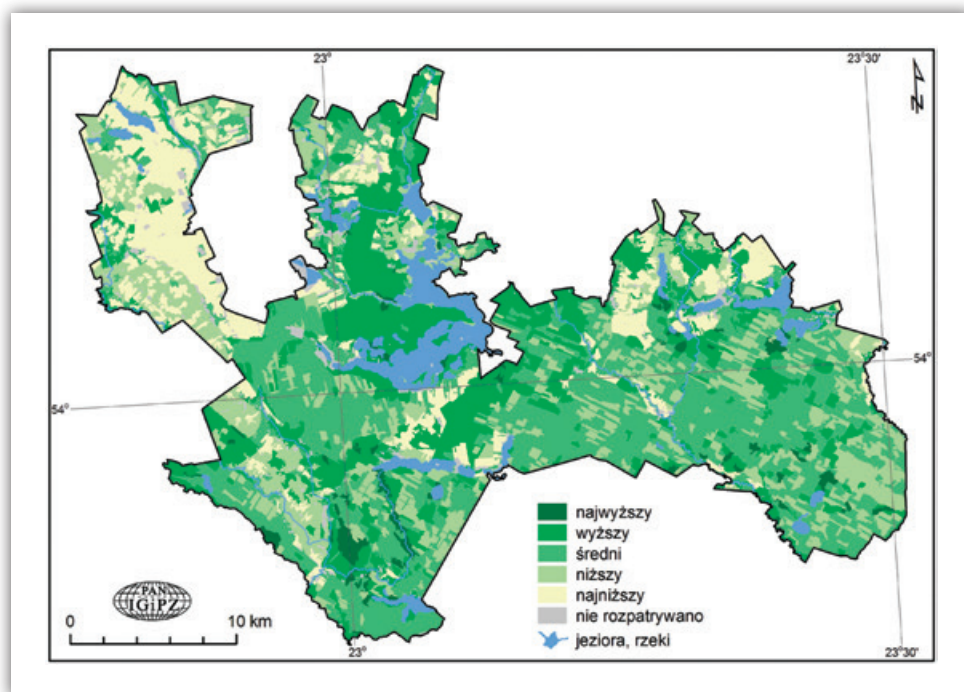
Tabela 8.2. Uśrednione potencjały ekosystemów do dostarczania usług wyliczone na podstawie oceny eksperckiej

Wartości bezwzględne na skali znormalizowanej od 0 do 1

Table 8.2. Averaged potentials of ecosystems to provide services as calculated on the basis of expert assessment

Absolute values on a normalised scale from 0 to 1

Ekosystem	Świadczenia zaopatrzeniowe (4 wsk.)	Świadczenia regulacyjne (11 wsk.)	Świadczenia łącznie (15 wsk.)
OLS1	0,24	0,26	0,25
OLS2	0,27	0,36	0,32
OLS3	0,25	0,48	0,37
OLS4	0,26	0,56	0,41
OLS5	0,29	0,58	0,44
ŁĘG1	0,24	0,40	0,32
ŁĘG2	0,30	0,44	0,37
ŁĘG3	0,30	0,52	0,41
ŁĘG4	0,35	0,55	0,45
ŁĘG5	0,35	0,49	0,42
GRĄD1	0,33	0,44	0,39
GRĄD2	0,34	0,43	0,38
GRĄD3	0,40	0,44	0,42
GRĄD4	0,42	0,50	0,46
GRĄD5	0,40	0,47	0,43
BÓR1	0,36	0,35	0,35
BÓR2	0,39	0,34	0,36
BÓR3	0,48	0,34	0,41
BÓR4	0,54	0,41	0,47
BÓR5	0,56	0,43	0,50
BÓRB1	0,52	0,38	0,45
BÓRB2	0,46	0,45	0,45
BÓRB3	0,49	0,47	0,48
BÓRB4	0,47	0,58	0,53
BÓRB5	0,55	0,61	0,58
ŁĄKASŚ	0,59	0,39	0,49
ŁĄKAW	0,38	0,28	0,33
ŁĄKAB	0,28	0,50	0,39
POLES	0,15	0,16	0,15
POLEŚW	0,25	0,23	0,24
POLEW	0,15	0,20	0,17
BAGNO	0,00	0,32	0,16
TORFN	0,05	0,60	0,33
TORFWP	0,22	0,50	0,36



Rycina 8.2. Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług regulacyjnych wyliczony na podstawie oceny eksperckiej

Uwzględniono 11 cząstkowych wskaźników: TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, BIORÓŻ, INWAZ i ZAPYL

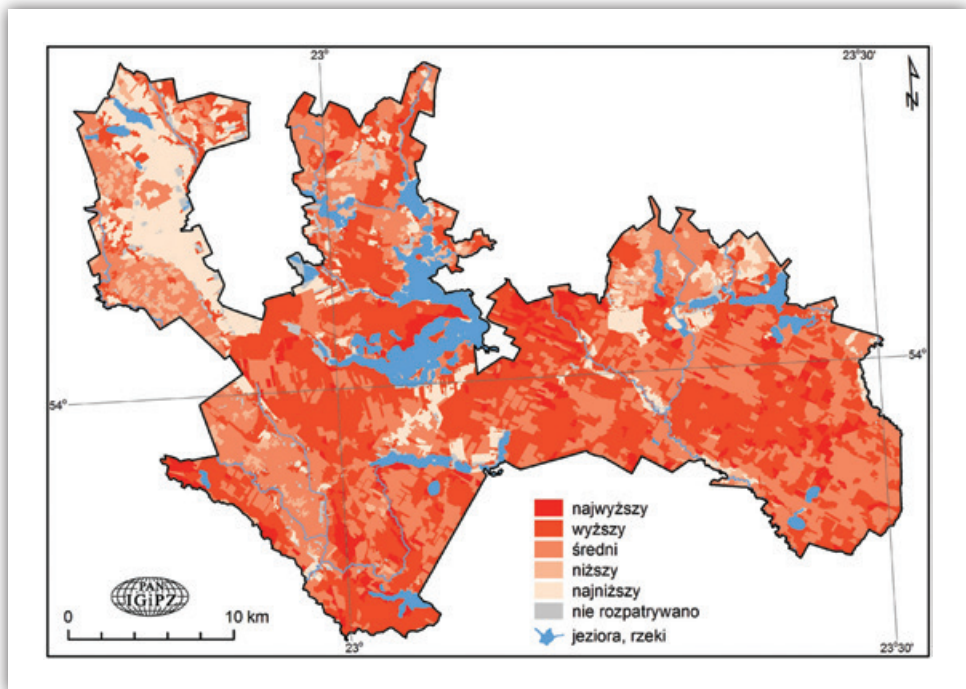
Figure 8.2. Averaged potential of ecosystems to provide regulating services, as calculated on the basis of expert assessment

Account was taken of the 11 partial indicators TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, BIORÓŻ, INWAZ and ZAPYL

zaopatrzeniowych. Wartości ponadprzeciętne potencjału do dostarczania usług regulacyjnych uzyskało jeszcze 14 innych typów ekosystemów, m.in. wszystkie grądy i inne typy lasów w młodszych klasach wieku. Przy takim rozkładzie wartości jedynie niewielkie skrawki terenu badań osiągnęły najwyższe wartości potencjału do dostarczania usług regulacyjnych. Natomiast dość znaczne obszary lądowe Wigierskiego Parku Narodowego odznaczają się potencjałem wyższym niż średni. Z kolei grunty orne na północnym wschodzie i północnym zachodzie terenu badań wyróżniają się zdecydowanie najniższym potencjałem.

Uśredniony, łączny potencjał ekosystemów do dostarczania usług zaopatrzeniowych i regulacyjnych uwzględniła 15 wskaźników (MIÓD, DREWNO, OWLEŚ, ZWGOSP, TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, BIORÓŻ, INWAZ i ZAPYL) opracowanych dla 11 różnych świadczeń (tab. 8.2, ryc. 8.3). Bezwzględne wartości potencjału wynoszą od 0,15 do 0,58 (w skali 0–1).

Najniższą i najwyższą wartość łącznego potencjału uzyskały te same ekosystemy, co w przypadku analizowania samych usług regulacyjnych, odpowiednio pola orne na ubogich siedliskach (POLES) i najstarsze bory bagienne (BÓRB5). Najwyższą rangą łącznego potencjału, poza najstarszymi borami bagiennymi (BÓRB5), charakteryzują się także nieco młodsze bory bagienne (BÓRB4) i najstarsze bory i bory mieszane (BÓR5). Wartości ponadprzeciętne potencjału do dostarczania usług regulacyjnych uzyskało jeszcze 14 innych typów ekosystemów, m.in. starsze lasy liściaste i młodsze bory, a także użytki zielone na suchych i świeżych siedliskach mineralnych (ŁĄKASŚ). Poprzez włączenie najstarszych borów i borów mieszanych do najwyższej rangi łącznego potencjału znacznie zwiększyła się powierzchnia terenu badań charakteryzująca się tak wysoką rangą w porównaniu do potencjału dotyczącego samych usług regulacyjnych. Również obszar WPN na mapie łącznego potencjału nie wyróżnia się od otoczenia tak, jak to miało miejsce w przypadku potencjału do dostarczania wyłącznie usług regulacyjnych. Poza tym



Rycina 8.3. Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług wyliczony na podstawie oceny eksperckiej

Uwzględniono 15 cząstkowych wskaźników: MIÓD, DREWNO, OWLEŚ, ZWGOSP, TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, BIORÓŻ, INWAZ i ZAPYL

Figure 8.3. Averaged potential of ecosystems to provide services, as calculated on the basis of expert assessment

Account was taken of the 15 partial indicators MIÓD, DREWNO, OWLEŚ, ZWGOSP, TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, BIORÓŻ, INWAZ and ZAPYL

ponownie grunty orne zlokalizowane głównie na zachodzie gminy Suwałki zdecydowały o dominacji obszarów o najniższym potencjale właśnie w tej okolicy.

8.2.2. Potencjał ekosystemów na podstawie oceny beneficjentów

Uśrednione wartości potencjału ekosystemów, opracowane na podstawie wskaźników z oceny beneficjentów, wygenerowano w 3 wariantach: dla usług zaopatrzeniowych, kulturowych oraz dla wszystkich rozpatrywanych usług. Uśredniony potencjał do dostarczania usług zaopatrzeniowych uwzględnia 6 wskaźników (OSŻYW, OSMAT, OSLEKI, OSOZD, OSNAW, OSOPAŁ) opracowanych dla 6 grup świadczeń (tab. 8.3, ryc. 8.4). Bezwzględne wartości potencjału wynoszą od 0,44 do 0,67 (w skali 0–1). Zwraca uwagę dość wąski w porównaniu do wyników oceny eksperckiej przedział otrzymanych wartości (0,23–0,59). Fakt ten można tłumaczyć tym, że ocena beneficjentów z założenia obejmowała wszystkie grupy świadczeń zaopatrzeniowych, a potencjały poszczególnych usług w dużej mierze równoważyły się. Bardziej zrównoważony uśredniony potencjał ekosystemów prawdopodobnie lepiej oddaje obraz rzeczywistości, w przeciwnym bowiem razie ekosystemy o skrajnie niskich potencjałach już dawno zastąpione by były przez człowieka tymi o zdecydowanie wyższych łącznych potencjałach.

Tabela 8.3. Uśrednione potencjały ekosystemów do dostarczania usług wycieczne na podstawie oceny beneficjentów

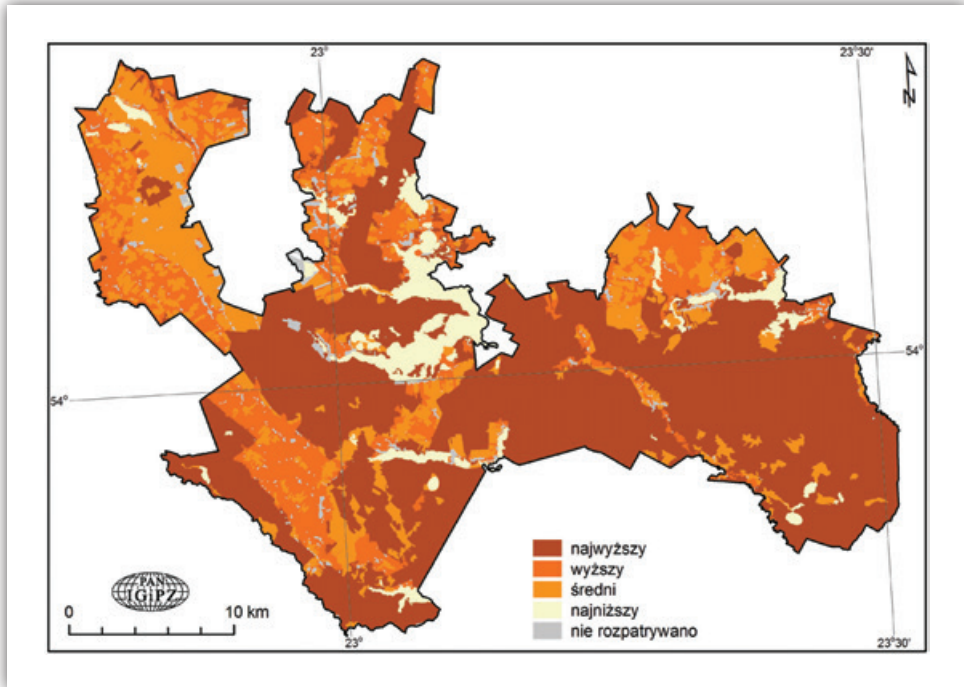
Wartości bezwzględne na skali znormalizowanej od 0 do 1

Table 8.3. Averaged potentials of ecosystems to provide services, as calculated on the basis of the assessments of beneficiaries

Absolute values on a normalized scale from 0 to 1

Ekosystem	Świadczenia zaopatrzeniowe (6 wsk.)	Świadczenia kulturowe (4 wsk.)	Świadczenia łącznie (11 wsk.)
Lasy liściaste	0,67	0,66	0,60
Lasy iglaste	0,67	0,66	0,58
Lasy bagienne	0,55	0,56	0,52
Łąki i pastwiska	0,60	0,62	0,54
Grunty orne	0,55	0,47	0,45
Bagna i torfowiska	0,47	0,54	0,50
Jeziora i rzeki	0,44	0,73	0,66

Zdaniem respondentów najwyższą zdolność do dostarczania usług zaopatrzeniowych mają lasy iglaste i liściaste, natomiast najniższą jeziora i rzeki oraz bagna i torfowiska. Pozostałe typy ekosystemów wykazują potencjał umiarkowany. Przy takim rozkładzie wartości 96% powierzchni obszarów leśnych terenu badań charakteryzuje się najwyższym potencjałem do dostarczania usług zaopatrzeniowych. Do tej grupy zaliczają się zarówno rozległe bory w gminie Giby, jak i grądy w WPN.



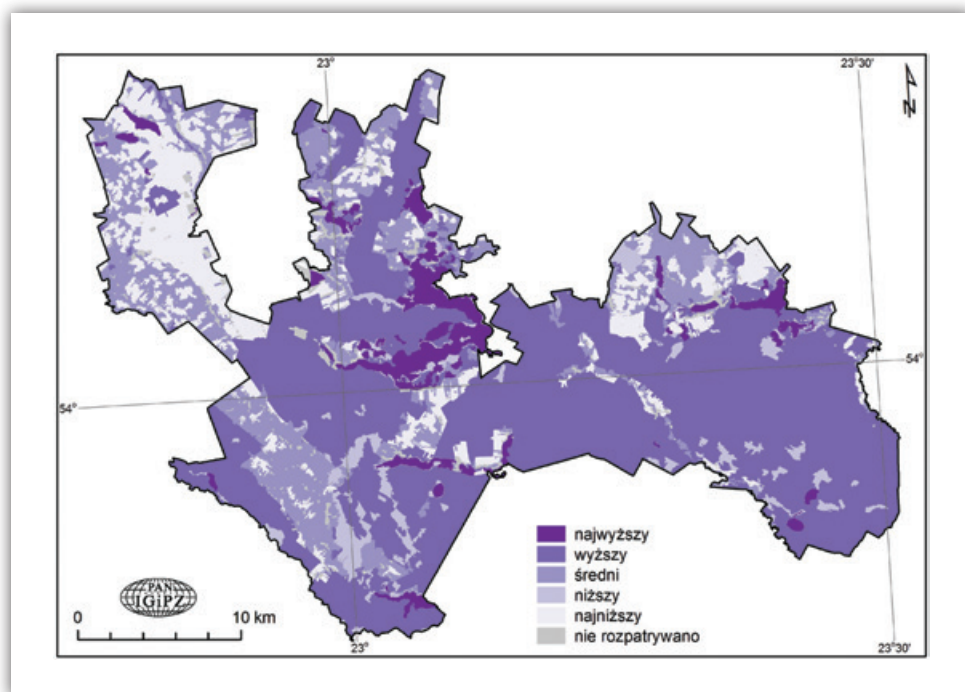
Rycina 8.4. Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług zaopatrzeniowych wyliczony na podstawie oceny beneficjentów

Uwzględniono 6 częściowych wskaźników: OSŻYW, OSMAT, OSLEKI, OSOZD, OSNAW, OSOPAŁ

Figure 8.4. Averaged potential of ecosystems to provide provisioning services, as calculated on the basis of the beneficiaries' assessment

Account was taken of the 6 partial indicators: OSŻYW, OSMAT, OSLEKI, OSOZD, OSNAW and OSOPAŁ

Uśredniony potencjał do dostarczania usług kulturowych uwzględnia 4 wskaźniki (OSREKR, OSEDU, OSTWÓR, OSDUCH) opracowane dla 4 grup świadczeń (tab. 8.3, ryc. 8.5). Bezwzględne wartości potencjału wynoszą od 0,47 do 0,73 (w skali 0–1). Ponownie zwraca uwagę dość wąski przedział otrzymanych wartości (0,26). Zdaniem beneficjentów najwyższy uśredniony potencjał do dostarczania usług kulturowych mają jeziora i rzeki, nieco niższy natomiast lasy liściaste i iglaste. Z kolei najniższym potencjałem wyróżniają się według respondentów grunty orne. Ocena gruntów ornych, osiągających w przypadku wielu miar potencjałów (także tych zagregowanych) do dostarczania usług ekosystemowych ostatnie miejsca, nie jest niczym nadzwyczajnym, natomiast tak wysoka pozycja ekosystemów wodnych należy do rzadkości. Jeziora, oprócz świadczeń kulturowych, tak wysoką pozycję osiągają jedynie w przypadku potencjału do retencji i oczyszczania wody. Dlatego też największa, statystycznie istotna dysproporcja w potencjale do dostarczania usług kulturowych i zaopatrzeniowych występowała właśnie w przypadku



Rycina 8.5. Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług kulturowych wyliczony na podstawie oceny beneficjentów

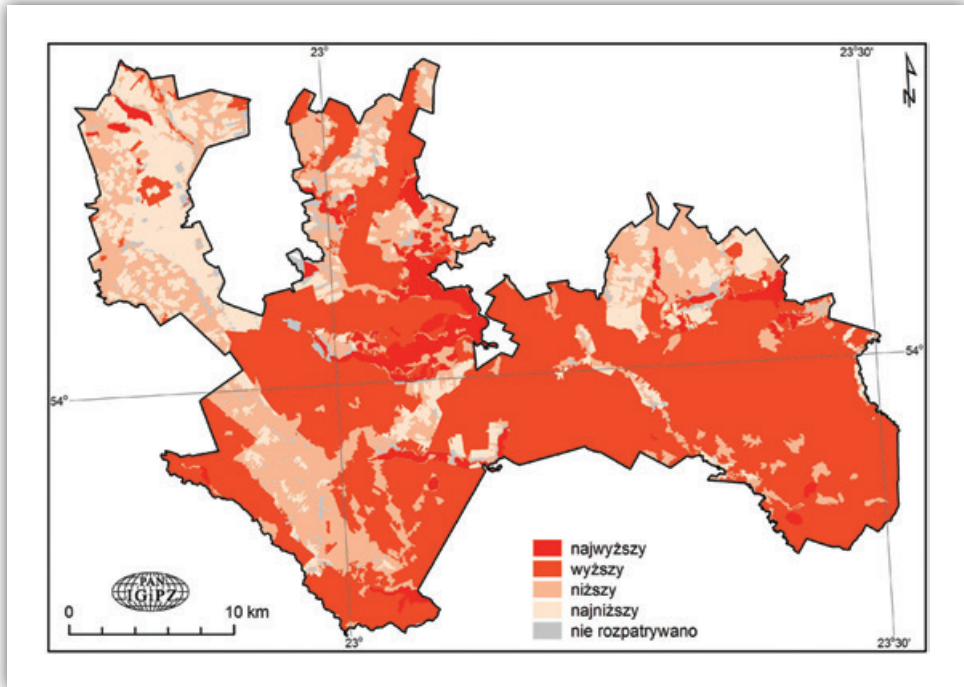
Uwzględniono 4 cząstkowe wskaźniki: OSREKR, OSEDU, OSTWÓR, OSDUCH

Figure 8.5. Averaged potential of ecosystems to provide cultural services, as calculated on the basis of beneficiaries' assessments

Account was taken of the 4 partial indicators OSREKR, OSEDU, OSTWÓR and OSDUCH

ekosystemów wodnych, oczywiście na korzyść świadczeń kulturowych. Także bagna i torfowiska były oceniane jako te, które mają istotnie większy potencjał do dostarczania usług kulturowych niż zaopatrzeniowych. Jedyna istotna przewaga potencjału do dostarczania usług zaopatrzeniowych względem kulturowych dotyczyła gruntów ornych.

Do wyliczenia całościowego potencjału ekosystemów na podstawie oceny beneficjentów włączono wskaźniki dotyczące zarówno świadczeń zaopatrzeniowych (6), kulturowych (4), jak i jeden wskaźnik (OSWODA) dotyczący świadczenia regulacyjnego (tab. 8.3, ryc. 8.6). Każda sekcja, choć reprezentowana przez różną liczbę wskaźników, miała równą wagę w uśrednionym potencjale. W związku z tym, że jedyna rozpatrywana przez beneficjentów usługa regulacyjna (oczyszczanie i gromadzenie wody) przyjmowała zdecydowanie wyższe wartości dla ekosystemów wodnych w porównaniu z innymi ekosystemami, uśredniony potencjał tych ekosystemów jest prawdopodobnie nieco zawyżony.



Rycina 8.6. Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług ogółem, wyliczony na podstawie oceny beneficjentów

Uwzględniono 11 cząstkowych wskaźników: OSZYW, OSMAT, OSLEKI, OSOZD, OSNAW, OSOPAŁ, OSWODA, OSREKR, OSEDU, OSTWÓR, OSDUCH

Figure 8.6. Averaged potential of ecosystems to provide services, as calculated on the basis of beneficiaries' assessments

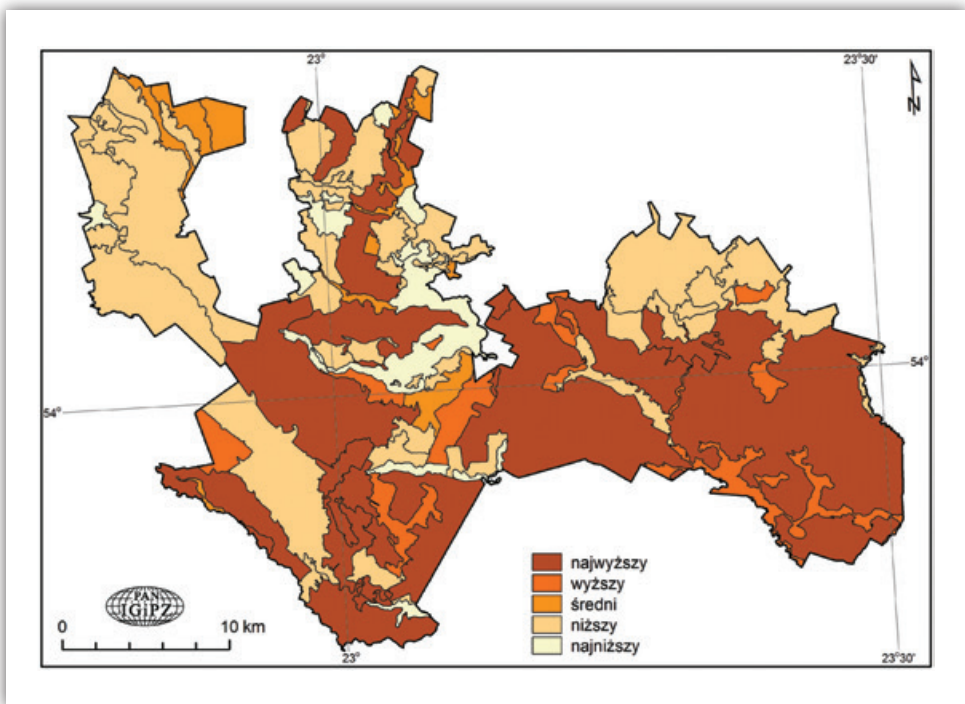
Account was taken of the 11 partial indicators OSZYW, OSMAT, OSLEKI, OSOZD, OSNAW, OSOPAŁ, OSWODA, OSREKR, OSEDU, OSTWÓR and OSDUCH

Bezwzględne wartości potencjału wynoszą od 0,45 do 0,66 (w skali 0–1). Przedział otrzymanych wartości jest rekordowo wąski (0,21), co świadczy o dużym zrównoważeniu całościowego potencjału pomiędzy ekosystemami. Na podstawie opinii respondentów można stwierdzić, że najwyższy łączny potencjał do dostarczania usług ekosystemowych mają jeziora i rzeki, nieco niższy natomiast lasy liściaste i iglaste. Z kolei najniższym łącznym potencjałem wyróżniają się, podobnie jak dla samych usług kulturowych, grunty orne. Jediną różnicą rang między całościowym potencjałem a potencjałem do dostarczania usług kulturowych jest niższa pozycja łąk i pastwisk w ocenie całościowego potencjału. Na mapie całościowego potencjału ekosystemów dobrze widać zróżnicowanie między wysokimi wartościami lasów i jezior (WPN i Puszcza Augustowska), a niskimi terenów rolniczych w pobliżu ciągów osadniczych.

8.2.3. Potencjał jednostek heterogenicznych (krajobrazów i obwodów łowieckich) na podstawie oceny eksperckiej

Heterogeniczne jednostki przestrzenne, zawierające różne ekosystemy, obejmują dwa różne typy powierzchni, wyróżniane według zupełnie odrębnych zasad (por. rozdz. 5). W przypadku krajobrazów niektóre potencjały były określane wyłącznie dla tych powierzchni, ale większość została przeliczona na podstawie wielkości potencjałów dla ekosystemów wchodzących w skład krajobrazu. W przypadku obwodów łowieckich wszystkie potencjały dotyczą wyłącznie obwodów i nie mają swoich odpowiedników w odniesieniu do ekosystemów.

Dla krajobrazów określono 3 częściowe wskaźniki potencjału do dostarczania usług zaopatrzeniowych: MIÓD, DREWNO, OWLEŚ i na tej podstawie obliczono uśredniony potencjał (ryc. 8.7). Z porównania rozmieszczenia krajobrazów o różnym potencjale i ich charakterystyki typologicznej (por. ryc. 5.16, tab. 5.6) wynika, że najniższy uśredniony potencjał występuje – co oczywiste – w krajobrazach z dominacją jezior



Rycina 8.7. Uśredniony potencjał krajobrazów do dostarczania usług zaopatrzeniowych wyliczony na podstawie oceny eksperckiej

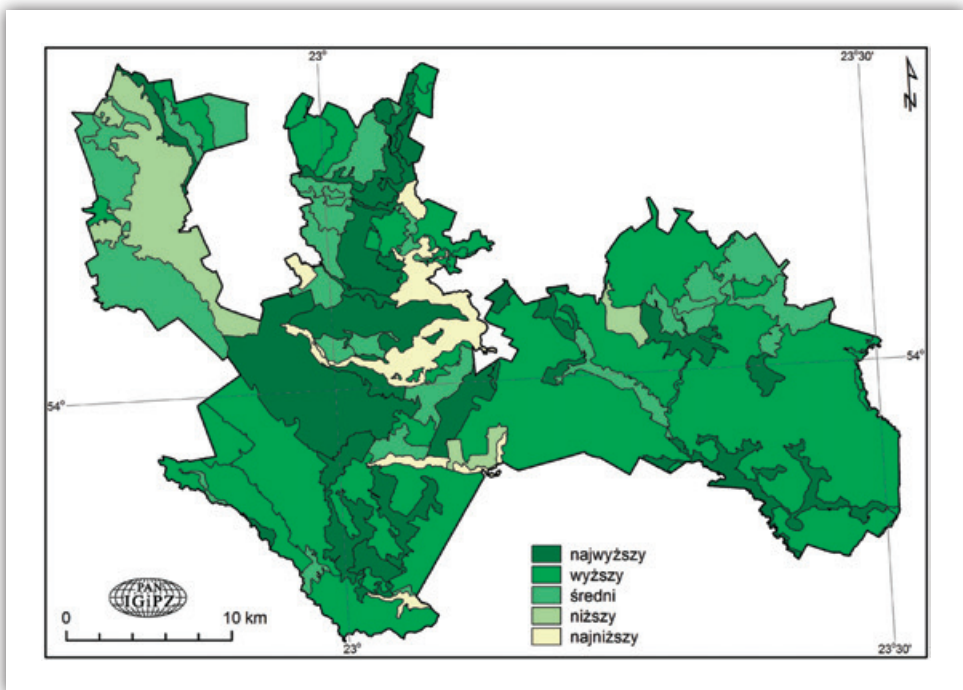
Uwzględniono 3 częściowe wskaźniki: MIÓD, DREWNO, OWLEŚ

Figure 8.7. Averaged potential of landscapes to supply provisioning services, as calculated on the basis of expert assessment

Account was taken of the 3 partial indicators MIÓD, DREWNO and OWLEŚ

(typy z grupy C) oraz osadniczo-łąkowych (typy A2 i A4), natomiast najwyższy jest związany z krajobrazami leśnymi siedlisk borów i borów mieszanych (typ B1). Krajobrazy o najniższym średnim potencjale występują głównie w północnej części terenu (szczególnie zachodnia część gminy Suwałki, znaczna część wschodniej części tej gminy i północna część gminy Giby), podczas gdy krajobrazy o najwyższym potencjale występują w pozostałej części gminy Giby.

Poza syntetycznym ujęciem potencjału świadczeń zaopatrzeniowych, na podstawie 13 cząstkowych wskaźników zdolności krajobrazów do dostarczania świadczeń regulacyjnych (TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, EKOSR, EKOSLB, OCHR, INWAZ i ZAPYL) określono także odpowiedni uśredniony potencjał (ryc. 8.8). W ujęciu ogólnym najwyższym potencjałem do dostarczania usług regulacyjnych charakteryzują się prawie wszystkie krajobrazy z grupy grądowych (B3) oraz tych z dominacją borów bagiennych (B4). Są one rozrzucone po całym terenie, ale największy kompleks tworzą w centralnej części badanego obszaru. Najniższy

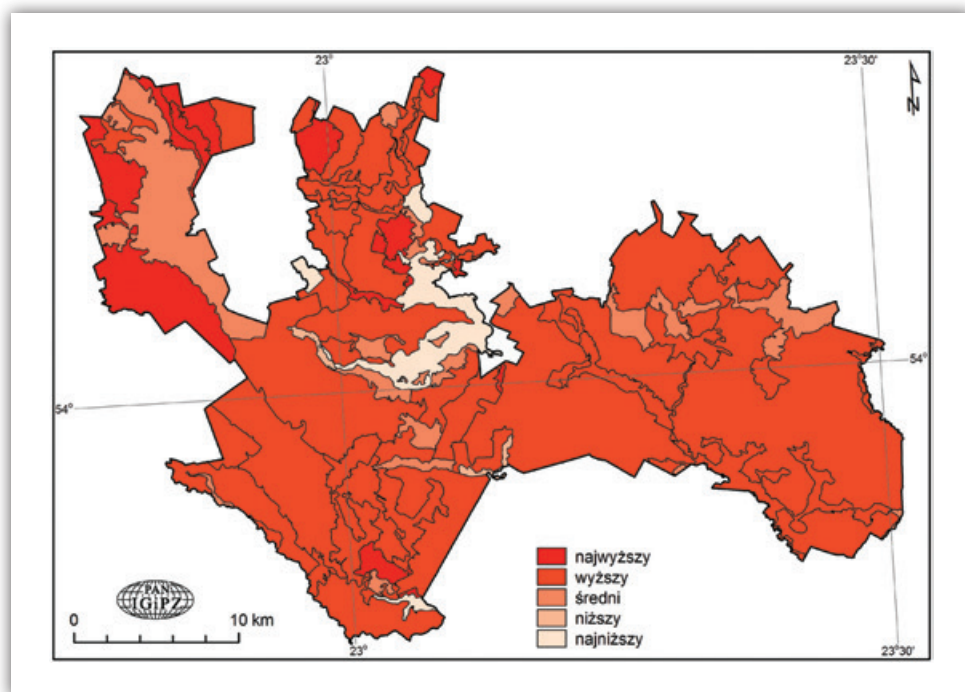


Rycina 8.8. Uśredniony potencjał krajobrazów do dostarczania usług regulacyjnych wyliczony na podstawie oceny eksperckiej

Uwzględniono 13 cząstkowych wskaźników TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, EKOSR, EKOSLB, OCHR, INWAZ i ZAPYL

Figure 8.8. Averaged potential of landscapes to provide regulating services calculated on the basis of expert assessment

Account was taken of the 13 partial indicators TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, EKOSR, EKOSLB, OCHR, INWAZ and ZAPYL



Rycina 8.9. Uśredniony potencjał krajobrazów do dostarczania usług ogółem, wyliczony na podstawie oceny eksperckiej

Uwzględniono 17 cząstkowych wskaźników: MIÓD, DREWNO, OWLEŚ, TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, EKOSR, EKOSLB, OCHR, INWAZ, ZAPYL i ATRAK

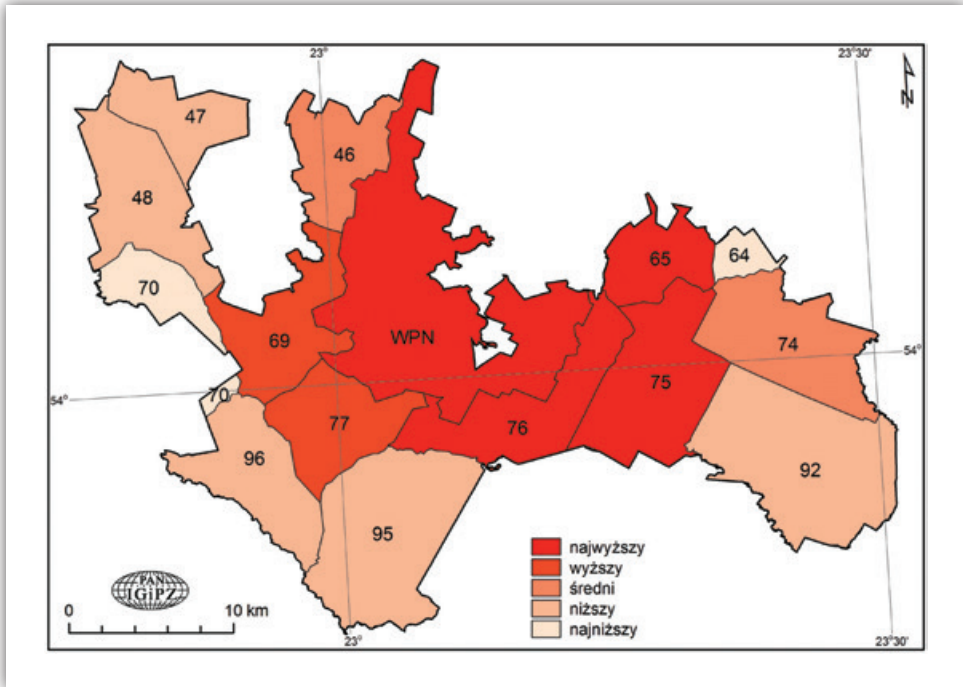
Figure 8.9. Averaged potential of landscapes to provide services calculated on the expert assessment

Account was taken of the 17 partial indicators MIÓD, DREWNO, OWLEŚ, TLEN, CEKOS, AEROZ, METAL, SORPC, C/N, WODAGL, NATUR, EKOSR, EKOSLB, OCHR, INWAZ, ZAPYL and ATRAK

potencjał jest związany z krajobrazami z dominacją dużych jezior (C1), natomiast niski dotyczy części (ale nie wszystkich) krajobrazów o charakterze rolniczym.

Łączny potencjał świadczeń ekosystemowych i krajobrazowych obliczony jako średnia z dwóch uśrednionych potencjałów (odnoszących się do świadczeń zaopatrzeniowych i regulacyjnych) oraz jednego potencjału świadczeń kulturowych (ATRAK) daje bardzo wyrównany obraz dla całego terenu (ryc. 8.9). Bezwzględnie dominują obszary o wysokim potencjale i obejmują one krajobrazy reprezentujące bardzo różne typy. Krajobrazy o najniższym potencjale należą do typu C1 (z dużym udziałem dużych jezior). Natomiast krajobrazy o najwyższym łącznym potencjale obejmują prawie wyłącznie niektóre obszary łąkowo-polno-osadnicze (typ A4), zgrupowane głównie w gminie Suwałki.

Ze względu na niewielką liczbę wskaźników cząstkowych dotyczących obwodów łowieckich, z których tylko jeden (ZWŁOWB) odnosi się do potencjału



Rycina 8.10. Uśredniony potencjał krajobrazów (w zasięgach obwodów łowieckich) do dostarczania usług wyliczony na podstawie oceny eksperckiej

Uwzględniono 7 częściowych wskaźników: ZWŁOWR, ZWŁOWB, NORY, BONASA, GRYZON, EKOSR i EKOSLB

Figure 8.10. Averaged potential of landscapes (within hunting districts) to provide services calculated on the basis of expert assessment

Account was taken of the 7 partial indicators ZWŁOWR, ZWŁOWB, NORY, BONASA, GRYZON, EKOSR and EKOSLB

świadczeń zaopatrzeniowych, a pozostałe (ZWŁOWR, NORY, BONASA, GRYZON, EKOSR i EKOSLB) dotyczą świadczeń regulacyjnych, niecelowe jest oddzielne obliczanie uśrednionych potencjałów dla grupy świadczeń. Dlatego też na ryc. 8.10 przedstawiono uśredniony potencjał dla wszystkich analizowanych świadczeń łącznie. Z ryciny wynika, że najwyższym potencjałem dla dostarczania świadczeń ocenianych wyżej wymienionymi wskaźnikami charakteryzuje się obszar położony w środkowej części terenu. Obejmuje on trzy obwody łowieckie i Wigierski Park Narodowy. Dwa z tych obwodów (nr 75 i 76) mają charakter wybitnie leśny z dominacją siedlisk borowych i niewielkim udziałem grądów. Trzeci z nich (nr 65) ma charakter nieleśny, łąkowo-polny, ale charakteryzuje się niewielkim udziałem borów bagiennych i grądów. Natomiast Wigierski Park Narodowy jest najbardziej zróżnicowany pod względem udziału różnych form

pokrycia terenu przy względnej dominacji lasów grądowych. Dwa obwody o najniższym potencjale są położone na dwóch przeciwległych krańcach terenu – nr 64 na wschodzie, a nr 70 na zachodzie. Oba mają charakter polno-łąkowy.

8.3. Powiązania między miarami i ocenami potencjałów

W pracy oceniano przy pomocy szeregu wskaźników potencjał przyrody – ekosystemów i krajobrazów – do dostarczania usług na rzecz człowieka. W zależności od charakteru świadczenia (ekosystemowe, krajobrazowe) i dostępności danych wyliczono wartości wskaźników dla różnych jednostek przestrzennych (ekosystem, krajobraz, obwód łowiecki). Analizę powiązań między poszczególnymi wskaźnikami przeprowadzono przede wszystkim na podstawie analizy macierzy korelacji. Należy przy tym podkreślić, że ocena powiązań między świadczeniami (a dokładnie między wskaźnikami obrazującymi potencjał do dostarczania usług) na podstawie analizy korelacji nie mówi wprost o związkach funkcjonalnych i mechanizmach powiązań. Wskazuje jedynie na ich współwystępowanie i zbliżony rozkład wartości wskaźników między ekosystemami/krajobrazami. Niemniej jednak, przeprowadzona ocena umożliwia wyróżnienie wiązek świadczeń oraz budowanie hipotez dotyczących rzeczywistych zależności między świadczeniami. Powiązania nie muszą być stałe, mogą być także zależne od rozpatrywanej powierzchni odniesienia – jednorodnej (ekosystemy) lub heterogenicznej (krajobrazy, obwody łowieckie).

8.3.1. Powiązania między potencjałami ekosystemów do dostarczania świadczeń ekosystemowych

8.3.1.1. Powiązania między potencjałami na podstawie oceny eksperckiej (ekosystemy w wąskim ujęciu)

W analizie uwzględniono 34 z 42 typów ekosystemów zamieszczonych na mapie ekosystemów. Z powodu niewielkiej liczby wskaźników wyliczonych/oszacowanych w ramach oceny eksperckiej dla jezior, szuwarów na wodzie i obszarów zabudowanych, pominięto te typy ekosystemów w dalszej analizie. Między 18 analizowanymi wskaźnikami potencjału ekosystemów wystąpiły 54 korelacje istotne statystycznie na poziomie $p < 0,05$ (czyli ok. 35% możliwych), z tego 32 dodatnie. W obrębie tych korelacji 20 było również istotnych na poziomie $p < 0,001$ (z czego 16 dodatnich) (tab. 8.4).

Tabela 8.4. Związki między wskaźnikami potencjału ekosystemów (w wąskim ujęciu) do dostarczania usług wyrażone współczynnikiem korelacji ρ Spearmana

Pozostawiono jedynie wartości istotne statystycznie na poziomie $p < 0,05$. W grubych ramkach wartości istotne przy $p < 0,001$. Korelacje dodatnie zaznaczono na szaro

Table 8.4. Relationships between indicators of the potential of ecosystems (in a narrow sense) to provide services, as expressed by the Spearman ρ correlation coefficient

Only values statistically significant at $p < 0.05$ are shown. In thick frames, values significant at $p < 0.001$. Positive correlations are marked in grey

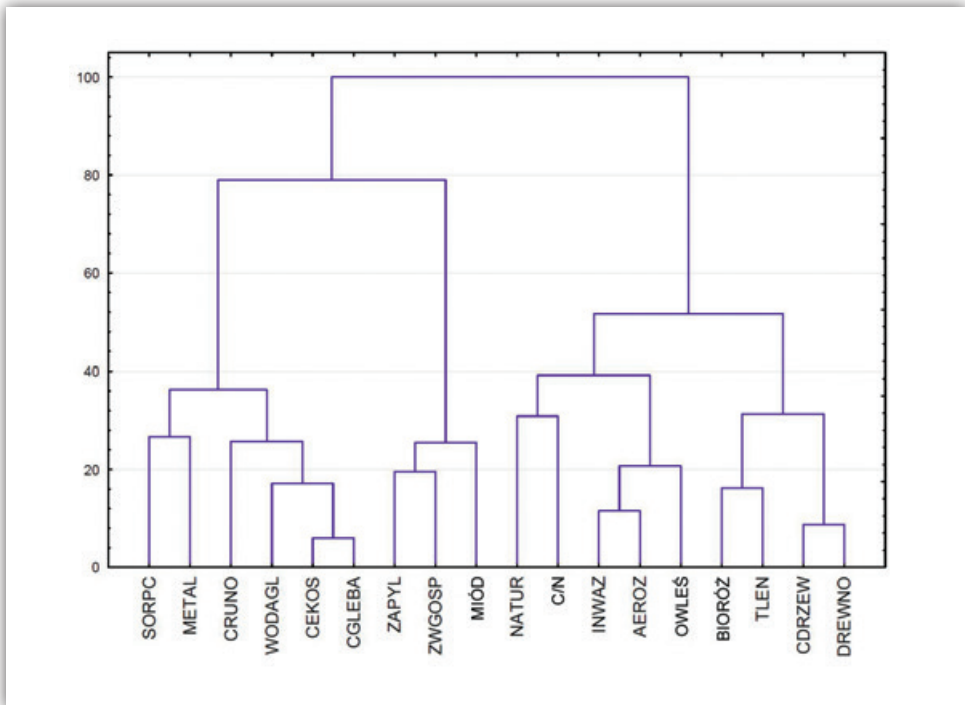
	C/N	MIÓD	ZAPYL	INWAZ	AEROZ	OWLEŚ	DREWNO	CDRZEW	TLEN	BIORÓZ	METAL	SORPC	CGLEBA	CEKOS	WODAGL	CRUNO	NATUR	ZWGOSP	
C/N	XXX				0,559							-0,427							-0,451
MIÓD		XXX	0,739						-0,396	-0,423	-0,529		-0,456	-0,478	-0,430				
ZAPYL		0,739	XXX	0,505	0,706	0,521					-0,408	-0,592	-0,614	-0,562	-0,377				
INWAZ			0,505	XXX	0,708	0,463					-0,347	-0,366				0,428			
AEROZ	0,559		0,706	0,708	XXX	0,720	0,430	0,509				-0,733							
OWLEŚ			0,521	0,463	0,720	XXX	0,406	0,456					-0,471						
DREWNO					0,430	0,406	XXX	0,940	0,634	0,625									-0,400
CDRZEW					0,509	0,456	0,940	XXX	0,616	0,561		-0,352							-0,400
TLEN		-0,396					0,634	0,616	XXX	0,680	0,367	-0,372			-0,364				
BIORÓZ		-0,423					0,625	0,561	0,680	XXX	0,397								
METAL		-0,529	-0,408	-0,347					0,367	0,397	XXX	0,365							
SORPC	-0,427		-0,592	-0,366	-0,733	-0,471		-0,352	-0,372		0,365	XXX	0,573	0,482	0,437				
CGLEBA		-0,456	-0,614									0,573	XXX	0,980	0,841	0,450			
CEKOS		-0,478	-0,562									0,482	0,980	XXX	0,856	0,515			
WODAGL		-0,430	-0,377						-0,364			0,437	0,841	0,856	XXX	0,571	0,431		
CRUNO				0,428									0,450	0,515	0,571	XXX			
NATUR															0,431		XXX		
ZWGOSP	-0,451						-0,400	-0,400											XXX

Z analizy tabeli wynika, że cztery wskaźniki określające potencjały ekosystemów do dostarczania usług zaopatrzeniowych (DREWNO, ZWGOSP, OWLEŚ i MIÓD) są w zasadzie niezależne, a między DREWNO i ZWGOSP występuje nawet korelacja ujemna (potencjał komplementarny obszarów leśnych i nieleśnych). Jedyna istotna (choć słaba) korelacja dodatnia w tym zestawie występuje w przypadku pary wskaźników DREWNO i OWLEŚ. Taki obraz powiązań oznacza, że dla rozpatrywanych ekosystemów wartości potencjałów przyjmują odmienne rozkłady. Wynika to ze

specyfiki analizowanych świadczeń zaopatrzeniowych, z natury związanych z odmiennym użytkowaniem ziemi (DREWNO i OWLEŚ z lasami, ZWGOSP z pastwiskami, MIÓD z uprawami roślin miododajnych).

W przypadku świadczeń należących do sekcji „Regulacja i utrzymanie” sytuacja jest bardziej złożona. Do określenia potencjału ekosystemów do regulacji składu atmosfery zastosowano kilka wskaźników. Rozkłady wartości wskaźników wskazują, że można je podzielić na dwie, wewnątrznie spójne grupy. Do pierwszej należą CDRZEW i TLEN, a do drugiej CRUNO, CGLEBA i CEKOS, przy czym wskaźnik CEKOS (będący sumą wskaźników cząstkowych CDRZEW, CRUNO, CGLEBA) jest najsilniej determinowany przez CGLEBA.

Dla innych świadczeń regulacyjnych określanych przez co najmniej dwa wskaźniki (regulacja jakości powietrza – AEROZOL, METAL; utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów – NATUR, BIORÓŻ; utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby – SORPC, C/N), nie występują dodatnie, istotne statystycznie korelacje w obrębie par, natomiast poszczególne wskaźniki są skorelowane ze wskaźnikami określającymi zupełnie inne świadczenia.

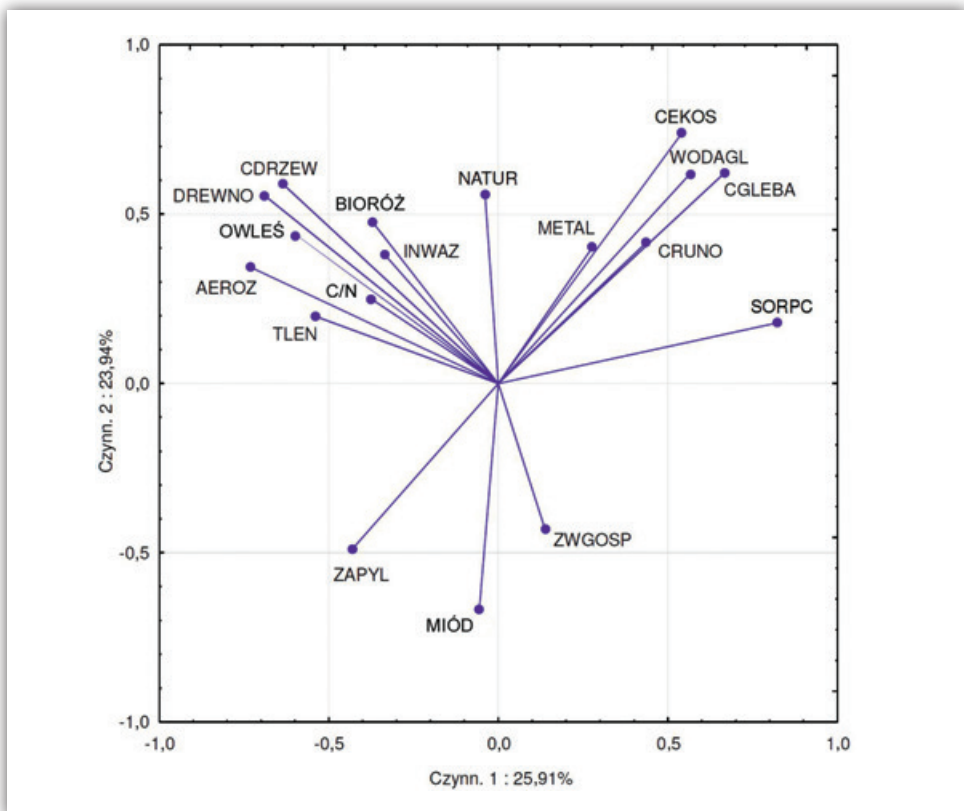


Rycina 8.11. Dendrogram wskaźników potencjału ekosystemów (w wąskim ujęciu) do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)

Figure 8.11. Cluster dendrogram for indicators of the potential of ecosystems (in a narrow sense) to provide services (Ward's method, Euclidean distance)

Do wyróżnienia i zinterpretowania grup wskaźników silnie ze sobą skorelowanych (które odpowiadają wiązkom świadczeń) jest pomocna nie tylko analiza tabeli korelacji (tab. 8.4), ale także formalna analiza podobieństwa. W niniejszej pracy do analizy podobieństwa wykorzystano hierarchiczną analizę skupień (ryc. 8.11) i analizę głównych składowych (ryc. 8.12).

Z analizy tabeli 8.4 oraz ryciny 8.11 rysuje się obraz podziału wszystkich wskaźników na cztery grupy. Pierwsza z nich obejmuje wskaźniki, których wielkość jest determinowana głównie przez charakter i właściwości gleby (SORPC, METAL, CRUNO, WODAGL, CEKOS, CGLEBA). Druga grupa obejmuje wskaźniki, które przyjmują wysokie wartości na obszarach tradycyjnej gospodarki rolnej (ZAPYL, MIÓD, ZWGOSP). Trzecia grupa to wskaźniki, których wielkość zależy w głównym stopniu od składu, jakości i wieku drzewostanu (DREWNO, CDRZEW, TLEN, BIORÓŻ). Ostatnia grupa obejmuje wskaźniki, które zależą przede wszystkim od rodzaju roślinności (NATUR, C/N, INWAZ, AEROZ, OWLEŚ).



Rycina 8.12. Uporządkowanie wskaźników potencjału ekosystemów (w wąskim ujęciu) na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych

Figure 8.12. PCA plane ordination for indicators of the potential of ecosystems (in a narrow sense)

Podobny, choć inaczej ujęty obraz powiązań między wskaźnikami (i określonymi przez nie potencjałami) rysuje się na podstawie wyników analizy głównych składowych (ryc. 8.12, tab. 8.5). Pierwszy czynnik zmienności objaśniający prawie 26% wariancji całego zbioru można określić jako dawcę świadczenia w gradiencie „gleba–drzewostan”. Drugi czynnik, objaśniający niecałe 24% zmienności (a więc prawie równorzędny z pierwszym), to forma pokrycia terenu w gradiencie „nie las–las”.

Tabela 8.5. Współrzędne czynnikowe zmiennych – wskaźników potencjału ekosystemów (w wąskim ujęciu) do dostarczania usług

W grubych ramkach wartości powyżej 0,5. Wartości poniżej -0,5 zaznaczono na szaro

Table 8.5. Factor coordinates of variables – indicators of the potential of ecosystems (in a narrow sense) to provide services

In thick frames, values above 0.5. Values below -0.5 are marked in grey

Wskaźnik	Czynnik 1	Czynnik 2	Czynnik 3	Czynnik 4
DREWNO	-0,637	0,590	-0,299	0,047
OWLEŚ	-0,597	0,437	0,385	-0,056
MIÓD	-0,056	-0,669	0,336	-0,056
ZWGOŚP	0,138	-0,431	0,293	0,721
TLEN	-0,541	0,199	-0,612	0,180
CGLEBA	0,668	0,623	0,206	-0,107
CDRZEW	-0,689	0,555	-0,185	-0,032
CRUNO	0,437	0,418	0,468	0,046
CEKOS	0,541	0,739	0,175	-0,114
AEROZ	-0,729	0,342	0,535	0,083
METAL	0,278	0,403	-0,444	0,596
SORPC	0,823	0,179	-0,325	0,142
C/N	-0,375	0,250	0,113	-0,538
WODAGL	0,566	0,620	0,380	-0,054
NATUR	-0,039	0,557	0,257	0,406
BIORÓŻ	-0,371	0,478	-0,568	0,216
ZAPYL	-0,430	-0,488	0,495	0,323
INWAZ	-0,335	0,380	0,767	0,227
Wariancja (%)	25,910	23,940	17,260	9,060
Wariancja skumulowana	25,910	49,850	67,110	76,170

Trzeci i czwarty czynnik (objaśniające odpowiednio 17% i 9% wariancji) są trudniejsze do interpretacji. Wydaje się, że trzeci czynnik może różnicować wskaźniki ze względu na żyzność ekosystemów, natomiast czwarty jest najprawdopodobniej związany (choć słabo) z natężeniem presji ludzkiej.

Podsumowując powyższą analizę, można stwierdzić, że liczne powiązania, jakie występują między wskaźnikami potencjałów ekosystemów do dostarczania usług (a zatem także między indykowanymi potencjałami) zależą od następujących właściwości (charakterystyk) ekosystemów:

- ▶ głównej formy pokrycia terenu (w podziale na las i nie las);
- ▶ rodzaju roślinności w sensie fitosocjologiczno-florystycznym;
- ▶ komponentu ekosystemu, który jest dawcą świadczenia (gleba, drzewostan, warstwa zielna);
- ▶ żyzności i – w mniejszym stopniu – wilgotności podłoża;
- ▶ poziomu presji antropogenicznej i związanym z tym poziomem dojrzałości ekosystemu.

8.3.1.2. Powiązania między potencjałami na podstawie oceny społecznej (ekosystemy według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES)

Między 11 wskaźnikami potencjału ekosystemów, identyfikowanymi i ocenianymi na drodze ankietowej, wystąpiło 7 korelacji istotnych statystycznie na poziomie $p < 0,1$ (czyli niecałe 13% możliwych), z tego 4 dodatnie. W obrębie tych korelacji 4 były również istotne na poziomie $p < 0,05$ (z czego 3 dodatnie) (tab. 8.6). Tak niska liczba korelacji istotnych statystycznie wynika nie tylko z rzeczywistych powiązań między wskaźnikami potencjałów, ale w głównej mierze z bardzo niskiej

Tabela 8.6. Związki między wskaźnikami potencjału ekosystemów (według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES) do dostarczania usług wyrażone współczynnikiem korelacji ρ Spearmana

Pozostawiono jedynie wartości istotne statystycznie na poziomie $p < 0,1$. W grubych ramkach wartości istotne przy $p < 0,05$. Korelacje dodatnie zaznaczono na szaro

Table 8.6. Relationships between indicators of the potential of ecosystems (according to the modified MAES classification) to provide services, as expressed by the Spearman ρ correlation coefficient

Only values statistically significant at the $p < 0.1$ are shown. In thick frames, values significant at $p < 0.05$. Positive correlations are marked in grey

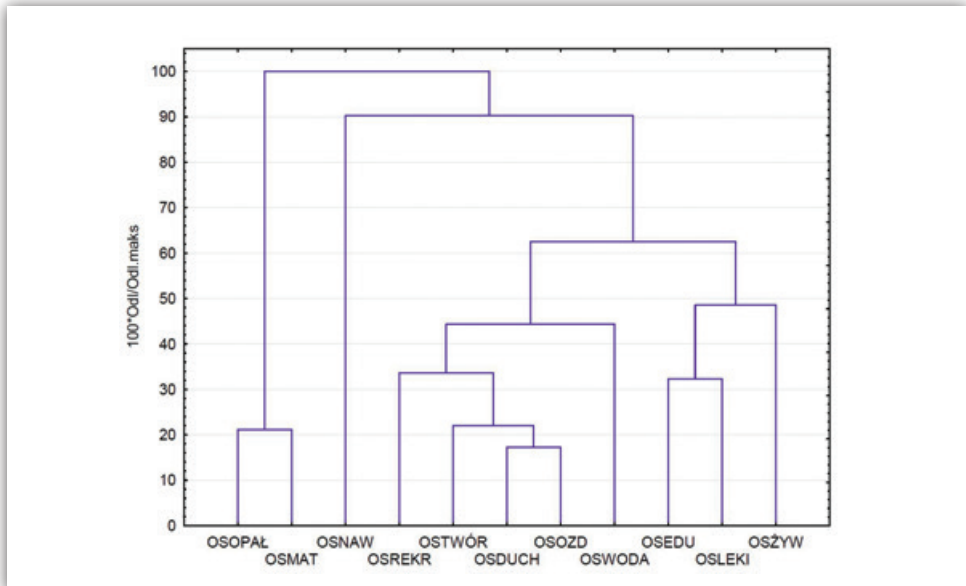
	OSDUCH	OSEDU	OSZYW	OSWODA	OSTWÓR	OSREKR	OSOZD	OSMAT	OSOPAŁ	OSLEKI	OSNAW
OSDUCH	XXX										
OSEDU		XXX									
OSZYW			XXX								
OSWODA				XXX	0,764					-0,770	
OSTWÓR				0,764	XXX						
OSREKR						XXX	0,768				-0,747
OSOZD						0,768	XXX	0,678			
OSMAT							0,678	XXX	0,913		-0,700
OSOPAŁ								0,913	XXX		
OSLEKI				-0,770						XXX	
OSNAW						-0,747		-0,700			XXX

liczebności próby. Nie zwracając uwagi na poziom istotności, można stwierdzić, że między analizowanymi zmiennymi wystąpiło 20 korelacji o wartości bezwzględnej powyżej 0,5, co stanowi ponad 36% możliwych.

Z analizy tabeli wynika, że spośród sześciu wskaźników określających potencjały ekosystemów do dostarczania usług zaopatrzeniowych jedynie trzy (OSOZD, OSMAT, OSOPAŁ) są ze sobą ściślej skorelowane, natomiast trzy pozostałe (OSLEKI, OSNAW i OSŻYW) są od siebie całkowicie niezależne, z tym, że między OSNAW i OSMAT występuje korelacja ujemna. Wynika to ze specyfiki analizowanych świadczeń zaopatrzeniowych, z natury związanych z odmiennym użytkowaniem ziemi (OSMAT i OSOPAŁ głównie z lasami, OSLEKI z łąkami i pastwiskami, OSŻYW z uprawami rolniczymi).

W przypadku świadczeń kulturowych wszystkie analizowane wskaźniki (OSDUCH, OSEDU, OSTWÓR, OSREKR) nie wykazują między sobą żadnych istotnych korelacji, co sugeruje, że poszczególne usługi są dostarczane przez odmienne ekosystemy. Dodatkową pomoc dla identyfikacji powiązań między wskaźnikami stanowią hierarchiczna analiza skupień (ryc. 8.13) i analiza głównych składowych (ryc. 8.14).

Na podstawie ryciny 8.13 można zaproponować podstawowy podział wskaźników na cztery grupy. Pierwsza z nich – najbardziej izolowana od pozostałych – obejmuje dwa wskaźniki (OSOPAŁ i OSMAT) dostarczane głównie przez

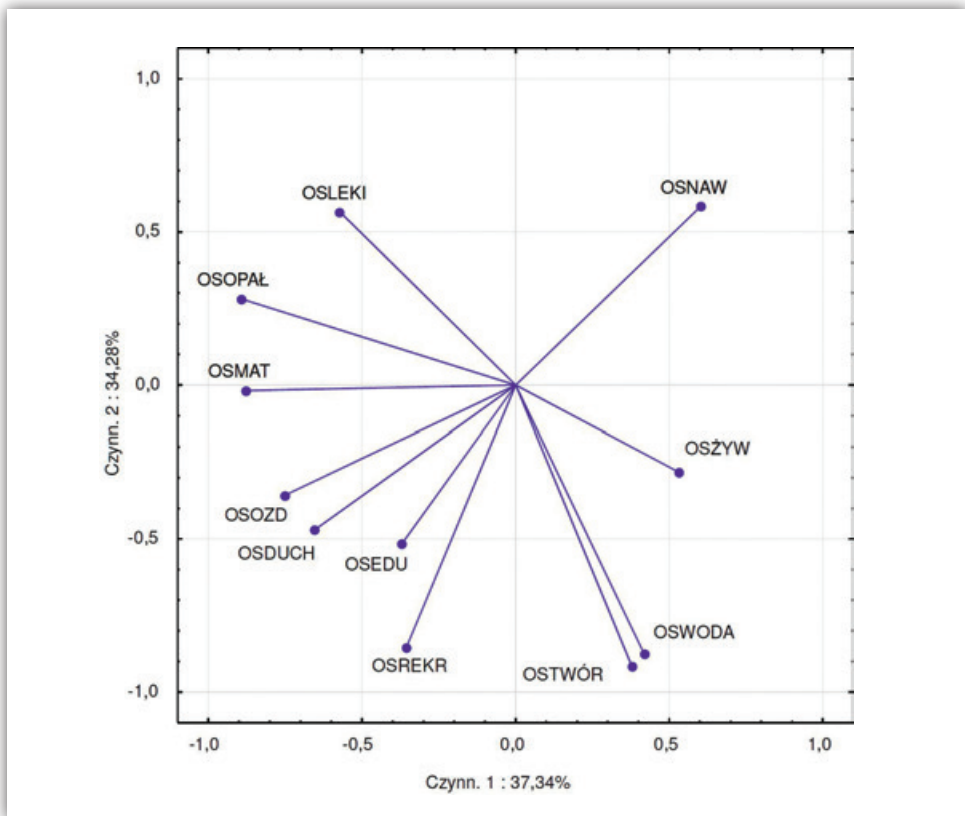


Rycina 8.13. Dendrogram wskaźników potencjału ekosystemów (według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES) do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)

Figure 8.13. Cluster dendrogram for indicators of the potential of ecosystems (according to the modified MAES classification) to provide services (Ward's method, Euclidean distance)

ekosystemy leśne. Drugą grupę stanowi jedynie wskaźnik OSNAW. Pozostałe wskaźniki tworzą dwie mniej więcej równorzędne grupy: trzecią i czwartą. W trzeciej dominują wskaźniki potencjałów kulturowych (OSREKR, OSTWÓR, OSDUCH) w towarzystwie ściśle powiązanej z nimi OSOZD i stojącej nieco oddzielnie OSWODA. Czwarta grupa to OSEDU, OSLEKI, OSŻYW.

Słabe związki korelacyjne między wskaźnikami powodują, że analiza głównych składowych nie dostarcza zbyt wielu nowych informacji o sposobie uporządkowania i powiązań między wskaźnikami potencjałów. Niemniej jednak na podstawie ryciny 8.14 i tabeli 8.7 można wskazać na główne kierunki zmienności porządkujące zbiór wskaźników.



Rycina 8.14. Uporządkowanie wskaźników potencjału ekosystemów (według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES) na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych

Figure 8.14. PCA plane ordination for indicators of the potential of ecosystems indicators (according to the modified MAES classification)

Tabela 8.7. Współrzędne czynnikowe zmiennych – wskaźników potencjału ekosystemów (według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES) do dostarczania usług

W grubych ramkach wartości powyżej 0,5. Wartości poniżej -0,5 zaznaczono na szaro

Table 8.7. Factor coordinates of variables – indicators of the potential of ecosystems (according to the modified MAES classification) to provide services

In thick frames, values above 0.5. Values below -0.5 are marked in grey

Zmienne	Czynnik 1	Czynnik 2	Czynnik 3	Czynnik 4
OSZYW	0,533	-0,283	-0,748	-0,195
OSLEKI	-0,570	0,564	-0,095	-0,539
OSMAT	-0,876	-0,018	-0,351	0,199
OSOPAŁ	-0,891	0,281	-0,071	0,320
OSNAW	0,602	0,582	-0,089	-0,522
OSWODA	0,419	-0,876	0,228	0,070
OSOZD	-0,752	-0,358	-0,354	-0,219
OSREKR	-0,356	-0,855	-0,357	-0,103
OSTWÓR	0,379	-0,917	-0,078	0,006
OSEDU	-0,370	-0,516	0,344	-0,495
OSDUCH	-0,653	-0,470	0,466	-0,236
Wariancja (%)	37,340	34,280	12,280	10,060
Wariancja skumulowana	37,340	71,620	83,900	93,960

Pierwszy czynnik zmienności objaśniający ponad 37% wariancji całego zbioru można określić jako gradient dostarczanych świadczeń od opału i materiałów budowlanych do żywności i nawozu. Drugi czynnik, objaśniający niecałe 34% zmienności (a więc prawie równorzędny z pierwszym) odpowiada gradientowi od świadczeń kulturowych i związanych z gromadzeniem i oczyszczaniem wody do świadczeń dotyczących dostarczania leków naturalnych oraz nawozu i paszy. Trzeci czynnik, objaśniający ponad 12% wariancji, obejmuje gradient od potencjału dostarczania żywności do zdolności do dostarczania przeżyć duchowych. Wreszcie czwarty czynnik, objaśniający 10% zmienności porządkuje potencjały od świadczeń dotyczących dostarczania leków naturalnych oraz nawozu i paszy do słabo zarysowanej zdolności do dostarczania opału i materiałów budowlanych.

8.3.2. Powiązania między potencjałami heterogenicznych jednostek przestrzennych do dostarczania świadczeń

8.3.2.1. Krajobraz jako jednostka odniesienia

W analizie uwzględniono wszystkie wskaźniki dotyczące świadczeń krajobrazowych oraz większość wskaźników dotyczących świadczeń ekosystemowych, które pierwotnie obliczone były dla typów ekosystemów. Wartości tych drugich wskaźników

wymagały przeliczenia według udziału powierzchniowego poszczególnych ekosystemów w ramach delimitowanych krajobrazów. Pominięto jedynie wskaźniki BIORÓŻ i ZWGOSP – pierwszy ze względu na merytoryczny brak znaczenia uśrednionego wskaźnika, a drugi ze względu na ograniczoną reprezentację przestrzenną.

Między dwudziestoma analizowanymi wskaźnikami potencjału krajobrazów wystąpiło 127 korelacji istotnych statystycznie na poziomie $p < 0,05$ (czyli prawie 67% możliwych), z tego 96 dodatnich. W obrębie zarejestrowanych korelacji 88 było również istotne przy poziomie $p < 0,001$ (w tym 69 to korelacje dodatnie) (tab. 8.8).

Na podstawie danych z tabeli 8.8 można stwierdzić, że analizowane wskaźniki dzielą się na trzy główne grupy. Pierwsza składa się jedynie z jednego wskaźnika – NATUR. Druga obejmuje wskaźniki ZAPYL, MIÓD, ATRAK, EKOSLB, SORPC, przy czym ten ostatni jest łącznikiem do ostatniej grupy, zawierającej wszystkie pozostałe wskaźniki. W obrębie trzeciej grupy poziom wzajemnych korelacji między wskaźnikami jest bardzo wysoki; wyjątek stanowi wskaźnik OCHR, który jest stosunkowo luźno powiązany z pozostałymi.

Poza ogólną charakterystyką poziomu korelacji interesujące jest przeanalizowanie powiązań między wskaźnikami indykującymi potencjał tego samego świadczenia. Grupa wskaźników potencjału krajobrazu do utrzymywania siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów obejmuje NATUR, OCHR, EKOSR, EKOSLB. W obrębie tej grupy nie występuje ani jedna korelacja istotna statystycznie, co wskazuje na pełną niezależność poszczególnych wskaźników i niezależność potencjałów obejmujących różne aspekty szeroko rozumianego świadczenia. Takie stwierdzenie sugeruje możliwość sumowania wartości poszczególnych wskaźników dla uzyskania bardziej wszechstronnej oceny potencjału danego świadczenia.

Zupełnie inny przypadek stanowi grupa wskaźników potencjału krajobrazu do regulacji składu atmosfery, obejmująca TLEN, CGLEBA, CDRZEW, CRUNO i CEKOS. Wszystkie te wskaźniki są ze sobą bardzo silnie i istotnie skorelowane. Taka sytuacja oznacza, że wiarygodna ocena potencjału może być dokonana na podstawie jednego wskaźnika lub średniej z powyższych wskaźników. Jako uzupełnienie analizy korelacji przeprowadzono analizę podobieństwa, pomocną w interpretacji grup wskaźników silnie ze sobą skorelowanych, które mogą odpowiadać wiązkom świadczeń (ryc. 8.15, 8.16).

Z analizy dendrogramu na rycinie 8.15 wynika, że na pierwszym poziomie wszystkie wskaźniki można podzielić na dwie grupy. Pierwsza z nich obejmuje INWAZ, AEROZ, OWLEŚ, TLEN, C/N, DREWNO i CDRZEW. Są one między sobą silnie i istotnie skorelowane, ale wykazują również podobny poziom korelacji dodatnich z częścią pozostałych wskaźników, należących do drugiej grupy. Ich cechą wspólną jest co innego – wyraźny i istotny statystycznie poziom korelacji ujemnych z kilkoma innymi wskaźnikami z drugiej grupy (ATRAK, EKOSLB, SORPC, MIÓD).

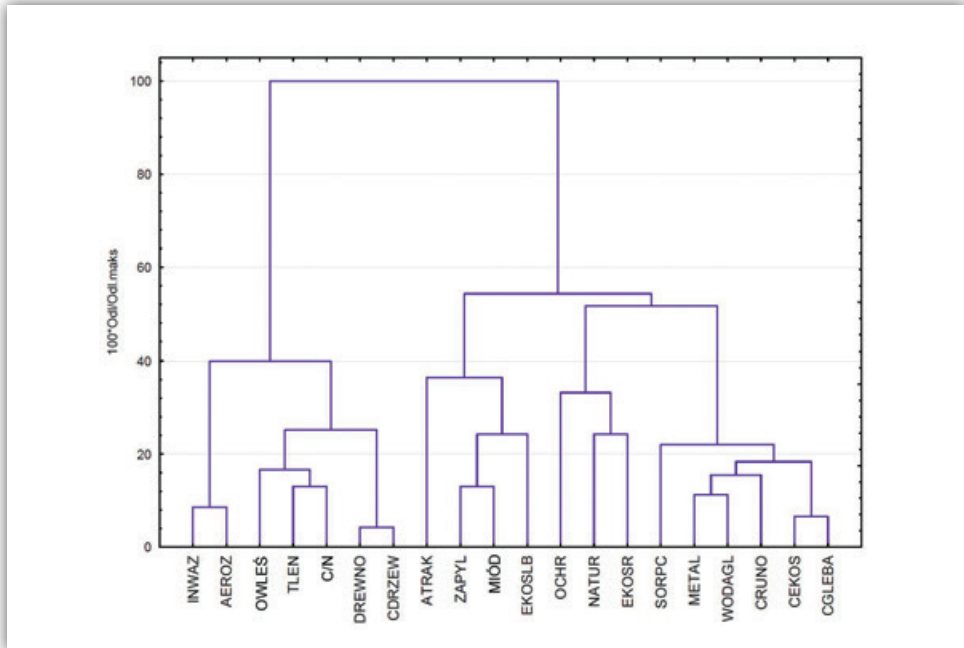
Tabela 8.8. Związki między wskaźnikami potencjału krajobrazów do dostarczania usług wyrażone współczynnikiem korelacji rho Spearmana

Pozostawiono jedynie wartości istotne statystycznie na poziomie $p < 0,05$. W grubych ramkach wartości istotne przy $p < 0,001$. Korelacje dodatnie zaznaczono na szaro

Table 8.8. Relationships between indicators of the potential of landscapes to provide services as expressed by the Spearman rho correlation coefficient

Only values statistically significant at $p < 0.05$ are shown. In thick frames, values significant at $p < 0.001$. Positive correlations are marked in grey

	ZAPYL	MÍÓD	ATRAK	EKOSLB	SORPC	CGLEBA	METAL	CEKOS	WODAGL	CRUNO	C/N	AEROZ	INWAZ	TLEN	OWLEŚ	DREWNO	CDRZEW	EKOSR	OCHR	NATUR	
ZAPYL	XXX	0,741	0,371			-0,352		-0,296		0,335		0,283	0,343		0,286						-0,354
MÍÓD	0,741	XXX	0,593	0,457	0,442			-0,289			-0,210					-0,384	-0,367			-0,352	-0,444
ATRAK	0,371	0,593	XXX	0,817	0,445			-0,293			-0,533	-0,413	-0,258	-0,435	-0,506	-0,634	-0,637			-0,239	
EKOSLB		0,457	0,817	XXX	0,441			-0,344	-0,227		-0,639	-0,579	-0,428	-0,567	-0,661	-0,739	-0,735				
SORPC		0,442	0,445	0,441	XXX	0,648	0,575	0,423	0,511						-0,244	-0,216	-0,240			-0,223	
CGLEBA	-0,352				0,648	XXX	0,754	0,906	0,881	0,434	0,498	0,296	0,342	0,256	0,210	0,285	0,266	0,367			
METAL					0,575	0,754	XXX	0,764	0,826	0,499	0,635	0,530	0,525	0,460	0,221	0,332	0,310				
CEKOS	-0,296	-0,289	-0,293	-0,344	0,423	0,906	0,764	XXX	0,941	0,557	0,734	0,590	0,590	0,489	0,495	0,576	0,562	0,338			
WODAGL				-0,227	0,511	0,881	0,826	0,941	XXX	0,656	0,661	0,590	0,644	0,438	0,424	0,461	0,448	0,317			
CRUNO	0,335					0,434	0,499	0,557	0,656	XXX	0,369	0,675	0,835	0,339	0,535	0,279	0,305	0,284			
C/N		-0,210	-0,533	-0,639		0,498	0,635	0,734	0,661	0,369	XXX	0,841	0,682	0,861	0,734	0,849	0,835	0,250			
AEROZ	0,283		-0,413	-0,579		0,296	0,530	0,590	0,590	0,675	0,841	XXX	0,933	0,852	0,875	0,768	0,781	0,242			
INWAZ	0,343		-0,258	-0,428		0,342	0,525	0,590	0,644	0,835	0,682	0,933	XXX	0,671	0,789	0,598	0,614	0,237			
TLEN			-0,435	-0,567		0,256	0,460	0,489	0,438	0,339	0,861	0,852	0,671	XXX	0,828	0,791	0,785	0,273			
OWLEŚ	0,286		-0,506	-0,661	-0,244	0,210	0,221	0,495	0,424	0,535	0,734	0,875	0,789	0,828	XXX	0,804	0,825	0,386	0,212		
DREWNO		-0,384	-0,634	-0,739	-0,216	0,285	0,332	0,576	0,461	0,279	0,849	0,768	0,598	0,791	0,804	XXX	0,975	0,308	0,331		
CDRZEW		-0,367	-0,637	-0,735	-0,240	0,266	0,310	0,562	0,448	0,305	0,835	0,781	0,614	0,785	0,825	0,975	XXX	0,335	0,255		
EKOSR						0,367		0,338	0,317	0,284	0,250	0,242	0,237	0,273	0,386	0,308	0,335	XXX			
OCHR		-0,352	-0,239		-0,223										0,212	0,331	0,255			XXX	
NATUR	-0,354	-0,444																			XXX



Rycina 8.15. Dendrogram wskaźników potencjału krajobrazów do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)

Figure 8.15. Cluster dendrogram for indicators of the potential of landscapes to provide services (Ward's method, Euclidean distance)

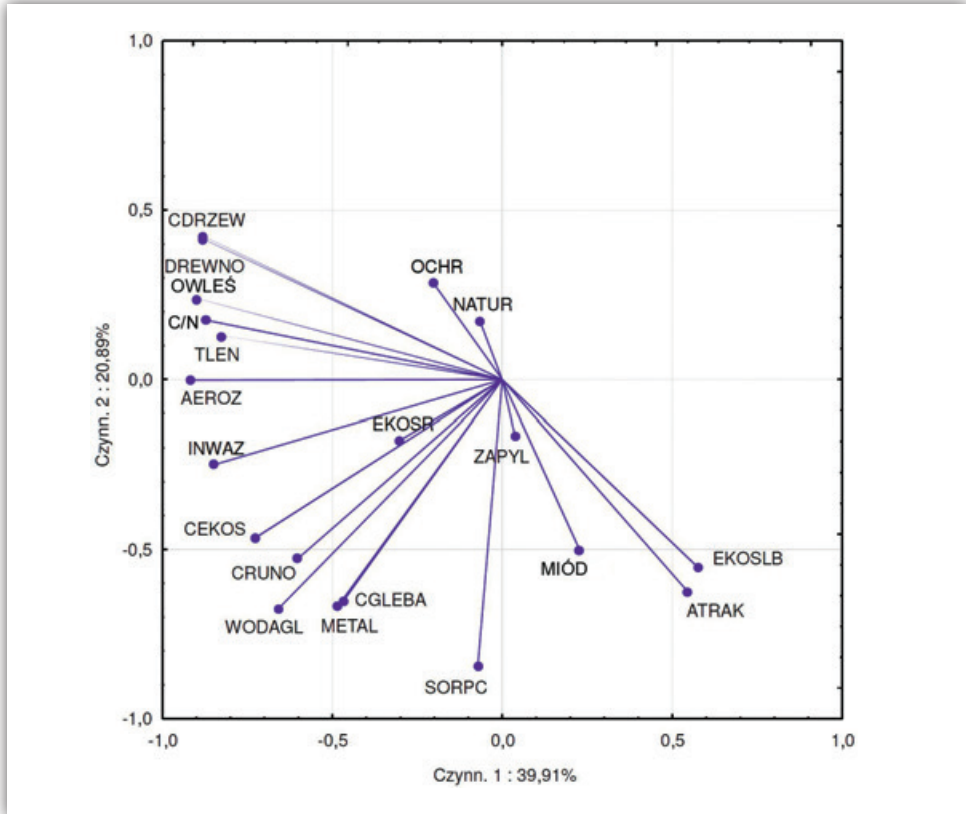
Ważne jest również, że te wskaźniki określają potencjały krajobrazów determinowane w największym stopniu przez wiek i dojrzałość drzewostanów.

W obrębie drugiej grupy można wyróżnić trzy dobrze zdefiniowane podgrupy. Pierwsza z nich obejmuje wskaźniki ATRAK, ZAPYL, MIÓD i EKOSLB, określające potencjały mające najwyższe wartości na obszarach bezleśnych. Druga podgrupa (OCHR, NATUR, EKOSR) określa potencjały krajobrazów wynikające z ich struktury przestrzennej. Ostatnia podgrupa obejmuje wskaźniki w największym stopniu determinowane przez charakter gleb.

Podobny, choć inaczej ujęty obraz powiązań między wskaźnikami (i określonymi przez nie potencjałami) rysuje się na podstawie wyników analizy głównych składowych (ryc. 8.16, tab. 8.9).

Pierwszy czynnik zmienności objaśniający prawie 40% wariancji całego zbioru niewątpliwie odpowiada strukturze krajobrazu w ujęciu proporcji ekosystemów od najbardziej dojrzałych lasów do zbiorowisk nieleśnych. Drugi czynnik, objaśniający prawie 21%, odpowiada zmienności głównych segmentów ekosystemu będących bezpośrednimi dawcami świadczeń, w gradiencie od gleby do drzewostanu.

Trzeci i czwarty czynnik (objaśniające odpowiednio ponad 13 i prawie 6% wariancji) są trudniejsze do interpretacji. Wydaje się, że trzeci czynnik może



Rycina 8.16. Uporządkowanie wskaźników potencjału krajobrazów na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych

Figure 8.16. PCA plane ordination for indicators of landscape potential

określać zmienność potencjałów w zależności od zmienności udziałów (lub wzajemnych proporcji) kwaśnych siedlisk bagiennych (zajętych głównie przez bory bagienne) i zbiorowisk łąkowych różnego typu, natomiast czwarty jest niewątpliwie związany z udziałem jezior w krajobrazie.

Podsumowując łącznie wyniki analizy korelacji, grupowania i głównych składowych, można stwierdzić, że powiązania, jakie występują między wskaźnikami potencjału krajobrazów do dostarczania usług krajobrazowych i ekosystemowych zależą od następujących właściwości (charakterystyk) tychże krajobrazów:

- ▶ udziału powierzchniowego głównych form użytkowania terenu (w podziale na obszary rolnicze i obszary inne); ten podział uwidacznia się w istnieniu odrębnych grup wskaźników wyróżnianych na podstawie korelacji;
- ▶ udziału powierzchniowego różnych klas dojrzałości drzewostanu;
- ▶ udziału powierzchniowego poszczególnych typów ekologicznych ekosystemów, w podziale na wodne–lądowe, suche–mokre, leśne–nieleśne, żyzne–ubogie itd.

Tabela 8.9. Współrzędne czynnikowe zmiennych – wskaźników potencjału krajobrazów do dostarczania usług

W grubych ramkach wartości powyżej 0,5. Wartości poniżej -0,5 zaznaczono na szaro

Table 8.9. Factor coordinates of variables – indicators of the potential of landscapes to provide services

In thick frames, the values above 0.5. Values below -0.5 are marked in grey

Zmienne	Czynnik 1	Czynnik 2	Czynnik 3	Czynnik 4
CGLEBA	-0,469	-0,655	-0,516	-0,141
CDRZEW	-0,883	0,422	0,098	0,106
CRUNO	-0,602	-0,527	0,105	-0,435
CEKOS	-0,725	-0,465	-0,440	-0,097
WODAGL	-0,660	-0,676	-0,280	-0,016
METAL	-0,485	-0,669	-0,129	0,300
SORPC	-0,073	-0,847	-0,112	0,398
C/N	-0,874	0,175	0,016	0,379
EKOSR	-0,302	-0,179	0,142	-0,487
EKOSLB	0,578	-0,554	0,181	0,000
DREWNO	-0,884	0,414	0,059	0,104
NATUR	-0,066	0,173	-0,530	-0,100
OCHR	-0,202	0,285	-0,265	-0,329
OWLEŚ	-0,899	0,237	0,254	-0,135
AEROZ	-0,917	-0,001	0,365	0,007
TLEN	-0,828	0,127	0,315	0,237
MIÓD	0,228	-0,501	0,671	0,211
ZAPYL	0,038	-0,168	0,881	-0,213
INWAZ	-0,848	-0,250	0,309	-0,179
ATRAK	0,545	-0,624	0,275	-0,092
Wariancja (%)	39,907	20,891	13,455	5,966
Wariancja skumulowana	39,907	60,798	74,254	80,220

8.3.2.2. Obwód łowiecki jako jednostka odniesienia

W analizie uwzględniono siedem wskaźników przedstawiających potencjał krajobrazów do dostarczania usług krajobrazowych. Ze względu na specyfikę danych pięć z nich, bazujących na zliczeniach określonych gatunków zwierząt, obliczono wyłącznie dla obwodów łowieckich, ponieważ nie istniała możliwość ich wiarygodnej transformacji na krajobrazy. Kolejne dwa uwzględnione w analizie wskaźniki (EKOSR i EKOSLB) są charakterystykami przestrzeni i bez problemu można je było przeliczyć dla zasięgów obwodów łowieckich.

Między siedmioma analizowanymi wskaźnikami potencjału wystąpiło osiem korelacji istotnych statystycznie na poziomie $p < 0,05$ (czyli ok. 38% możliwych), z tego sześć dodatnich. W obrębie tych korelacji jedynie dwie były również istotne przy poziomie $p < 0,001$ (tab. 8.10).

Tabela 8.10. Związki między wskaźnikami potencjału obwodów łowieckich do dostarczania usług wyrażone współczynnikiem korelacji ρ Spearmana

Pozostawiono jedynie wartości istotne statystycznie na poziomie $p < 0,05$. W grubych ramkach wartości istotne przy $p < 0,001$. Korelacje dodatnie zaznaczono na szaro

Table 8.10. Relationships between indicators of the potential of hunting units to provide services, as expressed by the Spearman ρ correlation coefficient

Only values statistically significant at $p < 0.05$ are shown. In thick frames, values significant at $p < 0.001$. Positive correlations are marked in grey

	EKOSLB	ZWŁOWR	BONASA	NORY	GRYZON	ZWŁOWB	EKOSR
EKOSLB	XXX	-0,521				-0,632	
ZWŁOWR	-0,521	XXX	0,805	0,518			
BONASA		0,805	XXX	0,693	0,582	0,522	
NORY		0,518	0,693	XXX	0,961		
GRYZON			0,582	0,961	XXX		
ZWŁOWB	-0,632		0,522			XXX	
EKOSR							XXX

Z analizy tabeli 8.10 wynika, że wszystkie wskaźniki bazujące na liczebności określonych gatunków zwierząt były ze sobą istotnie skorelowane, przy czym najwyższe wskaźniki korelacji wystąpiły w parach ZWŁOWR–BONASA oraz NORY–GRYZON. Interesujące jest, że struktura krajobrazu nie miała wpływu na pozostałe wskaźniki, poza ujemną korelacją między EKOSLB a ZWŁOWR i ZWŁOWB.

Z tej ogólnej analizy korelacji między wskaźnikami wynika, że między czterema wskaźnikami określającymi potencjał do utrzymywania siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów (EKOSLB, EKOSR, ZWŁOWR, BONASA) panują skomplikowane relacje: EKOSR jest niezależny od pozostałych, BONASA i ZWŁOWR są silnie skorelowane dodatnio, podczas gdy EKOSLB i ZWŁOWR wykazują korelacje ujemne. Taki obraz powiązań jest trudny do zinterpretowania i wymaga dalszych analiz. Pomoc w tym może rozdzielenie całego zbioru obwodów łowieckich na grupy o różnej lesistości. Do dalszych prac wybrano dwie wyraźnie różne podgrupy. Pierwsza to pięć obwodów (tzw. nieleśnych), w których lesistość jest niższa niż 20%. Druga grupa to 6 obwodów (tzw. leśnych) o lesistości przekraczającej 70%. Z analizy wykluczono pozostałe cztery obwody o charakterze pośrednim. Wybrane wyniki analizy korelacji dla obu podgrup przedstawiono w tabeli 8.11.

Przy interpretacji danych zawartych w tej tabeli należy jednak pamiętać, że ze względu na bardzo małą liczebność grup otrzymane wyniki nie są istotne statystycznie nawet na poziomie $p < 0,1$. Mimo tych ograniczeń warto podkreślić kilka interesujących zależności. Przede wszystkim, w siedmiu przypadkach na dziesięć korelacji między wskaźnikami w obwodach nieleśnych mają przeciwny znak niż korelacje

Tabela 8.11. Związki między wskaźnikami potencjału obwodów łowieckich do dostarczania usług wyrażone współczynnikiem korelacji ρ Spearmana

Zastosowano podział obwodów łowieckich na leśne i nieleśne

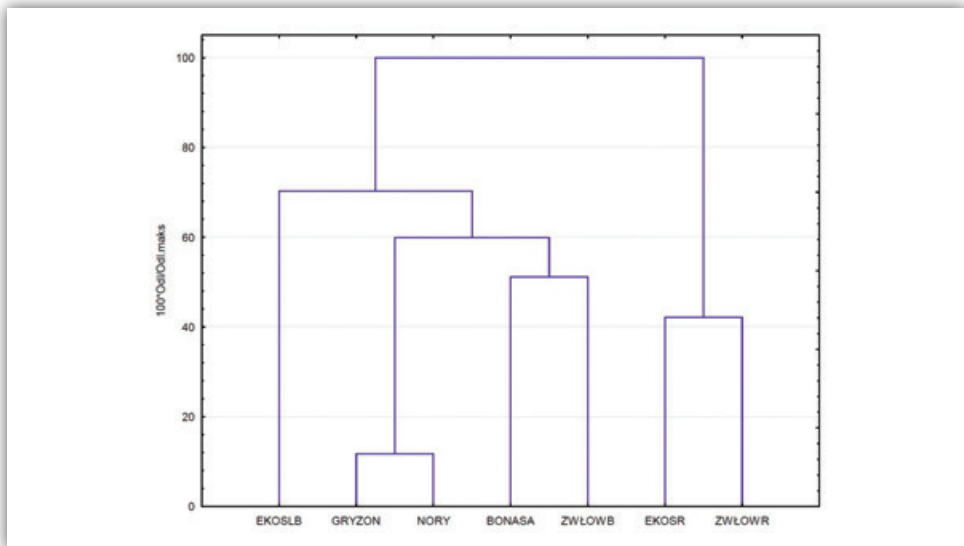
Table 8.11. Relationships between indicators of the potential of hunting units to provide services, as expressed by the Spearman ρ correlation coefficient

A division of the hunting units into forest and non-forest was applied

Zmienne	Obwody łowieckie nieleśne		Obwody łowieckie leśne	
	EKOSR	EKOSLB	EKOSR	EKOSLB
ZWŁOWR	0,700	-0,600	-0,543	-0,200
ZWŁOWB	-0,400	0,300	-0,029	0,999
NORY	0,700	-0,600	-0,371	0,657
BONASA	0,447	-0,671	-0,600	0,600
GRYZON	0,700	-0,600	-0,371	0,657

między tymi samymi wskaźnikami w obwodach leśnych. W szczególności interesująca jest zmiana rodzaju powiązań między EKOSR a ZWŁOWR i BONASA z dodatnich na obszarach nieleśnych na ujemne w dużych kompleksach leśnych.

Uzupełnieniem wyróżnienia i zinterpretowania grup wskaźników silnie ze sobą skorelowanych (które odpowiadają wiązkom świadczeń) jest analiza skupień (ryc. 8.17) i analiza głównych składowych (ryc. 8.18). Z analizy ryciny 8.17 wynika, że wskaźniki tworzą kilka słabo ze sobą powiązanych grup. Na pierwszym



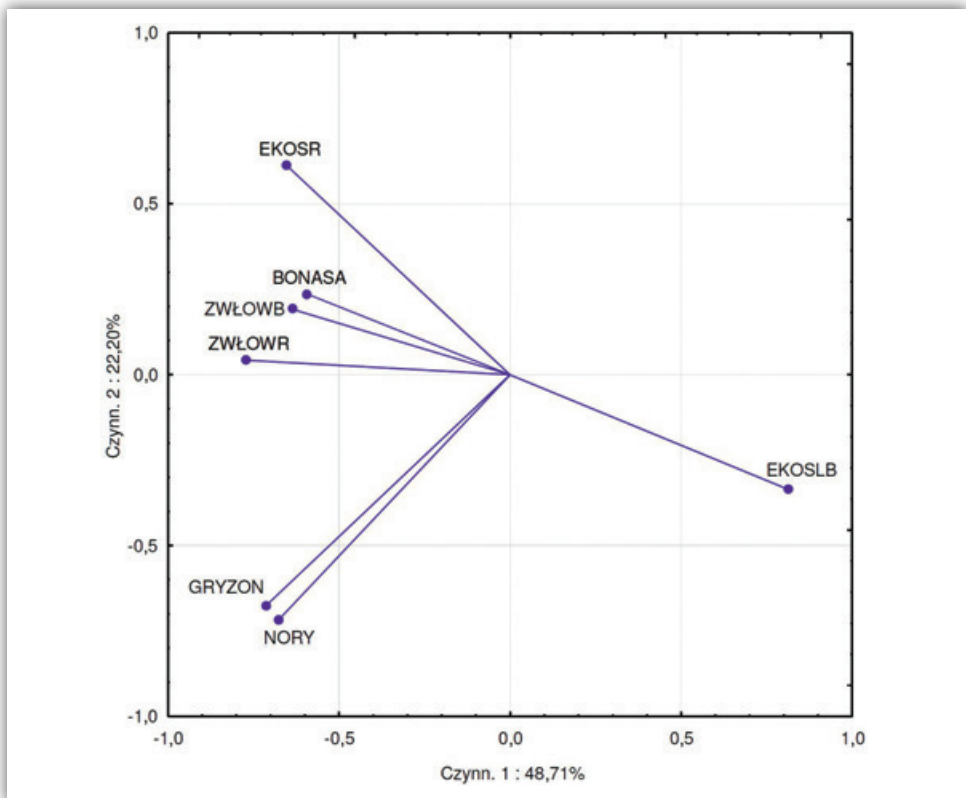
Rycina 8.17. Dendrogram wskaźników potencjału obwodów łowieckich do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)

Figure 8.17. Cluster dendrogram for indicators of the potential of hunting units to provide services (Ward's method, Euclidean distance)

poziomie podziału można wyróżnić dwie niejednorodne grupy. Pierwszą z nich tworzą jedynie wskaźniki EKOSR i ZWŁOWR, a więc dwa wskaźniki potencjału krajobrazów do utrzymywania siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów. Druga grupa obejmuje pozostałe wskaźniki. Grupa ta dzieli się na trzy podgrupy, z których pierwsza obejmuje wskaźnik EKOSLB, mający znaczenie jedynie w obwodach o niskiej lesistości. Druga podgrupa (GRYZON i NORY) obejmuje wskaźniki dotyczące świadczeń dostarczanych w zbliżonym zakresie przez leśną i nieleśną część obwodów. Natomiast trzecia podgrupa (BONASA i ZWŁOWB) obejmuje wskaźniki dotyczące świadczeń związanych głównie z leśną częścią obwodów łowieckich.

Podobny, choć inaczej ujęty obraz powiązań między wskaźnikami (i określonymi przez nie potencjałami) rysuje się na podstawie wyników analizy głównych składowych (ryc. 8.18, tab. 8.12).

Pierwszy czynnik zmienności objaśniający prawie 49% wariancji całego zbioru można określić jako rolę lasów w produkcji świadczeń. Drugi czynnik, objaśniający



Rycina 8.18. Uporządkowanie wskaźników potencjału obwodów łowieckich na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych

Figure 8.18. PCA plane ordination for hunting units' potential

Tabela 8.12. Współrzędne czynnikowe zmiennych – wskaźników potencjału obwodów łowieckich do dostarczania usług

W grubych ramkach wartości powyżej 0,5. Wartości poniżej -0,5 zaznaczono na szaro

Table 8.12. Factor coordinates of variables – indicators of the potential of hunting units to provide services

In thick frames values above 0.5. Values below -0.5 are marked in grey

Zmienne	Czynnik 1	Czynnik 2	Czynnik 3	Czynnik 4
ZWŁOWR	-0,772	0,043	0,499	-0,318
ZWŁOWB	-0,638	0,192	-0,717	0,100
NORY	-0,676	-0,717	0,023	0,050
BONASA	-0,593	0,236	0,302	0,698
GRYZON	-0,714	-0,677	-0,110	0,007
EKOSR	-0,654	0,613	0,017	-0,051
EKOSLB	0,812	-0,335	0,068	0,293
Wariancja (%)	48,710	22,200	12,440	9,840
Wariancja skumulowana	48,710	70,910	83,350	93,190

ponad 22% zmienności to bogactwo składu gatunkowego fauny zwierząt (w gradiencie małe drapieżniki–wszystkie zwierzęta). Trzeci i czwarty czynnik (objaśniające odpowiednio 12 i 10% wariancji) są trudniejsze do interpretacji. Wydaje się, że trzeci czynnik może określać zmienność potencjałów w zależności od ogólnej obfitości fauny w gradiencie różnorodność–biomasa, natomiast czwarty jest – być może – związany (choć słabo i bardzo pośrednio) z rodzajem występujących lasów (liściaste i iglaste lub mieszane).

Podsumowując łącznie wyniki analizy korelacji, grupowania i głównych składowych, można stwierdzić, że powiązania, jakie występują między wskaźnikami potencjałów krajobrazów (w granicach obwodów łowieckich) do świadczeń określonych usług krajobrazowych zależą od następujących właściwości (charakterystyk) przestrzeni:

- ▶ udziału powierzchniowego głównych form pokrycia terenu (w podziale na lasy i nie-lasy); ten podział w decydujący sposób determinuje powiązania między poszczególnymi wskaźnikami i określa rolę poszczególnych świadczeń w całościowym ujęciu potencjału jednostki przestrzennej;
- ▶ struktury przestrzennej, która wpływa modyfikująco na dostawę wszystkich świadczeń (dla obwodów z wyraźną przewagą obszarów nieleśnych);
- ▶ udziału starszych drzewostanów, powyżej 80 lat (dla obwodów z wyraźną przewagą obszarów leśnych), przy czym mniej ważne jest to, jaki typ ekosystemu owe drzewostany reprezentują.

8.3.3. Grupy (wiązki) świadczeń i ich uwarunkowania

Powtarzalność powiązań między wskaźnikami potencjałów do dostarczania usług ekosystemowych i krajobrazowych pozwala na wyróżnienie pewnych dość dobrze wyodrębnionych grup świadczeń, dla których rozkłady wartości potencjałów są zbliżone.

Uogólniony podział świadczeń na grupy przedstawia rycina 8.19. Zgodnie z tym schematem (bazującym na wszystkich wcześniej omówionych analizach) można wyróżnić cztery grupy świadczeń, różniących się wyraźnie siłą wzajemnych powiązań (tab. 8.13). Trzy z tych grup (A, C, D) są dobrze wyodrębnione i stosunkowo izolowane między sobą, o czym świadczą wyraźnie wyższe przeciętne wartości współczynników korelacji między wskaźnikami w obrębie każdej grupy w porównaniu z bardzo niskimi lub ujemnymi wartościami współczynników korelacji między wskaźnikami należącymi do różnych grup. Należy zwrócić uwagę, że grupa B ma najprawdopodobniej charakter sztuczny. Świadczy o tym m.in. niepewna pozycja wskaźnika NATUR, który – w zależności od ujęcia – może być również zaliczony do grupy A (dlatego też wskaźnik NATUR został na rycinie 8.19 umieszczony dwukrotnie) oraz niezależność (brak istotnych korelacji) poszczególnych wskaźników w obrębie tej grupy.

Tabela 8.13. Średnie wartości współczynników korelacji wewnątrz grup i między grupami wskaźników potencjałów

Lewa część tabeli – potencjały ekosystemów, prawa część – potencjały krajobrazów. Kody grup zgodne z ryciną 8.19

Table 8.13. Mean values for correlation coefficients within groups, and between groups, of potential indicators

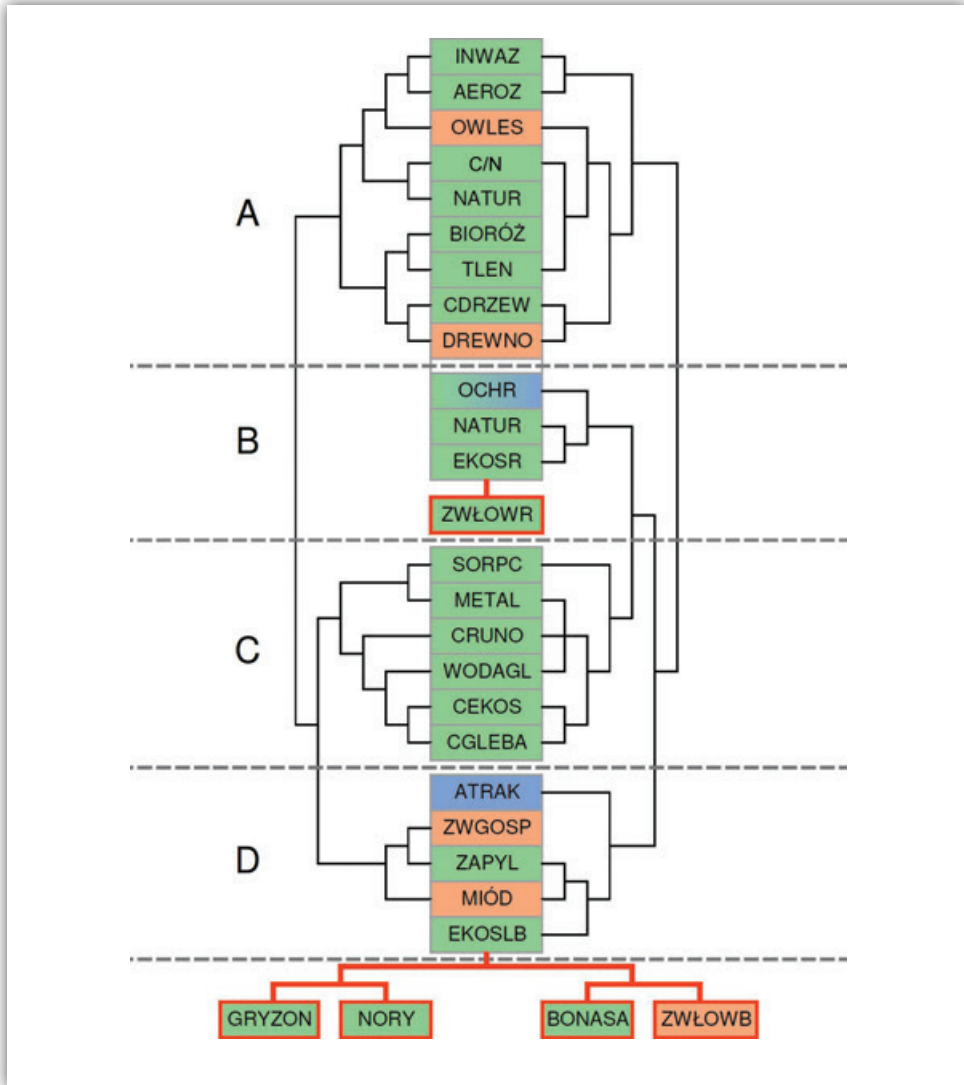
Left part of table – ecosystem potentials, right part – landscape potentials. Group codes are as in Figure 8.19

	A	B	C	D
A	0,320	-	-0,030	-0,022
B	-	-	-	-
C	-0,030	-	0,469	-0,308
D	-0,022	-	-0,308	0,416

	A	B	C	D
A	0,588	0,175	0,263	-0,252
B	0,175	0,053	0,089	-0,156
C	0,263	0,089	0,638	-0,039
D	-0,252	-0,156	-0,039	0,530

Istnienie grup A, C, D oraz niezależność wskaźników umieszczonych w grupie B potwierdza także analiza obrazów rzutowania zmiennych (wskaźników) na płaszczyznę 1 i 2 czynnika w analizie głównych składowych w odniesieniu do ekosystemów i krajobrazów (ryc. 8.12, ryc. 8.16).

Każda z wyróżnionych grup świadczeń wiąże się z określonymi uwarunkowaniami, wpływającymi na współwystępowanie określonych potencjałów. Grupa A w najbardziej widoczny sposób jest związana ze stopniem zaawansowania



Rycina 8.19. Schemat grupowania wskaźników potencjału ekosystemów i krajobrazów do dostarczania usług

Linie łączące określają: po lewej stronie – powiązania wynikające z analizy ekosystemów, po prawej stronie – powiązania wynikające z analizy krajobrazów. Kolory akronimów są zgodne z przyjętą konwencją: brązowy – świadczenia zaopatrzeniowe, zielony – świadczenia regulacyjne, niebieski – świadczenia kulturowe. Liniami czerwonymi przyłączono wskaźniki potencjału krajobrazów obliczone jedynie w podziale na obwody łowieckie

Figure 8.19. A schematic representation grouping indicators of potential of ecosystems and landscapes to provide services

Linking lines define: on the left – linkages resulting from ecosystem analysis, on the right – linkages resulting from landscape analysis. Colours of acronyms are compatible with the convention: brown – supporting services, green – regulating services, blue – cultural services. Red lines connect indicators of landscape potential, calculated only by reference to the division into hunting units

sukcesyjnego ekosystemów (od roślinności antropogenicznej do dobrze wykształconych starych lasów), grupa C obejmuje potencjały do dostarczania usług w największym stopniu zależnych od gleby, natomiast grupa D to wskaźniki potencjałów osiagających najwyższe wartości na terenach otwartych. Prowizorycznie ujęta grupa B odpowiada zestawowi wskaźników związanych z heterogenicznością przestrzeni i stopniem jej ochrony. Ze względu na niewielką ilość danych porównawczych w schemacie grupowania ogólnego nie mieszczą się wskaźniki potencjałów krajobrazu bazujące na obfitości występowania zwierząt, obliczane wyłącznie dla obwodów łowieckich.

8.4. Porównanie przestrzennych jednostek odniesienia pod względem potencjałów do dostarczania świadczeń

Dopełnieniem analiz dotyczących powiązań między wskaźnikami potencjałów do dostarczania usług ekosystemowych, omawianych w rozdz. 8.3, są prezentowane tu analizy określające powiązania i podobieństwo między ekosystemami, a w drugiej kolejności – między innymi jednostkami odniesienia przestrzennego (krajobrazy, obwody łowieckie). Przedstawione powiązania między obiektami z formalnego punktu widzenia nie mówią wprost o związkach funkcjonalnych i mechanizmach wpływających na wzajemne podobieństwa. Niemniej jednak przeprowadzona ocena umożliwia wyróżnienie grup obiektów (czyli odpowiednio ekosystemów, krajobrazów, obwodów łowieckich) charakteryzujących się podobnym rozkładem poziomu potencjałów.

8.4.1. Powiązania między ekosystemami

8.4.1.1. Powiązania między ekosystemami na podstawie eksperckiej oceny potencjału

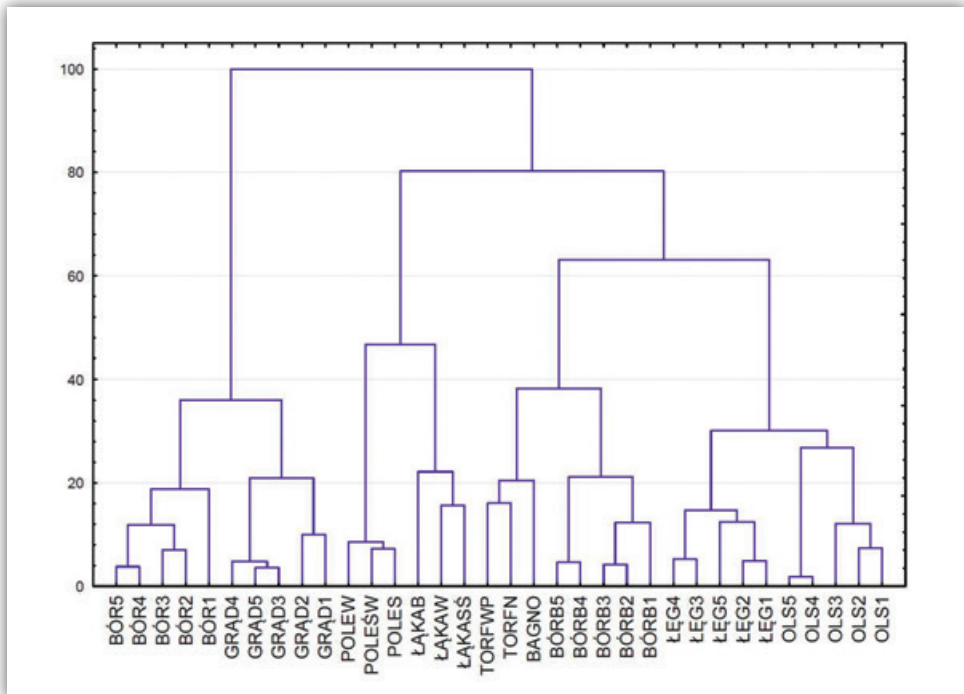
Podobnie jak w rozdziale 8.3, w analizie uwzględniono 34 z 42 typów ekosystemów zamieszczonych na mapie ekosystemów. Pominęto bowiem wszystkie typy jezior, szuwary na wodzie oraz obszary zabudowane – czyli te typy, dla których określono jedynie niewielką liczbę wskaźników potencjałów.

Obraz wzajemnego podobieństwa analizowanych typów ekosystemów pod względem znormalizowanych potencjałów do dostarczania usług, wynikający z dendrogramu prezentowanego na rycinie 8.20, jest na pierwszy rzut oka całkowicie trywialny, gdyż przy wydzieleniu grup na poziomie 0,3 maksymalnej odległości odpowiada ekologiczno-fitosocjologicznym grupom ekosystemów, takim jak: bory i bory mieszane, grądy, łągi, olsy, bory bagienne, torfowiska, łąki oraz pola.

Należy jednak zwrócić uwagę, że poszczególne grupy wykazują zróżnicowane podobieństwo w stosunku do innych grup. Podział dendrogramu na poziomie 0,5 maksymalnej odległości wskazuje na istnienie czterech grup odpowiadających: (a) borom, borom mieszanym i grądom, (b) polom i łąkom, (c) borom bagiennym i torfowiskom, (d) olsom i łęgom. Na najwyższym poziomie hierarchicznym dendrogram wskazuje na odrębność borów i grądów od wszystkich pozostałych typów ekosystemów, co jest wyraźnie niezgodne z ogólnym podobieństwem składu gatunkowego (np. florystyczne związki między grądami i łęgami z jednej strony oraz borów świeżych z borami bagiennymi z drugiej strony).

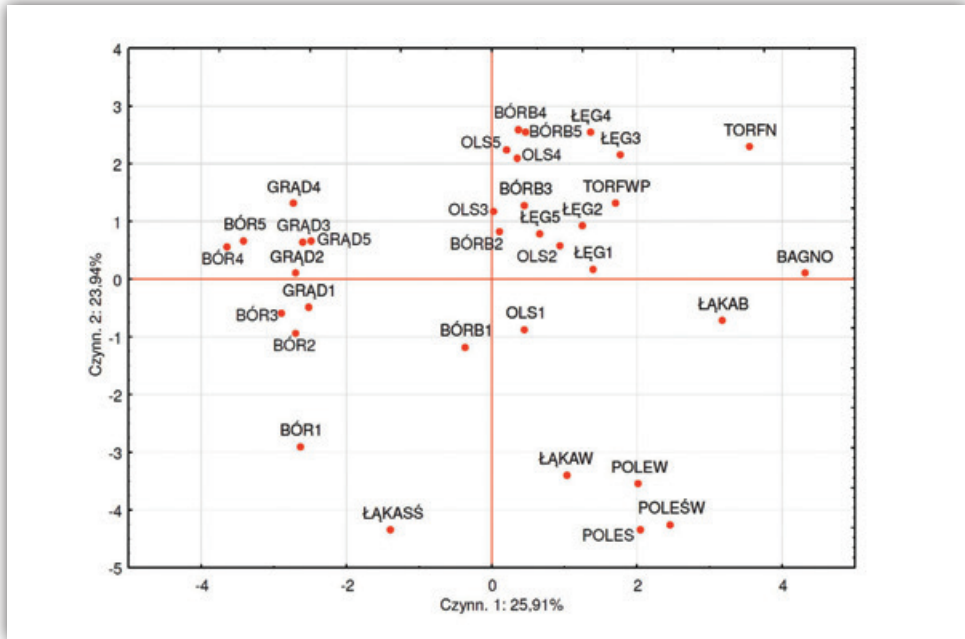
Więcej informacji o powiązaniach między ekosystemami oraz dodatkową interpretację wyników grupowania można otrzymać na podstawie analizy głównych składowych (ryc. 8.21).

Główne składowe opisujące zmienność zbioru typów ekosystemów są tymi samymi czynnikami, które opisują powiązania między wskaźnikami (por. tab. 8.5). Natomiast ich interpretacja, wynikająca z lokalizacji ekosystemów na wykresie jest nieco inna. Pierwszy czynnik zmienności, objaśniający prawie 26% wariacji całego zbioru, można określić jako gradient wilgotności siedlisk ekosystemów od



Rycina 8.20. Dendrogram ekosystemów pod względem wskaźników potencjału do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)

Figure 8.20. Cluster dendrogram for ecosystems in terms of their potential to provide services (Ward's method, Euclidean distance)



Rycina 8.21. Uporządkowanie ekosystemów (w wąskim ujęciu) na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych (por. także ryc. 8.12 i tab. 8.5)

Figure 8.21. PCA plane ordination of ecosystems (in a narrow sense) (see also Figure 8.12 and Table 8.5)

suchych postaci borów i borów mieszanych do zbiorowisk szuwarowych i turzycowych. Drugi czynnik, objaśniający niecałe 24% zmienności (a więc prawie równorzędny z pierwszym), odpowiada pozycji ekosystemów w gradiencie sukcesyjnym od krótkookresowych zbiorowisk polnych do dojrzałych lasów z drzewostanem w najstarszych klasach wiekowych. Trzeci czynnik, objaśniający 17% wariacji, różnicuje ekosystemy ze względu na żyzność albo precyzyjniej – kwasowość podłoża (co jest zgodne z interpretacją w odniesieniu do wskaźników). Natomiast w przypadku czwartego czynnika, objaśniającego 9% wariacji, nie udało się znaleźć jednoznacznej interpretacji.

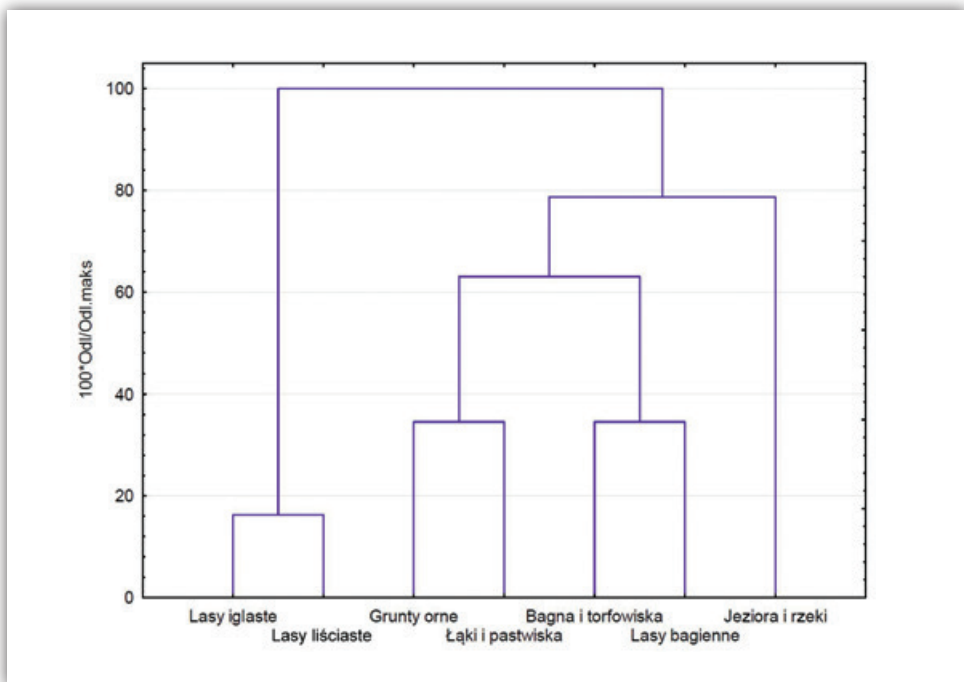
8.4.1.2. Powiązania między ekosystemami na podstawie społecznej oceny potencjału

Ocena społeczna potencjału ekosystemów do dostarczania usług, uzyskana z badań kwestionariuszowych, obejmowała 11 grup świadczeń i dotyczyła 7 typów ekosystemów wydzielonych zgodnie ze zmodyfikowaną klasyfikacją MAES poziomu 2.

Dendrogram hierarchicznej analizy skupień wskazuje, że ekosystemy grupują się na kilku poziomach jeśli chodzi o ich potencjał do dostarczania usług według

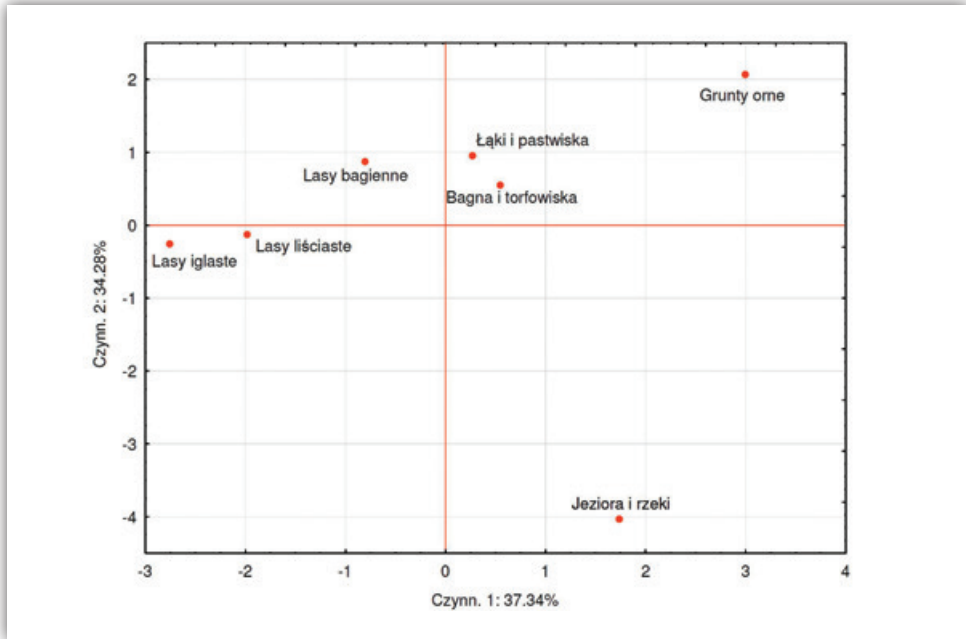
beneficjentów (ryc. 8.22). Największa luka między węzłami występuje między 0,36 a 0,64 maksymalnej odległości, co wskazuje na rozwiązanie czteroskupiskowe na poziomie podstawowym. Analizowany rozkład podobieństwa wyraźnie sugeruje, że lasy liściaste i iglaste są do siebie najbardziej podobne i równocześnie najbardziej różne od pozostałych rozpatrywanych ekosystemów. Z kolei lasy bagienne są wyraźnie odrębne od pozostałych ekosystemów leśnych, natomiast tworzą jedną grupę z nieleśnymi obszarami bagiennymi. Kolejne skupienie, jeśli chodzi o potencjał do dostarczania usług, formują grunty orne oraz łąki i pastwiska. Na poziomie bardziej ogólnym (rozwiązanie trójskupiskowe) tereny otwarte razem z lasami bagiennymi tworzą jedną grupę.

Należy tu zwrócić uwagę, że (poza uwzględnieniem jezior i rzek tylko w jednym dendrogramie) schemat grupowania ekosystemów (w szerokim ujęciu) wynikający ze społecznej oceny potencjału jest identyczny z wynikami grupowania ekosystemów (w wąskim ujęciu) – choć wykorzystane przy tym wskaźniki różnią się co do liczby, zakresu i sposobu zdefiniowania. Należy to podkreślić, gdyż wyróżnione grupy odbiegają od klasyfikacji bazującej na fizjonomii, sposobie użytkowania czy podobieństwie florystycznym uwzględnianych ekosystemów.



Rycina 8.22. Dendrogram ekosystemów (w ujęciu MAES) na podstawie społecznej oceny potencjału (metoda Warda, odległość Euklidesowa)

Figure 8.22. Cluster dendrogram for MAES ecosystems, by potential to provide services as assessed by the public (Ward's method, Euclidean distance)



Rycina 8.23. Uporządkowanie ekosystemów (według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES) na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych
Figure 8.23. PCA plane ordination of ecosystems (according to the modified MAES classification)

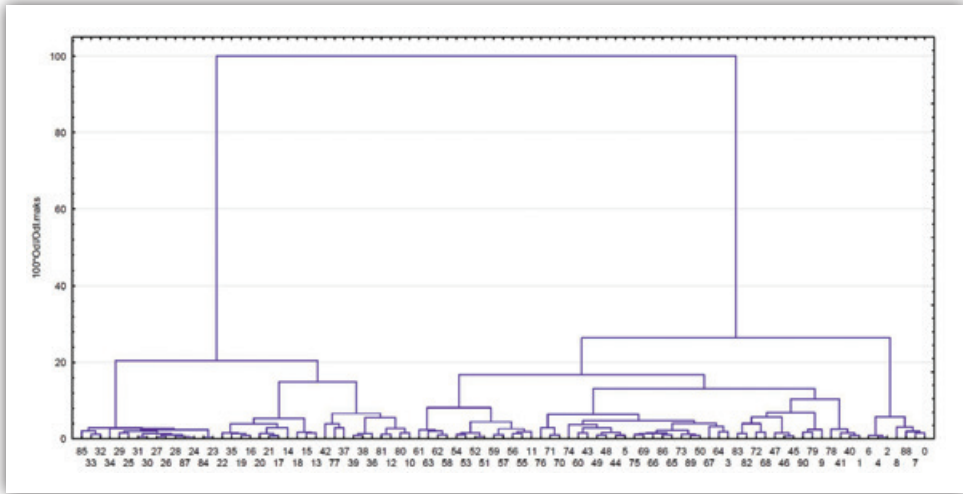
Więcej informacji o powiązaniach między ekosystemami oraz dodatkową interpretację wyników grupowania można otrzymać na podstawie analizy głównych składowych (ryc. 8.23, tab. 8.7). Pierwszy czynnik zmienności, objaśniający ponad 37% wariacji całego zbioru, można określić jako gradient od lasów iglastych do gruntów ornych.

Drugi czynnik, objaśniający niecałe 34% zmienności (a więc prawie równorzędny z pierwszym), odpowiada zmienności ekosystemów w gradiencie od rzek i jezior do gruntów ornych. Trzeci czynnik, objaśniający ponad 12% wariacji, różnicuje ekosystemy od gruntów ornych do bagien i torfowisk. Wreszcie czwarty czynnik, objaśniający 10% zmienności, porządkuje ekosystemy w gradiencie od łąk i pastwisk do borów bagiennych.

8.4.2. Powiązania między heterogenicznymi jednostkami przestrzennymi

8.4.2.1. Powiązania między krajobrazami

Hierarchiczne grupowanie krajobrazów ze względu na podobieństwo normalizowanych potencjałów świadczeń (ekosystemowych i krajobrazowych) przedstawia rycina 8.24.



Rycina 8.24. Dendrogram krajobrazów pod względem potencjału do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)

Figure 8.24. Cluster dendrogram for landscapes by potential to provide services (Ward's method, Euclidean distance)

Na podstawie formalnej analizy dendrogramu można wyróżnić siedem odrębnych grup krajobrazów (na poziomie 0,12 maksymalnej odległości), charakteryzujących się bardzo wysokim podobieństwem wewnątrzgrupowym i wyraźnie niższym podobieństwem między wyróżnionymi grupami. Interesujące jest porównanie składu tak wyróżnionych grup z grupami zdefiniowanymi na podstawie podobieństwa składu ekosystemowego (ryc. 5.15).

Pierwsza z wyróżnionych grup (krajobrazy od nr. 85 do nr. 23 na rycinie 8.24) całkowicie odpowiada typowi B1 wraz z dołączonym jedynym krajobrazem reprezentującym typ B5 (krajobrazy borów i borów mieszanych oraz krajobraz łągów – porównaj legenda typów w tabeli 5.6). Druga grupa (22–13) odpowiada typowi B3 (krajobrazy z dominacją grądów). Grupa trzecia (42–10) to w zasadzie typ B4 (krajobrazy borów bagiennych), wzbogacony o kilka dodatkowych jednostek, także charakteryzujących się zauważalnym udziałem borów bagiennych i torfowisk. Te trzy pierwsze grupy obejmują zdecydowaną większość krajobrazów leśnych (poza grupą B2, czyli krajobrazami olsowymi) i tworzą grupę wyższego rzędu przeciwstawną pozostałym krajobrazom. Czwarta grupa (61–11) obejmuje tylko ponad połowę z typu A4 (krajobrazy osadnicze). Natomiast grupa piąta (76–3) ma charakter mieszany i obejmuje w ogólnym zarysie typ A2 i większość typu A3 (krajobrazy osadnicze ze zróżnicowanym udziałem łąk). Szósta grupa (83–1) jest najbardziej niejednorodna pod względem struktury pokrycia terenu i obejmuje krajobrazy reprezentujące różne typy, w tym: A1, A2, A3, A4 oraz B2 i C2. Grupa siódma (6–0) odpowiada typowi C1 (krajobrazy z bardzo dużym udziałem jezior), ale obejmuje

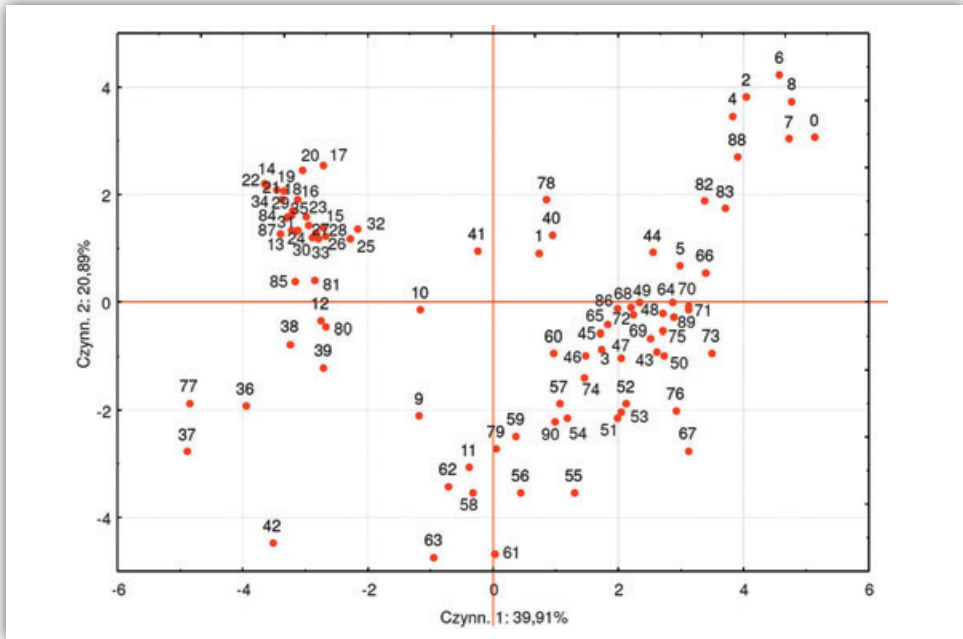
także krajobrazy z typu A1 (osadnicze). Udział krajobrazów z diametralnie odmiennych typów w obrębie jednej grupy jest stosunkowo łatwy do wytłumaczenia, gdyż dotyczy krajobrazów, dla których nie definiowano większości potencjałów lub też przyjmowano zerowe wartości wskaźników.

Aby wyjaśnić odmienną poziomą zgodności grupowania krajobrazów leśnych i nieleśnych według kryterium pokrycia terenu i poziomu potencjału świadczeń należy przypomnieć, że podstawą obliczania miar podobieństwa był cały zestaw wskaźników, dotyczących 16 potencjałów związanych bezpośrednio z typami ekosystemów (tzn. obliczanych dla typów ekosystemów a następnie uśrednianych, z uwzględnieniem wag powierzchniowych, na krajobrazy) i cztery wskaźniki typu *proxy* obliczane wyłącznie dla krajobrazów i niemających swoich odpowiedników na poziomie ekosystemów. Biorąc powyższe pod uwagę, wydaje się, że w krajobrazach leśnych struktura przestrzenna nie ma istotnego wpływu na wskaźniki krajobrazowe (przybierają one bardzo niskie wartości i można je zaniebować). Dlatego też podobieństwo krajobrazów pod względem świadczeń jest zależne wyłącznie od udziałów powierzchniowych poszczególnych ekosystemów. Natomiast w krajobrazach nieleśnych (uwzględniając także grupę B2, czyli krajobrazy olsowe z wyraźnym udziałem powierzchni nieleśnych) struktura przestrzenna ma wyraźny i zróżnicowany wpływ na wartości niektórych wskaźników potencjałów krajobrazowych, co powoduje istotną modyfikację miar podobieństwa i nienależące do zależności wynikających z obfitości występowania poszczególnych ekosystemów.

Podobny, choć inaczej ujęty obraz powiązań między krajobrazami rysuje się na podstawie wyników analizy głównych składowych (ryc. 8.25). Główne składowe opisujące zmienność zbioru krajobrazów są tymi samymi czynnikami, które opisują powiązania między wskaźnikami (por. tab. 8.9). Natomiast ich interpretacja, wynikająca z lokalizacji ekosystemów na wykresie jest nieco inna.

Pierwszy czynnik zmienności, objaśniający prawie 40% ogólnej wariancji, niewątpliwie porządkuje zbiór krajobrazów według proporcji ekosystemów od najbardziej dojrzałych lasów do zbiorowisk nieleśnych, co jednocześnie odpowiada zmieniającej się zawartości węgla w ekosystemach. Drugi czynnik, objaśniający prawie 21% wariancji, odpowiada najprawdopodobniej (choć jest to interpretacja o znacznym stopniu niepewności) zmienności udziałów ekosystemów o różnym stopniu naturalności (od dominacji ekosystemów wyraźnie synantropijnych do znacznego udziału ekosystemów półnaturalnych i naturalnych).

Trzeci i czwarty czynnik (objaśniające odpowiednio ponad 13% i prawie 6% wariancji) można interpretować w sposób analogiczny, jak w przypadku porządkowania na gradiencie zmienności udziałów (lub wzajemnych proporcji) kwaśnych siedlisk bagiennych (zajętych głównie przez bory bagienne) i zbiorowisk grądowych, natomiast czwarty jest niewątpliwie związany z udziałem jezior w krajobrazie.



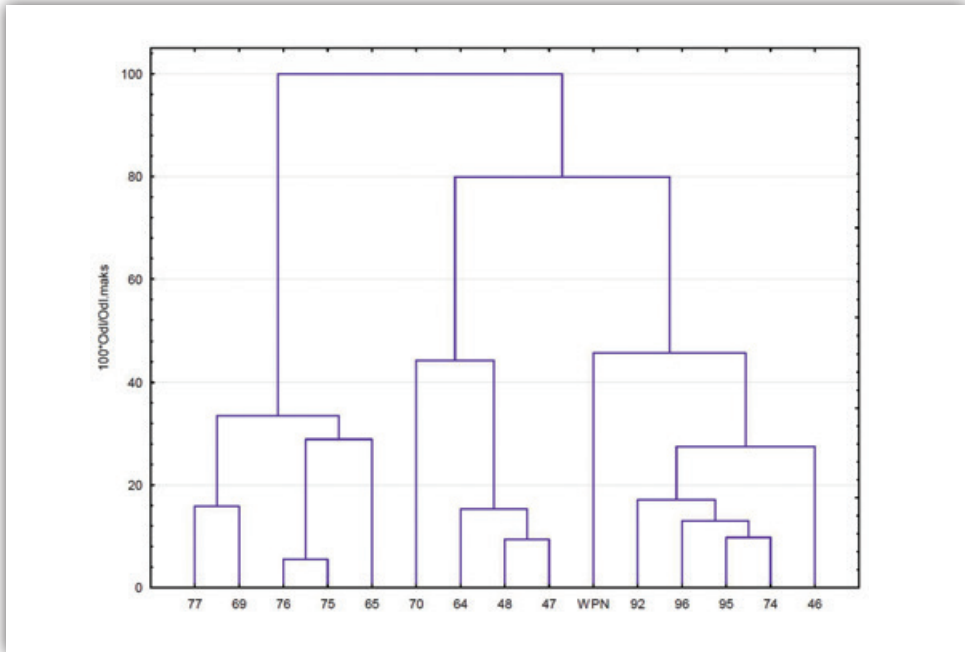
Rycina 8.25. Uporządkowanie krajobrazów na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych

Figure 8.25. PCA plane ordination for landscapes

8.4.2.2. Powiązania między obwodami łowieckimi

Poszczególne obwody są opisane w rozdziale 5.3. Hierarchiczne grupowanie obwodów łowieckich ze względu na podobieństwo normalizowanych potencjałów świadczeń krajobrazowych przedstawia rycina 8.26.

Na podstawie formalnej analizy dendrogramu można wyróżnić trzy odrębne grupy obwodów (na poziomie 0,6 maksymalnej odległości), charakteryzujące się stosunkowo niskim podobieństwem wewnątrzgrupowym i wyraźnie niższym podobieństwem między wyróżnionymi grupami. Obwody z pierwszej grupy (77, 69, 76, 76 i 65) charakteryzują się przeciętnie najwyższym wskaźnikiem NORVY i stosunkowo wysoką, choć zróżnicowaną lesistością. Obwody z grupy drugiej (70, 64, 48 i 47) charakteryzują się najniższymi przeciętnie wartościami wskaźników GRYZON i EKOSR, natomiast najwyższymi wartościami wskaźnika EKOSLB. Są to jednocześnie obwody o najniższej lesistości. Trzecia grupa (WPN, 92, 96, 95, 74, 46) charakteryzuje się generalnie przeciętnymi wartościami wskaźników, ale za to w tych obwodach występuje najwięcej (ok. 10 razy więcej niż w pozostałych) lasów na siedliskach mokrych i bagiennych (olsy, bory bagienne i torfowiska).

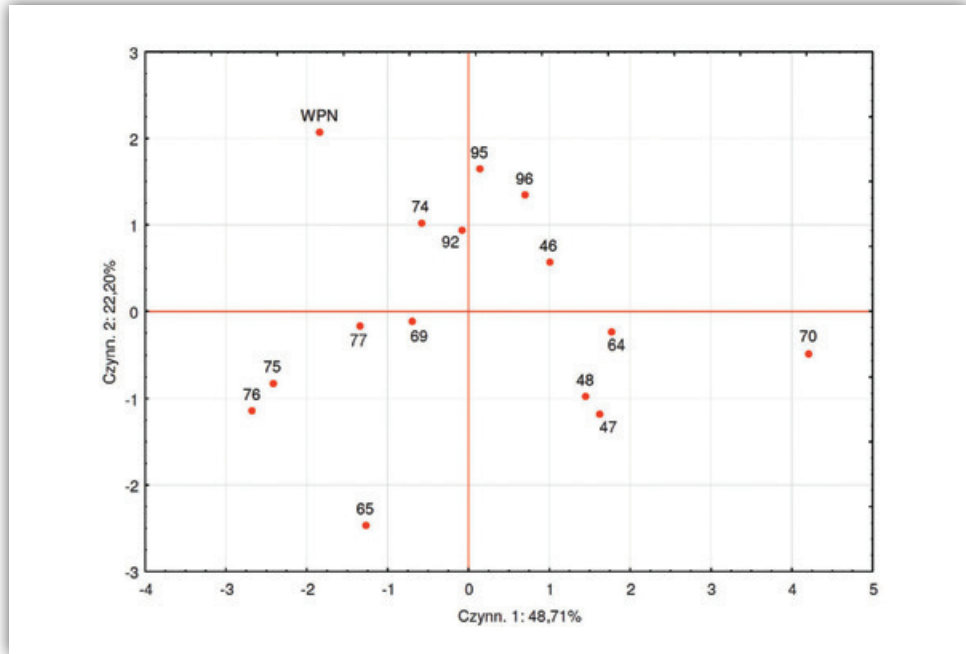


Rycina 8.26. Dendrogram obwodów łowieckich pod względem potencjału do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)

Figure 8.26. Cluster dendrogram for hunting units by potential to provide services (Ward's method, Euclidean distance)

Podobny, choć inaczej ujęty obraz powiązań między obwodami łowieckimi rysuje się na podstawie wyników analizy głównych składowych (ryc. 8.27).

Pierwszy czynnik zmienności, objaśniający prawie 49% ogólnej wariancji, niewątpliwie porządkuje zbiór obwodów łowieckich według ogólnej obfitości występowania zwierząt, co jest pochodną stopnia lesistości. Drugi czynnik, objaśniający ponad 22% wariancji, określa występowanie drobnych i średnich ssaków, co z pewnością jest związane z bogactwem nisz ekologicznych i mikrosiedlisk. Trzeci i czwarty czynnik (określające odpowiednio ponad 12% i prawie 10% zmienności) nie mają jednoznacznie zdefiniowanego znaczenia ekologicznego.



Rycina 8.27. Uporządkowanie obwodów łowieckich na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych

Czynniki takie same, jak w tabeli 8.12

Figure 8.27. PCA plane ordination for hunting units

Factors as in Table 8.12

9. Rzeczywiste wykorzystanie świadczeń i ich wpływ na ocenę potencjałów

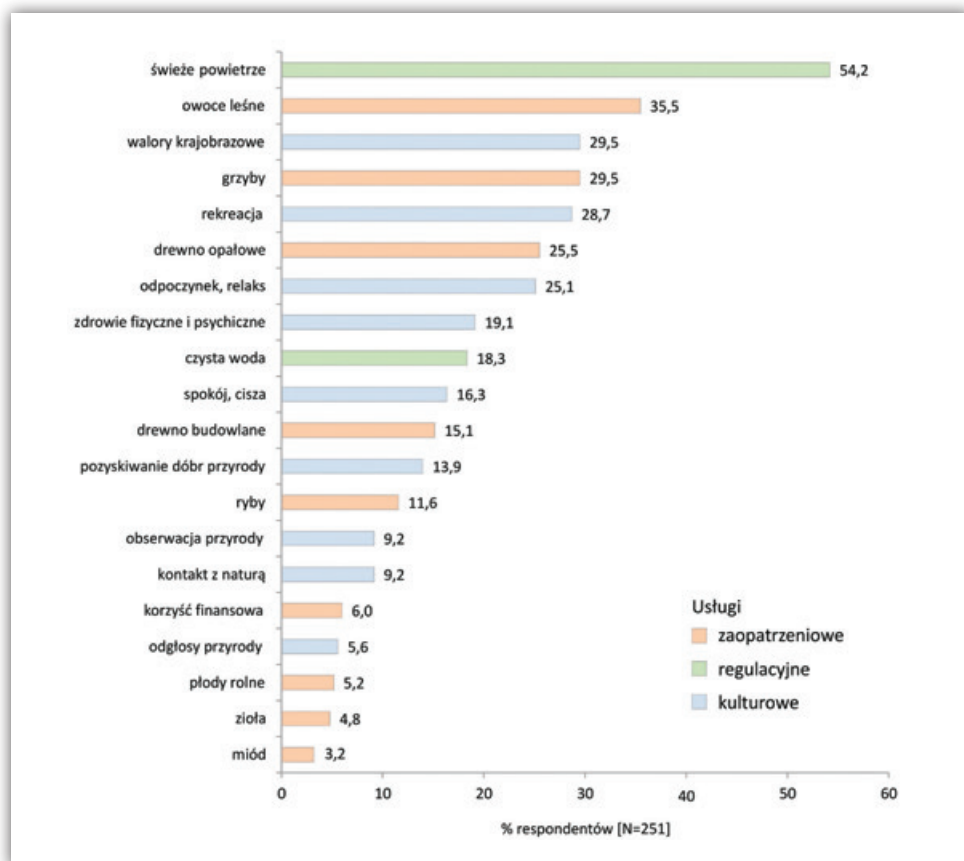
9.1. Rzeczywiste wykorzystanie

Rzeczywiste wykorzystanie usług w skali lokalnej, świadczonych przez ekosystemy Suwalszczyzny i Ziemi Augustowskiej, oszacowano na podstawie pisemnych deklaracji bezpośrednich użytkowników krajobrazu (mieszkańców i turystów) – rozdział 3.2.1. W badaniu kwestionariuszowym wzięło udział 251 osób. Kobiety stanowiły 69% respondentów, mężczyźni – 31%. Większość badanych (73%) to osoby w wieku pomiędzy 30. i 60. rokiem życia, 12% poniżej 30 lat, a ok. 15% powyżej 60 lat. Znacząca część ankietowanych zadeklarowała posiadanie średniego (45%) lub wyższego wykształcenia (43%). Praca umysłowa (31%), działalność rolnicza (27%) lub emerytura/renta czy inne świadczenia socjalne (22%) były najczęstszymi źródłami utrzymania wymienionymi przez respondentów (możliwość zaznaczenia kilku odpowiedzi). Duża grupa wskazała również usługi turystyczne (14%). Prawie 69% ankietowanych to stali mieszkańcy badanych gmin, 31% to turyści.

9.1.1. Wykorzystanie świadczeń deklarowane w formule otwartej

Pierwszą miarą rzeczywistego wykorzystania świadczeń było niesugerujące pytanie otwarte, w którym proszono respondentów o spontaniczne wymienienie dobrodziejstw przyrody, z których korzystali w ciągu ostatnich trzech lat (zał. 1). Odpowiedzi udzielane przez respondentów na to pytanie zostały szczegółowo przeanalizowane, a następnie zaklasyfikowane do jednej z 20 kategorii świadczeń, mieszczących się w jednej z trzech sekcji: „Zaopatrzenie”, „Regulacja i utrzymanie” oraz „Kultura” (ryc. 9.1). Nieliczne pojedyncze odpowiedzi niemieszczące się w żadnej kategorii (np. syrop z pączków sosny, sok z brzozy, żwir, mało ludzi, dobry wpływ na kondycję przyrody w Polsce ogółem) zostały wyłączone z dalszych analiz. Najczęściej powtarzającym się w odpowiedziach respondentów świadczeniem (54%) było

świeże powietrze (czyste, zdrowe). Było to jedno z dwóch dobrodziejstw przyrody, obok czystej wody, które zostało zaliczone do sekcji „Regulacja i utrzymanie”. Pozostałe wymienione świadczenia mieściły się w sekcjach zaopatrzenie i kultura. Do najczęściej wymienianych usług zaopatrzeniowych należały owoce leśne (jagody, maliny), grzyby, ryby oraz drewno opałowe i budowlane. Z kolei najbardziej popularne odpowiedzi kwalifikowane do sekcji kultura to walory krajobrazowe (walory estetyczne, przyrodnicze, np. urozmaicenie terenu, piękne widoki), rekreacja (np. żeglowanie, kajakowanie, spacer, jazda na rowerze, kąpiele w jeziorze) oraz odpoczynek/relaks. Wiele osób zwracało też uwagę na interakcję z przyrodą polegającą na pozyskiwaniu dóbr przyrody (grzybobranie, wędkowanie, łowiectwo) oraz na aspekt zdrowotny interakcji (poprawa zdrowia fizycznego i psychicznego). Niektóre



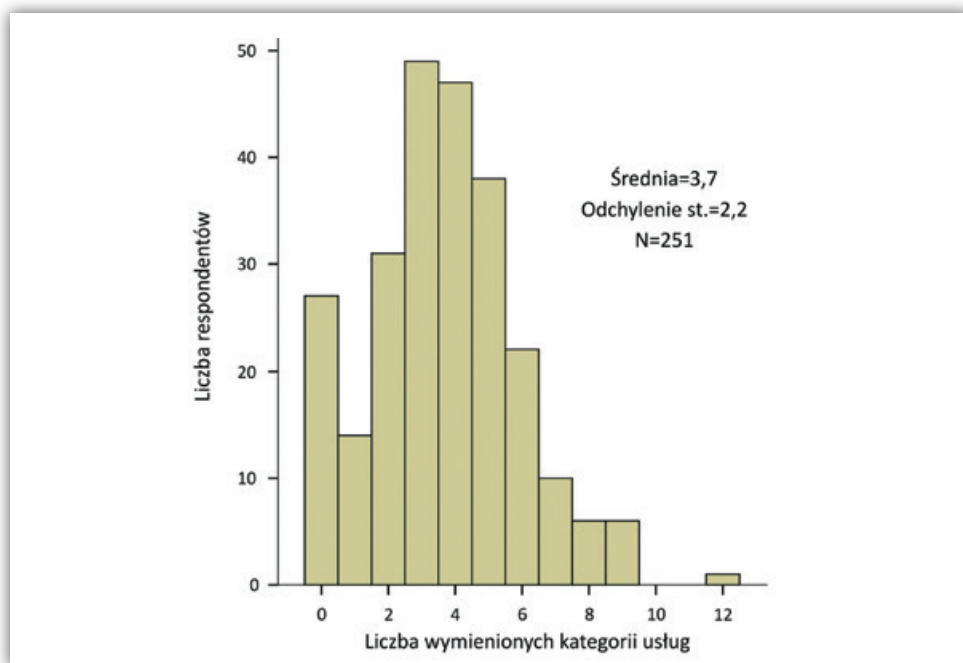
Rycina 9.1. Odsetek respondentów, którzy wymienili w pytaniu otwartym dane świadczenie (dobrodziejstwo przyrody) jako to, z którego korzystali w ciągu trzech lat poprzedzających badanie

Figure 9.1. The percentage of respondents mentioning in the open question a service (gift of nature) as one they had used during the three preceding years

odpowiedzi powtarzały się na tyle często, że postanowiono ich nie pomijać i przypisać do odrębnej kategorii, mimo że zgodnie z przyjętymi założeniami nie są one *sensu stricto* usługami ekosystemowymi, a raczej już korzyściami (np. zdrowie), i to nie zawsze płynącymi bezpośrednio z usług ekosystemowych (jak np. korzyść finansowa: miejsce pracy w turystyce, w przemyśle drzewnym).

Przeciętnie respondenci formułowali odpowiedzi w ten sposób, że można było z nich wyselekcjonować świadczenia należące do blisko czterech kategorii (średnia: 3,7, odchylenie standardowe: 2,2) – rycina 9.2. Należy tutaj podkreślić, że niektóre kategorie już same w sobie były bardzo pojemne i obejmowały wiele wymienianych konkretnych świadczeń (np. rekreacja, do której zaliczano wszystkie wymieniane rodzaje aktywności sportowej, turystycznej i *stricte* rekreacyjnej). „Rekordziści” w swoich odpowiedziach zawierali świadczenia aż z dwunastu różnych kategorii.

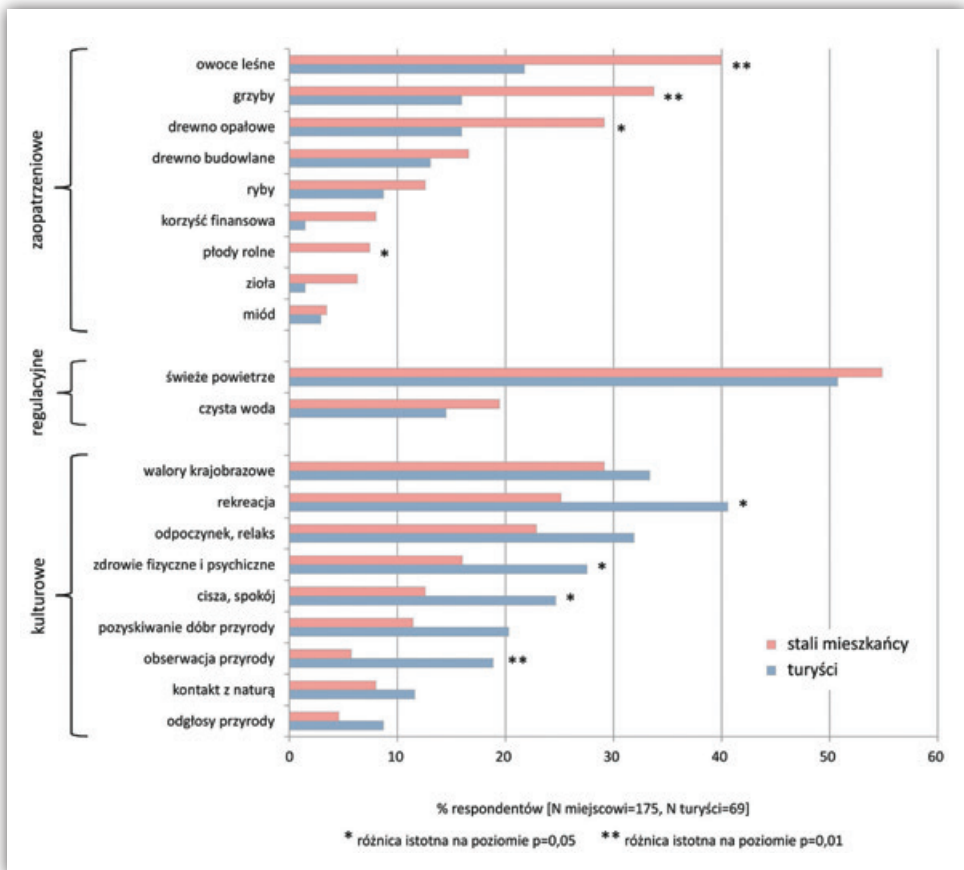
Cechą najbardziej różnicującą respondentów pod względem rodzaju spontanicznie wymienianych świadczeń był charakter pobytu na badanym obszarze (ryc. 9.3). Osoby, które przebywały w trzech analizowanych gminach jedynie czasowo (przede wszystkim w celach turystycznych) zdecydowanie częściej wymieniały świadczenia kulturowe jako te, z których w ostatnich trzech latach korzystały, niż okoliczni mieszkańcy, dla których teren badań jest stałym miejscem zamieszkania.



Rycina 9.2. Liczba respondentów, z których odpowiedzi można było wyselekcjonować daną liczbę kategorii usług

Figure 9.2. Number of respondents, from whose answers a given number of service categories could be selected

Turyści istotnie częściej, spontanicznie wymieniali zwłaszcza takie świadczenia, jak: obserwacja przyrody ($\chi^2 = 10,0$; $p = 0,002$), rekreacja ($\chi^2 = 5,7$; $p = 0,017$), cisza i spokój ($\chi^2 = 5,4$; $p = 0,021$) oraz zdrowie psychiczne i fizyczne ($\chi^2 = 4,2$; $p = 0,040$). Z kolei stali mieszkańcy zdecydowanie częściej zwracali uwagę na świadczenia zaopatrzeniowe, takie jak owoce leśne ($\chi^2 = 7,3$; $p = 0,007$), grzyby ($\chi^2 = 7,6$; $p = 0,006$), płody rolne ($\chi^2 = 5,4$; $p = 0,020$) i drewno opałowe ($\chi^2 = 4,6$; $p = 0,033$). Częstotliwość wymieniania usług regulacyjnych była zbliżona wśród obu rozpatrywanych grup respondentów.



Rycina 9.3. Odsetek respondentów (stałych mieszkańców i turystów), którzy wymienili w pytaniu otwartym dane świadczenie (dobrodrojeństwo przyrody) jako to, z którego korzystali w ciągu trzech lat poprzedzających badanie

Istotność różnic obliczono na podstawie testu chi kwadrat Pearsona

Figure 9.3. The percentage of respondents (permanent residents and tourists) who mentioned in open question a given service (or gift of nature) as one they had used during the three preceding years

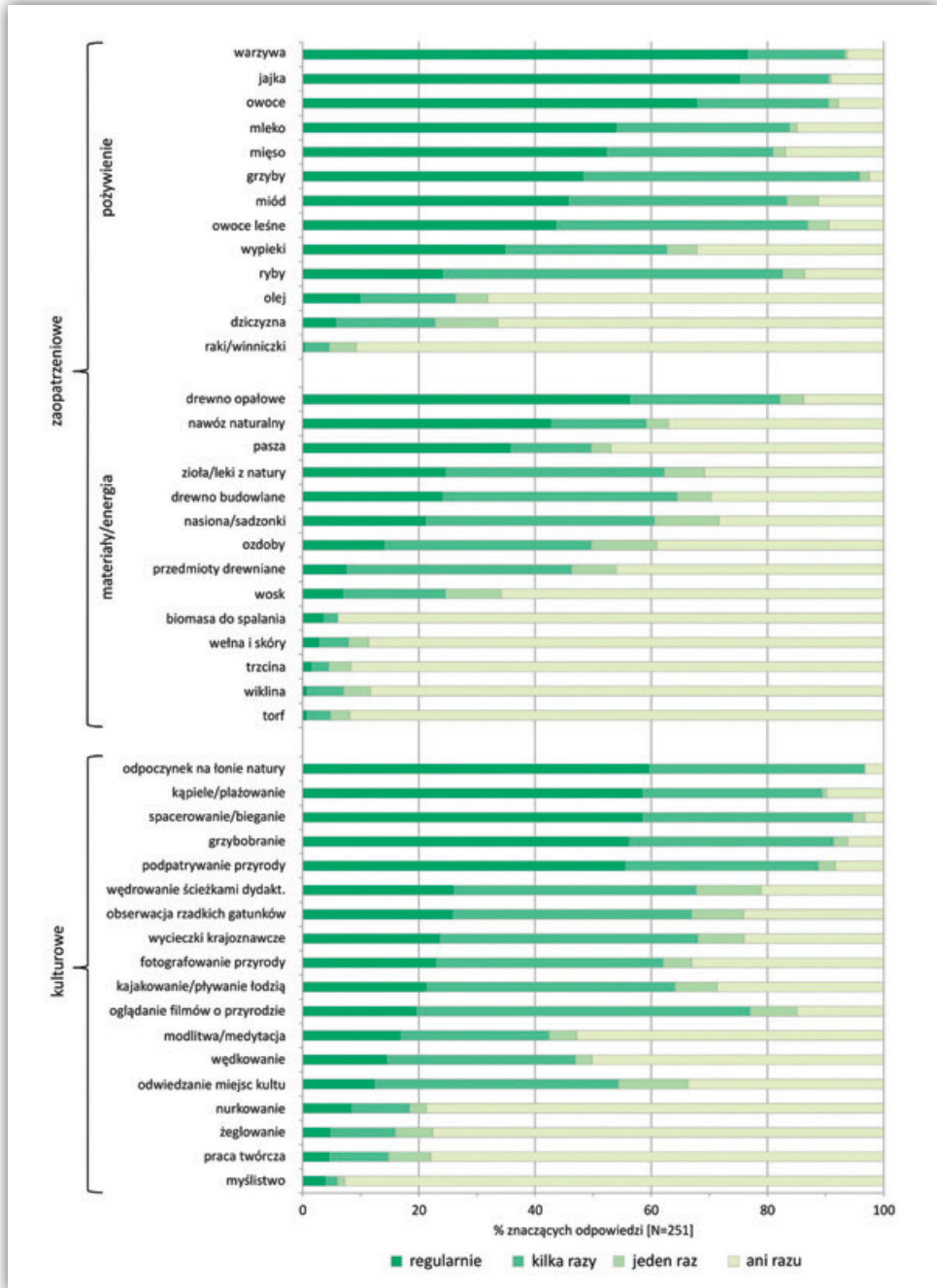
Significance of differences calculated on the basis of Pearson's chi-squared test

Inne cechy osób badanych jedynie w niewielkim stopniu różnicowały skłonność do spontanicznego wskazywania wykorzystywanych dobrodziejstw przyrody. Niemniej, warto odnotować, że osoby lepiej wykształcone istotnie częściej wymieniały sam kontakt z naturą ($\chi^2 = 7,3$; $p = 0,026$) oraz rekreację ($\chi^2 = 6,1$; $p = 0,046$) i odpoczynek na łonie przyrody ($\chi^2 = 8,1$; $p = 0,018$) jako dobrodziejstwa przyrody. Ponadto, kobiety w średnim wieku (30–60 lat) zdecydowanie częściej od pozostałych respondentów wymieniały ryby ($\chi^2 = 9,7$; $p = 0,002$) jako wykorzystywane świadczenia. Z kolei ciszę i spokój najczęściej wymieniali mężczyźni powyżej 60. roku życia ($\chi^2 = 4,8$; $p = 0,028$). Kobiety bez względu na wiek częściej od mężczyzn spontanicznie wymieniały walory krajobrazowe ($\chi^2 = 4,2$; $p = 0,042$) jako to świadczenie, z którego w ostatnich trzech latach korzystały.

9.1.2. Wykorzystanie świadczeń deklarowane w formule zamkniętej

Wykorzystanie dobrodziejstw przyrody regionu (Suwalszczyzny i Ziemi Augustowskiej) badane było także w formule zamkniętej. Zadaniem respondentów było zaznaczenie częstotliwości korzystania (w przeciągu trzech lat poprzedzających badanie) z każdego z 45 wymienionych w drugiej części kwestionariusza świadczeń (rozdz. 3.2.1). Lista świadczeń, opracowana wcześniej przez ekspertów i znawców terenu, z założenia obejmowała wszystkie usługi z sekcji „Zaopatrzenie” i „Kultura” świadczone przez lokalne ekosystemy. Zdecydowana większość osób badanych zadeklarowała korzystanie z pożywienia pochodzącego z lokalnej przyrody, przede wszystkim z grzybów (98%), warzyw (94%), owoców (92%) i jajek (91%) – rycina 9.4. Spośród materiałów największym wykorzystaniem wyróżniało się drewno opałowe. Przynajmniej kilka razy w ciągu ostatnich trzech lat korzystało z niego ponad 82% respondentów. Z sekcji „Kultura” największą popularnością cieszyło się 5 świadczeń (odpoczynek na łonie natury, kąpiele w jeziorze/plażowanie, spacer/bieganie na łonie natury, grzybobranie, podpatrywanie przyrody). Z każdej z tych usług regularnie korzystało ponad 55% osób badanych. Do najmniej popularnych świadczeń lokalnej przyrody uwzględnionych w ankiecie należą myślistwo, raki/winniczki oraz kilka usług zaopatrzeniowych z działów „Materiały” (wełna i skóry, trzcina, wiklina) i „Energia” (torf, biomasa do spalania). Około 90% respondentów wskazało, że w ostatnich trzech latach ani razu z powyższych usług nie korzystało.

Również w formule zamkniętej odnotowano liczne różnice w deklarowanym korzystaniu ze świadczeń między podgrupami respondentów (tab. 9.1). Porównanie średnich rang (test *U* Manna-Whitney'a) wykazało, że mężczyźni częściej wędkują ($Z = -4,2$; $p = 0,000$) i korzystają z drewna opałowego ($Z = -2,7$; $p = 0,007$), a kobiety częściej użytkują naturalne ozdoby ($Z = -2,7$; $p = 0,008$). Wyniki wskazują także, że osoby lepiej wykształcone czerpią istotnie więcej korzyści z 17 na 45 uwzględnionych w ankiecie świadczeń. Różnica w częstotliwości korzystania jest szczególnie wyraźna



Rycina 9.4. Deklarowana w formule zamkniętej częstotliwość korzystania z dobrodziejstw lokalnej przyrody w ciągu trzech lat poprzedzających badanie

Figure 9.4. The declared (in closed questioning) frequency of use made of the gifts of local nature over the three preceding years of the study

w przypadku świadczeń kulturowych (13 na 18) zarówno jeśli chodzi o interakcje fizyczne (6 na 11) czy intelektualne (5 na 5), jak i duchowe (2 na 2). Poziom wykształcenia istotnie dodatnio koreluje z takimi usługami kulturowymi, jak podpatrywanie okolicznej przyrody (współczynnik ρ Spearmana = 0,35; $p = 0,000$), modlitwa/medytacja na łonie przyrody ($\rho = 0,24$; $p = 0,000$), wycieczki krajoznawcze o charakterze przyrodniczym ($\rho = 0,29$; $p = 0,000$) czy kajakowanie ($\rho = 0,26$; $p = 0,000$) i żeglowanie ($\rho = 0,26$; $p = 0,000$). Lepiej wykształceni także istotnie częściej konsumują wybrane produkty żywieniowe pochodzące z lokalnej przyrody, w tym ryby ($\rho = 0,24$; $p = 0,000$), dziczyznę ($\rho = 0,22$; $p = 0,001$) i miód ($\rho = 0,27$; $p = 0,000$). Jedynym świadczeniem, z którego częściej korzystają słabiej wykształceni, jest niezbędna w hodowli zwierząt pasza roślinna ($\rho = -0,25$, $p = 0,000$).

Tabela 9.1. Liczba świadczeń (w podziale na zaopatrzeniowe i kulturowe), dla których częstotliwość korzystania była istotnie ($p < 0,05$) dodatnio/ujemnie związana z poszczególnymi zmiennymi społeczno-demograficznymi

Table 9.1. Number of services (categorised as provisioning and cultural) for which the frequency of use was associated with individual socio-demographic variables positively or negatively and in a manner that is significant statistically (at $p < 0.05$)

Powiązania „zmienne - wykorzystanie świadczeń”	Zmienne społeczno-demograficzne							
	wiek		wykształcenie		turyści vs. stali mieszkańcy		mężczyźni vs. kobiety	
Związek/różnica dodatni/ujemny	+	-	+	-	+	-	+	-
	Liczba świadczeń							
Świadczenia zaopatrzeniowe	2	4	4	1	0	9	1	1
Świadczenia kulturowe	1	4	13	0	4	0	2	0

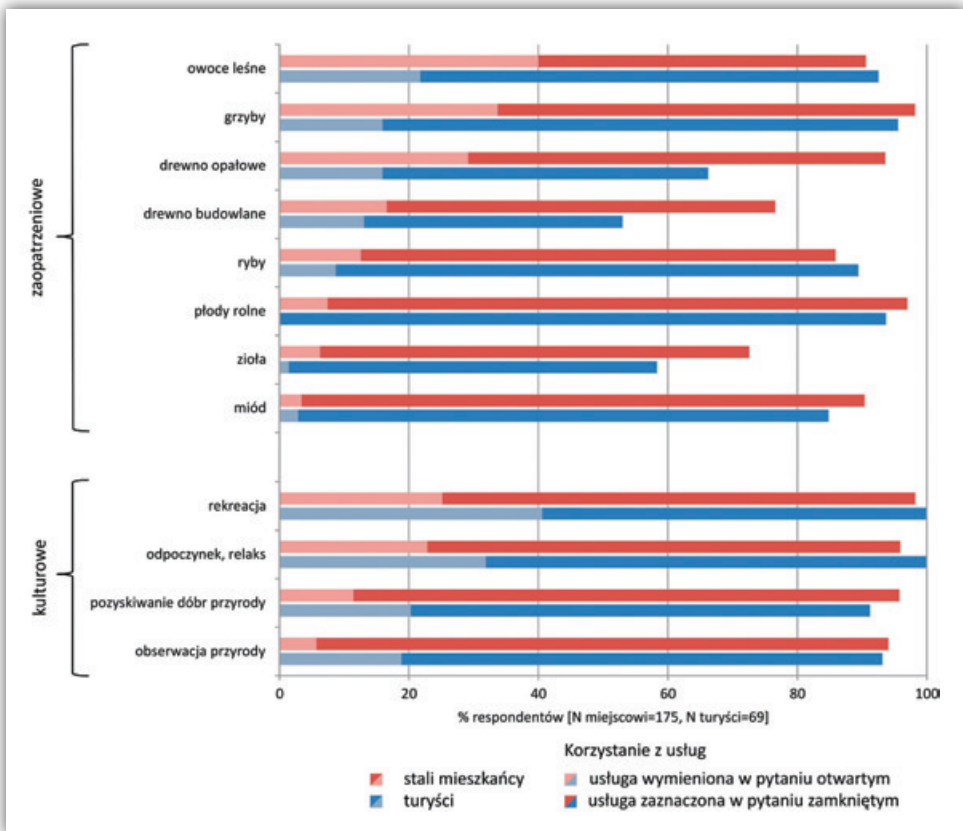
Nieco inaczej kształtują się różnice w deklarowanym korzystaniu ze świadczeń między turystami a stałymi mieszkańcami terenu badań. Turyści, podobnie jak lepiej wykształceni, istotnie częściej korzystają z usług kulturowych (np. częściej podpatrują okoliczną przyrodę ($Z = -3,0$; $p = 0,002$) i odpoczywają na łonie natury ($Z = -3,1$; $p = 0,002$), natomiast stali mieszkańcy z większą częstotliwością korzystają z naturalnych surowców pochodzących z okolicznych ekosystemów, takich jak drewno budowlane ($Z = -2,9$; $p = 0,004$), drewno opałowe ($Z = -3,8$; $p = 0,000$), nasiona/sadzonki ($Z = -3,4$; $p = 0,001$), воск ($Z = -3,0$; $p = 0,003$), pasza roślinna ($Z = -6,4$; $p = 0,000$) i naturalne nawozy ($Z = -5,0$; $p = 0,000$).

Wiek również różnicuje częstotliwość korzystania z niektórych usług ekosystemowych. Osoby starsze częściej zbierają ($\rho = 0,19$; $p = 0,003$) i spożywają ($\rho = 0,15$; $p = 0,024$) grzyby z okolicznych lasów, natomiast młodszy częściej pływają w jeziorach ($\rho = -0,19$; $p = 0,003$), nurkują ($\rho = -0,20$; $p = 0,002$) i wykorzystują naturalne ozdoby ($\rho = -0,17$; $p = 0,010$).

9.1.3. Porównanie deklarowanego wykorzystania w formule otwartej i zamkniętej

Wiele z wymienionych spontanicznie w pierwszym pytaniu świadczeń miało swoje odpowiedniki w drugiej części kwestionariusza, gdzie została zamieszczona zamknięta lista 45 usług zaopatrzeniowych i kulturowych. Porównanie deklarowanego korzystania ze świadczeń uzyskanego dwoma metodami (wymienianie spontanicznie w pytaniu otwartym i zakreślanie częstotliwości w pytaniu zamkniętym) wskazuje, że przeciętnie respondenci są w stanie przywołać spontanicznie jedynie niektóre wykorzystywane świadczenia (ryc. 9.5).

Duża różnica, rzędu 40–94 punktów procentowych, występuje zarówno w przypadku usług zaopatrzeniowych, jak i kulturowych. Co ciekawe, wiele istotnych różnic w korzystaniu ze świadczeń między stałymi mieszkańcami i turystami, obliczonych na bazie pytania otwartego, nie ma swojego potwierdzenia w pytaniu



Rycina 9.5. Porównanie deklarowanego korzystania z usług w pytaniu otwartym i zamkniętym

Figure 9.5. Comparison of service use declared in open and closed questions

zamkniętym. Większość różnic, poza korzystaniem z drewna opałowego ($\chi^2 = 30,4$; $p = 0,000$), budowlanego ($\chi^2 = 12,6$; $p = 0,000$) i ziół ($\chi^2 = 4,1$; $p = 0,042$), jest statystycznie istotna. Co więcej, w przypadku dwóch kategorii usług zaopatrzeniowych i dwóch kulturowych różnica zmienia znak. Większy odsetek stałych mieszkańców niż turystów deklaruje w pytaniu zamkniętym obserwowanie przyrody i pozyskiwanie dóbr przyrody. Analogicznie, większy procent turystów niż osób miejscowych relacjonuje korzystanie z owoców leśnych i ryb. Taki efekt można tłumaczyć tym, że turyści, przypominając sobie wykorzystywane dobrodziejstwa przyrody, koncentrowali się na interakcji polegającej na pozyskiwaniu dóbr, a stali mieszkańcy – już na pozyskanych dobrach, przy czym w rzeczywistości jedni i drudzy porównywalnie często zbierali/łowili i jedli owoce natury.

9.2. Wpływ cech indywidualnych i częstotliwości korzystania ze świadczeń na ocenę potencjału ekosystemów

Ocenę potencjału siedmiu wyróżnionych w ankiecie typów ekosystemów do świadczenia 11 grup usług, ustaloną na podstawie całej badanej próby osób, zaprezentowano w rozdziale 7.2. W tym miejscu natomiast przedstawione zostały zależności między wybranymi charakterystykami osób badanych a ich oceną potencjału ekosystemów. W analizie uwzględniono, obok szeregu zmiennych społeczno-demograficznych (m.in. wiek, płeć, miejsce stałego zamieszkania, poziom wykształcenia), także deklarowaną w formule zamkniętej częstotliwość korzystania z dobrodziejstw przyrody.

9.2.1. Wpływ cech indywidualnych na ocenę potencjału ekosystemów

Porównania międzygrupowe pokazały różnice w podejściu do usług ekosystemowych między respondentami o odmiennych cechach społeczno-demograficznych (tab. 9.2). Ogólnie rzecz biorąc, lepiej wykształceni (t Studenta = $-2,12$; $p = 0,04$) oraz mieszkańcy miast ($t = 2,19$; $p = 0,03$) wyżej w hierarchii ważności lokowali usługi kulturowe. Na przykład, ankietowani z wyższym wykształceniem wyżej oceniali potencjał lasów liściastych ($t = -2,24$; $p = 0,03$) i iglastych ($t = -2,22$; $p = 0,03$), a także rzek i jezior ($t = 2,77$; $p = 0,01$) do dostarczania przeżyć duchowych niż respondenci ze średnim wykształceniem. Lepiej wykształceni podkreślali także znaczącą rolę lasów bagiennych w regulacji wody ($t = -2,27$; $p = 0,025$), niżej natomiast szacowali możliwości dostarczania niektórych świadczeń zaopatrzeniowych: materiałów budowlanych w przypadku użytków zielonych ($t = 2,30$; $p = 0,023$) czy drewna opałowego w przypadku lasów iglastych ($t = 2,09$; $p = 0,038$).

Tabela 9.2. Istotnie statystycznie ($p < 0,05$) różnice międzygrupowe w ocenie potencjału ekosystemów do dostarczania usług: zaopatrzeniowych, regulacyjnych, kulturowych

Table 9.2. Statistically significant ($p < 0.05$) intergroup differences in assessments of the potential of ecosystems to supply provisioning, regulation and cultural services

	Typ ekosystemu	Usługi ekosystemowe	Średnia 1	Średnia 2	t	Istotność p
Pleć			Kobiety	Mężczyźni		
	Lasy liściaste	leki naturalne (zioła, żywice, soki)	11,45	9,59	2,92	0,004
		woda słodka (gromadzenie, oczyszczanie)	6,37	8,30	-2,02	0,047
	Lasy iglaste	leki naturalne (zioła, żywice, soki)	11,29	9,62	2,60	0,010
		materiał budowlany (drewno, słoma, trzcina)	12,34	13,30	-1,98	0,050
		woda słodka (gromadzenie, oczyszczanie)	5,47	7,88	-2,49	0,014
		edukacja i nauka (podpatrywanie przyrody, badania)	10,97	9,45	2,05	0,044
	Lasy bagienne	leki naturalne (zioła, żywice, soki)	10,79	8,56	2,57	0,011
	Grunty orne	leki naturalne (zioła, żywice, soki)	10,20	7,52	2,97	0,003
		inspiracja do pracy twórczej	7,82	6,07	2,03	0,044
Mokradła	opał (drewno, torf, biomasa)	9,92	7,53	2,46	0,015	
Wykształcenie			Średnie	Wyższe		
	Lasy liściaste	przeżycia duchowe	8,24	9,81	-2,24	0,027
	Lasy iglaste	opał (drewno, torf, biomasa)	13,57	12,57	2,09	0,038
		inspiracja do pracy twórczej	8,53	10,16	-2,42	0,017
		przeżycia duchowe	8,32	9,90	-2,22	0,028
	Lasy bagienne	woda słodka (gromadzenie, oczyszczanie)	6,03	8,11	-2,27	0,025
	Łąki i pastwiska	materiał budowlany (drewno, słoma, trzcina)	6,40	4,39	2,30	0,023
	Rzeki i jeziora	przeżycia duchowe	9,00	11,01	-2,76	0,007
Miejsce stałego zamieszkania			Przyjezdni	Miejscowi		
	Lasy liściaste	inspiracja do pracy twórczej	10,27	8,64	2,27	0,025
	Lasy iglaste	ozdoby (poroża, choinki, skóry, wianki, muszle itd.)	9,10	10,55	-2,11	0,036
		woda słodka (gromadzenie, oczyszczanie)	7,63	5,40	2,37	0,019
		inspiracja do pracy twórczej	10,22	8,57	2,31	0,023
	Lasy bagienne	woda słodka (gromadzenie, oczyszczanie)	8,71	5,70	3,27	0,001
		inspiracja do pracy twórczej	9,87	7,88	2,30	0,023
	Łąki i pastwiska	woda słodka (gromadzenie, oczyszczanie)	7,25	4,86	2,68	0,008
	Grunty orne	leki naturalne (zioła, żywice, soki)	7,88	10,19	-2,64	0,009
		woda słodka (gromadzenie, oczyszczanie)	8,52	6,40	2,22	0,028
	Mokradła	edukacja i nauka (podpatrywanie przyrody, badania)	11,35	9,78	2,18	0,031
		przeżycia duchowe	8,73	6,83	2,26	0,028
Rzeki i jeziora	woda słodka (gromadzenie, oczyszczanie)	12,80	11,58	2,01	0,047	

Mieszkańcy miast, odwiedzający teren badań głównie w celach turystycznych, mocniej akcentowali potencjał wszystkich typów ekosystemów do regulacji wody w porównaniu do okolicznych mieszkańców (wszystkie zależności, poza tymi dla gruntów ornych i lasów liściastych były istotnie statystycznie). Turyści również

wyżej oceniali potencjał wszystkich typów lasów do dostarczania inspiracji twórczej ($t = 2,27-2,31$; $p < 0,025$) czy innych usług kulturowych (przeżyć duchowych, edukacji i nauki) przez mokradła ($t = 2,18-2,30$; $p < 0,031$). Tylko nieliczne usługi zaopatrzeniowe (leki naturalne z pól czy ozdoby z lasów iglastych) zostały ocenione wyżej przez miejscową ludność ($t = -2,11-2,64$; $p < 0,04$).

Biorąc pod uwagę płeć respondentów, zauważono, że kobiety wyżej oceniały potencjał lasów iglastych do edukacji i nauki ($t = 2,33$; $p = 0,02$) oraz gruntów ornych do pracy twórczej ($t = 2,03$; $p = 0,04$). Kobiety również wyżej niż mężczyźni klasyfikowały możliwości lasów ($t = 2,58-2,92$; $p < 0,01$) i gruntów ornych ($t = 2,97$; $p = 0,00$) do dostarczania naturalnych leków czy mokradeł do dostarczania opału ($t = 2,46$; $p = 0,02$). Z kolei mężczyźni wyżej niż kobiety oceniali potencjał lasów liściastych i iglastych do gromadzenia i oczyszczania wody.

Młodzi respondenci podkreślali znaczenie łąk i pastwisk (r Pearsona = $-0,22$; $p = 0,01$) oraz mokradeł ($r = -0,17$; $p = 0,04$) dla nauki i edukacji oraz użytków zielonych ($r = -0,2$; $p = 0,02$) i ekosystemów wodnych dla inspiracji do pracy twórczej ($r = -0,2$; $p = 0,01$). Wskazywali także na większe możliwości lasów liściastych ($r = -0,26$; $p = 0,00$) i gruntów ornych ($r = -0,17$; $p = 0,04$) do dostarczania materiałów budowlanych czy lasów iglastych do edukacji i nauki ($r = -0,16$; $p = 0,04$).

9.2.2. Wpływ częstotliwości korzystania ze świadczeń na ocenę potencjału ekosystemów

Analiza pełnej macierzy korelacji wskazuje na istotny udział dodatnich korelacji pomiędzy intensywnością użytkowania świadczeń kulturowych i ich znaczeniem w ocenie użytkowników, szczególnie w lasach liściastych i iglastych (tab. 9.3). Na przykład wraz z rosnącą, deklarowaną częstotliwością praktykowania modlitwy/medytacji na łonie natury, rośnie również ranga tego świadczenia w porównaniu do innych usług, w każdym z typów ekosystemów (od $\rho = 0,18$; $p = 0,031$ dla łąk do $\rho = 0,42$; $p = 0,000$ dla lasów liściastych) – rycina 9.6a.

Częstotliwość korzystania z usług kulturowych wiąże się także z oceną potencjału ekosystemów do dostarczania świadczeń innych niż kulturowe. Im częściej ankietowani korzystali ze świadczeń takich jak: kajakowanie, pływanie w jeziorze lub rzece, myślistwo, wycieczki krajoznawcze, fotografowanie czy obserwacja przyrody, tym większe znaczenie przypisywali świadczeniu regulacyjnemu polegającemu na gromadzeniu i oczyszczaniu wody (ryc. 9.6b). Ta zależność jest istotna statystycznie dla wszystkich typów ekosystemów ($\rho \leq 0,37$; $p = 0,000$), poza rzekami i jeziorami. Ogólnie rzecz biorąc, im więcej ankietowani korzystali ze świadczeń kulturowych, tym wyżej cenili potencjał ekosystemów (szczególnie lasów) do dostarczania usług kulturowych i regulacyjnych.

Tabela 9.3. Skumulowana macierz korelacji – procent istotnych ($p < 0,05$), dodatnich i ujemnych korelacji (współczynnik ρ Spearmana) między potencjałem ekosystemów do dostarczania usług i rzeczywistą intensywnością użytkowania

* w nawiasie – liczba usług

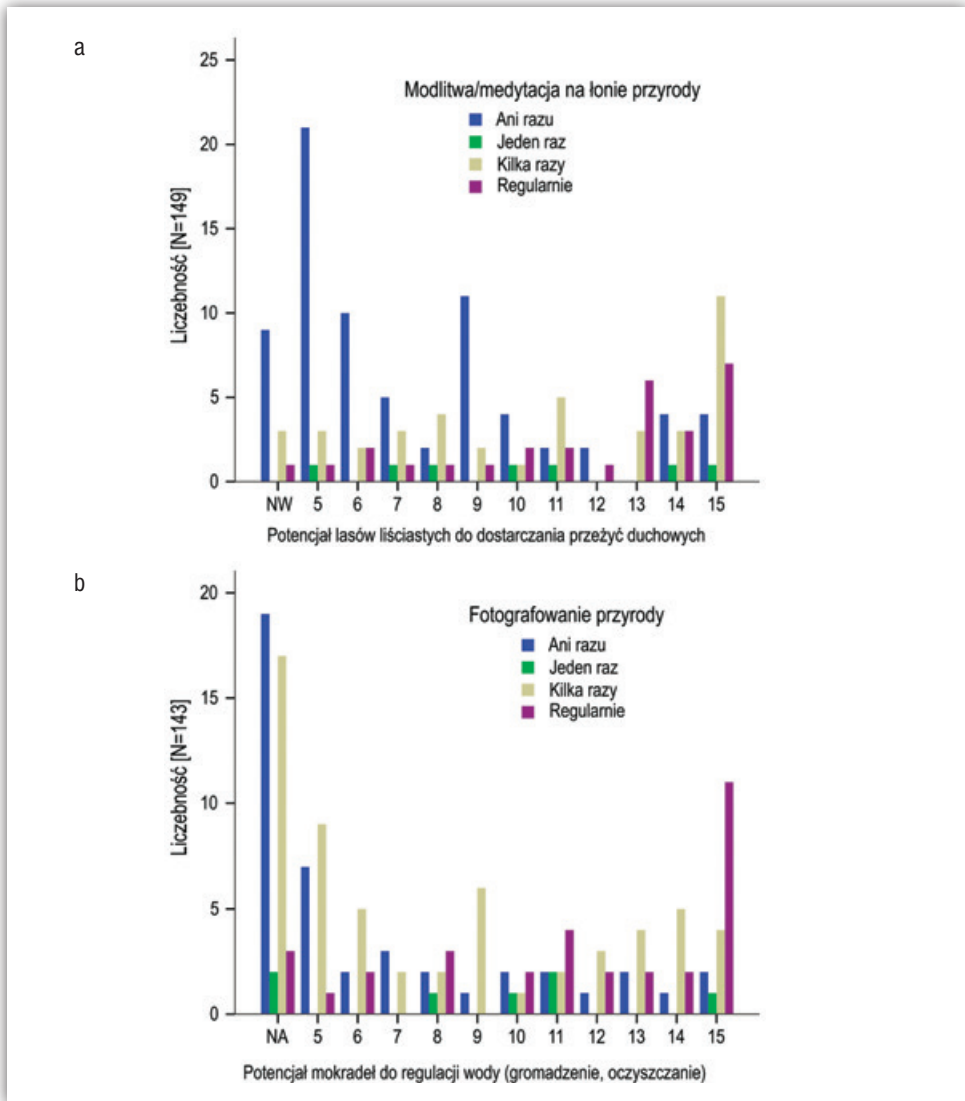
Table 9.3. Cumulative correlation matrix – percentage of significant ($p < 0.05$) positive and negative correlations (using Spearman's ρ coefficient) between the potential of ecosystems to provide services and their real intensity of use

* in brackets – number of services

		Intensywność użytkowania								
		usługi zaopatrzeniowe				usługi kulturowe				
		pożywienie (13)*		materiały i energia (14)		edukacja, inspiracja, przeżycia duchowe (7)		sport i rekreacja (11)		
		+	-	+	-	+	-	+	-	
Potencjał ekosystemów w ocenie użytkowników	Lasy liściaste	zaopatrzeniowe	3	0	2	2	7	5	3	2
		regulacyjne	0	0	0	0	14	0	55	0
		kulturowe	8	0	4	2	54	0	36	0
	Lasy iglaste	zaopatrzeniowe	5	0	11	5	10	0	8	2
		regulacyjne	0	0	0	0	43	0	64	0
		kulturowe	10	0	0	0	61	0	27	0
	Lasy bagienne	zaopatrzeniowe	3	5	4	8	10	0	5	0
		regulacyjne	0	8	0	14	29	0	45	0
		kulturowe	4	2	0	0	11	0	18	2
	Łąki i pastwiska	zaopatrzeniowe	3	4	10	2	10	5	11	0
		regulacyjne	0	8	0	0	57	0	55	0
		kulturowe	8	2	2	0	25	0	16	2
	Grunty orne	zaopatrzeniowe	4	4	10	0	10	0	5	2
		regulacyjne	0	0	0	0	14	0	36	0
		kulturowe	10	2	4	0	4	0	7	2
	Mokradła	zaopatrzeniowe	6	1	4	1	12	0	14	0
		regulacyjne	0	0	0	0	57	0	55	0
		kulturowe	4	2	0	2	4	0	7	5
	Rzeki i jeziora	zaopatrzeniowe	0	5	2	6	5	5	12	2
		regulacyjne	0	0	0	0	0	14	0	0
		kulturowe	4	0	5	0	18	0	18	0

Zależności pomiędzy korzystaniem z usług kulturowych i szacowaniem potencjału świadczeń zaopatrzeniowych są stosunkowo słabe. Jeden z ciekawszych wyników dotyczy wpływu częstego korzystania z usług kulturowych (szczególnie obserwacji przyrody) na dostrzeganie większych możliwości dostarczania ziół i leków naturalnych z mokradeł ($\rho \leq 0,27$; $p = 0,001$).

Częstotliwość korzystania z materialnych wytworów ekosystemów (żywności, materiałów i surowców energetycznych) tylko w niewielkim stopniu wpływa na ocenę ich potencjału. Tylko 6% (131 z 2079) korelacji jest istotna statystycznie. Jest to wartość niemal trzy razy niższa w porównaniu do niematerialnych usług kulturowych (234 z 1386). Niemniej, niektóre zależności dotyczące korzystania z usług



Rycina 9.6. Zależności między percepcją potencjału ekosystemów i intensywnością użytkowania świadczeń kulturowych

a) potencjał lasów w ocenie użytkowników do dostarczania przeżyć duchowych w relacji do intensywności praktykowania modlitwy/medytacji na łonie natury, b) potencjał mokradeł do regulacji wody w stosunku do częstotliwości fotografowania przyrody (5 – najniższy potencjał, 15 – najwyższy potencjał, NW – nie występuje – por. rozdz. 7.2)

Figure 9.6. The relationship between the perception of the potential of ecosystems and the intensity of use of cultural services

a) users' evaluations of the potential of forest to provide spiritual experiences in relation to the intensity at which prayer/meditation in nature are engaged in, b) the potential of wetlands to regulate water in relation to the frequency with which nature is photographed (5 – lowest potential, 15 – highest potential, NW – not present – see chapter 7.2)

zaopatrzeniowych są wyraźne i wysoce istotne. Wyniki wskazują na przykład, że im częściej ludzie ogrzewają się drewnem opałowym z okolicznych lasów, tym wyżej cenią dostarczanie opału przez lasy liściaste i iglaste ($\rho \leq 0,28$; $p = 0,000$). Z drugiej strony, w niektórych przypadkach, intensywniejsze korzystanie z dóbr przyrody wiąże się z niższą oceną potencjału świadczeń z wybranych ekosystemów. Przykładem może być zależność między częstym korzystaniem z drewna budowlanego z okolicznych lasów i niższą oceną możliwości dostarczania przez lasy pożywienia ($\rho = -0,21$; $p = 0,009$). Częstsze korzystanie z lokalnego drewna koreluje również z dostrzeganą niższą przydatnością ekosystemów wodnych do dostarczania materiałów budowlanych ($\rho = -0,23$; $p = 0,005$).

9.3. Podsumowanie

Prezentowane badania pokazały, jak istotną rolę w postrzeganiu i korzystaniu z usług ekosystemowych mają indywidualne cechy ich użytkowników⁷². Otrzymane wyniki wskazują, że intensywność korzystania ze świadczeń zależy od poziomu wykształcenia. Osoby lepiej wykształcone ogólnie więcej korzystają z przyrody. Częstsze korzystanie z dobrodziejstw przyrody przyczynia się z kolei do lepszego zrozumienia jej wartości i docenienia dostarczanych świadczeń. Dotyczy to przede wszystkim usług kulturowych i regulacyjnych. Nie zaobserwowano takiej zależności w przypadku usług zaopatrzeniowych, co może wynikać z konieczności korzystania z materialnych wytworów okolicznej przyrody (pożywienia, materiałów), z braku innych możliwości. Wiedza i doświadczenie wydają się być także tymi czynnikami, które odpowiadają za zróżnicowanie wyników ze względu na wiek. Osoby starsze, mające większe doświadczenie życiowe i dłużej obcujące z przyrodą, lepiej rozumieją, jakie korzyści można z niej czerpać i jaka jest ich rzeczywista wartość. Z kolei młodszy częściej dostrzegają i potrafią nazwać świadczenia trudniejsze do uchwycenia, wymagające specjalistycznej wiedzy ekologicznej. Inna hierarchia potrzeb i oczekiwań wobec przyrody wpływa natomiast na różnice w postrzeganiu i wykorzystaniu świadczeń między osobami stale zamieszkującymi badany region, a przyjezdnymi. Ci pierwsi częściej korzystają ze świadczeń zaopatrzeniowych, a niektóre z nich także wyżej cenią, tymczasem turyści częściej korzystają i większe znaczenie przypisują usługom kulturowym.

Zastosowana w badaniach metoda ankietowa okazała się być dobrym sposobem na poznanie rzeczywistego wykorzystania świadczeń ekosystemowych, a także wiedzy użytkowników i ich opinii na temat potencjału poszczególnych typów ekosystemów do dostarczania usług.

⁷² Pełny opis uzyskanych wyników wraz z ich szeroką dyskusją zamieszczony jest w artykułach A. Affeka i A. Kowalskiej (2017ab).

10. Podsumowanie i wnioski

Koncepcja świadczeń ekosystemowych jest obecnie niezwykle popularna wśród badaczy w czołowych ośrodkach zagranicznych zajmujących się planowaniem przestrzennym i ogólnie rozumianymi relacjami między przyrodą a społeczeństwem. W Polsce jednak badania prowadzone w paradygmacie świadczeń ekosystemowych dopiero niedawno się rozpoczęły. Prezentowane opracowanie jest pierwszym w literaturze polskiej, w którym podjęto się kompleksowej oceny potencjału przyrody do dostarczania usług ekosystemowych, począwszy od określenia ram teoretycznych, rozwiązań metodycznych, a kończąc na wyliczeniu szczegółowych wartości dla opracowanych wskaźników i przedstawieniu ich przestrzennego zróżnicowania w obszarze testowym (trzy gminy) reprezentatywnym dla krajo-brazu młodogłacjalnego.

Monografia składa się z 10 podstawowych rozdziałów. W rozdziale wprowadzającym przeprowadzono szczegółowy przegląd polskich i zagranicznych przedsięwzięć (projektów) oraz prac naukowych nawiązujących do świadczeń ekosystemowych i przedstawiono zakres podjętych badań, schemat postępowania, a także przyjęte definicje. W dwóch kolejnych rozdziałach opisano teren badań i metody zastosowane w pracy. W czwartym rozdziale znalazła się polska adaptacja klasyfikacji CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*). Kolejny, piąty rozdział charakteryzuje podstawowe przestrzenne jednostki odniesienia, w których oceniano zróżnicowanie usług ekosystemowych, a jego ważną częścią jest opis mapy ekosystemów, wykonanej dla terenu badań. Rozdziały 6–9 to zasadnicza wynikowa część opracowania, zawierająca informacje na temat: (1) popytu na świadczenia ekosystemowe w świetle dokumentów planistycznych, (2) potencjału do świadczenia usług ekosystemowych na podstawie wartości wskaźników obliczonych dla różnych jednostek przestrzennych, (3) rzeczywistego wykorzystania świadczeń i jego wpływu na ocenę potencjałów, (4) powiązań między ocenami potencjałów oraz (5) porównania typów ekosystemów pod względem świadczonych usług i funkcji (synteza wyników). Na końcu zamieszczono słownik terminologiczny zawierający kluczowe pojęcia i ich definicje zgodne z tym, jak były one rozumiane w pracy.

Pośród różnych możliwych podejść do analizy świadczeń ekosystemowych (potencjalna podaż, realna podaż, wykorzystanie, zapotrzebowanie/popyt) w badaniach skoncentrowano się przede wszystkim na rozpoznaniu potencjału ekosystemów

do dostarczania usług. Określono go za pomocą wskaźników z dwóch różnych grup – oceny eksperckiej, wykorzystującej wiedzę naukową, oraz oceny społecznej (beneficjentów) uzyskanej z opinii bezpośrednich użytkowników krajobrazu (mieszkańców i turystów) na podstawie przeprowadzonych badań ankietowych. Dokonano identyfikacji usług świadczonych przez ekosystemy w badanych trzech gminach. Wymierna ocena potencjału ekosystemów do dostarczania wszystkich wykorzystywanych w obszarze testowym usług była niemożliwa do zrealizowania ze względu na brak danych. Z tego powodu wartości wielu wskaźników nie zostały wyliczone wprost, a jedynie oszacowane na podstawie literatury oraz wiedzy eksperckiej. Dla części świadczeń, które pierwotnie planowano analizować, nie udało się uzyskać nawet szacunkowych wartości. Z tego względu opracowano ostatecznie 40 wskaźników potencjału do dostarczania 27 usług ekosystemowych, sklasyfikowanych zgodnie ze schematem CICES. Są to wskaźniki zarówno o charakterze bezpośrednim, jak i pośrednim, proste i złożone, wyliczone i oszacowane. Wiele z nich to nowe, autorskie propozycje. Charakter świadczenia oraz dostępność danych determinowały także wybór jednostki odniesienia. W opracowaniu oceniano potencjał ekosystemów (42 typy według szczegółowej typologii lub siedem typów według zmodyfikowanej typologii MAES), krajobrazów, obwodów łowieckich, wydziałów glebowych oraz komórek rastra. W dotychczasowych badaniach taka wieloaspektowa ocena i mapowanie potencjału nie zostały przeprowadzone.

Jednym z celów stojących przed autorami opracowania było sformułowanie wspólnych metodycznych rozwiązań służących określeniu potencjału ekosystemów i krajobrazów do dostarczania różnych usług ekosystemowych. Wymagało to przyjęcia kilku założeń i schematów postępowania, które można ująć następująco:

- a) maksymalne wykorzystanie danych zbieranych standardowo (dane statystyczne i dane przestrzenne zawarte w geobazach);
- b) przyjęcie z góry ograniczonej liczby typów powierzchni odniesienia (jednorodnych wewnątrz lub heterogenicznych) i określenie dla nich wartości wskaźników potencjału, bez poszukiwań optymalnej jednostki przestrzennej dla wyrażenia każdego potencjału oddzielnie;
- c) wykorzystanie jedynie danych odnoszących się do powierzchni.

W przypadku jednorodnych powierzchni odniesienia (ekosystemy w wąskim ujęciu i według klasyfikacji MAES) przyjęto dodatkowo określenie potencjału dla typu ekosystemu, a nie dla każdego indywidualnego ekosystemu oddzielnie. Natomiast w przypadku jednostek heterogenicznych (krajobrazy i obwody łowieckie) założono jedynie wykorzystanie danych statystycznych adresowanych do tych powierzchni lub agregowanie danych z ekosystemów, bez uwzględniania: (a) zmiennych ciągłych (obliczanych np. z cyfrowego modelu terenu), (b) metryk konfiguracji (np. odległości między płatami), (c) charakteru krawędzi między płatami (np. kontrastowość granic, ekotony, stopień rozwinięcia granic).

Przyjęte ramy postępowania w bardzo dobry sposób umożliwiają określanie potencjału większości świadczeń z sekcji „Zaopatrzenie” oraz „Regulacja i utrzymanie” w przypadku ekosystemów lądowych, natomiast mają wyraźne ograniczenia w przypadku ekosystemów wodnych, które – przynajmniej na analizowanym terenie – należy rozpatrywać indywidualnie jako poszczególne obiekty (a nie typy obiektów) i analizować w ramach innych jednostek przestrzennych (np. zlewni). Przyjęte podejście eliminuje również możliwość zastosowania wielu znanych z literatury wskaźników dotyczących świadczeń z sekcji „Kultura” (interakcje z przyrodą), w tym głównie dotyczących atrakcyjności turystycznej, bazujących na analizie punktów widokowych i panoram, czyli obiektów jednostkowych o słabo zdefiniowanych granicach. W tym przypadku dochodzi również brak powszechnie dostępnych danych (co wskazuje na konieczność każdorazowych badań szczegółowych) i standardowych metod oceny.

W opracowaniu przyjęto, że za potencjał świadczeń zaopatrzeniowych uważa się cały, aktualnie istniejący zasób ekosystemu możliwy do wykorzystania (np. drewno na pniu, owoce leśne) przy jednocześnie niezależnym traktowaniu poszczególnych świadczeń dostarczanych przez te same ekosystemy lub ich części składowe. Takie podejście jest metodycznie najlepsze dla zobiektywizowania potencjału oraz przy porównywaniu typów ekosystemów (lub innych jednostek odniesienia). Nie jest natomiast w oczywisty sposób wystarczające do planowania racjonalnego użytkowania przestrzeni. W takim przypadku należy dodatkowo określić dostępny zasób w inny sposób, np. jako określoną część potencjału lub wielkości przyrostu zasobu w określonym czasie, która może być usunięta tak, aby nie nastąpiło całkowite jego zniszczenie, a jego odnawialność była trwale zapewniona zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju. Z drugiej strony należałoby określić powiązania (*trade-offs*) między świadczeniami i uwzględnić preferencje społeczne. Zagadnienia te nie wchodzą jednak w zakres rozważań obecnego opracowania.

Zastosowane procedury obliczeniowe wskaźników mają charakter ogólny i mogą być stosowane w innych regionach Polski (przy założeniu wykorzystania danych przestrzennych i liczbowych o tym samym stopniu szczegółowości). Podobnie otrzymane wyniki pozwalają w większości na ich ekstrapolację na inne obszary w skali lokalnej czy regionalnej i uogólnienia na skale ponadregionalnej, choć z pewnymi ograniczeniami. Należy tu bowiem podkreślić, że w przypadku większości wskaźników obliczenia wykonano na wartościach rzeczywistych w skalach ilorazowych i otrzymane wartości umożliwiają bezpośrednio porównanie różnych obszarów w przestrzeni i czasie. Natomiast rangowanie końcowe dotyczyło określonego obszaru i nie uwzględniało możliwych maksimum i minimum w skali ogólnopolskiej. Dlatego też tak przetworzone wyniki (przedstawione na mapach w skali opisowej w zakresie „bardzo mały – bardzo duży”) mają walor lokalny, odnoszący się do analizowanego terenu.

Nieco inna sytuacja dotyczyła wskaźników złożonych, które od początku bazowały na bonitacji punktowej poszczególnych zmiennych. Biorąc pod uwagę zasadniczą subiektywność i umowność tego podejścia, w takich przypadkach zastosowano rozwiązanie najprostsze, polegające na sumowaniu punktów bonitacyjnych bez rozważań na temat wpływu poszczególnych zmiennych na końcową wartość wskaźnika potencjału.

Analiza powiązań między wskaźnikami potencjałów ekosystemów uwidoczniła liczne zależności między świadczeniami związane z formą pokrycia terenu, typem i dojrzałością ekosystemu, komponentem, który jest dawcą świadczenia, warunkami siedliskowymi oraz poziomem presji antropogenicznej. Znajomość tych relacji umożliwia wybór „minimalnego reprezentatywnego zestawu” wskaźników (szczególnie w sytuacji gdy potencjał niektórych świadczeń może być oceniany na podstawie kilku wskaźników), który pozwoli na względnie pełną ocenę potencjału ekosystemów. Należy przy tym podkreślić, że nie analizowano zależności przyczynowo-skutkowych między powiązаныmi wskaźnikami potencjałów, przez co nie można jednoznacznie stwierdzić, czy wyróżnione wiązki świadczeń mają walor ogólny, czy jedynie lokalny.

Analizę popytu i rzeczywistego wykorzystania świadczeń wykonano w niewielkim zakresie, jedynie w celu uzyskania uzupełniających informacji o potencjale ekosystemów i możliwym wpływie na jego ocenę. Popyt na świadczenia określano na podstawie analizy dokumentów planistycznych. Z przeprowadzonej kwerendy wynika, że koncepcja usług ekosystemowych jest jeszcze mało popularna wśród władz lokalnych. W dokumentach planistycznych brak jest bezpośrednich odniesień do świadczeń ekosystemowych. Wyrażone pośrednio zapotrzebowanie na usługi ekosystemowe (wynikające z dążenia do poprawy jakości życia) może być według samorządowców zaspokojone przede wszystkim poprzez rozwój produkcji rolnej, rozwój turystyki oraz lepszą ochronę przyrody i krajobrazu kulturowego. Prowadzony przegląd materiałów planistycznych prowadzi do refleksji: na ile popyt na usługi ekosystemowe jest kreowany przez działania inwestycyjne, a na ile przewidywane w dokumentach planistycznych działania są odpowiedzią na realnie zwiększający się popyt? W planach nie porusza się kwestii wzmocnienia potencjału samych ekosystemów. Nacisk kładziony jest raczej na rozwój infrastruktury i promocję regionu, która ma skutkować lepszym/pełniejszym wykorzystaniem istniejących zasobów przyrodniczych.

Rzeczywiste wykorzystanie świadczeń określono na podstawie badań ankietowych i włączono do analizy zależności między wybranymi charakterystykami beneficjentów świadczeń a dokonaną przez nich oceną potencjału ekosystemów. Bezpośredni beneficjenci świadczeń potrafili rozpoznać i ocenić wartość świadczeń dostarczanych przez otaczające środowisko. Ich percepcja potencjału przyrody do świadczenia usług w znacznym stopniu odpowiada naukowej wiedzy

wypracowanej w ramach koncepcji usług ekosystemowych. Ankieta pełniła również funkcję edukacyjną. Zachęcała respondentów do refleksji nad relacjami łączącymi ich z okoliczną przyrodą i w efekcie podnosiła ich świadomość ekologiczną. Dużym ułatwieniem w zrozumieniu zagadnień poruszanych w kwestionariuszu było zastąpienie terminu „świadczenia ekosystemowe” bardziej przystępnym określeniem z mowy potocznej – „dobrodrojeństwa przyrody”, które wydaje się być dobrym hasłem/słowem kluczowym promującym koncepcję usług ekosystemowych. Badania pokazały także, jak istotną rolę w postrzeganiu i korzystaniu z usług ekosystemowych mają indywidualne cechy ich użytkowników.

Wypracowane w ramach projektu rozwiązania metodyczne (definicje, wskaźniki, metody analizy i syntezy danych) dotyczące oceny potencjalnej podaży, wykorzystania i popytu na świadczenia ekosystemowe mają szansę stać się standardową ścieżką postępowania badawczego. Szczegółowa autorska mapa typów ekosystemów, na której wyróżniono 42 jednostki legendy z uwzględnieniem typów siedliskowych i kategorii wiekowej lasów, również stanowi *novum* w stosunku do dotychczas powszechnie stosowanych map opracowywanych na podstawie typologii ekosystemów według MAES. Polska adaptacja klasyfikacji usług ekosystemowych CICES wraz ze słownikiem pojęć stanowi istotny wkład w proces ujednolicenia polskiej terminologii dotyczącej świadczeń ekosystemowych i ma szansę wejść na stałe do obiegu naukowego. Otrzymane wyniki mogą mieć też zastosowanie do celów aplikacyjnych. Uzyskane wartości wskaźników potencjału przyrody (ekosystemów, krajobrazu) mogą być wykorzystane do wyceny ekonomicznej kapitału naturalnego oraz do regulowania podaży i popytu na świadczenia wśród społeczności lokalnych. Mogą także posłużyć jako istotna informacja przy opracowywaniu dokumentów planistycznych, w szczególności tych dotyczących zagospodarowania przestrzennego na poziomie gminy. Zaprezentowana książka może stanowić swego rodzaju podręcznik dla naukowców i praktyków zajmujących się świadczeniami ekosystemowymi i oceną potencjału przyrody z punktu widzenia korzyści, jakie może z nich czerpać człowiek.

Słownik terminologiczny

Słownik obejmuje wybór kluczowych terminów niezbędnych do zrozumienia treści książki. Definicje pojęć zostały wprost zaczerpnięte z literatury bądź są powszechnie znane i stosowane, a część znaczeń stanowi oryginalne propozycje autorów.

Beneficjenci (użytkownicy, interesariusze) – każda grupa społeczna lub jednostka, która może wpływać na → usługi ekosystemowe lub być obiektem ich oddziaływania (Hauck i in. 2016). Jest to łączne określenie różnych grup interesów (podmiotów) włączanych w proces planowania przestrzennego i podejmowania decyzji.

Biocenoza – układ ekologiczny stanowiący wspólnotę życiową roślin, zwierząt i mikroorganizmów żyjących w określonym → ekosystemie. Biocenoza jest jednym z głównych czynników kształtujących → biotop (Matuszkiewicz 2001).

Biotop – zespół abiotycznych warunków środowiska w konkretnym → ekosystemie powstający dzięki specyficznemu przekształceniu → siedliska przez → biocenozę (Matuszkiewicz 2001).

CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*), czyli Wspólna Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemowych – najnowsza klasyfikacja służąca systematyzacji i operacjonalizacji koncepcji świadczeń ekosystemowych. System ściśle hierarchiczny, oparty na wcześniejszych klasyfikacjach → MEA i → TEEB przeznaczony do zastosowań aplikacyjnych i ocenowych. Obejmuje trzy sekcje („Zaopatrzenie”, „Regulacja i utrzymanie”, „Kultura”) podzielone na: działy, grupy oraz klasy.

CORINE Land Cover – kartowanie pokrycia terenu / użytkowania ziemi; podprogram stanowiący część szerszego programu CORINE (*CoOrdination of INformation on Environment*).

Cyfrowy Atlas MAES – numeryczny atlas typów ekosystemów Europy, który powstał w ramach inicjatywy europejskiej → MAES; zapisany w formie baz danych przestrzennych przy wykorzystaniu narzędzi GIS. Kompletna zawartość Atlasu MAES przewidziana jest na rok 2020 (<http://biodiversity.europa.eu/maes/maes-digital-atlas>).

Dobrostan człowieka – stan, który powstaje w wyniku odpowiedniego dostępu do podstawowych materiałów do dobrego życia, zapewniających wolność wyboru i działania oraz zdrowie, dobre stosunki społeczne i bezpieczeństwo. Dobrostan zależy od zagregowanej wartości dostarczanych dóbr i korzyści ekosystemowych.

Dobra i korzyści ekosystemowe – rzeczy, które ludzie wytwarzają lub czerpią z końcowych usług ekosystemowych. Końcowe wytwory ekosystemów zostały przekształcone w produkty lub doświadczenia, które nie są już funkcjonalnie powiązane z systemami, z których pochodzą. Dobra te i korzyści mogą być określane łącznie jako „produkty” (Haines-Young, Potschin 2013).

Ekosystem – konkretny, dynamiczny, strukturalno-funkcjonalny układ przestrzenny złożony z → biocenozy (świata żywego – roślin, zwierząt i mikroorganizmów) oraz → biotopu (zespołu abiotycznych warunków środowiska), wyrażający jedność świata organicznego i środowiska przy określonym składzie komponentów. Oznacza to, że każdy ekosystem zależnie od swojej specyfiki cechuje się określonymi składowymi, które wpływają na jego funkcjonowanie, strukturę i procesy (Matuszkiewicz 2001).

Ekosystem w wąskim ujęciu – → biocenoza i zajmowany przez nią konkretny → biotop. Jest to wzrokowo rozpoznawalna jednostka w przyrodzie (Tansley 1935; Rambler i in. 1989; Weiner 1999; Chmielewski 2012).

Ekosystem w szerokim ujęciu – dowolny fragment biosfery, w którym grupa organizmów realizuje procesy produkcji i dekompozycji, przy częściowo zamkniętym obiegu materii i energii, a elementami nieożywionymi ekosystemu są pule związków chemicznych (Weiner 1999).

Funkcje ekosystemów – funkcje tworzone przez różne kombinacje procesów i struktur, stanowiące → potencjał ekosystemów do świadczenia usług niezależnie od tego, czy są one aktualnie wykorzystywane przez człowieka (TEEB 2010). Wielu autorów stosuje terminy „funkcja” i „proces” zamiennie.

Gatunek inwazyjny [łac. *invasio* = wtargnięcie] – gatunek rośliny lub zwierzęcia, obcego pochodzenia, który w nowym środowisku zyskuje przewagę nad gatunkami rodzimymi (Olaczek 1999).

Gildia – grupa równocennych funkcjonalnie gatunków, które wykorzystują wspólną pulę zasobów w podobny sposób.

Jednostka przestrzenna – jednostka uniwersalna, która może stanowić podstawowe pole odniesienia w badaniach różne ukierunkowanych i o różnej szczegółowości. Jednostka taka powinna być możliwa do wydzielenia różnymi metodami, zarówno na podstawie kryteriów odnoszących się do struktury, jak i do funkcjonowania środowiska przyrodniczego (Richling, Solon 2011).

Kapitał natury (naturalny) – realne i potencjalne zasoby, siły, procesy i elementy strukturalne przyrody oraz kompozycja i wzajemna relacja między różnymi składnikami środowiska, dzięki którym utrzymywane są procesy życiowe na Ziemi. Elementem kapitału natury jest kapitał przyrodniczy. Elementem obydwu tych kapitałów są → usługi środowiska. Kapitał naturalny obejmuje wszystkie formy ekosystemów i zasobów naturalnych, które uczestniczą w tworzeniu dobrobytu człowieka, ale nie są wytworem jego pracy.

Krajobraz – → jednostka przestrzenna, stanowiąca „pełną”, chociaż heterogeniczną całość. Zgodnie z definicją prawną krajobraz to „postrzegana przez ludzi przestrzeń, zawierająca elementy przyrodnicze lub wytwory cywilizacji, ukształtowana w wyniku działania czynników naturalnych lub działalności człowieka” (Ustawa z dnia 24 kwietnia 2015 r. o zmianie niektórych ustaw w związku ze wzmocnieniem narzędzi ochrony krajobrazu, Dz.U. z 2015 r., poz. 774). Zgodnie z tą definicją na krajobraz składają się trzy hierarchie przestrzenne: abiotyczna, biotyczna i społeczna (Richling, Solon 2011). Taki układ obejmuje:

- zestaw obiektów fizycznych, ich agregacji i podsystemów (abiotycznych, biotycznych, antropogenicznych), o określonej treści (tj. składzie fizycznym, chemicznym i biologicznym) i formie (rzeźbie i teksturze, a w przypadku elementów antropogenicznych – także o określonej kompozycji);
- system powiązanych ze sobą procesów (ekologicznych, geomorfologicznych, hydrologicznych, biogeochemicznych, ekonomicznych, społecznych i innych) integrujących obiekty fizyczne;
- zbiór bodźców oddziałujących na różne zmysły użytkownika (wzrok, słuch, węch), w tym szczególnie zestaw widoków i panoram o określonych wartościach estetycznych;
- zbiór wartości (potencjałów) przyrodniczych, społecznych, ekonomicznych, materialnych, duchowych, historycznych, fizjonomicznych, estetycznych, symbolicznych i innych;
- system świadczący rzeczywiste i potencjalne usługi (świadczenia) dla różnych grup użytkowników (Richling, Solon 2011; Chmielewski i in. 2015).

MAES (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*), czyli Mapowanie i Ocena Ekosystemów i ich Usług – przedsięwzięcie realizowane w krajach Unii Europejskiej na podstawie metodyki zawartej w Unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. Celem głównym programu jest identyfikacja i charakterystyka usług świadczonych przez ekosystemy, a także wycena przykładowych usług wraz z weryfikacją dostępnych zasobów danych, niezbędnych do dokonania takiej wyceny.

MEA (*The Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being*), czyli Milenijna Ocena Ekosystemów – międzynarodowe przedsięwzięcie/projekt, którego celem była ocena zmian dobrobytu człowieka wywołanych degradacją ekosystemów w ostatnich pięćdziesięciu latach. W projekcie (2001–2004) wykorzystano koncepcję → usług środowiska.

Obwód łowiecki – → jednostka przestrzenna, podstawowy obiekt do prowadzenia gospodarki łowieckiej przez zarządców i dzierżawców. Jest to jednostka gospodarcza, administracyjnie wydzielona oraz zarejestrowana, która stanowi zwarty obszar gruntów o powierzchni co najmniej 3000 ha, na którym istnieją warunki do prowadzenia gospodarki łowieckiej (Okarma, Tomek 2008).

Ocena ekspercka → usług ekosystemowych – ocena wykorzystująca wiedzę naukową ekspertów (autorów niniejszego opracowania) opartą na własnych badaniach terenowych i kameralnych.

Ocena społeczna → beneficjentów – ocena uzyskana z opinii bezpośrednich użytkowników krajobrazu (mieszkańców i turystów) na podstawie przeprowadzonych badań ankietowych.

Planowanie przestrzenne – całokształt działań zmierzających do zapewnienia prawidłowego rozwoju poszczególnych obszarów kraju. Jest organizowaniem przestrzeni na potrzeby człowieka przy uwzględnieniu wzajemnych powiązań poszczególnych regionów i interesów ogólnokrajowych. Planowanie przestrzenne to proces kształtowania i zagospodarowania terenu w harmonii z ochroną dziedzictwa przyrodniczego i kulturowego, na poziomie kraju, regionów i gmin (Chmielewski 2012; Dz.U. z 2003 r. nr 80, poz. 717).

Podaż → usług ekosystemowych – zdolność ekosystemu, jego struktury i procesów w nim zachodzących do dostarczania konkretnego zestawu usług ekosystemowych w danym okresie czasu (Harrington i in. 2010; Burkhard i in. 2012). Zwykle terminy „ES podaż”, „ES dostarczenie” i „ES zaopatrzenie” są traktowane jako synonimy.

Popyt (zapotrzebowanie) na → usługi ekosystemowe – wielkość usługi wymagana lub pożądana przez społeczeństwo (Villamagna i in. 2013).

Potencjał ekosystemu – (1) zdolność do świadczenia usług uwarunkowana przez czynniki naturalne i działalność człowieka (Burkhard i in. 2012), (2) aktualnie istniejący zasób ekosystemu możliwy do wykorzystania, (3) teoretyczna maksymalna → podaż usługi w danym typie ekosystemu i kontekście regionalnym, obliczona dla warunków środowiskowych (w tym składu gatunkowego roślin, jakości gleby, warunków wodnych) optymalnych do realizacji danej usługi (Affek 2017), (4) poziom → przepływu dóbr i usług, przy którym zachowane są jeszcze funkcje ekosystemu.

Potencjał krajobrazu → potencjał środowiska przyrodniczego.

Potencjał środowiska przyrodniczego, → potencjał krajobrazu – ogół zasobów naturalnych i warunków przyrodniczych, ocenianych z punktu widzenia przydatności dla człowieka. Potencjał określa się w granicach wyodrębnionych jednostek naturalnych lub konkretnych form użytkowania ziemi (na przykład → rastra, → wydzielenia glebowego, → ekosystemu, → obwodu łowieckiego, → krajobrazu). Wyróżniono podstawowe potencjały krajobrazu: samoregulacyjno-odpornościowy, zasobowo-użytkowy, percepcyjno-behawioralny (Przewoźniak 1991).

Pozaprodukcyjne funkcje lasu – naturalne funkcje lasu związane z jego stabilizującym oddziaływaniem na środowisko przyrodnicze, czyli wpływ na obieg wody, opady, wiatry, temperaturę, mikroklimat, erozję gleb, a także oddziaływanie na jakość życia (jakość powietrza, czystość wód powierzchniowych, wypoczynek, turystykę, wartości estetyczne, krajobrazowe, kulturalne).

Przedmiot pomiaru (*indicandum*) – podmiot, który ma być mierzony przy pomocy → wskaźnika. Może nim być złożony system lub zjawisko, np. → usługa ekosystemowa.

Przepływ dóbr i usług ekosystemowych – aktualny poziom korzystania z dóbr i usług determinowany przez bilans → popytu i → podaży w relacjach człowiek – środowisko (Burkhard i in. 2012; Maes i in. 2013).

Raster (rastrowy model danych geograficznych) – zjawiska geograficzne wyrażane na dwuwymiarowej macierzy, którą budują prostokątne (najczęściej kwadratowe) pola podstawowe o przyjętych z góry identycznych rozmiarach (piksele). Pikselom przyporządkowane są wartości liczbowe, określające występowanie obiektów i zjawisk geograficznych.

Różnorodność biologiczna – zróżnicowanie wszystkich żywych organizmów w obrębie gatunku (różnorodność genetyczna), pomiędzy gatunkami oraz ekosystemami. Różnorodność biologiczna sama w sobie nie należy do usług ekosystemowych, jednak stanowi podstawę ich generowania. Jest często stosowanym określeniem dla sumy gatunków lub ekosystemów (w miejsce poprawnego terminu „bogactwo gatunkowe” czy „bogactwo typologiczne ekosystemów”) analizowanych lub porównywanych obszarów.

Siedlisko – miejsce życia, obszar występowania organizmów. Uwaga – nie należy mylić ogólnego, ekologicznego pojęcia siedliska z tzw. siedliskiem przyrodniczym, dotyczącym ochrony przyrody.

Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego (SUiKZP) – dokument sporządzany dla całego obszaru gminy, określający w sposób ogólny politykę przestrzenną i lokalne zasady zagospodarowania (Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym, Dz.U. z 2003 r. nr 80, poz. 717 z późn. zmianami).

Strategia rozwoju gminy – dokument fakultatywny, który samorząd gminny i powiatowy może opracowywać i przyjmować. Jego celem jest przedstawienie kierunków, w jakich powinna zmierzać gmina, aby zapewnić sobie stały, zrównoważony rozwój, a jednocześnie dbać, aby mieszkańcom konsekwentnie polepszać warunki życia.

Synergia – sytuacja, w której korzystanie z jednej usługi powoduje wzrost korzyści płynącej z innej (Turkelboom i in. 2016). W szerszym ujęciu synergia jest podkategorią w ramach → *trade-off* i określa ogólnie wzajemne wspomaganie między świadczeniami, a nawet szerzej – między dawcą i biorcą świadczeń (Mouchet i in. 2014).

System (układ) ekologiczny – zespół elementów ożywionych i nieożywionych charakteryzujących się określoną formą stałego współoddziaływania i współzależności. Składa się z jednego lub więcej organizmów oraz różnych składników ich fizycznego i chemicznego środowiska, z którym są funkcjonalnie związane. Można go rozpatrywać na poziomie organizmu, populacji, → biocenozy, → ekosystemu lub → krajobrazu. Każdy z nich różni się od poprzedniego stopniem złożoności i odrębną strukturą.

TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*), czyli Ekonomia Ekosystemów i Bioróżnorodności – międzynarodowy projekt zainicjowany w roku 2007 przez rząd Niemiec, Komisję Europejską i Program ONZ ds. Środowiska. Inicjatywa podjęta w celu promowania oraz lepszego zrozumienia wartości ekonomicznej usług ekosystemowych oraz opracowania systemu ich wyceny w postaci narzędzi ekonomicznych. Celem projektu było zwrócenie uwagi na rosnące koszty degradacji środowiska, → ekosystemów i → różnorodności biologicznej, a także o upowszechnianie wiedzy w kręgach politycznych i decyzyjnych. Inicjatywa TEEB zwraca uwagę na rosnące koszty związane z utratą różnorodności biologicznej i degradacją ekosystemów, powołując się na stosowane w ekonomii środowiskowej, pojęcie → kapitału naturalnego (Sudra 2015).

Trade-off (kompromis) – sytuacja, w której korzystanie z jednej usługi ekosystemowej bezpośrednio zmniejsza korzyści uzyskiwane z innej usługi (Turkelboom i in. 2016). Zmiana poziomu korzystania ze świadczenia może być wywołana zarówno przez stronę popytową, jak i podażową. W ujęciu najbardziej ogólnym terminem „trade-off” określa się wszelkie typy powiązań między świadczeniami, a nawet szerzej – powiązań między dawcą i biorcą świadczeń (Mouchet i in. 2014).

Typ siedliskowy lasu – podstawowa jednostka w klasyfikacji siedlisk leśnych, obejmująca wszystkie powierzchnie leśne o zbliżonych warunkach siedliskowych wykazująca podobne możliwości produkcyjne. W leśnictwie typy siedliskowe lasu porządkuje się w zależności od ich żyzności: żyzne, średnio żyzne, ubogie i od ich wilgotności: suche, świeże, wilgotne, mokre. Rozróżnia się siedliska borowe (bory) i siedliska lasowe (lasy).

Typologia ekosystemów → **MAES** – uproszczony podział ekosystemów stosowany do mapowania i oceny ekosystemów w skali europejskiej zaproponowany przez Komisję Europejską (Maes i in. 2013). Wyróżnione typy ekosystemów stanowią jednostki przestrzenne pojmowane szerzej (klasy ekosystemów), niż → ekosystemy w wąskim ujęciu. Klasyfikacja obejmuje siedem typów ekosystemów lądowych i pięć związanych z wodami śródlądowymi i morskimi.

Usługi ekosystemowe, świadczenia ekosystemowe (ang. *ecosystem services*) – (1) zestaw wytworów (np. drewno, owoce leśne, zwierzyzna łowna) i funkcji ekosystemów (np. oczyszczanie wody i powietrza, produkcja tlenu, miejsca rekreacji), z których korzysta społeczeństwo (Costanza i in. 1997; Solon 2008), (2) komponenty przyrody bezpośrednio konsumowane lub doświadczane w celu budowania dobrostanu ludzi (Boyd, Banzhaf 2007), (3) elementy ekosystemów wykorzystywane (czynnie lub biernie) do wytwarzania dobrostanu ludzi, (4) bezpośredni i pośredni wkład ekosystemów w dobrostan ludzi (TEEB 2010). Pojęcie → dobra i korzyści jest synonimem usług ekosystemowych.

Usługi kulturowe – według klasyfikacji → CICES sekcja → usług ekosystemowych „Kultura” – wszelkie interakcje człowieka z przyrodą, które skutkują utrzymaniem lub poprawą → dobrostanu. Mieszczą się tu wszystkie

niematerialne i niekonsumpcyjne wytwory ekosystemów, które wpływają na fizyczną i psychiczną kondycję człowieka (przykłady: wartości rekreacyjne, estetyczne, naukowe, edukacyjne, religijne).

Usługi regulacyjne – według klasyfikacji → CICES sekcja → usług ekosystemowych „Regulacja i utrzymanie” – wszystkie usługi, w których żywe organizmy pełnią role mediatorów lub moderatorów otaczającego środowiska na korzyść człowieka (przykłady: ochrona przed erozją, regulacja stosunków wodnych, samooczyszczanie wód, regulacja jakości powietrza, regulacja składu atmosfery, utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów, zapylenie).

Usługi środowiska – korzyści, jakie człowiek czerpie ze środowiska naturalnego; w kolejnych latach, zmieniano termin „usługi/świadczenia środowiskowe”, by w końcu termin → usługi ekosystemowe stał się standardem w literaturze naukowej.

Usługi wspomagające – według klasyfikacji → MEA świadczenia produkowane przez ekosystemy, które nie są bezpośrednio wykorzystywane przez człowieka, ale są niezbędne dla dostarczania wszystkich innych świadczeń ekosystemowych. Obejmują między innymi powstawanie gleb i krążenie pierwiastków, produkcję pierwotną, funkcję siedliskową, cykl hydrologiczny (MEA 2003, 2005). W klasyfikacji → CICES nie występują.

Usługi zaopatrzeniowe – według klasyfikacji → CICES sekcja → usług ekosystemowych „Zaopatrzenie” – wszystkie wytwory organizmów żywych wykorzystywane przez człowieka (przykłady: żywność, woda, drewno, włókna, biopaliwa).

Wiązka usług ekosystemowych (ang. *ES bundle*) – zbiór powiązanych ze sobą usług dostarczanych z danego ekosystemu, które zazwyczaj występują razem w czasie i przestrzeni (Berry i in. 2016).

Wielofunkcyjność (ang. *multifunctionality*) – zdolność ekosystemów do równoczesnego pełnienia wielu funkcji, które w efekcie mogą zapewnić dostęp do konkretnej → wiązki usług ekosystemowych (Turkelboom i in. 2016).

Wskaźniki usług ekosystemowych – narzędzia służące do pomiaru i oceny jakościowej i ilościowej → potencjału ekosystemów, co z kolei pozwala na identyfikację oraz waloryzację → usług ekosystemowych. (1) Wskaźniki pośrednie (ang. *proxy, surrogate indicators*) – narzędzia służące do przybliżonego oszacowania → usługi ekosystemowej, (2) wskaźniki bezpośrednie (ang. *direct indicators*) – narzędzia służące do pomiaru bezpośredniego, co z kolei pozwala na ilościową (liczbową) ocenę danej → usługi ekosystemowej. Wskaźniki, bezpośrednie i pośrednie służą do oceny podaży i popytu usług, które kształtowane są przez sposób przestrzennego zagospodarowania.

Wydzielenie glebowe → jednostka przestrzenna wyróżniona z uwzględnieniem granic kompleksów przydatności rolniczej (podstawowych jednostek map glebowo-rolniczych), nachylenia terenu oraz uwilgotnienia gleby.

Bibliografia

- Abildtrup J., Garcia S., Olsen S.B., Stenger S.A., 2013, *Spatial preference heterogeneity in forest recreation*, *Ecological Economics*, 92, s. 67–77.
- Affek A., 2017, *Indicators of ecosystem potential for pollination and honey production*, *Ecological Indicators* (w druku, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.001>).
- Affek A., Kowalska A., 2014, *Benefits of nature. A pilot study on the perception of ecosystem services*, *Ekonomia i Środowisko*, 4, 51, s. 154–160.
- Affek A., Kowalska A., 2017a, *Ecosystem potentials to provide services in the view of direct users*, *Ecosystem Services*, 26, part A, s. 183–196.
- Affek A., Kowalska A., 2017b, *Usage patterns of provisioning and cultural ecosystem services* (w druku).
- Alam M., Dupras J., Messier C., 2016, *A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services*, *Ecological Indicators*, 60, s. 38–44.
- Albert Ch., Bonn A., Burkhard B., Daube S., Dietrich K., Engels B., Frommeri J., Götzl M., Grêt-Regamey A., Job-Hoben B., Koellner T., Marzelli S., Moning Ch., Müller F., Rabe S.-E., Ring I., Schwaiger E., Schwappe-Kraft B., Wüstemann H., 2016, *Towards a national set of ecosystem service indicators: Insights from Germany*, *Ecological Indicators*, 61, s. 38–48.
- Alexandrowicz Z., 2006, *Geoparki – nowe wyzwanie dla ochrony dziedzictwa geologicznego*, *Przegląd Geologiczny*, 54, 1, s. 36–41.
- Allendorf T.D., Yang J., 2013, *The role of ecosystem services in park-people relationships: The case of Gaoligongshan Nature Reserve in southwest China*, *Biological Conservation*, 167, s. 187–193.
- Alvarez-Suarez J.M., Tulipani S., Romandini S., Bertoli E., Battino M., 2010, *Contribution of honey in nutrition and human health: A review*, *Mediterranean Journal of Nutrition and Metabolism*, 3, 1, s. 15–23.
- Amarasekare P., 2003, *Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis*, *Ecology Letters*, 6, 12, s. 1109–1122.
- Anderson B.J., Armsworth P.R., Eigenbrod F., Thomas C.D., Gillings S., Heinemeyer A., Roy D.B., Gaston K.J., 2009, *Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities*, *Journal of Applied Ecology*, 46, 4, s. 888–896.
- Andersson E., Nykvist B., Malinga R., Jaramillo F., Lindborg R., 2015, *A social-ecological analysis of ecosystem services in two different farming systems*, *AMBIO*, 44, Suppl. 1, s. 102–112.
- Andrzejewska M., Lechnio J., Mikołajczyk P., Rusztecka M., Szweczyk M., Tederko Z., 2014, *Wycena usług ekosystemowych dla obszaru Ramsar: Wigierski Park Narodowy. Studium wyceny*, Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Centrum Informacji o Środowisku UNEP/GRID, Warszawa.
- Badola R., 1998, *Attitudes of local people towards conservation and alternatives to forest resources: A case study from the lower Himalayas*, *Biodiversity and Conservation*, 7, 10, s. 1245–1259.
- Bajkiewicz-Grabowska E., 1985, *Stosunki wodne* [w:] Stasiak A. (red.), *Województwo Suwalskie. Studia i materiały*, 1, Ośrodek Badań Naukowych w Białymstoku, IGiPZ PAN w Warszawie, Białystok, s. 119–137.
- Balmford A., Rodrigues A.S.L., Walpole M., ten Brink P., Kettunen M., Braat L., de Groot R., 2008, *The Economics of Biodiversity and Ecosystems: Scoping the Science*, UK: European Commission, Cambridge.
- Balvanera P., Kremen C., Martinez-Ramos M., 2005, *Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage*, *Ecological Applications*, 15, 1, s. 360–375.
- Balvanera P., Siddique I., Dee L., Paquette A., Isbell F., Gonzalez A., Byrnes J., O'Connor M.I., Hungate B. A., Griffin J.N., 2014, *Linking biodiversity and ecosystem services: Current uncertainties and the necessary next steps*, *BioScience*, 64, 1, s. 49–57.
- Balvanera P., Quijas S., Martín-López B., Barrios E., Dee L., Isbell F., Durance I., White P., Blanchard R., de Groot R., 2016, *The links between Biodiversity and Ecosystem Services* [w:] Potchin M., Haines-Young R., Fish R., Turner K.R. (red.), *Handbook of Ecosystems Services*, Routledge, Taylor and Francis Group, s. 45–61.
- Banaszak J., 1983, *Ecology of bees (Apoidea) of agricultural landscape*, *Polish Ecological Studies*, 9, s. 421–505.
- Banaszak J., 1991, *Metody określania liczebności pszczoł (Hymenoptera, Apoidea)*, *Wiadomości Entomologiczne*, 10, 2, s. 113–118.
- Banaszak J., 2009, *Pollinating insects (Hymenoptera: Apoidea, Apiformes) as an example of changes in fauna*, *Fragmenta Faunistica*, 52, 2, s. 105–123.

- Banaszak J., 2010, *Bees of the Masurian Landscape Park: diversity and ecology (Hymenoptera: Apoidea, Apiformes)*, Polish Journal of Entomology, 79, 1, s. 25–53.
- Banaszak J., Cierzniaik T., 2000, *Ocena stopnia zagrożeń i możliwości ochrony owadów w agroekosystemach*, Wiadomości Entomologiczne, 18, 2, s. 73–94.
- Banaszak J., Jaroszewicz B., 2009, *Bees of the Białowieża National Park and adjacent areas, NE Poland (Hymenoptera: Apoidea, Apiformes)*, Polish Journal of Entomology, 78, 4, s. 281–313.
- Banaszak J., Krzysztofiak A., 1992, *Communities of bees in the forests of Poland* [w:] Banaszak J. (red.), *Natural Resources of Wild Bees in Poland*, Pedagogical University, Bydgoszcz, s. 33–40.
- Banaszak J., Krzysztofiak A., 1996, *The natural wild bee resources (Hymenoptera: Apoidea) of the Wigry National Park*, Polish Journal of Entomology, 65, 1–2, s. 33–50.
- Banaszak J., Szefer P., 2013, *Pszczoły (Hymenoptera: Apoidea) Równiny Sępolskiej. Cz. I. Różnorodność gatunkowa*, Wiadomości Entomologiczne, 32, 3, s. 185–201.
- Banaszuk H., 1985, *Gleby* [w:] Stasiak A. (red.), *Województwo Suwalskie. Studia i materiały*, 1, Ośrodek Badań Naukowych w Białymstoku, IGiPZ PAN w Warszawie, Białystok, s. 59–80.
- Banaszuk H., 2014, *Łądogód środkowovistuliański na Nizinie Północnopodlaskiej* [w:] Pochocka-Szwarc K. (red.), *Dynamika łądogód plejstocenijskich na obszarze Sokólszczyzny i Równiny Augustowskiej*, XXI Konferencja „Stratygrafia Plejstocenu Polski”, Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, s. 32–35.
- Barbier E.B., 2007, *Valuing ecosystem services as productive inputs*, Economic Policy, 22, 49, s. 177–229.
- Barszcz A., 2005, *An overview of the socio-economics of non-wood forest products in Poland. Proceedings of a project workshop in Krakow „Non-wood forest products and poverty mitigation: concepts, overviews and cases”*, Research Notes 166, University of Joensuu, Faculty of Forestry, s. 1–20.
- Bartczak A., Chilton S., Meyerhoff J., 2015, *Wildfires in Poland: The impact of risk preferences and loss aversion on environmental choices*, Ecological Economics, 116, s. 300–309.
- Barthlott W., Kier G., Mutke J., 1999, *Globale Artenvielfalt und ihre ungleiche Verteilung*, Courier Forschungsinstitut Senckenberg, 215, s. 7–22.
- Bartkowski T., 1977, *Metody badań geografii fizycznej*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa–Poznań.
- Bastian O., 1991, *Biotische Komponenten in Landschaftsforschung und -planung. Probleme ihrer Erfassung und Bewertung*, Institut für Geographie der Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Dresden.
- Bastian O., Syrbe R.-U., Rosenberg M., Rahe D., Grunewald K., 2013, *The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services*, Ecosystem Services, 4, s. 15–24.
- Beck C.A., Campbell D., Shrivies P.J., 2010, *Content analysis in environmental reporting research: Enrichment and rehearsal of the method in a British-German context*, The British Accounting Review, 42, 3, s. 207–222.
- Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojaska U., Prusinkiewicz Z., 2004, *Badania ekologiczno-gleboznawcze*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Ber A., 1972, *Pojezierze Suwalskie* [w:] Galon R. (red.), *Geomorfologia Polski. Tom. 2. Niż Polski*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, s. 179–185.
- Ber A., 1990, *Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski 1:50 000. Arkusz Suwałki (108)*, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Ber A., 1998, *Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski 1:50 000. Arkusz Krasnopol (109)*, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Ber A., 2000, *Plejstocen Polski północno-wschodniej w nawiązaniu do głębszego podłoża i obszarów sąsiednich*, Prace Państwowego Instytutu Geologicznego, 170, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Ber A., 2009, *Geneza jeziora Wigry w nawiązaniu do struktury głębokiego podłoża*, Prace Geograficzne, 41, s. 37–51.
- Ber A., Lindner L., Marks L., 2007, *Propozycja podziału stratygraficznego czwartorzędu Polski*, Przegląd Geologiczny, 55, 2, s. 115–118.
- Berbec A.K., 2014, *Bioróżnorodność i usługi ekosystemowe w rolnictwie*, Wieś Jutra, 2, 179, s. 39–42.
- Bergier T., Kronenberg J. (red.), 2012, *Przyroda w mieście. Usługi ekosystemów – niewykorzystany potencjał miast*, ser. „Zrównoważony rozwój – zastosowania”, 3, Fundacja Sendzimira, Kraków.
- Bergier T., Kronenberg J., Lisicki P. (red.), 2013, *Przyroda w mieście – Rozwiązania*, ser. „Zrównoważony rozwój – zastosowania”, 4, Fundacja Sendzimira, Kraków.
- Berry P., Turkelboom F., Verheyden W., Martín-López B., 2016, *Ecosystem service bundles* [w:] Potschin M.B., Jax K. (red.), *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*, EC FP7 Grant Agreement No. 308428.
- Białousz S., 1978, *Wpływ morfogenezy Pojezierza Mazurskiego na kształtowanie się gleb* [w:] Dobrzański B. (red.), *Gleby wytworzone z piasków Niziny Mazowieckiej*, Roczniki Nauk Rolniczych, Seria D Monografie, 166, s. 87–154.

- Bieniek A., 2013, *Gleby sandrów wewnętrznych Polski północno-wschodniej*, Rozprawy i Monografie, 184, Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego, Olsztyn.
- Biesiacki A. (oprac.), 1982, *Warunki przyrodnicze produkcji rolnej, woj. suwalskie*, Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy.
- Billetter R., Liira J., Bailey D., Bugter R., Arens P., Augenstein I., Aviron S., Baudry J., Bukacek R., Burel F., Cerny M., Blust G.D., Cock R.D., Diekötter T., Dietz H., Dirksen J., Dormann C., Durka W., Frenzel M., Hamersky R., Hendrickx F., Herzog F., Klotz S., Koolstra B., Lausch A., Coeur D.L., Maelfait J.P., Opdam P., Roubalova M., Schermann A., Schermann N., Schmidt T., Schweiger O., Smulders M.J.M., Speelmans M., Simova P., Verboom J., van Wingerden W.K.R.E., Zobel M., Edwards P.J., 2008, *Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study*, Journal of Applied Ecology, 45, 1, s. 141–150.
- Bingham G., Bishop R., Brody M., Bromley D., Clark E., Cooper W., Costanza R., Hale T., Hayden G., Kellert S., Norgaard R., Norton B., Payne J., Russell C., Suter G., 1995, *Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making*, Ecological Economics, 14, 2, s. 73–90.
- Błaszczkiewicz M., 2010, *Kiedy zanikła wieloletnia zmarzlina na młodoglacjalnym obszarze Polski?* [w:] Marks L., Pochocka-Szwarc K. (red.), *Dynamika zaniku łądolołu podczas fazy pomorskiej w północno-wschodniej części Pojezierza Mazurskiego*, XVII Konferencja „Stratygrafia Plejstocenu Polski”, Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, s. 52–53.
- Boerema A., Rebelo A.J., Bodi M.B., Esler K.J., Meire P., 2016, *Are ecosystem services adequately quantified?*, Journal of Applied Ecology, 54, 2, s. 358–370.
- Bogacki M., 1976, *Współczesne sandry na przedpolu Skeidararjökull (Islandia) i plejstoceńskie sandry w Polsce północno-wschodniej*, Rozprawy Uniwersytetu Warszawskiego, 93, Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Bogacki M., 1985, *Budowa geologiczna i ukształtowanie powierzchni* [w:] Stasiak A. (red.), *Województwo Suwalskie. Studia i materiały*, 1, Ośrodek Badań Naukowych w Białymstoku, IGIPZ PAN w Warszawie, Białystok, s. 11–58.
- Bonczar Z., 2004, *Bonasa banasia (L. 1758) – jarzząbek* [w:] Gromadzki M. (red.), *Ptaki (część I). Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 7, s. 268–271.
- Boyd J., 2007, *Nonmarket benefits of nature: What should be counted in green GDP?*, Ecological Economics, 61, 4, s. 716–723.
- Boyd J., Banzhaf S., 2007, *What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units*, Ecological Economics, 63, 2–3, s. 616–626.
- Boykin K.G., Kepner W.G., Bradford D.F., Guy R.K., Kopp D.A., Leimer A.K., Samson E.A., East N.F., Neale A.C., Gergely K.J., 2013, *A national approach for mapping and quantifying habitat-based biodiversity metrics across multiple spatial scales*, Ecological Indicators, 33, s. 139–147.
- Braat L., ten Brink P. (red.), 2008, *The cost of policy inaction: the case of not meeting the 2010 biodiversity target*, Wageningen, Brussels.
- Braat L.C., 2013, *The value of the Ecosystem Services concept in economic and biodiversity policy. Chapter 10* [w:] Jacobs S., Dendoncker N., Keune H. (red.), *Ecosystem Services*, Global Issues, Local Practices, Elsevier, Amsterdam.
- Braat L.C., 2014, *Ecosystem services: the ecology and economics of current debates*, Economics and Environment, 4, 51, s. 20–35.
- Braat L.C., Boeraeve F., Bouwma I., van Daele T., Dendoncker N., Grêt-Regamy A., Klok C., Miguel-Ayala L., Perez-Soba M., Peterseil J., Santos-Martin F., Scholefield P., Torre-Marin A., Weibel B., Weiss M., 2013, *Mapping of Ecosystems and their Services in the EU and its Member States (MESEU). Final Report. Part 1: Introduction, Summary & Conclusions*, Alterra, Wageningen.
- Brandt P., Abson D.J., DellaSala D.A., Feller R., von Wehrden H., 2014, *Multifunctionality and biodiversity: Ecosystem services in temperate rainforests of the Pacific Northwest, USA*, Biological Conservation, 169, s. 362–371.
- Braun-Blanquet J., 1964, *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*, Pflanzensoziologie Grundzüge der Vegetationskunde, Springer-Verlag, Wien.
- Brown C., Reyers B., Ingwall-King L., Mapendembe A., Nel J., O'Farrell P., Dixon M., Bowles-Newark N.J., 2014, *Measuring ecosystem services: Guidance on developing ecosystem service indicators*, UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Brown G., Fagerholm N., 2015, *Empirical PPGIS/PGIS mapping of ecosystem services: A review and evaluation*, Ecosystem Services, 13, s. 119–133.

- Brown G., Hausner V.H., Grodzińska-Jurczak M., Pietrzyk-Kaszyńska A., Olszańska A., Peek B., Rechciński M., Læg Reid E., 2015a, *Cross-cultural values and management preferences in protected areas of Norway and Poland*, *Journal for Nature Conservation*, 28, s. 89–104.
- Brown G., Hausner V.H., Læg Reid E., 2015b, *Physical landscape associations with mapped ecosystem values with implications for spatial value transfer: An empirical study from Norway*, *Ecosystem Services*, 15, s. 19–34.
- BULIGL O/Białystok, 2011, *Plan urządzenia lasu Nadleśnictwa Głęboki Bród na okres 01.01.2012–31.12.2021. Tom I. Program Ochrony Przyrody*, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych, Białystok.
- BULIGL O/Białystok, 2012a, *Plan urządzenia lasu Nadleśnictwa Pomorze na okres 01.01.2013–31.12.2022. Program Ochrony Przyrody*, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych, Białystok.
- BULIGL O/Białystok, 2012b, *Plan urządzenia lasu Nadleśnictwa Suwałki na okres 01.01.2013–31.12.2022. Program Ochrony Przyrody*, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych, Białystok.
- BULIGL O/Białystok, 2013, *Plan urządzenia lasu Nadleśnictwa Szczebra na okres 01.01.2014–31.12.2023. Program Ochrony Przyrody*, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych, Białystok.
- Bunevič A.N., Dackevič V.A., 1985, *Stacionalnoe razmeščenie i pitanie notovidnoj sobaki v Belovežskoj Pušče*, *Zapovedniki Belorussii*, 9, s. 114–120.
- Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Müller F., 2014, *Ecosystem service Potentials, Flows and Demands – Concepts for spatial Localisation, Indication and Quantification*, *Landscape Online*, 34, s. 1–32.
- Burkhard B., Kroll F., Müller F., Windhorst W., 2009, *Landscapes' Capacity to Provide Ecosystem Services: a Concept for Land-Cover Based Assessments*, *Landscape Online*, 15, s. 1–22.
- Burkhard B., Kroll F., Nedkov S., Müller F., 2012, *Mapping ecosystem service supply, demand and budgets*, *Ecological Indicators*, 21, s. 17–29.
- Buszko-Briggs M., Giergiczny M., Zięzio J., Żylicz T., 2004, *Wartość ekonomiczna Puszczy Białowieskiej*, WWF-Polska, Warszawa.
- Calvet-Mir L., Gómez-Baggethun E., Reyes-García V., 2012, *Beyond food production: ecosystem services provided by home gardens. A case study in Vall Fosca, Catalan Pyrenees, Northeastern Spain*, *Ecological Economics*, 74, s. 153–160.
- Cardinale B.J., 2011, *Biodiversity improves water quality through niche partitioning*, *Nature*, 472, s. 86–91.
- Carignan V., Villard M.-A., 2002, *Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review*, *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, 1, s. 5–61.
- Carvalho-Ribeiro S.M., Lovett A., 2011, *Is an attractive forest also considered well managed? Public preferences for forest cover and stand structure across a rural/urban gradient in northern Portugal*, *Forest Policy and Economics*, 13, 1, s. 46–54.
- Casado-Arzuaga I., Madariaga I., Onaindia M., 2013, *Perception, demand and user contribution to ecosystem services in the Bilbao Metropolitan Greenbelt*, *Journal of Environmental Management*, 129, s. 33–43.
- Castro A.J., Martín-Lopez B., García-Llorente M., Aguilera P.A., Lopez E., Cabello J., 2011, *Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region*, *Journal of Arid Environments*, 75, 11, s. 1201–1208.
- Chadwick B.A., Bahr H.M., Albrecht S.L., 1984, *Social Science Research Methods*, Englewood Cliffs, Prentice-Hall, New Jersey.
- Chan K.M.A., Satterfield T., Goldstein J., 2012, *Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values*, *Ecological Economics*, 74, s. 8–18.
- Chesson P., 2000, *Mechanisms of maintenance of species diversity*, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, s. 343–366.
- Chmielewski S., 1988, *Charakterystyka fizycznogeograficzna* [w:] Kostrowicki A.S. (red.), *Studium geoekologiczne rejonu jezior wigierskich*, *Prace Geograficzne*, 147, IGI PZ PAN, Warszawa, s. 13–21.
- Chmielewski T.J., 2012, *Systemy Krajobrazowe. Struktura-Funkcjonowanie-Planowanie*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Chmielewski T.J., Myga-Piątek U., Solon J., 2015, *Typologia aktualnych krajobrazów Polski*, *Przegląd Geograficzny*, 87, 3, s. 377–408.
- Chmielewski Sz., Chmielewski T.J., Samulowska M., 2017, *Ocena potencjału inspiracji artystycznych krajobrazu Kazimierza Dolnego i jego otoczenia*, *Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego*, 36, s. 33–46.
- Chocian G., Gładkowska-Chocian B., Bartnikiewicz J., Łuniewska A., 2014, *Program Ochrony Środowiska dla Gminy Nowinka na lata 2014–2017 z perspektywą na lata 2018–2021*, Ekoton, Białystok.
- Chocian G., Gładkowska-Chocian B., Olędzka A., Ostrowska A., 2012, *Program Ochrony Środowiska dla Powiatu Augustowskiego na lata 2012–2015 z perspektywą na lata 2016–2019*, Ekoton, Białystok.
- Choiński A., 1999, *Oczka wodne w Polsce w strefie zasięgu zlodowacenia bałtyckiego*, Acta Universitatis Nicolai Copernici, ser. Geografia, 29, Nauki Matematyczno-Przyrodnicze, 103, s. 317–326.

- Choiński A., 2006, *Katalog jezior Polski*, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- Choiński A., 2007, *Limnologia fizyczna Polski*, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- Chomicz K., 1977, *Materiały do poznania agroklimatu Polski*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Chudecki Z., Koćmit A., Niedźwiecki E., 1993, *Przejawy i skutki erozji wodnej w strefie czołowo-morenowej Wyżyny Ińskiej w świetle wieloletnich badań* [w:] Kostrzewski A. (red.), *Geoekosystem obszarów nizinnych*, Komitet Naukowy przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”, Zeszyty Naukowe, 6, Wrocław-Warszawa-Kraków, s. 31–33.
- Chudecki Z., Niedźwiecki E., 1983, *Nasilanie się erozji wodnej na obszarach słabo urzeźbionych Pomorza Zachodniego*, Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 272, s. 7–18.
- Churska Z., 1973, *Zagrożenie erozją gleb doliny Drwęcy i obszarów sąsiednich w granicach województwa bydgoskiego*, Acta Universitatis Nicolai Copernici, Geografia, 9, 31, s. 187–231.
- Chytrý M., Jarošík V., Pyšek P., Hájek O., Knollová I., Tichý L., Danihelka J., 2008, *Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion*, Ecology, 89, 6, s. 1541–1553.
- Cieślak M., Dombrowski A., 1993, *The effect of forest size on breeding bird communities*, Acta Ornithologica, 27, 2, s. 97–111.
- Connors L.M., Kiviat E., Groffman P.M., Ostfeld R.S., 2009, *Muskkrat (Ondatra zibethicus) disturbance to vegetation and potential net nitrogen mineralization and nitrification rates in a freshwater tidal marsh*, American Midland Naturalist, 143, s. 53–63.
- Costanza R., 2008, *Ecosystem Services: Multiple classification system are needed*, Biological Conservation, 141, 2, s. 350–352.
- Costanza R., D'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin G.R., Sutton P., van den Belt M., 1997, *The value of the world's ecosystem services and natural capital*, Nature, 387, s. 253–260.
- Crane E., 1990, *Bees and beekeeping: science, practice and world resources*, Heinemann Newnes, Oxford.
- Crane E., Walker P., 1985, *Important honeydew sources and their honeys*, Bee World, 66, 3, s. 105–112.
- Crossman N.D., Burkhard B., Nedkov S., Willemsen L., Petz K., Palomo I., Drakou E.G., Martin-Lopez B., McPhearson T., Boyanova K., Alkemade R., Egoh B., Dunbar M.B., Maes J., 2013, *A blueprint for mapping and modelling ecosystem services*, Ecosystem Services, 4, s. 4–14.
- Czapiewski K.L., Niewęgłowska G., Stolbova M., 2008, *Obszary o niekorzystnym gospodarowaniu w rolnictwie. Stan obecny i wnioski na przyszłość*, Raport nr 95, Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa.
- Czyżyk P., Żurkowski M., Ciepluch Z., Struziński T., Czajka W., 2007, *Parametry populacyjne jelenia szlachetnego (Cervus elaphus L.) w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Lasy Mazurskie”. Część I. Ocena masy poroża i masy tuszy byków pozyskanych w wyniku odstrzałów selekcyjnych*, Sylwan, 9, s. 41–50.
- Daily G.C. (red.), 1997, *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington.
- Daily G.C., Ehrlich P.R., 1995, *Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterfly trapping*, Biodiversity and Conservation, 4, 1, s. 35–55.
- Dajdok Z., Wuczyński A., 2005, *Zróżnicowanie biocenotyczne, funkcje i problemy ochrony drobnych cieków śródpolnych* [w:] Tomiałojć L., Drabiński A. (red.), *Środowiskowe aspekty gospodarki wodnej*, Komitet Ochrony Przyrody PAN, Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji AR we Wrocławiu, Wrocław, s. 227–252.
- Dale V.H., Beyeler S.C., 2001, *Challenges in the development and use of ecological indicators*, Ecological Indicators, 1, 1, s. 3–10.
- Danell J., 1985, *Population fluctuations of the muskrat in coastal northern Sweden*, Acta Theriologica, 30, 12, s. 219–226.
- Dąbrowska-Prot E., 1987, *The effect on Diptera of woodlots in an agricultural landscape*, Polish Ecological Studies, 13, 1, s. 71–94.
- de Groot R.S., 1992, *Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*, Wolters-Noordhoff, Amsterdam.
- de Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L.G., Willemsen L., 2010a, *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision-making*, Ecological Complexity, 7, 3, s. 260–272.
- de Groot R.S., Fisher B., Christie M., Aronson J., Braat L., Gowdy J., Haines-Young R., Maltby E., Neuvill A., Polasky S., Portela R., Ring I., 2010b, *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation* [w:] Kumar P. (red.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, Earthscan, London and Washington, s. 1–40.

- de Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J., 2002, *A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services*, Ecological Economics, 41, 3, s. 393–408.
- Dearden P., 1987, *Consensus and a theoretical framework for landscape evaluation*, Journal of Environmental Management, 24, 3, s. 267–278.
- Decaëns T., Jiménez J.J., Gioia C., Measey G.J., Lavelle P., 2006, *The values of soil animals for conservation biology*, European Journal of Soil Biology, 42, 1, s. 23–38.
- Decocq G., Andrieu E., Brunet J., Chabrierie O., De Frenne P., De Smedt P., Deconchat M., Diekmann M., Ehrmann S., Giffard B., Gorriz Mifsud E., Hansen K., Hermy M., Kolb A., Lenoir J., Liira J., Moldan F., Prokofieva I., Rosenqvist L., Varela E., Valdés A., Verheyen K., Wulf M., 2016, *Ecosystem Services from Small Forest Patches in Agricultural Landscapes*, Current Forestry Reports, 2, 1, s. 30–44.
- Degórski M., 2002, *Przestrzenna zmienność właściwości gleb bielocziemnych środkowej i północnej Europy a geograficzne zróżnicowanie czynników pedogenicznych*, Prace Geograficzne, 182, IGIiPZ PAN, Warszawa.
- Degórski M., 2010, *Wykorzystanie świadczeń ekosystemów w rozwoju regionów*, Ekonomia i Środowisko, 1, 37, s. 85–97.
- Degórski M., 2012, *Quality of life and ecosystem services in rural-urban regions*, Europa XXI, 22, s. 137–147.
- Degórski M., Solon J., 2014, *Ecosystem services as a factor strengthening regional development trajectory*, Ekonomia i Środowisko, 4, 51, s. 48–57.
- Dembner S.A., Perlis A. (red.), 1999, *Non-wood forest products and income generation*, Unasylva, 198, 50, FAO Forestry Department, Rome.
- Demianowicz Z., Hłyń M., Jabłoński B., Maksymiuk I., Podgórska J., Ruskowska B., Szklanowska K., Zimna J., 1960, *Wydajność miodowa ważniejszych roślin miododajnych w warunkach Polski. Część I*, Pszczelnicze Zeszyty Naukowe, 4, 2, s. 87–104.
- Denisow B., 2011, *Pollen production of selected ruderal plant species in the Lublin area*, Rozprawy Naukowe, 35, Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego, Lublin.
- Denisow B., Wrzesień M., 2007, *The anthropogenic refuge areas for bee flora in agricultural landscape*, Acta Agrobotanica, 60, 1, s. 147–157.
- Denisow B., Wrzesień M., 2015, *The importance of field-margin location for maintenance of food niches for pollinators*, Journal of Apicultural Science, 59, 1, s. 27–37.
- DeWalt S.J., Denslow J.S., Ickes K., 2004, *Natural-enemy release facilitates habitat expansion of the invasive tropical shrub Clidemia hirta*, Ecology, 85, 2, s. 471–483.
- Di Castri F., 1990, *On invading species and invaded ecosystems: the interplay of historical chance and biological necessity* [w:] Di Castri F., Hansen A.J., Debussche M. (red.), *Biological invasions in Europe and Mediterranean Basin*, 65, Kluwer, Dordrecht, s. 3–16.
- Díaz S., Purvis A., Cornelissen J.H.C., Mace G.M., Donoghue M.J., Ewers R.M., Jordano P., Pearse W.D., 2013, *Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability*, Ecology and Evolution, 3, 9, s. 2958–2975.
- Dick J., Maes J., Smith R.I., Paracchini M.L., Zulian G., 2014, *Cross-scale analysis of ecosystem services identified and assessed at local and European level*, Ecological Indicators, 38, s. 20–30.
- Dobbie M., Green R., 2013, *Public perceptions of freshwater wetlands in Victoria, Australia*, Landscape and Urban Planning, 110, s. 143–154.
- Dolek M., Geyer A., 2002, *Conserving biodiversity on calcareous grasslands in the Franconian Jura by grazing: a comprehensive approach*, Biological Conservation, 104, 3, s. 351–360.
- Dramstad W.E., Tveit M.S., Fjellstad W.J., Fry G.L.A., 2006, *Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure*, Landscape and Urban Planning, 78, 4, s. 465–474.
- Duncker P.S., Raulund-Rasmussen K., Gundersen P., Katzensteiner K., Jong J.D., Ravn H.P., Smith M., Eckmüller O., Spiecker H., 2012, *How forest management affects ecosystem services, including timber production and economic return: synergies and trade-offs*, Ecology and Society, 17, 4.
- Dyduch-Falniowska A., Kaźmierczakowa R., Makomaska-Juchiewicz M., Perzanowska-Sucharska J., Zając K., 1999, *Ostoje przyrody w Polsce*, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Dylikowa A., 1973, *Geografia Polski. Krainy geograficzne*, Państwowe Zakłady Wydawnictw Szkolnych, Warszawa.
- Dynowska I., Pociask-Karteczka J., 1999, *Obieg wody* [w:] Starkel L. (red.), *Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 343–373.
- Dzięciółowski R., 1970, *Variation in red deer (Cervus elaphus L.) food selection in relation to environment*, Ekologia Polska, 18, s. 635–645.
- Dzwonko Z., Loster S., 2001, *Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności* [w:] Roo-Zielińska E., Solon J. (red.), *Typologia zbiorowisk i kartografia roślinności w Polsce – rozważania nad stanem współczesnym*, Prace Geograficzne, 178, IGIiPZ PAN, Warszawa, s. 119–132.

- Edwards D., Jay M., Jensen F.S., Lucas B., Marzano M., Montagné C., Peace A., Weiss G., 2012, *Public preferences for structural attributes of forests: towards a pan-European perspective*, Forest Policy and Economics, 19, s. 12–19.
- EEA, 1999, *Environmental indicators: typology and overview*, Technical report No 25/1999, European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA, 2013, *Air quality in Europe – 2013 report*, No 9/2013, European Environment Agency, Copenhagen.
- Egoh B., Drakou E.G., Dunbar M.B., Maes J., Willemen L., 2012, *Indicators for mapping ecosystem services: a review*, JRC Scientific and Policy Reports, European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Egoh B., Reyers B., Rouget M., Bode M., Richardson D.M., 2009, *Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa*, Biological Conservation, 142, 3, s. 553–562.
- Egoh B., Rouget M., Reyers B., Knight A.T., Cowling R.M., van Jaarsveld A.S., Welz A., 2007, *Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review*, Ecological Economics, 63, 4, s. 714–721.
- Ehrlich P.R., Ehrlich A., 1970, *Population, Resources, Environment: Issues in Human Ecology*, W.H. Freeman, San Francisco.
- Ehrlich P.R., Ehrlich A.H., 1981, *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*, Random House, New York.
- Ehrlich P.R., Mooney H.A., 1983, *Extinction, Substitution, and Ecosystem Services*, BioScience, 33, 4, s. 248–254.
- Elliot C.C.H., 1988, *The assessment of on-farm losses due to birds and rodents in eastern Africa*, Insect Science and Its Application, 9, 6, s. 717–720.
- Elmqvist T.E., Maltby E., Barker T., Mortimer M., Perrings C., Aronson J., de Groot R., Fitter A., Mace G., Norberg J., Sousa Pinto I., Ring I., Jax K., Grimm V., Leemans R., Salles J.M., 2010, *Biodiversity, ecosystems and ecosystem services* [w:] Kumar P. (red.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, Taylor and Francis, Earthscan, UK, s. 41–112.
- Elton C.S., 1967, *Ekologia inwazji zwierząt i roślin*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Erhard M., Teller A., Maes J., Meiner A., Berry P., Smith A., Eales R., Papadopoulou L., Bastrup-Birk A., Ivits E., Royo Gelabert E., Dige G., Petersen J.-E., Reker J., Cugny-Seguín M., Kristensen P., Uhel R., Estreguil C., Fritz M., Murphy P., Banfield N., Ostermann O., Malak D.A., Marín A., Schröder C., Conde S., Garcia-Feced C., Evans D., Delbaere B., Naumann S., McKenna D., Gerdes H., Graf A., Boon A., Stoker B., Mizgajski A., Martin F.S., Jol A., Lükewille A., Werner B., Romao C., Desautly D., Larsen F.W., Louwagie G., Zal N., Gawronska S., Christiansen T., 2016, *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges (3rd Report – Final, March 2016)*, Technical Report – 2016 – 095, European Union, Luxembourg.
- Ernst & Ernst, 1972–1978, *Social responsibility disclosure: Survey of fortune 500 annual reports*, Ernst & Ernst, Cleveland.
- Ewert A., 1972, *O obliczaniu kontynentalizmu termicznego klimatu*, Przegląd Geograficzny, 44, 2, s. 273–288.
- Ewert A., 1998, *Regionalizacja klimatu Polski ze szczególnym uwzględnieniem podziału Romualda Gumińskiego* [w:] Stopa-Boryczka M. (red.), *Z badań klimatu Polski*, Prace i Studia Geograficzne, 22, s. 37–50.
- Faith D.S., Walker P.A., 1996, *How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas? On hotspots, complementarity, and pattern-based approaches*, Biodiversity Letters, 3, 1, s. 18–25.
- Falińska K., 2004, *Ekologia roślin*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Faliński J.B., 2004, *Inwazje w świecie roślin – mechanizmy, zagrożenia, projekt badawczy*, Phytocoenosis, 16 (N.S.), Seminarium Geobotanicum, 10, s. 5–31.
- Feld C.K., da Silva P.M., Sousa J.P., De Bello F., Bugter R., Grandin U., Hering D., Lavorel S., Mountford O., Pardo I., Pärtel M., Römcke J., Sandin L., Jones B., Harrison P., 2009, *Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales*, Oikos, 118, 12, s. 1862–1871.
- Felipe-Lucia M.R., Comín F.A., Escalera-Reyes J., 2015, *A framework for the social valuation of ecosystem services*, Ambio, 44, 4, s. 308–318.
- Filipiak K., 2003, *Ocena wykorzystania rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce w ujęciu regionalnym*, Pamiętnik Puławski, 132, s. 73–79.
- Fisher B., Costanza R., Turner R.K., Morling P., 2008, *Defining and classifying ecosystem services for decision making*, CSERGE Working Paper EDM 07-04, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, Norwich.
- Fisher B., Turner R.K., 2008, *Ecosystem services: Classification for valuation*, Biological Conservation, 141, 5, s. 1167–1169.
- Fisher B., Turner R.K., Morling P., 2009, *Defining and classifying ecosystem services for decision making*, Ecological Economics, 68, 3, s. 643–653.

- Fleishman E., Thomson J.R., Mac Nally R., Murphy D.D., Fay J.P., 2005, *Using indicator species to predict species richness of multiple taxonomic groups*, Conservation Biology, 19, 4, s. 1125–1137.
- Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik Ch.J., Monfreda Ch., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K., 2005, *Global Consequences of Land Use*, Science, 309, 570, s. 570–574.
- Fox M., Fox B., 1986, *The susceptibility of natural communities to invasion* [w:] Groves R.H., Burdon J.J. (red.), *Ecology of biological invasions: an Australian perspective*, Australian Academy of Science, Canberra, s. 57–66.
- Frank S., Fürst C., Koschke L., Witt A., Makeschin F., 2013, *Assessment of landscape aesthetics – Validation of a landscape metrics-based assessment by visual estimation of the scenic beauty*, Ecological Indicators, 32, s. 222–231.
- Freeman R.E., 2010, *Strategic management: A stakeholder approach*, Cambridge University Press, New York.
- Frélichová J., Vačkář D., Pártl A., Loučková B., Harmáčková Z.V., Lorencová E., 2014, *Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic*, Ecosystem Services, 8, s. 110–117.
- Gałązka D., Marks L., Morawski W., 2006, *Maksymalny zasięg lądolodu zlodowacenia Wisły w południowo-zachodniej części Mazur* [w:] Morawski W. (red.), *Plejstocen południowej Warmii i zachodnich Mazur na tle struktur podłoża*, XIII Konferencja „Stratygrafia Plejstocenu Polski”, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, s. 14–19.
- Garfinkel M., Johnson M., 2015, *Pest-removal services provided by birds on small organic farms in northern California*, Agriculture, Ecosystems & Environment, 211, s. 24–31.
- Gawrysiak L., Łopatka A., Stuczynski T., 2004, *Maksymalny zasięg wodnej gleby w skali 1:25000. Zintegrowany System Informacji o Rolniczej Przestrzeni Produkcyjnej Województwa Podlaskiego dla Potrzeb Ochrony Gruntów*, IUNiG, Puławy.
- Gerula D., Węgrzynowicz P., Semkiw P., 2007, *Analiza sektora pszczelarskiego w Polsce dla opracowania 3-letniego Programu Wsparcia Pszczelarstwa w Polsce w latach 2007–2010*, Puławy.
- Giergiczny M., 2009, *Rekreacyjna wartość Białowieckiego Parku Narodowego*, Ekonomia i Środowisko, 2, 36, s. 116–128.
- Giergiczny M., Kronenberg J., 2012, *Jak wycenić wartość przyrody w mieście? Wycena drzew przyulicznych w centrum Łodzi* [w:] Bergier T., Kronenberg J. (red.), *Przyroda w mieście. Usługi ekosystemów – niewykorzystany potencjał miast*, ser. „Zrównoważony rozwój – zastosowania”, 3, Fundacja Sendzimira, Kraków, s. 73–89.
- Gilewska S., 1999, *Rzeźba* [w:] Starkel L. (red.), *Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 273–288.
- Głowaciński Z. (red.), 2001, *Polska czerwona księga zwierząt. Kęgowce*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Goma H.C., Rahim K., Nangendo G., Riley J., Stein A., 2001, *Participatory studies for agro-ecosystem evaluation*, Agricultural Ecosystems Environment, 87, 2, s. 179–190.
- Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P.L., Montes C., 2010, *The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes*, Ecological Economics, 69, 6, s. 1209–1218.
- Górniak A., 2000, *Klimat województwa podlaskiego*, IMGW Oddział w Białymstoku, Białystok.
- Gould R.K., Ardoin N.M., Woodside U., Satterfield T., Hannahs N., Daily G.C., 2014, *The forest has a story: cultural ecosystem services in Kona, Hawai'i*, Ecology and Society, 19, 3, 55.
- Gould W.A., Walker M.D., 1999, *Plant communities and landscape diversity along a Canadian Arctic river*, Journal of Vegetation Science, 10, 4, s. 537–548.
- Grabínska B., 2011, *Uwarunkowania naturalne i antropogeniczne rozmieszczenia ssaków łownych w Polsce*, Prace Geograficzne, 228, IGiPZ PAN, Warszawa.
- Grau J., Jung R., Munker B., 1996, *Leksykon Przyrodniczy. Ziola i owoce leśne*, Świat Książki, Warszawa.
- Green I.-M., Folke C., Turner R.K., Bateman I., 1994, *Primary and secondary values of wetland ecosystems*, Environmental and Resource Economics, 4, 1, s. 55–74.
- Greenleaf S.S., Williams N.M., Winfree R., Kremen C., 2007, *Bee foraging ranges and their relationship to body size*, Oecologia, 153, 3, s. 589–596.
- Grilli G., Jonkisz J., Ciolli M., Lesinski J., 2016, *Mixed forests and ecosystem services: Investigating stakeholders' perceptions in a case study in the Polish Carpathians*, Forest Policy and Economics, 66, s. 11–17.
- Grime J.P., 1979, *Plant Strategies and Vegetation Processes*, John Wiley & Sons, Chichester–New York–Brisbane–Toronto.
- Grunewald K., Bastian O. (red.), 2015, *Ecosystem services: concept, methods and case studies*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

- Grzyb S., Prończuk J., 1995, *Podział i waloryzacja siedlisk łąkowych oraz ocena ich potencjału produkcyjnego. Ogólnopolska Konferencja Łąkarstwa nt. „Kierunki rozwoju łąkarstwa na tle aktualnego poziomu wiedzy w najważniejszych jego działach”*, Warszawa, 27–28 września 1994, SGGW, Warszawa, s. 51–63.
- Gumiński R., 1998, *Próba wydzielenia dzielnic rolniczo-klimatycznych w Polsce* [w:] Stopa-Boryczka M. (red.), *Z badań klimatu Polski*, Prace i Studia Geograficzne, 22, s. 69–117.
- Haase G., 1976, *Zur Bestimmung und Erkundung von Naturraumpotentialen*, Geogr. Ges. DDR, Mitteilungsbl., 13, s. 5–8.
- Haase G., 1978, *Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotentialen*, Petermanns Geogr., Mitteilungsbl., 122, 2, s. 113–125.
- Haines-Young R., Potschin M., 2013, *CICES V4.3 – Revised report prepared following consultation on CICES Version 4, August–December 2012*, EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003, University of Nottingham, Nottingham.
- Haines-Young R., Potschin M., Kienast F., 2012, *Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs*, Ecological Indicators, 21, s. 39–53.
- Haines-Young R.H., Potschin M., 2010a, *Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting (V1) 21st March 2010*, Report to the European Environment Agency, Contract No: EEA/BSS/07/007, University of Nottingham, Nottingham.
- Haines-Young R.H., Potschin M.P., 2010b, *The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being* [w:] Raffaelli D., Frid C. (red.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*, BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge, s. 110–139.
- Haragim O., 1970, *Spadź i pszczoły*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Harrington R., Anton C., Dawson T.P., de Bello F., Feld C.K., Haslett J.R., Kluvánková-Oravská T., Kontogianni A., Lavorel S., Luck G.W., Rounsevell M.D.A., Samways M.J., Settele J., Skourtos M., Spangenberg J.H., Vandewalle M., Zobel M., Harrison P.A., 2010, *Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary*, Biodiversity and Conservation, 19, 10, s. 2773–2790.
- Harrison P.A., Berry P.M., Simpson G., Haslett J.R., Blicharska M., Bucur M., Dunford R., Egho B., Garcia-Llorente M., Geamănă N., Geertsema W., Lommelen E., Meiresonne L., Turkelboom F., 2014, *Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review*, Ecosystem Services, 9, s. 191–203.
- Hassan R., Scholes R., Ash N. (red.), 2005, *Ecosystems and human well-being: Current state and trends. Volume 1: Findings of the Condition and Trends Working Group*, Island Press, Washington, Covel, London.
- Hauck J., Görg C., Varjopuro R., Ratamaki O., Maes J., Wittmer H., Jax K., 2013, *Maps have an air of authority: Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making*, Ecosystem Services, 4, s. 25–32.
- Hauck J., Saarikoski H., Turkelboom F., Keune H., 2016, *Stakeholder involvement in ecosystem service decision-making and research* [w:] Potschin M.B., Jax K. (red.), *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*. EC FP7 Grant Agreement No. 308428.
- Hein L., van Koppen K., de Groot R.S., van Ierland E.C., 2006, *Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services*, Ecological Economics, 57, 2, s. 209–228.
- Heink U., Hauck J., Jax K., Sukopp U., 2016, *Requirements for the selection of ecosystem service indicators – The case of MAES indicators*, Ecological Indicators, 61, Part 1, s. 18–26.
- Helfenstein J., Kienast F., 2014, *Ecosystem service state and trends at the regional to national level: A rapid assessment*, Ecological Indicators, 36, s. 11–18.
- Helliwell D.R., 1969, *Valuation of wildlife resources*, Regional Studies, 3, 1, s. 41–47.
- Hermly M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J.E., 1999, *An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation*, Biological Conservation, 91, 1, s. 9–22.
- Heroldová M., Tkadlec E., 2011, *Harvesting behaviour of three central European rodents: Identifying the rodent pest in cereals*, Crop Protection, 30, 1, s. 82–84.
- Holland J.M., Oaten H., Moreby S., Birkett T., Simper J., Southway S., Smith B.M., 2012, *Agri-environment scheme enhancing ecosystem services: A demonstration of improved biological control in cereal crops*, Agriculture, Ecosystems & Environment, 155, s. 147–152.
- Hopf H.S., Morley G.E.J., Humphries J.R.O., 1976, *Rodent damage to growing crops and to farm and village storage in tropical and subtropical regions – Results of a postal survey 1972–73*, Centre for Overseas Pest Research and Tropical Production Institute, London.
- Huetting R., 1970, *Moet de Natuur worden gekwantificeerd?*, Economisch Statistische Berichten, 2730, s. 80–84.
- Instrukcja opracowania i wydania Szczegółowej mapy geologicznej Polski w skali 1:50 000*, 1996, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.

- Isaacs R., Tuell J., 2007, *Conserving Native Bees on Farmland*, Extension Bulletin E-2985, Michigan State University, s. 1–4.
- Isbell F., Calcagno V., Hector A., Connolly J., Harpole W.S., Reich P.B., Scherer-Lorenzen M., Schmid B., Tilman D., van Ruijven J., Weigelt A., Wilsey B.J., Zavaleta E.S., Loreau M., 2011, *High plant diversity is needed to maintain ecosystem services*, *Nature* 477, s. 199–202.
- IUSS Working group WRB, 2006, *World reference base for soil resources 2006*, World Soil Resources Reports, 103, FAO, Rome.
- Jackson W.B., 1977, *Evaluation of rodent depredations to crops and stored products*, EPPO Bulletin, 7, 2, s. 439–458.
- Jacobs S., Spanhove T., de Smet L., van Daele T., van Reeth W., van Gossom P., Stevens M., Schneiders A., Panis J., Demolder H., Michels H., Thoonen M., Simoens I., Peymen J., 2016, *The ecosystem service assessment challenge: Reflections from Flanders-REA*, *Ecological Indicators*, 61, Part 2, s. 715–727.
- Jagodziński A.M., 2011, *Wyniki – Retencja węgla w biomasie drzew i drzewostanów [w:] Raport końcowy z realizacji tematu badawczego „Bilans węgla w biomasie drzew głównych gatunków lasotwórczych Polski”. Część III B, Kórnik*.
- Jaksa A., 2003, *O badaniach kemów w Polsce [w:] Gruszka B. (red.), Kemy i ozy – stary problem w nowym, sedymentologicznym ujęciu. Terenowe Warsztaty Sedymentologiczne, 8–12 września 2003 r.*, Uniwersytet Śląski, Sosnowiec, s. 3–16.
- Jamroz G., 2008, *Ocena występowania i tendencji zmian liczebności dużych i średnich ssaków w polskich parkach narodowych*, *Sylvan*, 152, 2, s. 36–44.
- Jańczak J. (red.), 1999, *Atlas jezior Polski. Tom III. Jeziora Pojezierza Mazurskiego i Polski południowej*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W., 2001, *Ekologia Zwierząt Drapieżnych Puszczy Białowieskiej*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., 1993, *Predation on rodents in Białowieża primeval forest, Poland*, *Ecography*, 16, 1, s. 47–64.
- Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Brzeziński M., 1993a, *Winter habitat selection and feeding habits of polecats (*Mustela putorius*) in the Białowieża National Park, Poland*, *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 58, 2, s. 75–83.
- Jędrzejewski W., Zalewski A., Jędrzejewska B., 1993b, *Foraging by pine marten *Martes martes* in relation to food resources in Białowieża National Park*, *Acta Theriologica*, 38, 4, s. 405–426.
- Jelonek T., Tomczak A., 2011, *Gęstość drewna [w:] Raport końcowy z realizacji tematu badawczego „Bilans węgla w biomasie drzew głównych gatunków lasotwórczych Polski”. Część II. Przegląd literatury*, Poznań, s. 31–88.
- Jońca E., 1975, *Wpływ zwierząt na rzeźbę powierzchni ziemi*, *Acta Universitatis Wratislaviensis*, 263, *Studia Geograficzne*, 23.
- Kabała C., 2014, *Systematyka gleb Polski – stan aktualny i dalszy rozwój*, *Soil Science Annual*, 65, 2, s. 91–98.
- Kalamucka W., 2015, *Usługi ekosystemów dla turystyki na przykładzie projektowanego Transgranicznego Rezerwatu Biosfery Roztocze*, *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*, 17, 45, 4, s. 90–96.
- Kalinowska K., 1961, *Zanikanie jezior polodowcowych w Polsce*, *Przegląd Geograficzny*, 33, 3, s. 511–518.
- Kamieniarz R., Panek M., 2008, *Zwierzęta łowne w Polsce na przełomie XX i XXI wieku*, Stacja Badawcza – OHZ PZŁ w Czempiniu.
- Kamiński M., 2002, *Tajemnicze suchary*, *Wigry*, Kwartalnik Wigierskiego Parku Narodowego, 5, 1.
- Kandziora M., Burkhard B., Müller F., 2013a, *Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators - A theoretical matrix exercise*, *Ecological Indicators*, 28, s. 54–78.
- Kandziora M., Burkhard B., Müller F., 2013b, *Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution*, *Ecosystem Services*, 4, s. 47–59.
- Karg J., 1989, *Zróżnicowanie liczebności i biomasy owadów latających krajobrazu rolniczego zachodniej Wielkopolski*, *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, Rozprawy Naukowe*, 188, s. 1–78.
- Karg J., 2004, *Importance of midfield shelterbelts for over-wintering entomofauna (Turew area, West Poland)*, *Polish Journal of Ecology*, 52, 4, s. 421–431.
- Keane R.M., Crawley M.J., 2002, *Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis*, *Trends in Ecology & Evolution*, 17, 4, s. 164–170.
- Kienast F., Bolliger J., Potschin M., de Groot R., Verburg P.H., Heller I., Wascher D., Haines-Young R., 2009, *Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: Insights gained from a prototype development for Europe*, *Environmental Management*, 44, 6, s. 1099–1120.
- Kikulski J., 2009, *Turystyczno-rekreacyjne funkcje lasów w Polsce – obraz społecznych potrzeb w zakresie przepływu informacji*, *Sylvan*, 153, 1, s. 62–72.
- King R.T., 1966, *Wildlife and man*, *New York Conservationist*, 20, 6, s. 8–11.

- Kistowski M., 1996, *Metoda oceny potencjału krajobrazu obszarów młodoglacjalnych*, Przegląd Geograficzny, 68, 3–4, s. 367–386.
- Klein A.-M., Vaissiere B.E., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., Tscharntke T., 2007, *Importance of pollinators in changing landscapes for world crops*. Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences, 274, 1608, s. 303–313.
- Klocek A., 1999, *Pozaprodukcyjne funkcje lasu jako publiczne świadczenia gospodarki leśnej oraz stany jej równowagi*, Sylwan, 143, 12, s. 5–20.
- Koćmit A., Podlasiński M., Roy M., Tomaszewicz T., Chudecka J., 2006, *Water erosion in the catchment basin of the Jeleni Brook*, Journal of Water and Land Development, 10, s. 121–131.
- Kołtowski Z., 2006, *Wielki Atlas Roślin Miódodajnych*, Przedsiębiorstwo Wydawnicze Rzeczpospolita SA, Warszawa.
- Komosińska H., Podsiadło E., 2002, *Ssaki kopytne*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kondracki J., 1972, *Polska północno-wschodnia*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Kondracki J., 1981, *Geografia fizyczna Polski*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Kondracki J., 1994, *Geografia Polski. Mezoregiony fizyczno-geograficzne*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kondracki J., 1998, *Uwagi o ewolucji morfologicznej Pojezierza Mazurskiego*, Prace i Studia Geograficzne, 24, s. 57–95.
- Konecka-Betley K., Czępińska-Kamińska D., Janowska E., 1999, *Systematyka i kartografia gleb*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Konrad R., Wäckers F.L., Romeis J., Babendreier D., 2009, *Honeydew feeding in the solitary bee *Osmia bicornis* as affected by aphid species and nectar availability*, Journal of Insect Physiology, 55, 12, s. 1158–1166.
- Konvicka M., Fric Z., Benes J., 2006, *Butterfly extinctions in European states: do socioeconomic conditions matter more than physical geography?* Global Ecology and Biogeography, 15, 1, s. 82–92.
- Kornaś J., 1990, *Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects* [w:] di Castri F., Hansen A.J., Debussche M. (red.), *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*, Kluwer, Dordrecht, 65, s. 19–36.
- Kosmowska-Suffczyńska D., 2005, *Geneza i rozwój rzeźby w czwartorzędzie* [w:] Richling A., Ostaszewska K. (red.), *Geografia fizyczna Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 32–71.
- Kostecka J., Mazur-Pączka A., Jasińska T., Batóg K., 2012, *Pojęcie „świadczenia ekosystemowe” i jego rola w edukacji dla zrównoważonego rozwoju (na przykładzie bzu czarnego *Sambucus nigra* L.)*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 15, 4, s. 405–417.
- Kostrowicki A.S. (red.), 1988, *Studium geoekologiczne rejonu jezior wigierskich*, Prace Geograficzne, 147, IGiPZ PAN, Warszawa.
- Kostrowicki A.S., 1999, *Świat zwierzęcy* [w:] Starkel L. (red.), *Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze*, Wydawnictwo Naukowe PWN, s. 475–493.
- Kowalczyk M., Kulczyk S., 2012, *Ecosystem services in tourism research; case study of aquatic recreation*, Ekonomia i Środowisko, 2, 42, s. 200–208.
- Kowalczyk M., Sudra P., 2014, *Ecosystem services in spatial planning*, Europa XXI, 27, s. 5–18.
- Kowalczyk R., Zalewski A., Jędrzejewska B., 2004, *Seasonal and spatial pattern of shelter use by badgers *Meles meles* in Białowieża Primeval Forest (Poland)*, Acta Theriologica, 49, 1, s. 75–92.
- Kowalska A., Affek A., Solon J., Degórski M., Grabińska B., Kołaczowska E., Kruczkowska B., Regulska E., Roo-Zielińska E., Wolski J., Zawiska I., 2017, *Potential of cultural ecosystem services in postglacial landscape from the beneficiaries' perspective*, Ekonomia i Środowisko, 60, 1, s. 236–245.
- Kozłowska-Szczęśna T., 1991, *Warunki bioklimatyczne Polski* [w:] Kozłowska-Szczęśna T. (red.), *Wyniki badań bioklimatu Polski. Cz. II, Dokumentacja Geograficzna*, I, IGiPZ PAN, Warszawa.
- Kożuchowski K., 2011, *Klimat Polski. Nowe spojrzenie*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kożuchowski K., Wibig J., 1988, *Kontynentalizm pluwialny w Polsce: różnicowanie geograficzne i zmiany wieloletnie*, Acta Geographica Lodziensia, 55, Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Łódź.
- Kremen C., 2005, *Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?*, Ecology Letters, 8, 5, s. 468–479.
- Kremen C., Williams N.M., Aizen M.A., Gemmill-Herren B., LeBuhn G., Minckley R., Packer L., Potts S.G., Roulston T., Steffan-Dewenter I., Vázquez D.P., Winfree R., Adams L., Crone E.E., Greenleaf S.S., Keitt T.H., Klein A.-M., Regetz J., Ricketts T.H., 2007, *Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change*, Ecology Letters, 10, 4, s. 299–314.
- Kronenberg J., 2012, *Usługi ekosystemów w miastach* [w:] Bergier T., Kronenberg J. (red.), *Przyroda w mieście. Usługi ekosystemów – niewykorzystany potencjał miast*, ser. „Zrównoważony rozwój – zastosowania”, 3, Fundacja Sendzimira, Kraków, s. 13–30.

- Kronenberg J., 2016, *Usługi ekosystemów – nowe spojrzenie na wartość środowiska przyrodniczego* [w:] Rzeńca A. (red.), *Ekomiasto#Środowisko. Zrównoważony, inteligentny i partycypacyjny rozwój miasta*, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, s. 63–88.
- Kronenberg J., Bocheński M., Dolata P.T., Jerzak L., Profus P., Tobółka M., Tryjanowski P., Wuczyński A., Żolnierowicz K.M., 2013, *Znaczenie bociana białego *Ciconia ciconia* dla społeczeństwa: analiza z perspektywy koncepcji usług ekosystemów*, *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 69, 3, s. 179–203.
- Kryteria wyznaczania Lasów o szczególnych walorach przyrodniczych (*High Conservation Value Forests*) w Polsce. *Adaptacja do warunków Polski*, 2006, Związek Stowarzyszeń Grupa Robocza FSC-Polska (https://www.hcvnetwork.org/resources/national-hcv-interpretations/Definicje_HCVF_w_Polsce.pdf).
- Krzymowska-Kostrowicka A., 1997, *Geoekologia turystyki i wypoczynku*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Krzysztofiak A., 2001a, *Struktura zgrupowań pszczoł (*Apoidea*, *Hymenoptera*) w różnowiekowych drzewostanach świerkowo-sosnowych Wigierskiego Parku Narodowego*, *Zeszyty Naukowe Akademii Bydgoskiej im. Kazimierza Wielkiego w Bydgoszczy, Studia Przyrodnicze*, 15, s. 113–215.
- Krzysztofiak A., 2001b, *Trzmiele (*Bombus*) i trzmielce (*Psithyrus*) Suwalszczyzny*, *Rocznik Augustowsko-Suwalski*, 1, s. 43–54.
- Krzysztofiak A., Krzysztofiak L., 2002, *Pszczoly dziko żyjące (*Apoidea*) i biegaczowate (*Carabidae*) występujące wzdłuż drogi Suwałki – Budzisko*, *Rocznik Augustowsko-Suwalski*, 2, s. 1–21.
- Krzysztofiak L., 2010, *Historia powstania jeziora Wigry*, *Wigry, Kwartalnik Wigierskiego Parku Narodowego*, 29, 1.
- Krzywicki T., 2000, *Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski 1:50 000. Arkusz Rygól (149) i arkusz Rudawka (150)*, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Krzywicki T., 2002, *Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski 1:50 000. Arkusz Stacja Augustów (148)*, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Krzywicki T., 2005, *Dzieje krajobrazu, Wigry*, *Kwartalnik Wigierskiego Parku Narodowego*, 18, 2.
- Krzywicki T., 2014, *Stadiał warty zlodowacenia odry oraz starsze stadiały zlodowacenia wisły w rejonie Wzgórz Sokólskich, Kotliny Biebrzańskiej i południowej części Równiny Augustowskiej* [w:] Pochocka-Szwarc K. (red.), *Dynamika łądolodów plejstoceńskich na obszarze Sokólszczyzny i Równiny Augustowskiej*, XXI Konferencja „Stratygrafia Plejstocenu Polski”, Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, s. 24–31.
- Krzywicki T., Pochocka-Szwarc K., 2014, *Geologiczno-środowiskowe warunki utworzenia Geoparku Kanał Augustowski – Augustowskie Sandry* [w:] Pochocka-Szwarc K. (red.), *Dynamika łądolodów plejstoceńskich na obszarze Sokólszczyzny i Równiny Augustowskiej*, XXI Konferencja „Stratygrafia Plejstocenu Polski”, Państwowy Instytut Geologiczny – Instytut Badawczy, Warszawa, s. 60–67.
- Kucharski L., Samosiej L., 1990, *Szata roślinna zagłębiń śródpólnych Kujaw Południowych* [w:] *Użytki ekologiczne w krajobrazie rolniczym*, CPBP 04.10.01, Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa, s. 68–82.
- Kulczyk S., Derek M., Woźniak E., 2016, *How much is the „wonder of nature” worth? The valuation of tourism in the Great Masurian Lakes using travel cost method*, *Ekonomia i Środowisko*, 4, 59, s. 235–249.
- Kulikowski S., 2012, *Program Ochrony Środowiska dla Powiatu Sejneńskiego na lata 2012–2015 z perspektywą na lata 2016–2019. Aktualizacja*, Eko-Team, Sejny.
- Kurek P., Kapusta P., Holeksa J., 2014, *Wpływ kopania i użytkowania nor przez borsuki (*Meles meles*) i lisy (*Vulpes vulpes*) na właściwości gleby i roślinność*, *Sylvan*, 158, 3, s. 221–230.
- Lake J.C., Leishman M.R., 2004, *Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores*, *Biological Conservation*, 117, 2, s. 215–226.
- Lal R., 2004, *Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security*, *Science*, 304, 5677, s. 1623–1627.
- Lal R., 2005, *Forest soils and carbon sequestration*, *Forest Ecology and Management*, 220, 1–3, s. 242–258.
- Lamarque P., Tappeiner U., Turner C., Steinbacher M., Bardgett R.D., Szukics U., Schermer M., Lavorel S., 2011, *Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity*, *Regional Environmental Change*, 11, 4, s. 791–804.
- Larsen L.I., Jensen J.N., 2000, *An overview of selected international and national plans for the conservation and management of marine biological diversity. A report for the Danish National Forest and Nature Agency*, International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen.
- Lavorel S., Grigulis K., Lamarque P., Colace M.-P., Garden D., Girel J., Pellet G., Douzet R., 2011, *Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services*, *Journal of Ecology*, 99, 1, s. 135–147.
- Lawton J.H., Gaston K.J., 2001, *Indicator species* [w:] *Encyclopedia of Biodiversity*, 3, Academic Press, s. 437–450.

- Leis S.A., Leslie Jr. D.M., Engle D.M., Fehmi J.F., 2008, *Small mammals as indicators of short-term and long-term disturbance in mixed prairie*, Environmental Monitoring and Assessment, 137, 1, s. 75–84.
- Leopold A., 1949, *A Sand County Almanac and Sketches from Here and There*, Oxford University Press, New York.
- Levene H., 1960, *Robust tests for equality of variances* [w:] Olkin I., Ghurye S.G., Hoeffding W., Madow W.G., Mann H.B. (red.), *In Contributions to Probability and Statistics: Essays in honor of Harold Hotelling*, Stanford University Press, Palo Alto, s. 278–292.
- Lewan L., Söderqvist T., 2002, *Knowledge and recognition of ecosystem services among the general public in a drainage basin in Scania, Southern Sweden*, Ecological Economics, 42, 3, s. 459–467.
- Lewandowski W., Kowalczyk R., Bienias S., Bernatek A., Jakiel M., Górny M., Kupczyk-Kuriata P., Bienias A., Duduś L., Gorczewski A., Podgórski T., 2015, *Program Ochrony Północnego Korytarza Ekologicznego*, WWF Polska, Warszawa.
- Limburg K.E., O'Neill R.V., Costanza R., Farber S., 2002, *Complex system and valuation*, Ecological Economics, 41, 3, s. 409–420.
- Lindermann-Matthies P., Junge X., Matthies D., 2010, *The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation*, Biological Conservation, 143, 1, s. 195–202.
- Lindner L. (red.), 1992, *Czwartorzęd. Osady, metody badań, stratygrafia*, Wydawnictwo PAE, Warszawa.
- Liquete C., Cid N., Lanzanova D., Grizzetti B., Reynaud A., 2016, *Perspectives on the link between ecosystem services and biodiversity: The assessment of the nursery function*, Ecological Indicators, 63, s. 249–257.
- Liquete C., Kleeschulte S., Dige G., Maes J., Grizzetti B., Olah B., Zulian G., 2015, *Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study*, Environmental Science & Policy, 54, s. 268–280.
- Liro A. (red.), 1998, *Strategia wdrażania krajowej sieci ekologicznej ECONET-POLSKA*, Fundacja IUCN Poland, Warszawa.
- Liro A., Głowacka I., Jakubowski W., Kaftan J., Matuszkiewicz A.J., Szacki J., 1995, *Koncepcja Krajowej Sieci Ekologicznej ECONET-POLSKA*, Fundacja IUCN Poland, Warszawa.
- Lisicki S., 1994, *Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski 1:50 000. Arkusze: Sejny (110) i Veisiejai (111)*, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Liszewski S., 2009, *Przestrzeń turystyczna parków narodowych w Polsce* [w:] Domański B., Kurek W. (red.), *Gospodarka i przestrzeń*, IGI GP UJ, Kraków, s. 187–201.
- Löhmus A., Löhmus P., Vellak K., 2007, *Substratum diversity explains landscape-scale co-variation in the species-richness of bryophytes and lichens*, Biological Conservation, 135, 3, s. 405–414.
- Lonsdorf E., Kremen C., Ricketts T., Winfree R., Williams N., Greenleaf S., 2009, *Modelling pollination services across agricultural landscapes*, Annals of Botany, 103, 9, s. 1589–1600.
- Loreau M., Hector A., 2001, *Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments*, Nature, 412, s. 72–76.
- Lorek A.A., 2015, *Usługi ekosystemów w aspekcie zrównoważonego rozwoju obszarów miejskich*, Acta Universitatis Lodzianis, Folia Oeconomica, 2, 313, s. 97–112.
- Lorenc H., 1996, *Struktura i zasoby energetyczne wiatru w Polsce*, Materiały badawcze IMGW, ser. Meteorologia, 25.
- Lorenc H. (red.), 2005, *Atlas klimatu Polski*, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa.
- Luck G.W., Chan K.M.A., Fay J.P., 2009, *Protecting ecosystem services and biodiversity in the world's watersheds*, Conservation Letters, 2, 4, s. 179–188.
- Lugnot M., Martin G., 2013, *Biodiversity provides ecosystem services: scientific results versus stakeholders' knowledge*, Regional Environmental Change, 13, 6, s. 1145–1155.
- Maass J.M., Balvanera P., Castillo A., Daily G.C., Mooney H.A., Ehrlich P., Quesada M., Miranda A., Jaramillo V.J., García-Oliva F., Martínez-Yrizar A., Cotler H., López-Blanco J., Pérez-Jiménez A., Búrquez A., Tinoco C., Ceballos G., Barraza L., Ayala R., Sarukhán J., 2005, *Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico*, Ecology and Society, 10, 1, 17.
- Mace G.M., Norris K., Fitter A.H., 2012, *Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship*, Trends in Ecology & Evolution, 27, 1, s. 19–26.
- Maczka K., Matczak P., Pietrzyk-Kaszyńska A., Rechciński M., Olszańska A., Cent J., Grodzińska-Jurczak M., 2016, *Application of the ecosystem services concept in environmental policy – A systematic empirical analysis of national level policy documents in Poland*, Ecological Economics, 128, s. 169–176.
- Maes J., Egho B., Willemsen L., Liquete C., Vihervaara P., Schägner J.P., Grizzetti B., Drakou E.G., La Notte A., Zulian G., Bouraoui F., Paracchini M.L., Braat L., Bidoglio G., 2012a, *Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union*, Ecosystem Services, 1, 1, s. 31–39.

- Maes J., Fabrega N., Zulian G., Barbosa A., Vizcaino P., Ivits E., Polce C., Vandecasteele I., Rivero I.M., Guerra C., Castillo C.P., Vallecillo S., Baranzelli C., Barranco R., Batista e Silva F., Jacobs-Crisoni C., Trombetti M., Lavallo C., 2015, *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010*, JRC Science and Policy report.
- Maes J., Liqueste C., Teller A., Erhard M., Paracchini M.L., Barredo J., Grizzetti B., Cardoso A., Somma F., Petersen J.-E., Meiner A., Royo Gelabert E., Zal N., Kristensen P., Bastrup-Birk A., Biala K., Piroddi Ch., Egho B., Degeorges P., Fiorina Ch., Santos-Martín F., Naruševičius V., Verboven J., Pereira H.M., Bengtsson J., Gocheva K., Marta-Pedroso C., Snäll T., Estreguil Ch., San-Miguel-Ayaz J., Pérez-Soba M., Grêt-Regamey A., Lillebø A.I., Abdul Malak D., Condé S., Moen J., Czúcz B., Drakou E.G., Zulian G., Lavallo C., 2016, *An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020*, Ecosystem Services, 17, s. 14–23.
- Maes J., Paracchini M.L., Zulian G., Dunbar M.B., Alkemade R., 2012b, *Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe*, Biological Conservation, 155, s. 1–12.
- Maes J., Teller A., Erhard M., Liqueste C., Braat L., Berry P., Egho B., Puydarrieux P., Fiorina C., Santos F., Paracchini M.L., Keune H., Wittmer H., Hauck J., Fiala I., Verburg P.H., Condé S., Schägner J.P., San Miguel J., Estreguil C., Ostermann O., Barredo J.I., Pereira H.M., Stott A., Laporte V., Meiner A., Olah B., Royo Gelabert E., Spyropoulou R., Petersen J.E., Maguire C., Zal N., Achilleos E., Rubín A., Ledoux L., Brown C., Raes C., Jacobs S., Vandewalle M., Connor D., Bidoglio G., 2013, *Mapping and assessment of ecosystems and their services. An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 (Discussion paper – Final, April 2013)*, Technical Report – 2013 – 067, European Union, Luxembourg.
- Maes J., Teller A., Erhard M., Murphy P., Paracchini M.L., Barredo J.I., Grizzetti B., Cardoso A., Somma F., Petersen J.-E., Meiner A., Gelabert E.R., Zal N., Kristensen P., Bastrup-Birk A., Biala K., Romão C., Piroddi C., Egho B., Fiorina C., Santos F., Naruševičius V., Verboven J., Pereira H., Bengtsson J., Gocheva K., Marta-Pedroso C., Snäll T., Estreguil C., Miguel J.S., Braat L., Grêt-Regamey A., Perez-Soba M., Degeorges P., Beaufarón G., Lillebø A., Malak D.A., Liqueste C., Condé S., Moen J., Östergård H., Czúcz B., Drakou E.G., Zulian G., Lavallo C., 2014, *MAES – Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 (2nd Report – Final, February 2014)*, Technical Report – 2014 – 08, European Union, Luxembourg.
- Maes J., Zulian G., Thijssen M., Castell C., Baró E., Ferreira A.M., Melo J., Garrett C.P., David N., Alzetta C., Geneletti D., Cortinovis C., Zwierczowska I., Louro Alves F., Souto Cruz C., Blasi C., Alós Ortí M.M., Attorre F., Azzella M.M., Capotorti G., Copiz R., Fusaro L., Manes F., Marando F., Marchetti M., Mollo B., Salvatori E., Zavattoni L., Zingari P.C., Giarratano M.C., Bianchi E., Duprè E., Barton D., Stange E., Perez-Soba M., van Eupen M., Verweij P., de Vries A., Kruse H., Polce C., Cugny-Seguín M., Erhard M., Nicolau R., Fonseca A., Fritz M., Teller A., 2016, *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Urban Ecosystems (4th Report – Final, May 2016)*, Technical Report – 2016 – 102, European Union, Luxembourg.
- Magrel L., Ładyński M.M., Ilkowska-Ładyńska U., Herman P., 2004, *Program Ochrony Środowiska Gminy Suwałki do 2012 r.*, Urząd Gminy Suwałki, Suwałki.
- Magurran A.E., 2004, *Measuring biological diversity*, Blackwell Publishing, Oxford.
- Mäkipää R., 1999, *Response patterns of Vaccinium myrtillus and V. vitis-idaea along nutrient gradients in boreal forest*, Journal of Vegetation Science, 10, 1, s. 17–26.
- Maksymiuk I., 1960, *Nektarowanie lipy drobnolistnej Tilia Cordata Mill. w Rezerwacie Obrożyska koło Muszyny*, Pszczelnictwo Zeszyty Naukowe, 4, 2, s. 105–125.
- Marks L., Ber A., Lindner L., 2014, *Zasady polskiej klasyfikacji i terminologii stratygraficznej czwartorzędu*, Komitet Badań Czwartorzędu PAN, Warszawa.
- Marsh G.P., 1864, *Man and Nature; or, Physical Geography as Modified by Human Action*, Charles Scribner, New York.
- Marszałek T., 1976, *Szacowanie pozagospodarczej wartości lasów, parków narodowych i rezerwatów przyrody*, Sylwan, 120, 3, s. 33–45.
- Marszałek T., 1993, *Pieniężna ocena dóbr powstających dzięki socjalnym funkcjom lasów grupy pierwszej państwowego gospodarstwa leśnego*, Sylwan, 137, 8, s. 5–13.
- Marszelewski W., 2005, *Zmiany warunków abiotycznych w jeziorach Polski północno-wschodniej*, Wydawnictwo Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Matuszkiewicz J.M., 1993, *Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski*, Prace Geograficzne, 158, IGiPZ PAN, Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M., 2008a, *Regionalizacja geobotaniczna Polski*, IGiPZ PAN, Warszawa, www.igipz.pan.pl/geoekoklimat/roslinnosci/regiony_mapa/home_pl.htm.

- Matuszkiewicz J.M., 2008b, *Potencjalna roślinność naturalna Polski*, IGiPZ PAN, Warszawa, www.igipz.pan.pl/geoekoklimat/roslinnosc/prn_mapa/home_pl.htm.
- Matuszkiewicz J.M., Kozłowska A.B., 1981, *Założenia metodyczne i technika wykonywania przeglądowej mapy potencjalnej roślinności naturalnej (na przykładzie badań fitosocjologiczno-kartograficznych na Wysoczyźnie Siedleckiej)*, *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 27, 1–2, s. 171–211.
- Matuszkiewicz W., 1981/2001 (wyd. rozszerzone), *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- MEA, 2003, *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*, Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington.
- MEA, 2005, *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1. Findings of the Condition and Trends*, Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington, Covelo, London.
- Mehtälä J., Vuorisalo T., 2010, *High aesthetic valuation of urban thrush nightingales in 19th century Helsinki*, *Landscape and Urban Planning*, 98, 2, s. 117–123.
- Meinig D.W., 1976, *The Beholding Eye. Ten versions of the same scene*, *Landscape Architect*, 66, s. 47–54.
- Metzger M.J., Rounsevell M.D.A., Acosta-Michlik L., Leemans R., Schröter D., 2006, *The vulnerability of ecosystem services to land change*, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114, 1, s. 69–85.
- Michałowski A., 2011, *Przestrzenne usługi środowiska w świetle założeń ekonomii zrównoważonego rozwoju*, *Problemy Ekorożwoju*, 6, 2, s. 117–126.
- Michener C.D., 2000, *The bees of the world*, The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Migoń P., 2006, *Geomorfologia*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Miguntanna N.S., Egodawatta P., Kokot S., Goonetilleke A., 2010, *Determination of a set of surrogate parameters to assess urban stormwater quality*, *Science of the Total Environment*, 408, 24, s. 6251–6259.
- Miina J., Hotanen J.-P., Salo K., 2009, *Modelling the abundance and temporal variation in the production of bilberry (Vaccinium myrtillus L.) in Finnish mineral soil forests*, *Silva Fennica*, 43, 4, s. 577–593.
- Mikołajczyk P., 2016, *Mapowanie i ocena ekosystemów i ich usług w Polsce* [w:] Lupa P. (red.), *EcoServ2016 – IV Ogólnopolskie Sympozjum Naukowe „Świadczenia ekosystemów jako przedmiot badań transdyscyplinarnych”*. Poznań, 5–6 września 2016 r. *Streszczenia*, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań, s. 12.
- Misiukiewicz W., 2014, *Wigierski Park Narodowy* [w:] Jamroz G. (red.), *Ssaki polskich parków narodowych*, Instytut Bioróżnorodności Leśnej, Magurski Park Narodowy, Kraków–Krempna, s. 178–191.
- Mitchell M.G.E., Suarez-Castro A.F., Martinez-Harms M., Maron M., McAlpine C., Gaston K.J., Johansen K., Rhodes J.R., 2015, *Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services*, *Trends in Ecology & Evolution*, 30, 4, s. 190–198.
- Mizgajski A., Stępniewska M., 2009, *Koncepcja świadczeń ekosystemów a wdrażanie zrównoważonego rozwoju* [w:] Kiełczewski D., Dobrzańska B. (red.), 2009, *Ekologiczne problemy zrównoważonego rozwoju*, Wyższa Szkoła Ekonomiczna, Białystok, s. 12–23.
- Mojski J.E., 2005, *Ziemia polskie w zwartorządzie*, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Molan P.C., 2001, *Potential of honey in the treatment of wounds and burns*, *American Journal of Clinical Dermatology*, 2, 1, s. 13–19.
- Mononen L., Auvinen A.-P., Ahokumpu A.-L., Rönkä M., Aarras N., Tolvanen H., Kampainen M., Viirret E., Kumpula T., Vihervaara P., 2016, *National ecosystem service indicators: Measures of social-ecological sustainability*, *Ecological Indicators*, 61, Part 1, s. 27–37.
- Morawski W., 2010, *Zasiegi łądogrodu zlodowacenia Wisły w Warmii i zachodnich Mazurach – dyskusja* [w:] Marks L., Pochocka-Szwarc K., *Dynamika zaniku łądogrodu podczas fazy pomorskiej w północno-wschodniej części Pojezierza Mazurskiego*, XVII Konferencja „Stratygrafia Plejstocenu Polski”, Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, s. 93–95.
- Morri E., Pruscini F., Scolozzi R., Santolini R., 2014, *A forest ecosystem services evaluation at the river basin scale: Supply and demand between coastal areas and upstream lands (Italy)*, *Ecological Indicators*, 37, Part A, s. 210–219.
- Morrison E.H.J., Upton C., Pacini N., Odhiambo-Koyoo K., Harper D.M., 2013, *Public perceptions of papyrus: community appraisal of wetland ecosystem services at Lake Naivasha, Kenya*, *Ecology and Hydrobiology*, 13, 2, s. 135–147.
- Moser D., Sauberer N., Willner W., 2011, *Generalisation of drought effects on ecosystem goods and services over the Alps*, Vienna Institute for Nature Conservation & Analyses, Vienna.
- Mouchet M.A., Lamarque P., Martín-López B., Crouzat E., Gos P., Byczek C., Lavorel S., 2014, *An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services*, *Global Environmental Change*, 28, s. 298–308.

- MRiRW, 2007, *Załącznik D. Uzasadnienie dla delimitacji i poziomu wsparcia finansowego dla działania pt. „Wspieranie działalności rolniczej na obszarach o niekorzystnych warunkach gospodarowania (ONW)”*, Warszawa.
- Müller D., Schröder B., Müller J., 2009, *Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse Bonasa bonasia in a montane forest*, Journal of Ornithology, 150, 4, s. 717–732.
- Naidoo R., Balmford A., Costanza R., Fisher B., Green R.E., Lehner B., Malcolm T.R., Ricketts T.H., 2008, *Global mapping of ecosystem services and conservation priorities*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States, 105, 28, s. 9495–9500.
- Neef E., 1966, *Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials*, Forschungen und Fortschritte, 40, 3, s. 65–70.
- Nelson E., Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron D.R., Chan K.M.A., Daily G.C., Goldstein J., Kareiva P.M., Lonsdorf E., Naidoo R., Risketts T.H., Shaw M.R., 2009, *Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales*, Frontiers in Ecology and the Environment, 7, 1, s. 4–11.
- Nemec K.T., Raudsepp-Hearne C., 2013, *The use of geographic information systems to map and assess ecosystem services*, Biodiversity and Conservation, 22, 1, s. 1–15.
- Nestby R., Percival D., Martinussen I., Opstad N., Rohloff J., 2011, *The European Blueberry (Vaccinium myrtillus L.) and the potential for cultivation. A Review*, The European Journal of Plant Science and Biotechnology, 5, 1, s. 5–16.
- Niedziałkowski K., Blicharska M., Mikusiński G., Jędrzejewska B., 2014, *Why is it difficult to enlarge a protected area? Ecosystem services perspective on the conflict around the extension of the Białowieża National Park in Poland*, Land Use Policy, 38, s. 314–329.
- Niewiadomski W., Skrodzki M., 1964, *Nasilenie sphywów i zrywów a system rolniczego zagospodarowania stoków*, Zeszyty Naukowe WSR w Olsztynie, 17, 2, s. 269–291.
- Nogué S., Long P.R., Eycott A.E., de Nascimento L., Fernández-Palacios J.M., Petrokofsky G., Vandvik V., Willis K.J., 2016, *Pollination service delivery for European crops: Challenges and opportunities*, Ecological Economics, 128, s. 1–7.
- Norton L.R., Inwood H., Crowe A., Baker A., 2012, *Trialling a method to quantify the ‘cultural services’ of the English landscape using Countryside Survey data*, Land Use Policy, 29, 2, s. 449–455.
- Nüßlein F., 2005, *Wielki poradnik myśliwego*, Wydawnictwo Świat Książki, Warszawa.
- Odum E.P., 1972, *Ecosystem Theory in Relation to Man* [w:] Wiens J.A. (red.), *Ecosystem structure and function*, Oregon State University Press, Oregon.
- Odum E.P., 1982, *Podstawy ekologii*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Ojea E., Martin-Ortega J., Chiabai A., 2012, *Classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services*, Environmental Science & Policy, 19–20, s. 1–15.
- Okarma H., Tomek A., 2008, *Łowiectwo*, Wydawnictwo Edukacyjno-Naukowe H₂O, Kraków.
- Okruszko T., Duel H., Acreman M., Grygoruk M., Flörke M., Schneider Ch., 2011, *Broad-scale ecosystem services of European wetlands – overview of the current situation and future perspectives under different climate and water management scenarios*, Hydrological Sciences Journal, 56, 8, s. 1501–1517.
- Ołaczek R., 1999, *Ochrona przyrody i środowiska*, Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa.
- Operat ochrony fauny (fauna lądowa). Plan Ochrony dla Wigierskiego Parku Narodowego i obszaru Natura 2000 Ostoja Wigierska PLH200004 w granicach Parku wraz z aneksem dotyczącym fragmentów obszaru Natura 2000 Ostoja Wigierska położonych poza granicami Parku*, 2013, Wigierski Park Narodowy, Warszawa, Gdańsk, Suwałki [oryginał w Dyrekcji WPN].
- Operat ochrony fauny. Plan Ochrony Wigierskiego Parku Narodowego*, 1999, Wigierski Park Narodowy, Warszawa [oryginał w Dyrekcji WPN].
- Operat ochrony zasobów i ekosystemów wodnych. Plan Ochrony dla Wigierskiego Parku Narodowego i obszaru Natura 2000 Ostoja Wigierska PLH200004*, 2014, Wigierski Park Narodowy, Warszawa, Białystok, Olsztyn, Suwałki [oryginał w Dyrekcji WPN].
- Operational Guideline For National Geoparks Seeking UNESCO’s Assistance (Global UNESCO Network of Geoparks)*, 2004, UNESCO, Paris.
- Osadcuk A., Krzysztofiak L., 2010, *Morfologia jeziora Wigry*, Wigry. Kwartalnik Wigierskiego Parku Narodowego, 32, 4.
- Osborn F., 1948, *Our Plundered Planet*, Little, Brown and Company, Boston.
- Ostaszewska K., 2005, *Ewolucja krajobrazu naturalnego* [w:] Richling A., Ostaszewska K. (red.), *Geografia fizyczna Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 309–315.
- Ostler J., Roper T.J., 1998, *Changes in size, status, and distribution of badger Meles meles L. setts during a 20-year period*, Zeitschrift für Säugetierkunde, 63, 4, s. 200–209.

- Oswald M., Jonsson A., Wibeck V., Asplund T., 2013, *Mapping energy crop cultivation and identifying motivational factors among Swedish farmers*, Biomass and Bioenergy, 50, s. 25–34.
- Panek M., Bresiński W., 2002, *Red fox *Vulpes vulpes* density and habitat use in a rural area of western Poland in the end of 1990s, compared with the turn of 1970s*, Acta Theriologica, 47, 4, s. 433–442.
- Paracchini M.L., Zulian G., Kopperoinen L., Maes J., Schägner J.P., Termansen M., Zandersen M., Perez-Soba M., Scholefield P.A., Bidoglio G., 2014, *Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU*, Ecological Indicators, 45, s. 371–385.
- Paszyński J., Niedźwiedz T., 1999, *Klimat* [w:] Starkel L. (red.), *Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 288–343.
- Pawlikowski T., 2010, *Dynamics of bee communities (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes) in heath and grassland patches during secondary succession of the Peucedano-Pinetum series in the Toruń Basin*, Ecological Questions, 13, s. 29–33.
- Piąty krajowy raport z wdrażania Konwencji o różnorodności biologicznej*, 2014, Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Pieczynski P., 2012, *Ukształtowanie powierzchni parku*, Wigry. Kwartalnik Wigierskiego Parku Narodowego, 38, 2.
- Pielowski Z., 1999, *Sarna*, Oficyna Edytorska „Wydawnictwo Świat”, Warszawa.
- Pietkiewicz S., 1928, *Pojezierze Suwalszczyzny zachodniej (Zarys morfologii lodowcowej)*, Przegład Geograficzny, 8, 3–4, s. 168–222.
- Pietrzak M., 1998, *Syntezy krajobrazowe – założenia, problemy, zastosowania*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Pietrzyk-Kaszyńska A., Rechciński M., Olszańska A., Mączka K., Matczak P., Niedziałkowski K., Cent J., Peek B., Grodzińska-Jurczak M., 2016, *Usługi ekosystemów na obszarach cennych przyrodniczo z perspektywy różnych grup interesariuszy*, IOP PAN, Kraków.
- Piwowarczyk J., Kronenberg J., Dereniowska M.A., 2013, *Marine ecosystem services in urban areas: Do the strategic documents of Polish coastal municipalities reflect their importance?* Landscape and Urban Planning, 109, s. 85–93.
- Planty-Tabacchi A.M., Tabacchi E., Naiman R.J., Deferrari C., Décamps H., 1996, *Invasibility of species-rich communities in riparian zones*, Conservation Biology, 10, 2, s. 598–607.
- Plieninger T., Dijks S., Oteros-Rozas E., Bieling C., 2013, *Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level*, Land Use Policy, 33, s. 118–129.
- Pochocka-Szwarc K., Krzywicki T., 2014, *Geomorfologia, powierzchnia budowa geologiczna oraz zasięg łądolodu stadialu głównego zlodowacenia Wisły w rejonie Wzgórz Sokólskich, Kotliny Biebrzańskiej i Równiny Augustowskiej* [w:] Pochocka-Szwarc K. (red.), *Dynamika łądolodów plejstocenijskich na obszarze Sokólszczyzny i Równiny Augustowskiej*, XXI Konferencja „Stratygrafia Plejstocenu Polski”, Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, s. 36–43.
- Polityka Leśna Państwa*, 1997, Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa.
- Poskrobko B., 2010, *Usługi środowiska jako kategoria ekonomii zrównoważonego rozwoju*, Ekonomia i Środowisko, 1, 37, s. 20–30.
- Pramova E., Locatelli B., Brockhaus M., Fohlmeister S., 2012, *Ecosystem services in the National Adaptation Programmes of Action*, Climate Policy, 12, 4, s. 393–409.
- Preś J., Rogalski M., 1997, *Wartość pokarmowa pasz z użytków zielonych w różnych uwarunkowaniach ekologicznych*, Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 453, s. 39–48.
- Prusinkiewicz Z., Bednarek R., 1999, *Gleby* [w:] Starkel L. (red.), *Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 373–396.
- Przewoźniak M., 1991, *Krajobrazowy system interakcyjny strefy nadmorskiej w Polsce*, Rozprawy i Monografie, 172, Uniwersytet Gdański, Gdańsk.
- PTG, 1989, *Systematyka gleb Polski*, Roczniki Gleboznawcze, 40, 3/4.
- PTG, 2011, *Systematyka gleb Polski*, Roczniki Gleboznawcze, 62, 3.
- Puchalski T., Prusinkiewicz Z., 1975, *Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Qing-fan M., Song W., 2000, *Effects of community succession dynamics on forest biodiversity in eastern mountainous area of Heilongjiang Province*, Journal of Forestry Research, 11, 3, s. 210–212.
- Quijas S., Jackson L.E., Maass M., Schmid B., Raffaelli D., Balvanera P., 2012, *Plant diversity and generation of ecosystem services at the landscape scale: expert knowledge assessment*, Journal of Applied Ecology, 49, 4, s. 929–940.
- Quijas S., Schmid B., Balvanera P., 2010, *Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new synthesis*, Basic and Applied Ecology, 11, 7, s. 582–593.

- Rąkowski G., 2011, *Waloryzacja obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 w Polsce*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 47, s. 146–162.
- Rąkowski G. (red.), 2005, *Rezerваты przyrody w Polsce Północnej*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Rambler M.B., Margulis L., Fester R., 1989, *Global Ecology: Towards a Science of the Biosphere*, Academic Press, Boston.
- Ratajczak W., 2008, *Modele ekonometrii przestrzennej w analizie regionalnej* [w:] Strykiewicz T., Czyż T. (red.), *O nowy kształt badań regionalnych w geografii i gospodarce przestrzennej*, Biuletyn KPZK PAN, 237, s. 186–202.
- Raymond C.M., Bryan B.A., MacDonald D.H., Cast A., Strathearn S., Grandgirard A., Kalivas T., 2009, *Mapping community values for natural capital and ecosystem services*, Ecological Economics, 68, 5, s. 1301–1315.
- Rejmánek M., Richardson D.M., Pyšek P., 2005, *Plant invasions and invasibility of plant communities* [w:] van der Maarel E. (red.), *Vegetation Ecology*, Blackwell Science Ltd., Oxford, s. 332–355.
- Richardson D.M., Allsopp N., D'Antonio C.M., Milton S.J., Rejmánek M., 2000, *Plant invasions – the role of mutualisms*, Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, 75, 1, s. 65–93.
- Richling A., 1985a, *Ocena warunków przyrodniczych w granicach mikroregionów* [w:] Stasiak A. (red.), *Województwo Suwalskie. Studia i materiały*, 1, Ośrodek Badań Naukowych w Białymstoku, IGiPZ PAN w Warszawie, Białystok, s. 205–213.
- Richling A., 1985b, *Regionalizacja fizycznogeograficzna województwa* [w:] Stasiak A. (red.), *Województwo Suwalskie. Studia i materiały*, 1, Ośrodek Badań Naukowych w Białymstoku, IGiPZ PAN w Warszawie, Białystok, s. 169–200.
- Richling A., 1985c, *Typologia mikroregionów fizycznogeograficznych w granicach województwa suwalskiego*, Przegląd Geograficzny, 57, 1–2, s. 123–138.
- Richling A., Solon J., 2011, *Ekologia krajobrazu*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Richling A., Solon J. (red.), 2001, *Z badań nad strukturą i funkcjonowaniem Wigierskiego Parku Narodowego*, Wydawnictwo Akademickie „Dialog”, Warszawa.
- Richling A., Solon J., Malinowska E., 2001, *Zasoby i walory krajobrazowe Wigierskiego Parku Narodowego* [w:] Richling A., Solon J. (red.), *Z badań nad strukturą i funkcjonowaniem Wigierskiego Parku Narodowego*, Wydawnictwo Akademickie „Dialog”, Warszawa, s. 209–222.
- Ridder B., 2008, *Questioning the ecosystem services argument for biodiversity conservation*, Biodiversity Conservation, 17, 4, s. 781–790.
- Riera J.L., Magnuson J.J., Vande Castle J.R., MacKenzie M.D., 1998, *Analysis of large-scale spatial heterogeneity in vegetation indices among North American landscapes*, Ecosystems, 1, 3, s. 268–282.
- Rodríguez-Loinaz G., Alday J.G., Onaindia M., 2015, *Multiple ecosystem services landscape index: A tool for multifunctional landscapes conservation*, Journal of Environmental Management, 147, s. 152–163.
- Rogall H., 2010, *Ekonomia zrównoważonego rozwoju – potrzeba reformy tradycyjnej ekonomii* [w:] Poskrobko B. (red.), *Ekonomia zrównoważonego rozwoju. Zarys problemów badawczych i dydaktycznych*, WSE, Białystok, s. 11–43.
- Rogowski M., 2012, *Ocena atrakcyjności turystycznej szlaków pieszych na wybranych przykładach z Dolnego Śląska*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Romer E., 1949, *Regiony klimatyczne Polski*, Prace Wrocławskiego Towarzystwa Naukowego, ser. B, 16, Wrocławskie Towarzystwo Naukowe, Wrocław.
- Roo-Zielińska E., 2014, *Wskaźniki ekologiczne zespołów roślinnych Polski*, Wydawnictwo Akademickie Sedno, Warszawa.
- Roo-Zielińska E., Affek A., Kowalska A., Grabińska B., Kruczkowska B., Wolski J., Solon J., Degórski M., Kołaczowska E., Regulska E., Zawiska I., 2016, *Potential of provisioning and regulating ecosystem services in postglacial landscape*, Ekonomia i Środowisko, 4, 59, s. 274–291.
- Roo-Zielińska E., Grabińska B., 2012, *Ecosystem services – classification and different approaches at various levels of biosphere organisation – a literature review*, Geographia Polonica, 85, 2, s. 65–81.
- Roo-Zielińska E., Grabińska B., 2014, *Relation between characteristics of natural environment and ecosystem services offered, their indices and measures (case study of three communes of Podlaskie voivodship)*, Economics and Environment, 4, 51, s. 111–124.
- Roo-Zielińska E., Matuszkiewicz J.M., 2016, *Ancient and recent (post-agricultural) forest communities as indicators of environmental conditions in north-eastern Poland (Masuria and Kurpie region)*, Geographia Polonica, 89, 3, s. 287–309.
- Roo-Zielińska E., Solon J., Degórski M., 2007, *Ocena stanu i przekształceń środowiska przyrodniczego na podstawie wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych*, IGiPZ PAN Monografie 9.

- Rosin Z.M., Takacs V., Báldi A., Banaszak-Cibicka W., Dajdok Z., Dolata P.T., Kwieciński Z., Łangowska A., Moroń D., Skórka P., Tobółka M., Tryjanowski P., Wuczyński A., 2011, *Koncepcja świadczeń ekosystemowych i jej znaczenie w ochronie przyrody krajobrazu rolniczego*, Chronimy Przyrodę Ojczystą, 67, 1, s. 3–20.
- Rotnicki K., Starkel L., 1999, *Przekształcenie rzeźby w holocenie* [w:] Starkel L. (red.), *Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 137–159.
- Rusch A., Chaplin-Kramer R., Gardiner M.M., Hawro V., Holland J., Landis D., Thies C., Tschardt T., Weisser W.W., Winqvist C., Woltz M., Bommarco R., 2016, *Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis*, Agriculture, Ecosystems & Environment, 221, s. 198–204.
- Rybak-Chmielewska H., Szczęśna T., Waś E., Jaśkiewicz K., Teper D., 2013, *Characteristics of Polish unifloral honeys IV. Honeydew honey, mainly Abies alba L.*, Journal of Apicultural Science, 57, 1, s. 51–59.
- Ryzkowski L., Bałazy S. (red.), 1994, *Functional appraisal of agricultural landscape in Europe (Seminar 1992)*, Research Center for Agricultural and Forest Environment PAS, Poznań.
- Saastamoinen O., Matero J., Horne P., Kniivilä M., Haltia E., Vaara M., Mannerkoski H., 2014, *Classification of boreal forest ecosystem goods and services in Finland*, Reports and Studies in Forestry and Natural Sciences, 11, University of Eastern Finland, Joensuu.
- Sagie H., Morris A., Rofé Y., Orenstein D.E., Groner E., 2013, *Cross-cultural perceptions of ecosystem services: A social inquiry on both sides of the Israeli-Jordanian border of the Southern Arava Valley Desert*, Journal of Arid Environments, 97, s. 1–11.
- Sandalj M., Treydte A.C., Ziegler S., 2016, *Is wild meat luxury? Quantifying wild meat demand and availability in Hue, Vietnam*, Biological Conservation, 194, s. 105–112.
- Scholte S.S.K., van Teeffelen A.J.A., Verburg P.H., 2015, *Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: A review of concepts and methods*, Ecological Economics, 114, s. 67–78.
- Schulp C.J.E., Thuiller W., Verburg S.H., 2014, *Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service*, Ecological Economics, 105, s. 292–305.
- Schumacher E.F., 1973, *Small is beautiful: A Study of Economics As If People Mattered*, Blond and Briggs, London.
- Science for Environment Policy, 2015, *Ecosystem Services and the Environment*. In-depth Report 11 produced for the European Commission, DG Environment by the Science Communication Unit, UWE, Bristol.
- Seamans G.S., 2013, *Mainstreaming the environmental benefits of street trees*, Urban Forestry & Urban Greening, 12, 1, s. 2–11.
- Sears P.B., 1956, *The processes of environmental change by man* [w:] Thomas W.L. (red.), *Man's Role in Changing the Face of the Earth (Volume 2)*, University of Chicago Press, Chicago.
- Semkiw P., 2015, *Sektor pszczelarski w Polsce w 2015 roku*, Instytut Ogrodnictwa, Zakład Pszczelnictwa, Puławy.
- Semkiw P., Ochal J., 2009, *Analiza sektora pszczelarskiego w Polsce dla opracowania Krajowego Programu Wsparcia Pszczelarstwa w latach 2010–2013*, Instytut Sadownictwa i Kwiaciarnictwa, Oddział Pszczelnictwa, Puławy.
- Shannon C.E., Weaver W., 1949, *The Mathematical Theory of Communication*, University of Illinois Press, Chicago.
- Sidorovich V.E., Jędrzejewska B., Jędrzejewski W., 1996, *Winter distribution and abundance of mustelids and beavers in the river valleys of Białowieża Primeval Forest*, Acta Theriologica, 41, 2, s. 155–170.
- Sikorski P., Pawlikowski P., Solon J., Skrajna T., Wołkowycki D., Wierzba M., 2013a, *Plan ochrony dla Wigierskiego Parku Narodowego i obszaru Natura 2000 Ostoja Wigierska PLH200004 w granicach Parku. Operat ochrony lądowych ekosystemów nieleśnych, torfowiskowych i bagiennych*, Warszawa, Białystok, Olsztyn, Suwałki (niepubl.).
- Sikorski P., Solon J., Żoźnierczuk M., Sikorska D., 2013b, *Plan ochrony dla Wigierskiego Parku Narodowego i obszaru Natura 2000 Ostoja Wigierska. Aktualizacja „Operatu ochrony zasobów i walorów krajobrazowych”*, Warszawa, Białystok, Olsztyn, Suwałki (niepubl.).
- Simberloff D., Von Holle B., 1999, *Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? Biological Invasions*, 1, 1, s. 21–32.
- Skorupski M., Małek S., Patalan-Misiaszek I., Zwyczaj M., Nowiński M., 2011, *Badanie zawartości węgla w ściółce i glebie* [w:] *Raport końcowy z realizacji tematu badawczego „Bilans węgla w biomacie drzew głównych gatunków lasotwórczych Polski”*. Część III A. Wyniki, Poznań, s. 6–76.
- Smirnov V.V., Tretyakov K., 1998, *Changes in aquatic plant communities on the island of Valaam due to invasion by muskrat Ondatra zibethicus L. (Rodentia, Mammalia)*, Biodiversity and Conservation, 7, 5, s. 673–690.
- Smolska E., 2002, *The intensity of soil erosion in agricultural areas in North-Eastern Poland*, Landform Analysis, 3, s. 25–33.
- Snäll T., Berglund H., Bengtsson J., Moen J., 2015, *Mapping multiple ecosystem services (Sweden) [w:] Mapping and assessment of forest ecosystems and their services – Applications and guidance for decision making in the framework of MAES*, JRC Science for Policy report, s. 44–47.

- Söderström B., Svensson B., Vessby K., Glimskär A., 2001, *Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors*, Biodiversity and Conservation, 10, 11, s. 1839–1863.
- Sodhi N.S., Lee T.M., Sekercioglu C.H., Webb E.L., Prawiradilaga D.M., Lohman D.J., Pierce N.E., Diesmos A.C., Rao M., Ehrlich P.R., 2010, *Local people value environmental services provided by forested parks*, Biodiversity and Conservation, 19, 4, s. 1175–1188.
- Soil Survey Staff, 1999, *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*, Agriculture Handbook, 436, Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture, Washington.
- Soini K., Vaarala H., Pouta E., 2012, *Residents' sense of place and landscape perceptions at the rural-urban interface*, Landscape and Urban Planning, 104, 1, s. 124–134.
- Sokołowski A.W., 1966, *Fitosocjologiczna charakterystyka borów iglastych w Puszczy Augustowskiej*, Prace IBL, 306, s. 107–125.
- Sokołowski A.W., 1968, *Zespoły roślinne Nadleśnictwa Suwałki w Puszczy Augustowskiej*, Prace IBL, 349, s. 171–213.
- Sokołowski A.W., 1980, *Zbiorowiska leśne północno-wschodniej Polski*, Monographiae Botanicae, 60, Polskie Towarzystwo Botaniczne, Warszawa.
- Sokołowski A.W., 1988, *Fitosocjologiczna charakterystyka zbiorowisk roślinnych Wigierskiego Parku Narodowego*, Prace IBL, 673, s. 3–80.
- Solon J., 1983, *The local complex of phytocenoses and the vegetation landscape – fundamental units of the spatial organization of the vegetation above the phytocenose level*, Acta Botanica Hungarica, 29, 1–4, s. 377–384.
- Solon J., 1993, *Changes in the vegetation landscape in the Pińczów environs (S Poland)*, Phytocoenologia, 21, 4, s. 387–409.
- Solon J., 2004, *Zastosowanie koncepcji potencjałów krajobrazowych dla oceny stopnia spójności krajobrazu* [w:] Cieszevska A. (red.), *Płaty i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji*, Problemy Ekologii Krajobrazu, 14, s. 29–43.
- Solon J., 2008, *Koncepcja „Ecosystem Services” i jej zastosowania w badaniach ekologiczno-krajobrazowych* [w:] Chmielewski T.J. (red.), *Struktura i funkcjonowanie systemów krajobrazowych: meta-analizy, modele, teorie i ich zastosowania*, Problemy Ekologii Krajobrazu, 21, s. 25–44.
- Solon J., Chmielewski T.J., Myga-Piątek U., Kistowski M., 2015, *Identyfikacja i ocena krajobrazów Polski – etapy i metody postępowania w toku audytu krajobrazowego w województwach*, Problemy Ekologii Krajobrazu, 40, s. 55–76.
- Staniszewski P., 2013, *Uwarunkowania budowy systemu niedrzewnego użytkowania lasu*, Rozprawy Naukowe i Monografie, ser. 425, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Staniszewski P., Janeczko E., 2012, *Problemy udostępniania lasów w kontekście użytkowania zasobów runa*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, 14, 32, 3, s. 161–170.
- Staniszewski P., Nowacka W.Ł., 2014, *Leśne pożytki niedrzewne jako dziedzina nauki oraz element gospodarki leśnej*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, 16, 38, 1, s. 61–68.
- Stasiak J., 1971, *Holocen Polski północno-wschodniej*, Rozprawy Uniwersytetu Warszawskiego, 47, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Stępniewska M., Zwierzchowska I., Mizgajski A., 2017, *Capability of the Polish legal system to introduce the ecosystem services approach into environmental management*, Ecosystem Services, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.025>, in press.
- Stopa-Boryczka M. (red.), Martyn D., Boryczka J., Wawer J., Ryczywolska E., Kopacz-Lembowicz M., Kossowska-Cezak U., Lenart W., Danielak D., Styś K., 1986, *Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce. IV. Klimat północno-wschodniej Polski*, Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., 2005, *Klimat* [w:] Richling A., Ostaszewska K. (red.), *Geografia fizyczna Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 84–127.
- Stopa-Boryczka M., Boryczka J., Wawer J., Grabowska K., Dobrowolska M., Osowiec M., Błażek E., Skrzypczuk J., Grzęda M., 2013, *Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce. XXX. Klimat północno-wschodniej Polski według podziału fizycznogeograficznego J. Kondrackiego i J. Ostrowskiego*, WGiSR UW, Warszawa.
- Stopa-Boryczka M., Martyn D., 1985, *Klimat* [w:] Stasiak A. (red.), *Województwo Suwalskie. Studia i materiały*, 1, Ośrodek Badań Naukowych w Białymstoku, IGiPZ PAN w Warszawie, Białystok, s. 81–118.
- Strategiczny plan adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu do roku 2020 z perspektywą do roku 2030*, 2013, Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Sudra P., 2015, *Usługi ekosystemowe na tle wybranych koncepcji ekologii miasta*, Człowiek i Środowisko, 39, 1, s. 61–73.

- Swenson J.E., Angelstam P., 1993, *Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession*, Canadian Journal of Zoology, 71, 7, s. 1303–1310.
- Swift M.J., Izac A.-M.N., van Noordwijk M., 2004, *Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes – are we asking the right questions?*, Agriculture, Ecosystems & Environment, 104, 1, s. 113–134.
- Syrbe R.-U., Walz U., 2012, *Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics*, Ecological Indicators, 21, s. 80–88.
- Szczepanowska H.B., 2014, *Rola i znaczenie drzew w mieście, usługi ekosystemowe drzew i wycena ich wartości*, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Mieszkalnictwa, Warszawa.
- Szklanowska K., 1973, *Bory jako baza pożytkowa pszczół*, Pszczelnicze Zeszyty Naukowe, 17, s. 51–85.
- Szklanowska K., 1979, *Nektarowanie i wydajność miodowa ważniejszych roślin runa lasu liściastego*, Pszczelnicze Zeszyty Naukowe, 23, s. 123–130.
- Szneidrowski M. (red.), 2014, *Plan ochrony dla Wigierskiego Parku Narodowego i obszaru Natura 2000 Ostoja Wigierska PLH200004. Operat ochrony ekosystemów leśnych*, Warszawa, Białystok, Olsztyn, Suwałki (niepubl.).
- Szumacher I., 2011, *Funkcje terenów zieleni miejskiej a świadczenia ekosystemów*, Prace i Studia Geograficzne, 46, s. 169–176.
- Szwarczewski P., Kupryjanowicz M., 2008, *Etapy rozwoju zagłębi bezodpływowych w okolicach Sejn* [w:] Wacnik A., Madeyska E. (red.), *Polska północno-wschodnia w holocenie. Człowiek i jego środowisko*, Botanical Guidebooks, 30, W. Szafer Institute of Botany PAS, Kraków, s. 195–205.
- Szysko J., Rylke J., Jeżewski P., Dymitryszyn I. (red.), 2010, *Ocena i wycena zasobów przyrodniczych*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Świtoniak M., 2014, *Use of soil profile truncation to estimate influence of accelerated erosion on soil cover transformation in young morainic landscapes, North-Eastern Poland*, Catena, 116, s. 173–184.
- Taki H., Okochi I., Okabe K., Inoue T., Goto H., Matsumura T., Makino S., 2013, *Succession influences wild bees in a temperate forest landscape: the value of early successional stages in naturally regenerated and planted forests*, PLoS ONE, 8, 2: e56678.
- Tallis H., Mooney H., Andelman S., Balvanera P., Cramer W., Karp D., Polasky S., Reyers B., Ricketts T., Running S., Thonicke K., Tietjen B., Walz A., 2012, *A Global System for Monitoring Ecosystem Service Change*, BioScience, 62, 11, s. 977–986.
- Tamhane A.C., 1977, *Multiple comparisons in model i one-way anova with unequal variances*, Communications in Statistics – Theory and Methods, 6, 1, s. 15–32.
- Tansley A.G., 1935, *The use and abuse of vegetational concepts and terms*, Ecology, 16, 3, s. 284–307.
- TEEB, 2008, *The economics of ecosystems and biodiversity. An interim report*, European Communities.
- TEEB, 2010, *The economics of ecosystems and biodiversity. Ecological and Economic Foundation*, Earthscan, London and Washington.
- TEEB, 2011, *Poradnik TEEB dla miast: usługi ekosystemów w gospodarce miejskiej*, Fundacja Sendzimira, Kraków.
- Terkenli T.S., 2001, *Towards a theory of the landscape: the Aegean landscape as a cultural image*, Landscape and Urban Planning, 57, 3–4, s. 197–208.
- Thompson L.M., Troeh F.R., 1978, *Gleba i jej żyzność*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Tokarska-Guzik B., 2005, *The Establishment and spread of alien plant species (Kenophytes) in the flora of Poland*, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
- Turkelboom F., Raquez P., Dufrene M., Raes L., Simoens I., Jacobs S., Stevens M., De Vreese R., Panis J., Hermly M., Thoonen M., Liekens I., Fontaine C.M., Dendoncker N., van der Biest K., Casaer J., Heyrman H., Meiresonne L., Keune H., 2014, *CICES going local: Ecosystem services classification adapted for a highly populated country* [w:] Jacobs S., Dendoncker N., Keune H. (red.), *Ecosystem Services – Global Issues, Local Practices*, Elsevier, Boston, s. 223–247.
- Turkelboom F., Thoonen M., Jacobs S., García-Llorente M., Martín-López B., Berry P., 2016, *Ecosystem service trade-offs and synergies* [w:] Potschin M.B., Jax K. (red.), *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*. EC FP7 Grant Agreement No. 308428.
- Turner K.G., Vestergaard Odgaard M., Bøcher P.K., Dalgaard T., Svenning J.-C., 2014, *Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape*, Landscape and Urban Planning, 125, s. 89–104.
- Turner R.K., Adger W.N., Brouwer R., 1998, *Ecosystem services value, research needs, and policy relevance: a commentary*, Ecological Economics, 25, s. 61–65.
- Turner R.K., Paavola J., Cooper P., Farber S., Jessamy V., Georgiou S., 2003, *Valuing nature: lessons learned and future research directions*, Ecological Economics, 46, s. 493–510.
- Tuxen R., 1956, *Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung*, Angewandte Pflanzenzoologie, 13, s. 5–42.

- Tzoulas K., James P., 2010, *People's use of, and concerns about, green space networks: A case study of Birchwood, Warrington New Town, UK*, Urban Forest & Urban Greening, 9, 2, s. 121–128.
- Uggla H., Mirowski Z., Grabarczyk S., Nożyński A., Rytelewski J., Solarzski H., 1968, *Proces erozji wodnej w terenach pagórkowatych północno-wschodniej części Polski*, Roczniki Gleboznawcze, 18, 2, s. 415–447.
- UK NEA, 2014, *The UK National Ecosystem Assessment follow-on: synthesis of the key findings*, UNEP-WCMC/LWEC, UK.
- Ulrich B., Meiwes K., König N., Khanna K., 1984, *Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden*, Forst und Holz, 39, 1, s. 278–286.
- van Berkel D.B., Verburg P.H., 2014, *Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape*, Ecological Indicators, 37, Part A, s. 163–174.
- van Zanten B.T., Zasada I., Koetse M.J., Ungaro F., Häfner K., Verburg P.H., 2016, *A comparative approach to assess the contribution of landscape features to aesthetic and recreational values in agricultural landscapes*, Ecosystem Services, 17, s. 87–98.
- Verhagen W., Van Teeffelen A.J.A., Compagnucci A.B., Poggio L., Gimona A., Verburg P.H., 2016, *Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland*, Landscape Ecology, 31, 7, s. 1457–1479.
- Vihervaara P., Kumpula T., Tanskanen A., Burkhard B., 2010, *Ecosystem services – A tool for sustainable management of human – environment systems. Case study Finnish Forest Lapland*, Ecological Complexity, 7, 3, s. 410–420.
- Villamagna A.M., Angermeier P.M., Bennett E.M., 2013, *Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery*, Ecological Complexity, 15, s. 114–121.
- Vogt W., 1948, *Road to Survival*, William Sloan Associates, New York.
- Vos C.C., Grashof-Bokdam C.J., Opdam P.F.M., 2014, *Biodiversity and ecosystem services: does species diversity enhance effectiveness and reliability? A systematic literature review*, Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment (WOT Natuur & Milieu). WOT-technical report, 25, Wageningen.
- Wacław B., Kasperowicz A., 2012, *Program Ochrony Środowiska Powiatu Suwalskiego na lata 2012–2015*, Instytut Zrównoważonego Rozwoju, Białystok.
- Wagner I., Krauze K., Jurczak T., Zalewski M., 2015, *Zielono-błękitna infrastruktura a retencja krajobrazowa w miastach*, Wodociągi-Kanalizacja, 9, 139, s. 22–25.
- Wagner I., Krauze K., Zalewski M., 2013, *Błękitne aspekty zielonej infrastruktury* [w:] Bergier T., Kronenberg J., Lisicki P. (red.), *Przyroda w mieście – Rozwiązania*, ser. „Zrównoważony rozwój – zastosowania”, 4, Fundacja Sendzimira, Kraków, s. 144–155.
- Wall D.H., Bardgett R.D., Behan-Pelletier V., Herrick J.E., Jones T.H., Ritz K., Six J., Strong D.R., van der Putten W.H. (red.), 2012, *Soil Ecology and Ecosystem Services*, Oxford University Press.
- Wallace K., 2008, *Ecosystem services: Multiple classifications or confusion?* Biological Conservation, 141, 2, s. 353–354.
- Warakomska Z., 1972, *Badania nad wydajnością pyłkową roślin, Pszczelnicze Zeszyty Naukowe*, 16, s. 63–96.
- Ward O.G., Wurster-Hill D.H., 1990, *Nyctereutes procyonoides*, The American Society of Mammologists, Mammalian species, 358, s. 1–5.
- Wartości nierynkowych korzyści z lasów. Metody wyceny oraz zastosowanie wyników w analizach ekonomicznych*, 2011, Warszawski Ośrodek Ekonomii Ekologicznej, Instytut Badawczy Leśnictwa, Econ Pöyry, Oslo, Warszawa.
- Weiner J., 1999, *Życie i ewolucja biosfery*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Weisner J., Bergmann H.H., Klaus S., Müller F., 1977, *Siedlungsdichte und Habitatstruktur des Haselhuhns (Bonasa bonasia) im Waldgebiet von Bialowieża (Polen)*, Journal für Ornithologie, 118, 1, s. 1–20.
- Westrich P., 1996, *Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats* [w:] Matheson A., Buchmann S.L., O'Toole C., Westrich P., Williams I.H. (red.), *The Conservation of Bees*, Linnean Society Symposium Series, 18, Academic Press, London, s. 1–16.
- Wicik B., 2005, *Gleby* [w:] Richling A., Ostaszewska K. (red.), *Geografia fizyczna Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 201–244.
- Więckowski K., 1988, *Stosunki wodne i ewolucja systemu jezior* [w:] Kostrowicki A.S. (red.), *Studium geoekologiczne rejonu jezior wigierskich*, Prace Geograficzne, 147, IGI PAN, Warszawa, s. 31–44.
- Więclaw M., 2004, *Masy powietrza nad Polską i ich wpływ na typy pogody*, Wydawnictwo Akademii Bydgoskiej im. Kazimierza Wielkiego, Bydgoszcz.
- Wiggering H., Müller F. (red.), 2004, *Umweltziele und Indikatoren*, Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.), 2010, *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*, OTOP, Marki.
- Wilson C.L., Matthews W.H., 1970, *Man's impact on the global environment: assessment and recommendations for action*, Study of Critical Environmental Problems (SCEP), MIT Press, Cambridge, Massachusetts.

- Winfree R., 2010, *The conservation and restoration of wild bees*, Annals of the New York Academy of Sciences, 1195, s. 169–197.
- Winfree R., Fox J.W., Williams N.M., Reilly J.R., Cariveau D.P., 2015, *Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service*, Ecology Letters, 18, 7, s. 626–635.
- Winpenny J., 1995, *Wartość środowiska. Metody wyceny ekonomicznej*, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa.
- Witek T. (red.), 1981, *Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski według gmin*, IUNG, Puławy.
- Witek T. (red.), 1994, *Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski według gmin. Suplement*, IUNG, Puławy.
- Witek T., Górski T., 1977, *Przyrodnicza bonitacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce*, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- Witkowska-Zuk L., 2008, *Atlas roślinności lasów*, Multico Oficyna wydawnicza, Warszawa.
- Wolfe L.M., 2002, *Why alien invaders succeed: support for the escape-from-enemy hypothesis*, The American Naturalist, 160, 6, s. 705–711.
- Wołosowicz S., 1926, *Morena denna tzw. „transgresji wigierskiej” i jej znaczenie w budowie dyliuwium Pojezierza Suwalskiego*, Sprawozdanie Państwowego Instytutu Geologicznego, 3, 3–4, s. 434–465.
- Woś A., 1999, *Klimat Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Woś A., 2010, *Klimat Polski w drugiej połowie XX wieku*, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- Wysota W., Sokołowski R., Rzadkowski R., Molewski P., Szymańska J., 2004, *Stratygrafia nasunięć glacialnych i dynamika ostatniego lądolodu zlodowacenia Wisły w Polsce* [w:] Ber A., Krysiak Z., Lisicki S. (red.), *Zlodowacenia i interglacjały wschodniej Polski. Problemy plejstocenu Wysoczyzny Białostockiej*, XI Konferencja „Stratygrafia Plejstocenu Polski”, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, s. 81–82.
- Záhlavová L., Konvička M., Fric Z., Hula V., Filipová L., 2009, *Landscape heterogeneity and species richness and composition: a middle scale study*, Ekológia (Bratislava), 28, 4, s. 346–362.
- Zasady, Kryteria i Wskaźniki Dobrej Gospodarki Leśnej w Polsce. Dokument standardów obowiązujących w certyfikacji obszarów leśnych w systemie Forest Stewardship Council w Polsce*, 2010, Związek Stowarzyszeń Grupa Robocza FSC-Polska.
- Zawadzka D., Zawadzki J., 2006, *Ptaki jako gatunki wskaźnikowe różnorodności biologicznej i stopnia naturalności lasów*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, 8, 4, 14, s. 249–262.
- Zhang Y., Wang R., Kaplan D., Liu J., 2015, *Which components of plant diversity are most correlated with ecosystem properties? A case study in a restored wetland in northern China*, Ecological Indicators, 49, s. 228–236.
- Zhang Z., Gao J., 2016, *Linking landscape structures and ecosystem service value using multivariate regression analysis: a case study of the Chaohu Lake Basin, China*, Environmental Earth Science, 75, 3, s. 1–16.
- Zieliński T., 1993, *Sandry Polski północno-wschodniej – osady i warunki sedymentacji*, Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego, 1398, Uniwersytet Śląski, Katowice.
- Ziemiński S., 1978, *Erozja wodna*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Zimmermann K., Fric Z., Filipová L., Konvička M., 2005, *Adult demography, dispersal and behaviour of *Brenthis ino* (Lepidoptera: Nymphalidae): how to be a successful wetland butterfly*, European Journal of Entomology, 102, 4, s. 699–706.
- Zulian G., Maes J., Paracchini M.L., 2013, *Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe*, Land, 2, 3, s. 472–492.
- Żmudzka E., 2011, *Klimat okolic Kuźnicy Białostockiej*, Zeszyty Naukowe, 7, ser. geograficzno-turystyczna, 4, Szkoła Wyższa Przymierza Rodzin, Warszawa, s. 69–79.
- Zydroń A., Szoszkiewicz K., 2013, *Wartość środowiska a gotowość społeczeństwa do zapłacenia za to dobro*, Rocznik Ochrona Środowiska, 15, s. 2874–2886.
- Żylicz T., 2000, *Costing Nature in a Transition Economy. Case Studies in Poland*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Żylicz T., 2010, *Wycena usług ekosystemowych. Przegląd wyników badań światowych*, Ekonomia i Środowisko, 1, 37, s. 31–45.
- Żylicz T., 2012, *Valuating ecosystem services*, Ekonomia i Środowisko, 2, 42, s. 18–38.
- Żylicz T., Giergiczyński M., 2013, *Wycena pozaprodukcyjnych funkcji lasu. Raport końcowy*, Wydział Nauk Ekonomicznych UW, Warszawa.

Akty prawne

(układ tematyczno-chronologiczny)

Konwencje, umowy i strategie międzynarodowe

- Konwencja o obszarach wodno-błotnych mających znaczenie międzynarodowe, zwłaszcza jako środowisko życiowe ptactwa wodnego, sporządzona w Ramsarze dnia 2 lutego 1971 r. (Dz.U. z 1978 r. nr 7, poz. 24).
- Konwencja o różnorodności biologicznej, sporządzona w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r. (Dz.U. z 2002 r. nr 184, poz. 1532).
- Europejska Konwencja Krajobrazowa, sporządzona we Florencji dnia 20 października 2000 r. (Dz.U. z 2006 r. nr 14, poz. 98).
- Nasze ubezpieczenie na życie i nasz kapitał naturalny – unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. (COM(2011) 244).

Akty

- Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (Dz.U. z 1991 r. nr 101, poz. 444, z późn. zm.).
- Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska z dnia 25 sierpnia 1992 r. w sprawie szczegółowych zasad i trybu uznawania lasów za ochronne oraz szczegółowych zasad prowadzenia w nich gospodarki leśnej (Dz.U. z 1992 r. nr 67, poz. 337).
- Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz.U. z 1995 r. nr 16, poz. 78 z późn. zm.).
- Ustawa z dnia 13 października 1995 r. Prawo łowieckie (tekst jednolity Dz.U. z 2015 r., poz. 2168).
- Rozporządzenie Nr 62/97 Wojewody Suwalskiego z dnia 14 maja 1997 r. w sprawie określenia granic i powierzchni obwodów łowieckich na terenie województwa suwalskiego (Dz. Urz. Woj. Suwal. 1997 nr 25, poz. 166).
- Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz.U. z 2003 r. nr 80, poz. 717).
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (tekst jednolity Dz.U. z 2016 r., poz. 2134).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz.U. z 2011 r. nr 210, poz. 1260).
- Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 17 listopada 2011 r. w sprawie bazy danych obiektów topograficznych oraz bazy danych obiektów ogólnogeograficznych, a także standardowych opracowań kartograficznych. Opis baz danych obiektów topograficznych i ogólnogeograficznych oraz standardy techniczne tworzenia map. Tom 1 (Dz.U. z 2011 r. nr 279, poz. 1642).
- Uchwała nr 239 Rady Ministrów z dnia 13 grudnia 2011 r. w sprawie przyjęcia Koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030 (M.P. 2012, poz. 252).
- Uchwała nr XXIV/285/12 Sejmiku Województwa Podlaskiego z dnia 21 grudnia 2012 r. w sprawie dokonania podziału Województwa Podlaskiego na obwody łowieckie (Dz. Urz. Woj. Podl. 2013, poz. 325).
- Uchwała nr 58 Rady Ministrów z dnia 15 kwietnia 2014 r. w sprawie przyjęcia Strategii „Bezpieczeństwo Energetyczne i Środowisko – perspektywa do 2020 r.” (M.P. 2014, poz. 469).
- Uchwała nr 198 Rady Ministrów z dnia 20 października 2015 r. w sprawie przyjęcia Krajowej Polityki Miejskiej (M.P. 2015, poz. 1235).
- Uchwała nr 213 Rady Ministrów z dnia 6 listopada 2015 r. w sprawie zatwierdzenia „Programu ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej wraz z Planem działań na lata 2015–2020” (M.P. 2015, poz. 1207).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. z 2016 r., poz. 1395).

Parki narodowe

- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 27 czerwca 1988 r. w sprawie utworzenia Wigierskiego Parku Narodowego (Dz.U. z 1988 r. nr 25, poz. 173).
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 6 marca 1997 r. w sprawie Wigierskiego Parku Narodowego (Dz.U. z 1997 r. nr 24, poz. 124).

Rezerваты przyrody

- Zarządzenie Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 31 października 1959 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. 1959 nr 96, poz. 516).
- Zarządzenie Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 11 sierpnia 1980 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. 1980 nr 19, poz. 94).
- Zarządzenie Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 24 listopada 1983 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. 1983 nr 39, poz. 230).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 marca 2005 r. w sprawie rodzajów, typów i podtypów rezerwatów przyrody (Dz.U. z 2005 r. nr 60, poz. 533).
- Zarządzenie Nr 36/2011 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 20 grudnia 2011 r. w sprawie rezerwatu przyrody „Pomorze” (Dz. Urz. Woj. Podl. 2012, poz. 5).
- Zarządzenie nr 37/2011 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 20 grudnia 2011 r. w sprawie rezerwatu przyrody „Tobolinka” (Dz. Urz. Woj. Podl. 2012, poz. 6).
- Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 1 sierpnia 2016 r. zmieniające zarządzenie w sprawie rezerwatu przyrody „Jezioro Kalejty” (Dz. Urz. Woj. Podl. 2016, poz. 3211).

Obszary chronionego krajobrazu

- Rozporządzenie Nr 6/91 Wojewody Suwalskiego z dnia 2 maja 1991 r. w sprawie zasad gospodarki przestrzennej na obszarach chronionego krajobrazu i wokół jezior województwa suwalskiego (Dz. Urz. Woj. Suwal. 1991 nr 17, poz. 167).
- Uchwała Nr XII/88/15 Sejmiku Województwa Podlaskiego z dnia 22 czerwca 2015 r. w sprawie Obszaru Chronionego Krajobrazu „Pojezierze Północnej Suwalszczyzny” (Dz. Urz. Woj. Podl. 2015, poz. 2116).
- Uchwała Nr XII/89/15 Sejmiku Województwa Podlaskiego z dnia 22 czerwca 2015 r. w sprawie Obszaru Chronionego Krajobrazu „Puszcza i Jeziora Augustowskie” (Dz. Urz. Woj. Podl. 2015, poz. 2117).
- Uchwała Nr XII/90/15 Sejmiku Województwa Podlaskiego z dnia 22 czerwca 2015 r. w sprawie Obszaru Chronionego Krajobrazu „Dolina Rospudy” (Dz. Urz. Woj. Podl. 2015, poz. 2118).
- Uchwała Nr XII/94/15 Sejmiku Województwa Podlaskiego z dnia 22 czerwca 2015 r. w sprawie Obszaru Chronionego Krajobrazu „Pojezierze Sejneńskie” (Dz. Urz. Woj. Podl. 2015, poz. 2122).

Natura 2000

- Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz. Urz. WE L 206 z 22.07.1992 r., s. 7, z późn. zm.).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2004 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (Dz.U. z 2004 r. nr 229, poz. 2313).
- Decyzja Komisji z dnia 13 listopada 2007 r. przyjmująca, na mocy dyrektywy Rady 92/43/EWG, pierwszy zaktualizowany wykaz terenów mających znaczenie dla Wspólnoty, składających się na kontynentalny region biogeograficzny (notyfikowana jako dokument C(2007)5043)(2008/25/WE) (Dz. Urz. UE L 12 z 15.01.2008 r., s. 383).
- Decyzja Komisji z dnia 12 grudnia 2008 r. przyjmująca na mocy dyrektywy Rady 92/43/EWG drugi zaktualizowany wykaz terenów mających znaczenie dla Wspólnoty składających się na kontynentalny region biogeograficzny (notyfikowana jako dokument nr C(2008) 8039)(2009/93/WE) (Dz. Urz. UE L 43 z 13.02.2009 r., s. 63).
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (Dz. Urz. WE L 20 z 26.01.2010 r., s. 7).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000 (tekst jednolity Dz.U. z 2014 r., poz. 1713).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 stycznia 2011 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków (Dz.U. z 2011 r. nr 25, poz. 133).
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych (Dz. Urz. UE L 317 z 4.11.2014 r., s. 35).
- Decyzja wykonawcza Komisji (UE) 2016/2334 z dnia 9 grudnia 2016 r. w sprawie przyjęcia dziesiątego zaktualizowanego wykazu terenów mających znaczenie dla Wspólnoty składających się na kontynentalny region biogeograficzny (notyfikowana jako dokument nr C(2016) 8191) (Dz. Urz. UE L 353 z 23.12.2016 r., s. 324).

Pomniki przyrody

- Decyzja Prezydium WRN w Białymstoku Nr LXVII/442 z dn. 4.11.1952 r. w sprawie uznania niektórych obiektów za pomniki przyrody (Dz. Urz. WRN w Białymstoku 1952 nr 10, poz. 84).
- Uchwała Nr VI/35 Prezydium WRN w Białymstoku z dn. 03.02.1953 r. w sprawie uznania niektórych obiektów za pomniki przyrody (Dz. Urz. WRN w Białymstoku 1953 nr 3, poz. 13).
- Uchwała Nr XXX/298 Prezydium WRN w Białymstoku z dn. 26.07.1955 r. w sprawie uznania niektórych przedmiotów za pomniki przyrody (Dz. Urz. WRN w Białymstoku 1955 nr 7, poz. 85).
- Uchwała Nr XXIV/212 Prezydium WRN w Białymstoku z dn. 26.06.1956 r. w sprawie uznania niektórych przedmiotów za pomniki przyrody (Dz. Urz. WRN w Białymstoku 1956 nr 3, poz. 12).
- Orzeczenie Wydziału Rolnictwa i Leśnictwa Prezydium WRN w Białymstoku z dn. 11.02.1961 r. w sprawie uznania niektórych tworów za pomniki przyrody i objęcia ich ochroną (Dz. Urz. WRN w Białymstoku 1961 nr 5, poz. 45).
- Decyzja Nr PŁop-410b/3/1-14/69 Wydziału Rolnictwa i Leśnictwa Prezydium WRN w Białymstoku z dn. 5.09.1969 r. w sprawie uznania niektórych tworów za pomniki przyrody i objęcia ich ochroną prawną (Dz. Urz. WRN w Białymstoku 1969 nr 9, poz. 84).
- Orzeczenie Nr 41/78 Wojewody Suwalskiego z dn. 04.11.1978 r. w sprawie uznania za pomniki przyrody tworów przyrody i ich skupień (Dz. Urz. WRN w Suwałkach 1953 nr 11, poz. 46).
- Zarządzenie Nr 12/80 Wojewody Suwalskiego z dn. 12.03.1980 r. w sprawie uznania za pomniki przyrody tworów przyrody i ich skupień (Dz. Urz. WRN w Suwałkach 1980 nr 2, poz. 10).
- Zarządzenie Nr 22/84 Wojewody Suwalskiego z dn. 24.04.1984 r. w sprawie uznania za pomniki tworów przyrody i ich skupień (Dz. Urz. WRN w Suwałkach 1984 nr 7, poz. 26).
- Zarządzenie Nr 18/85 Wojewody Suwalskiego z dn. 18.06.1985 r. w sprawie uznania za pomniki przyrody tworów przyrody i ich skupień (Dz. Urz. Woj. Suwał. 1985 nr 16, poz. 118).
- Zarządzenie Nr 11/86 Wojewody Suwalskiego z dn. 14.04.1986 r. w sprawie uznania za pomniki przyrody tworów przyrody i ich skupień (Dz. Urz. Woj. Suwał. 1986 nr 8, poz. 54).
- Rozporządzenie Nr 6/93 Wojewody Suwalskiego z dn. 18.01.1993 r. w sprawie uznania za pomniki przyrody tworów przyrody i ich skupień (Dz. Urz. Woj. Suwał. 1993 nr 2, poz. 11).
- Rozporządzenie Nr 35/99 Wojewody Podlaskiego z dn. 7.10.1999 r. w sprawie uznania niektórych tworów przyrody za pomniki przyrody i objęcia ich ochroną (Dz. Urz. Woj. Podl. 1999 nr 33, poz. 522).
- Rozporządzenie Nr 28/01 Wojewody Podlaskiego z dn. 3.10.2001 r. w sprawie uznania niektórych tworów przyrody za pomniki przyrody i objęcia ich ochroną (Dz. Urz. Woj. Podl. 2001 nr 45, poz. 758).
- Uchwała Nr XXXI/269/05 Rady Gminy Suwałki z dn. 28.12.2005 r. w sprawie ustanowienia pomnika przyrody (Dz. Urz. Woj. Podl. 2006 nr 39, poz. 470).
- Uchwała Nr III/21/11 Rady Gminy Giby z dn. 17.01.2011 r. w sprawie ustanowienia pomników przyrody (Dz. Urz. Woj. Podl. 2011 nr 52, poz. 636).

Spis rycin

- Rycina 1.1.** Relacje między przyrodą i społeczeństwem w koncepcji usług ekosystemowych
- Rycina 1.2.** Zakres badań
- Rycina 2.1.** Lokalizacja terenu badań wraz z granicami mikroregionów fizycznogeograficznych i jednostek administracyjnych w jego obrębie
- Rycina 2.2.** Mapa hipsometryczna terenu badań z uwzględnieniem sieci drogowej i kolejowej oraz jednostek osadniczych
- Rycina 2.3.** Obszar suwalsko-augustowski w czasie zlodowacenia stadiałów Świecia i leszczyńsko-pomorskiego (źródło: Ber 2000, s. 70, zmienione)
- Rycina 2.4.** Podział hydrograficzny terenu badań (opracowano na podstawie Mapy Podziału Hydrograficznego Polski 1:10 000)
- Rycina 2.5.** Formy ochrony przyrody na badanym terenie
- Rycina 5.1.** Mapa ekosystemów badanych gmin na podstawie legendy proponowanej przez MAES
- Rycina 5.2.** Przykład braku współliniowości przebiegu granic różnych typów ekosystemów (na podstawie danych źródłowych opracowanych w różnych skalach)
- Rycina 5.3.** Różnice zasięgu granic jeziora na przykładzie Mapy Podziału Hydrograficznego Polski (1:10 000) oraz Bazy Danych Obiektów Topograficznych (1:10 000)
- Rycina 5.4.** Mapa typów ekosystemów
- Rycina 5.5.** Porównanie wyników wybranych analiz wykonanych na bazie mapy MAES oraz autorskiej mapy ekosystemów
- Rycina 5.6.** Udział procentowy powierzchni typów ekosystemów na całym obszarze badań oraz w poszczególnych analizowanych gminach
- Rycina 5.7.** Procentowy udział typów ekosystemów w powierzchni Wigierskiego Parku Narodowego w granicach trzech badanych gmin
- Rycina 5.8.** Sumaryczna powierzchnia (ha) olsów i łągów w podziale na kategorie wiekowe w poszczególnych gminach
- Rycina 5.9.** Sumaryczna powierzchnia (ha) grądów, borów i borów mieszanych oraz borów bagiennych i borów mieszanych bagiennych w podziale na kategorie wiekowe w poszczególnych gminach
- Rycina 5.10.** Sumaryczna powierzchnia (ha) trwałych użytków zielonych oraz pól ornych w badanych gminach w podziale na kategorie wilgotnościowe
- Rycina 5.11.** Sumaryczna powierzchnia (ha) obszarów bagiennych różnych kategorii w badanych gminach
- Rycina 5.12.** Sumaryczna powierzchnia (ha) jezior różnych kategorii w badanych gminach
- Rycina 5.13.** Granice obwodów łowieckich i Wigierskiego Parku Narodowego na tle trzech analizowanych gmin
- Rycina 5.14.** Struktura pokrycia terenu w obwodach łowieckich
- Rycina 5.15.** Dendrogram podobieństwa krajobrazów pod względem udziału różnych kategorii ekosystemów oraz wyróżnione typy (metoda Warda, odległość Euklidesowa)
- Rycina 5.16.** Krajobrazy analizowanego obszaru
- Rycina 5.17.** Rozmieszczenie ekosystemów według uproszczonej klasyfikacji stosowanej w badaniach ankietowych
- Rycina 5.18.** Rozmieszczenie uwzględnionych w analizie kompleksów przydatności rolnej
- Rycina 6.1.** Procentowy udział pośrednich wskaźników usług ekosystemowych w dokumentach planistycznych gminy Giby: a. według sekcji z klasyfikacji CICES; b. według typów ekosystemów
- Rycina 6.2.** Procentowy udział pośrednich wskaźników usług ekosystemowych w dokumentach planistycznych gminy Nowinka: a. według sekcji z klasyfikacji CICES; b. według typów ekosystemów
- Rycina 6.3.** Procentowy udział pośrednich wskaźników usług ekosystemowych w dokumentach planistycznych gminy Suwałki: a. według sekcji z klasyfikacji CICES; b. według typów ekosystemów
- Rycina 6.4.** Procentowy udział pośrednich wskaźników usług ekosystemowych we wszystkich przeanalizowanych dokumentach planistycznych dla gmin Nowinka, Giby i Suwałki: a. według sekcji z klasyfikacji CICES; b. według typów ekosystemów
- Rycina 6.5.** Procentowy udział pośrednich wskaźników usług ekosystemowych we wszystkich przeanalizowanych dokumentach planistycznych dla gmin Nowinka, Giby i Suwałki, dostarczanych przez ekosystemy leśne (według sekcji z klasyfikacji CICES)
- Rycina 7.1.** Podstawowe etapy procedury badawczej

- Rycina 7.2.** Zapas drewna na pniu w różnych klasach wieku, pięciu typów ekosystemów leśnych w czterech nadleśnictwach i w Wigierskim Parku Narodowym
- Rycina 7.3.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Drewno” na podstawie wskaźnika „Zapas drewna na pniu”
- Rycina 7.4.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Owoce leśne” na podstawie wskaźnika „Obfitość występowania dziko rosnących gatunków wytwarzających jadalne owoce leśne”
- Rycina 7.5.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Miód” na podstawie wskaźnika „Obfitość substratów miodu”
- Rycina 7.6.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Zwierzęta hodowlane i ich wytwory” na podstawie wskaźnika „Potencjalna obsada zwierząt gospodarskich”
- Rycina 7.7.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu atmosfery” na podstawie wskaźnika „Wydajność emisji tlenu”
- Rycina 7.8.** Schemat wiązania węgla w ekosystemach (Lal 2005)
- Rycina 7.9.** Średnia zawartość Corg ($t \cdot ha^{-1}$) w glebach ekosystemów różnych typów
- Rycina 7.10.** Sumaryczna zawartość Corg (t) w glebach poszczególnych typów ekosystemów bez podziału na kategorie wiekowe i typy siedliskowe w badanych gminach
- Rycina 7.11.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu atmosfery” na podstawie wskaźnika „Zapas węgla w glebie”
- Rycina 7.12.** Średnia zawartość Corg ($t \cdot ha^{-1}$) w drzewostanie w podziale na typy siedlisk leśnych
- Rycina 7.13.** Sumaryczna zawartość Corg (t) w drzewostanach poszczególnych gmin i typów ekosystemów leśnych bez podziału na kategorie wiekowe
- Rycina 7.14.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu atmosfery” na podstawie wskaźnika „Zapas węgla w drzewostanie”
- Rycina 7.15.** Średnia zawartość Corg ($t \cdot ha^{-1}$) w runie ekosystemów bez podziału na kategorie wiekowe
- Rycina 7.16.** Sumaryczna zawartość Corg (t) w runie ekosystemów leśnych, łąkowych i bagiennych poszczególnych gmin
- Rycina 7.17.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu atmosfery” na podstawie wskaźnika „Zapas węgla w runie”
- Rycina 7.18.** Średnia zawartość Corg ($t \cdot ha^{-1}$) w ekosystemach
- Rycina 7.19.** Całkowita zawartość Corg (t) w ekosystemach w poszczególnych gminach
- Rycina 7.20.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu atmosfery” na podstawie wskaźnika „Zapas węgla w ekosystemach”
- Rycina 7.21.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja jakości powietrza” na podstawie wskaźnika „Wydajność aerozoli pochodzenia roślinnego”
- Rycina 7.22.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja składu powietrza” na podstawie wskaźnika „Zawartość metali ciężkich w glebie”
- Rycina 7.23.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby” na podstawie wskaźnika „Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym”
- Rycina 7.24.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby” na podstawie wskaźnika „Stosunek węgla organicznego do azotu ogółem”
- Rycina 7.25.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Retencja wody w glebie” na podstawie wskaźnika „Potencjalny zapas wody w glebie w warunkach połowej pojemności wodnej”
- Rycina 7.26.** Miejsce i zakres świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” (na podstawie Liqueste i in. 2016; Maes i in. 2016 oraz innych autorów)
- Rycina 7.27.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej”
- Rycina 7.28.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Liczba gatunków roślin naczyniowych runa”
- Rycina 7.29.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Zapylanie” na podstawie wskaźnika „Liczba gatunków dziko żyjących pszczół”
- Rycina 7.30.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych” na podstawie wskaźnika „Odporność na inwazje obcych gatunków roślin”
- Rycina 7.31.** Potencjał obwodów łowieckich do dostarczania usługi „Dziczyzna” na podstawie wskaźnika „Biomasa zwierząt łownych”
- Rycina 7.32.** Potencjał obwodów łowieckich do dostarczania usługi „Regulacja struktury i właściwości biogeochemicznych gleby” na podstawie wskaźnika „Zagęszczenie zwierząt kopiących nory”
- Rycina 7.33.** Potencjał obwodów łowieckich do dostarczania usługi „Regulacja populacji gryzoni” na podstawie wskaźnika „Liczba gryzoni zjadanych przez drapieżniki”

- Rycina 7.34.** Potencjał obwodów łowieckich do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Różnorodność gatunkowa ssaków lownych”
- Rycina 7.35.** Potencjał obwodów łowieckich do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Zagęszczenie populacji jarząbka (*Bonasa bonasia* L. 1758)”
- Rycina 7.36.** Potencjał krajobrazów do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Udział obszarów chronionych”
- Rycina 7.37.** Potencjał krajobrazów do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Różnorodność ekosystemów w krajobrazie”
- Rycina 7.38.** Zróżnicowanie wartości wskaźnika EKOSLB w krajobrazach różnych typów
- Rycina 7.39.** Potencjał krajobrazów do dostarczania usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Zagęszczenie ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie”
- Rycina 7.40.** Potencjał krajobrazów rolniczych do dostarczania usługi „Regulacja populacji szkodników” na podstawie wskaźnika „Zagęszczenie ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie”
- Rycina 7.41.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Uprawianie turystyki” na podstawie wskaźnika „Stopień skomplikowania struktury krajobrazu”
- Rycina 7.42.** Potencjał ekosystemów polnych do dostarczania usługi „Płody rolne” na podstawie wskaźnika „Wielkość plonów zbóż”
- Rycina 7.43.** Potencjał badanych obszarów do dostarczania usługi „Przeciwdziałanie erozji gleby” na podstawie wskaźnika „Odporność na erozję”
- Rycina 7.44.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Żywność” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania żywności”
- Rycina 7.45.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Materiały budowlane” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania materiałów budowlanych”
- Rycina 7.46.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Leki naturalne” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania leków naturalnych”
- Rycina 7.47.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Ozdoby” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania ozdób”
- Rycina 7.48.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Nawóz i pasza” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania nawozu i paszy”
- Rycina 7.49.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Opał” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do dostarczania opału”
- Rycina 7.50.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Gromadzenie i oczyszczanie wody” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat zdolności ekosystemów do gromadzenia i oczyszczania wody”
- Rycina 7.51.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Sport i rekreacja” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów do sportu i rekreacji”
- Rycina 7.52.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Edukacja i nauka” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów do edukacji i nauki”
- Rycina 7.53.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Praca twórcza” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów do pracy twórczej”
- Rycina 7.54.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Przeżycia duchowe” na podstawie wskaźnika „Opinia społeczna na temat przydatności ekosystemów do dostarczania przeżyć duchowych”
- Rycina 8.1.** Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług zaopatrzeniowych wyliczony na podstawie oceny eksperckiej
- Rycina 8.2.** Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług regulacyjnych wyliczony na podstawie oceny eksperckiej
- Rycina 8.3.** Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług wyliczony na podstawie oceny eksperckiej
- Rycina 8.4.** Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług zaopatrzeniowych wyliczony na podstawie oceny beneficjentów
- Rycina 8.5.** Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług kulturowych wyliczony na podstawie oceny beneficjentów
- Rycina 8.6.** Uśredniony potencjał ekosystemów do dostarczania usług ogółem, wyliczony na podstawie oceny beneficjentów
- Rycina 8.7.** Uśredniony potencjał krajobrazów do dostarczania usług zaopatrzeniowych wyliczony na podstawie oceny eksperckiej
- Rycina 8.8.** Uśredniony potencjał krajobrazów do dostarczania usług regulacyjnych wyliczony na podstawie oceny eksperckiej

- Rycina 8.9.** Uśredniony potencjał krajobrazów do dostarczania usług ogółem, wyliczony na podstawie oceny eksperckiej
- Rycina 8.10.** Uśredniony potencjał krajobrazów (w zasięgach obwodów łowieckich) do dostarczania usług wyliczony na podstawie oceny eksperckiej
- Rycina 8.11.** Dendrogram wskaźników potencjału ekosystemów (w wąskim ujęciu) do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)
- Rycina 8.12.** Uporządkowanie wskaźników potencjału ekosystemów (w wąskim ujęciu) na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych
- Rycina 8.13.** Dendrogram wskaźników potencjału ekosystemów (według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES) do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)
- Rycina 8.14.** Uporządkowanie wskaźników potencjału ekosystemów (według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES) na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych
- Rycina 8.15.** Dendrogram wskaźników potencjału krajobrazów do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)
- Rycina 8.16.** Uporządkowanie wskaźników potencjału krajobrazów na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych
- Rycina 8.17.** Dendrogram wskaźników potencjału obwodów łowieckich do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)
- Rycina 8.18.** Uporządkowanie wskaźników potencjału obwodów łowieckich na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych
- Rycina 8.19.** Schemat grupowania wskaźników potencjału ekosystemów i krajobrazów do dostarczania usług
- Rycina 8.20.** Dendrogram ekosystemów pod względem wskaźników potencjału do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)
- Rycina 8.21.** Uporządkowanie ekosystemów (w wąskim ujęciu) na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych (por. także ryc. 8.12 i tab. 8.5)
- Rycina 8.22.** Dendrogram ekosystemów (w ujęciu MAES) na podstawie społecznej oceny potencjału (metoda Warda, odległość Euklidesowa)
- Rycina 8.23.** Uporządkowanie ekosystemów (według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES) na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych
- Rycina 8.24.** Dendrogram krajobrazów pod względem potencjału do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)
- Rycina 8.25.** Uporządkowanie krajobrazów na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych
- Rycina 8.26.** Dendrogram obwodów łowieckich pod względem potencjału do dostarczania usług (metoda Warda, odległość Euklidesowa)
- Rycina 8.27.** Uporządkowanie obwodów łowieckich na płaszczyźnie określonej w analizie głównych składowych
- Rycina 9.1.** Odsetek respondentów, którzy wymienili w pytaniu otwartym dane świadczenie (dobrodziejstwo przyrody) jako to, z którego korzystali w ciągu trzech lat poprzedzających badanie
- Rycina 9.2.** Liczba respondentów, z których odpowiedzi można było wyselekcjonować daną liczbę kategorii usług
- Rycina 9.3.** Odsetek respondentów (stałych mieszkańców i turystów), którzy wymienili w pytaniu otwartym dane świadczenie (dobrodziejstwo przyrody) jako to, z którego korzystali w ciągu trzech lat poprzedzających badanie
- Rycina 9.4.** Deklarowana w formule zamkniętej częstotliwość korzystania z dobrodziejstw lokalnej przyrody w ciągu trzech lat poprzedzających badanie
- Rycina 9.5.** Porównanie deklarowanego korzystania z usług w pytaniu otwartym i zamkniętym
- Rycina 9.6.** Zależności między percepcją potencjału ekosystemów i intensywnością użytkowania świadczeń kulturowych

Spis tabel

- Tabela 1.1.** Usługi ekosystemowe służące człowiekowi, a wynikające z funkcjonowania ekosystemów (według Costanzy i in. 1997)
- Tabela 1.2.** Główne różnice między koncepcjami potencjału krajobrazowego i świadczeń ekosystemowych (Solon 2008)
- Tabela 1.3.** Wybrane typy zależności między bogactwem gatunkowym a potencjałem świadczeń ekosystemowych (na podstawie Vos i in. 2014)
- Tabela 1.4.** Podział usług ekosystemowych według skali przestrzennej (według Costanzy 2008)
- Tabela 1.5.** Przykłady usług ekosystemowych w różnych skalach przestrzennych/czasowych w ekosystemach lądowych i wodnych (według Limburg i in. 2002)
- Tabela 2.1.** Uproszczona charakterystyka roślinności potencjalnej poszczególnych podokręgów (źródło danych kartograficznych: Matuszkiewicz 1993, 2008ab – zmienione)
- Tabela 2.2.** Struktura fitosocjologiczna roślinności rzeczywistej
- Tabela 2.3.** Bogactwo gatunkowe wybranych grup systematycznych fauny
- Tabela 2.4.** Formy ochrony przyrody na terenie badań objęte ochroną prawną na mocy ustawy o ochronie przyrody (bez pomników przyrody)
- Tabela 3.1.** Lista 45 świadczeń zaopatrzeniowych i kulturowych uwzględnionych w drugiej części ankiety
- Tabela 3.2.** Analizowane dokumenty planistyczne trzech badanych gmin
- Tabela 4.1.** Klasyfikacja świadczeń ekosystemowych CICES zaadaptowana do warunków polskich
- Tabela 5.1.** Przegląd jednostek przestrzennych wykorzystanych w opracowaniu jako pole odniesienia dla waloryzacji świadczeń ekosystemowych
- Tabela 5.2.** Klasyfikacja jezior do mapy ekosystemów
- Tabela 5.3.** Typy ekosystemów zawarte w legendzie do mapy ekosystemów
- Tabela 5.4.** Powierzchnia (ha) typów ekosystemów w poszczególnych gminach
- Tabela 5.5.** Pokrycie terenu w obwodach łowieckich
- Tabela 5.6.** Kody i nazwy typów krajobrazów
- Tabela 5.7.** Różnicowanie powierzchni wyróżnionych krajobrazów
- Tabela 7.1.** Zestaw świadczeń i wskaźników prezentowanych w opracowaniu
- Tabela 7.2.** Pozycja systematyczna usługi „Drewno” i charakterystyka wskaźnika „Zapas drewna na pniu”
- Tabela 7.3.** Zapas drewna na pniu ($m^3 \cdot ha^{-1}$) w ekosystemach leśnych – kategoria wieku drzewostanu 80–120 lat
- Tabela 7.4.** Pozycja systematyczna usługi „Owoce leśne” i charakterystyka wskaźnika „Obfitość występowania dziko rosnących gatunków wytwarzających jadalne owoce leśne”
- Tabela 7.5.** Potencjał ekosystemów do pozyskania jadalnych owoców leśnych
- Tabela 7.6.** Pozycja systematyczna usługi „Miód” i charakterystyka wskaźnika „Potencjalna produkcja miodu”
- Tabela 7.7.** Kluczowe gatunki miododajne ekosystemów nizinnych Polski
- Tabela 7.8.** Gatunki drzew – najważniejsze źródła miodu spadziowego i ich wydajność miodowa
- Tabela 7.9.** Wartości wskaźnika w przeliczeniu na potencjał ekosystemów do produkcji miodu
- Tabela 7.10.** Potencjał ekosystemów do produkcji miodu
- Tabela 7.11.** Pozycja systematyczna usługi „Zwierzęta hodowlane i ich wytwory” i charakterystyka wskaźnika „Potencjalna obsada zwierząt gospodarskich”
- Tabela 7.12.** Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu atmosfery” i charakterystyka wskaźnika „Wydajność emisji tlenu”
- Tabela 7.13.** Potencjał ekosystemów do emisji tlenu ($t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$)
- Tabela 7.14.** Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu atmosfery” i charakterystyka wskaźnika „Zapas węgla w glebie”
- Tabela 7.15.** Zawartość Corg (t) w glebie
- Tabela 7.16.** Sumaryczna zawartość Corg ($t \cdot ha^{-1}$) w glebie w podziale na gminy
- Tabela 7.17.** Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu atmosfery” i charakterystyka wskaźnika „Zapas węgla w drzewostanie”
- Tabela 7.18.** Zawartość Corg ($t \cdot ha^{-1}$) w drzewostanie
- Tabela 7.19.** Suma zawartości Corg (t) w drzewostanie w podziale na gminy
- Tabela 7.20.** Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu atmosfery” i charakterystyka wskaźnika „Zapas węgla w runie”

Tabela 7.21. Zawartość Corg ($t\cdot ha^{-1}$) w runie

Tabela 7.22. Suma zawartości Corg ($t\cdot ha^{-1}$) w runie w podziale na gminy

Tabela 7.23. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu atmosfery” i charakterystyka wskaźnika „Zapas węgla w ekosystemach”

Tabela 7.24. Sumaryczna zawartość Corg ($t\cdot ha^{-1}$) dla poszczególnych ekosystemów

Tabela 7.25. Całkowita zawartość Corg ($t\cdot ha^{-1}$) w ekosystemach w podziale na gminy

Tabela 7.26. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja jakości powietrza” i charakterystyka wskaźnika „Wydajność emisji aerozoli pochodzenia roślinnego”

Tabela 7.27. Wydajność ekosystemów do emisji aerozoli pochodzenia roślinnego

Tabela 7.28. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja składu powietrza” i charakterystyka wskaźnika „Zawartość metali ciężkich w glebie”

Tabela 7.29. Zawartość metali ciężkich ($mg\cdot kg^{-1}$) w badanych ekosystemach obliczonych jako suma Cu, Ni i Zn w poziomie organicznym (O) oraz poziomie próchnicznym (A) gleb

Tabela 7.30. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby” i charakterystyka wskaźnika „Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami o charakterze zasadowym”

Tabela 7.31. Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego (%) badanych gleb kationami o charakterze zasadowym

Tabela 7.32. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie właściwości biogeochemicznych gleby” i charakterystyka wskaźnika „Stosunek węgla organicznego do azotu ogółem”

Tabela 7.33. Aktywność biologiczna ekosystemów – stosunek C/N

Tabela 7.34. Pozycja systematyczna usługi „Retencja wody w glebie” i charakterystyka wskaźnika „Potencjalny zapas wody w glebie w warunkach polowej pojemności wodnej”

Tabela 7.35. Zapas wody (cm) w stanie polowej pojemności wodnej gleb określony dla badanych ekosystemów w 100 cm warstwie gleby

Tabela 7.36. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej”

Tabela 7.37. Wybrane wskaźniki określające potencjał świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na różnych poziomach organizacji biosfery

Tabela 7.38. Ocena rangowa ekosystemów ze względu na stopień cenneści przyrodniczej

Tabela 7.39. Potencjał ekosystemów dla świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” określony na podstawie wskaźnika „Występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej”

Tabela 7.40. Udział ekosystemów o różnym potencjale świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Występowanie ekosystemów rzadkich i zagrożonych w skali europejskiej” w nadleśnictwach

Tabela 7.41. Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Liczba gatunków roślin naczyniowych runa”

Tabela 7.42. Potencjał ekosystemów dla świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” określony na podstawie wskaźnika „Liczba gatunków roślin naczyniowych runa”

Tabela 7.43. Udział ekosystemów o różnym potencjale świadczenia „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” na podstawie wskaźnika „Liczba gatunków roślin naczyniowych runa” w nadleśnictwach

Tabela 7.44. Pozycja systematyczna usługi „Zapylanie” i charakterystyka wskaźnika „Liczebność dziko żyjących pszczoł”

Tabela 7.45. Liczebność i bogactwo gatunkowe dzikich pszczoł w borze mieszanym *Calamagrostio-Pinetum* o różnych stadiach sukcesji w Wigierskim Parku Narodowym

Tabela 7.46. Wartości wskaźnika w przeliczeniu na potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Zapylanie”

Tabela 7.47. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Zapylanie”

Tabela 7.48. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych” i charakterystyka wskaźnika „Odporność na inwazje obcych gatunków roślin”

Tabela 7.49. Udział procentowy gatunków roślin według typów strategii życia (C – typ konkurencyjny, R – typ ruderalny, S – typ stresu, CR, CS, CSR, SR – typy mieszane według Grime’a 1979)

Tabela 7.50. Potencjał ekosystemów do dostarczania usługi „Regulacja wkraczania gatunków inwazyjnych”, wyrażony za pomocą wskaźnika odporności na inwazje obcych gatunków roślin w oryginalnej skali oraz na skali porządkowej od 1 do 4, gdzie 1 oznacza b. niską, 2 – niską, 3 – średnią, a 4 – wysoką odporność

Tabela 7.51. Pozycja systematyczna usługi „Dziczyna” i charakterystyka wskaźnika „Biomasa zwierząt łownych”

Tabela 7.52. Średnia waga (kg) osobników wybranych gatunków zwierząt łownych

Tabela 7.53. Pozycja systematyczna usługi „Regulacja struktury i właściwości biogeochemicznych gleby” i charakterystyka wskaźnika „Zagęszczenie zwierząt kopiących nory”

- Tabela 7.54.** Pozycja systematyczna usługi „Regulacja populacji gryzoni” i charakterystyka wskaźnika „Liczba gryzoni zjadanych przez drapieżniki”
- Tabela 7.55.** Wykaz podstawowych i drugorzędnych ofiar drapieżników Puszczy Białowieskiej
- Tabela 7.56.** Dzienna liczba zjadanych gryzoni przez drapieżniki
- Tabela 7.57.** Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Różnorodność gatunkowa ssaków łownych”
- Tabela 7.58.** Skład gatunkowy ssaków łownych wybranych do analizy
- Tabela 7.59.** Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Zagęszczenie populacji jarząbka (*Bonasa bonasia* L. 1758)”
- Tabela 7.60.** Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Udział obszarów chronionych”
- Tabela 7.61.** Pozycja systematyczna usług kulturowych, ocenianych na podstawie wskaźnika „Udział obszarów chronionych”
- Tabela 7.62.** Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Różnorodność ekosystemów w krajobrazie”
- Tabela 7.63.** Pozycja systematyczna usługi „Utrzymywanie siedlisk dla roślin, zwierząt i grzybów” i charakterystyka wskaźnika „Zagęszczenie ekosystemów drobnopowierzchniowych w krajobrazie”
- Tabela 7.64.** Pozycja systematyczna usługi „Uprawianie turystyki” i charakterystyka wskaźnika „Stopień skomplikowania struktury krajobrazu”
- Tabela 7.65.** Skala rangowa wskaźnika ATRAK na podstawie zmierzonych wartości wskaźników EKOSLB i EKOSR
- Tabela 7.66.** Pozycja systematyczna usługi „Płody rolne” i charakterystyka wskaźnika „Wielkość plonów zbóż”
- Tabela 7.67.** Wskaźnik jakości gleby – wartości liczbowe dla różnych kompleksów gleby
- Tabela 7.68.** Wskaźnik agroklimatu
- Tabela 7.69.** Wskaźnik rzeźby terenu
- Tabela 7.70.** Wskaźnik stosunków wodnych w glebie
- Tabela 7.71.** Pozycja systematyczna usługi „Przeciwdziałanie erozji gleby” i charakterystyka wskaźnika „Odporność na erozję”
- Tabela 7.72.** Metadane do wskaźników potencjału ekosystemów do dostarczania usług, opartych na opinii beneficjentów
- Tabela 7.73.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usług w opinii użytkowników/beneficjentów (skala ilorazowa od 0 do 15; 0 oznacza, że potencjał nie występuje, 15 – że jest najwyższy możliwy)
- Tabela 7.74.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usług w opinii użytkowników/beneficjentów na skali porządkowej od skrajnie niskiego do bardzo wysokiego
- Tabela 8.1.** Potencjał ekosystemów do dostarczania usług według oceny eksperckiej i beneficjentów
- Tabela 8.2.** Uśrednione potencjały ekosystemów do dostarczania usług wyliczone na podstawie oceny eksperckiej
- Tabela 8.3.** Uśrednione potencjały ekosystemów do dostarczania usług wyliczone na podstawie oceny beneficjentów (skala ilorazowa dod 0 do 15; 0 oznacza, że potencjał nie występuje, 15 – że jest najwyższy możliwy)
- Tabela 8.4.** Związki między wskaźnikami potencjału ekosystemów (w wąskim ujęciu) do dostarczania usług wyrażone współczynnikiem korelacji ρ Spearmana
- Tabela 8.5.** Współrzędne czynnikowe zmiennych – wskaźników potencjału ekosystemów (w wąskim ujęciu) do dostarczania usług
- Tabela 8.6.** Związki między wskaźnikami potencjału ekosystemów (według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES) do dostarczania usług wyrażone współczynnikiem korelacji ρ Spearmana
- Tabela 8.7.** Współrzędne czynnikowe zmiennych – wskaźników potencjału ekosystemów (według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES) do dostarczania usług
- Tabela 8.8.** Związki między wskaźnikami potencjału krajobrazów do dostarczania usług wyrażone współczynnikiem korelacji ρ Spearmana
- Tabela 8.9.** Współrzędne czynnikowe zmiennych – wskaźników potencjału krajobrazów do dostarczania usług
- Tabela 8.10.** Związki między wskaźnikami potencjału obwodów łowieckich do dostarczania usług wyrażone współczynnikiem korelacji ρ Spearmana
- Tabela 8.11.** Związki między wskaźnikami potencjału obwodów łowieckich do dostarczania usług wyrażone współczynnikiem korelacji ρ Spearmana
- Tabela 8.12.** Współrzędne czynnikowe zmiennych – wskaźników potencjału obwodów łowieckich do dostarczania usług
- Tabela 8.13.** Średnie wartości współczynników korelacji wewnątrz grup i między grupami wskaźników potencjałów
- Tabela 9.1.** Liczba świadczeń (w podziale na zaopatrzeniowe i kulturowe), dla których częstotliwość korzystania była istotnie ($p < 0,05$) dodatnio/ujemnie związana z poszczególnymi zmiennymi społeczno-demograficznymi

Tabela 9.2. Istotne statystycznie ($p < 0,05$) różnice międzygrupowe w ocenie potencjału ekosystemów do dostarczania usług: zaopatrzeniowych, regulacyjnych, kulturowych

Tabela 9.3. Skumulowana macierz korelacji – procent istotnych ($p < 0,05$), dodatnich i ujemnych korelacji (współczynnik *rho* Spearmana) między potencjałem ekosystemów do dostarczania usług i rzeczywistą intensywnością użytkowania

SUMMARY

Ecosystem services in a postglacial landscape – assessment of potential and utilisation

The presented monograph is the first in the Polish literature to report on a comprehensive assessment of the potential of nature to provide ecosystem services, starting with the defining of the theoretical framework and methodological solutions, and ending with the detailed calculation of values for indicators measured, as well as the presentation of their spatial differentiation in the tested area comprising three of Poland's units of local-government administration at the level of the so-called communes. The three communes of Nowinka, Giby and Suwałki are all in Podlaskie Voivodship (province-region), and are located near Wigry National Park, and considered to represent the region in question's postglacial landscape.

The selection of the research area was tendentious, and made in line with two basic criteria: (1) the degree of anthropogenic transformation (assessed on the basis of the share of forest area, population density and the absence or presence of industry), and (2) the diversity of landscapes and land-use patterns.

The monograph consists of 10 main chapters. In the introductory chapter a detailed review of Polish and foreign projects and scientific work relating to ecosystem services is conducted, with the scope of the research undertaken, the framework and the definitions all also included. Two subsequent chapters describe the area of research and methods used in the work, while chapter 4 deals with Poland's adaptation of CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*). The 5th chapter then features the basic spatial reference units in which different ecosystem services were assessed, with an important part of this being the description of the ecosystem map for the study area. Chapters 6–9 are the main result of the study, containing information on: (1) the supply of ecosystem services in the light of spatial-planning documents, (2) the potential for the provision of ecosystem services on the basis of values of indicators calculated for the different spatial units, (3) the actual use of the ecosystem services and its impact on the

assessment of potential, (4) links between potential assessments and (5) comparison of ecosystem types in terms of services and functions (synthesis of results). Finally, a terminological glossary containing key concepts and their definitions, as they were understood in the work, has been included.

From among the various possible approaches to the analysis of ecosystem services (potential supply, actual supply, use, requirements/demand), our research focused primarily on recognition of the potential of ecosystems to provide services. The most important accomplished goal of the work was a comprehensive evaluation and mapping of the potential of nature (ecosystems, landscapes, hunting units, etc.) to provide services.

At the beginning, it was necessary to propose reliable measurements and measurement tools by which to determine the potential of ecosystems to supply ecosystem services. One of the main tasks of the project was to determine the impact of actual use of ecosystem services and characteristics of individual beneficiaries (e.g. gender and age) on the assessment of the potential of ecosystems to provide services.

Indices were calculated using two types of approach – an expert assessment drawing on scientific knowledge and a social (beneficiary) assessment obtained from the opinion of direct users of the landscape (inhabitants and tourists) on the basis of surveys conducted. The services provided by ecosystems in the three communes were identified. For this purpose, several dozen indicators have been developed, detailing the theoretical assumptions, the construction method, the necessary source data and measurement properties (including unit, scale, value ranges, and interpretation of values) – Chapter 7.

The assessment of the potential of ecosystems to provide all of the services used in the test area was impossible due to lack of data. For this reason, the values of many indicators have not been calculated directly, but only based on literature and expert knowledge.

For some of the ecosystem services it was planned to analyse originally, it was not even possible to obtain estimated values. Ultimately, 40 potential indicators were developed to provide 27 ecosystem services (from the CICES classification). These are both direct and indirect indicators, simple and complex, calculated and estimated. Many of them are new, original proposals. The nature of the services and availability of data also determined the choice of reference unit. The study assessed the potential of ecosystems (42 types according to a specific, detailed typology, or 7 types according to the modified MAES typology), landscapes, hunting units, soil divisions or raster units (pixels). Previous studies have not engaged in such comprehensive assessment and mapping of potential.

One of the objectives the authors of the study faced was to formulate common methodological solutions by which to determine the potentials of ecosystems and

landscape to supply different ecosystem services. This required the adoption of several assumptions, as well as schemes by which to proceed, that can be encapsulated as follows:

- a) maximum use made of data collected using standardised methods (be these statistical data or spatial data present in geobases);
- b) *a priori* adoption of a limited number of types of reference areas (internally homogeneous or heterogeneous) and determination for these of values for the indicators of potential, without any optimal spatial unit for the separate manifestation of each potential having been sought;
- c) confinement to data relating to areas.

Also accepted in the case of the uniform reference areas (ecosystems as conceptualised narrowly or in line with the MAES classification) was a determination of potential for the type of ecosystem, rather than for each individual ecosystem treated separately. On the other hand, in the case of heterogeneous units (landscapes and hunting districts), all that was assumed was the use of statistical data addressed to these areas, or the aggregation of data from ecosystems with no account taken of: (a) continuous variables (for example calculated from a digital terrain model), (b) the configuration metric (e.g. distances between patches), (c) the nature of the edge between matches (e.g. the degree of contrast characterising boundaries and ecotones, or the degree to which boundaries or borders are developed).

The adopted procedural framework does much to provide for determination of the potentials in respect of most of the services in the Provisioning Section and the Regulation, where land ecosystems are concerned. In contrast, they have their clear limits where aquatic ecosystems are concerned. In the area under analysis at least, these need to be looked at individually as specific objects (and not types of object), with analysis furthermore taking place within the framework of other spatial units (e.g. drainage basins). The approach adopted also precludes the use of many indicators relating to services from the Culture Section (interaction with nature) that may be well known in the relevant literature, including in particular the ones relating to tourist attractiveness on the basis of an analysis of viewing points and views, i.e. unitary objects with only poorly-defined boundaries. In this case there is also a lack of either universally accessible data (pointing to the need for detailed research of a one-off nature) or standard methods of assessment.

The study has further proceeded on the assumption that potential in respect of supply services is based around the entire currently-existing resources of an ecosystem that are capable of being utilised (e.g. standing timber and fruits of the forest), with simultaneous independent treatment of different services supplied by these same ecosystems or the component parts thereof. This kind of approach is optimum

from the methodological point of view, when it comes to objectivised potential, and the comparison of ecosystem types (or other reference units). On the other hand, it is obviously not sufficient when it comes to rational planning of the use of space. In the latter case, there is a further need to define the available resource in another way (e.g. as a determined part of the potential or a level of growth of the resource over a given time, which may still be removed without complete destruction taking place, with renewability thus being assured in an ongoing way, in line with sustainable development principles). On the other hand, it is necessary to determine the trade-offs between services and the need for social preferences to be taken account of. It should be noted, however, that such matters do not fall within the remit of the present study.

The calculation procedures applied in regard to the indicators are generalised in character and may be applied to other regions of Poland (assuming spatial and numerical data achieving the same level of detail). Likewise, obtained results mostly allow for extrapolation to other areas on either a local or regional scale; as well as even for generalisation on a supra-regional scale, if with certain limitations and reservations. For here it would need to be stressed that, where most of the indicators are concerned, the calculations were done in real values on quotient scales, with results obtained allowing for direct comparisons to be made both spatially and temporally. In contrast, the final ranking are concerned with a particular area, and do not take account of maxima or minima applying on the scale of Poland as a whole. For this reason too, results processes in this way (mapped by reference to a descriptive scale of the "very small-very large" type are of local relevance (only), relating as they do to the area under analysis.

An analysis of the links between potential ecosystem indicators has revealed numerous interrelationships between the type of land cover, the type and maturity of the ecosystem, the component that is the donor of the service, habitat conditions and the level of anthropogenic pressure.

A relatively full assessment of the potential of ecosystems can be achieved where knowledge of the above relationships makes it possible to select a "minimum representative set" of indicators (especially where the potential of certain benefits can be assessed on the basis of several indicators). That said, it needs to be stressed that cause-effect relationships between linked indicators of potential were not analysed, making it impossible to determine unambiguously whether the bundles of services identified are of general or merely local value.

Demand for services was also determined on the basis of analysis of spatial-planning documents. According to the survey, the concept of ecosystem services is still not popular among local authorities. Hence, there is no direct reference to ecosystem services in spatial-planning documents.

According to local governments, demand for ecosystem services expressed indirectly (in line with efforts to improve the quality of life) can be met primarily

met through the development of agricultural production and tourism, and thanks to better protection of nature and cultural landscape.

The actual use of ecosystem services was determined on the basis of surveys, and included in the analysis of the relationship between the selected characteristics of the beneficiaries of the ecosystem services and their assessment of the potential of ecosystems. The questionnaire used in the research proved to be a good way to gain a better acquaintanceship with the true use of ecosystem services, as well as the knowledge of users, and their opinions on the potentials of different types of ecosystem to deliver services. The survey also served an educational function, encouraging respondents to reflect on the relationships that connected them with surrounding nature and, as a result, raising their ecological awareness.

A great help in understanding the matters addressed in the questionnaire came as the term *ecosystem services* was substituted by a more accessible term from colloquial speech, i.e. *the gifts of nature*. This seems to be a good password / keyword by which the self-same concept of ecosystem services can be promoted. The methodological solutions (definitions, indicators, methods of analysis and data synthesis) developed in the project concerning the assessment of potential supply, utilisation and demand for ecosystem services have the opportunity to represent a standard research path in future. A detailed map of the ecosystems, with 42 distinct types, including habitat types and forest-age categories, is also a novelty compared with the commonly-used maps compiled on the basis of the MAES ecosystem typology. Poland's adaptation of the CICES ecosystem services classification, together with the glossary of terms supplied here makes an important contribution to the unification of Polish terminology on ecosystem services, and has a chance to make its presence felt permanently in the scientific community. The results may also be of applied value.

The results obtained for the potential of natural resources (ecosystems or landscapes) can be used in the economic valuation of natural capital, and to regulate the supply and demand for services among local communities.

The presented book may serve as a guide for researchers and practitioners dealing with ecosystem services and the assessment of the potential of nature in line with the benefits a person may derive from them.

Finally, it should be emphasised that the monetary valuation of benefits and economic accounting therefore have not been engaged in, in the work that forms the basis for this presentation.

List of Figures

- Figure 1.1.** The relationship between nature and society within the ecosystem services concept
- Figure 1.2.** The scope of the research
- Figure 2.1.** Location of the study area along with the boundaries of the physico-geographical microregions and administrative units within it
- Figure 2.2.** Hypsometric map of the study area including the road network and railway system, as well as settlement units
- Figure 2.3.** The Suwałki-Augustów area during the glaciation of the Świecie and Leszczyńsko-Pomorski stadials (source: Ber 2000, p. 70, revised)
- Figure 2.4.** Hydrographical division of the research area (elaborated on the basis of the Hydrographic Division of Poland Map at 1:10 000)
- Figure 2.5.** Forms of nature protection in the study area
- Figure 5.1.** Map of ecosystems in the studied communes based on the legend proposed by MAES
- Figure 5.2.** Example of a lack of collinearity of boundaries of different types of ecosystem (based on source data compiled on different scales)
- Figure 5.3.** Differences in lake boundaries as exemplified by the Hydrographic Division of Poland Map (1:10 000) and Topographical Database (1:10 000)
- Figure 5.4.** Map of ecosystem types
- Figure 5.5.** Comparison of the results of selected analyses based on the MAES map and the author's own map of ecosystems
- Figure 5.6.** Percentage share of ecosystem types across the research area and in the individual communes analysed
- Figure 5.7.** Percentage share of ecosystem types in the area of Wigry National Park falling within the three studied communes
- Figure 5.8.** Total area (ha) of alder and riparian forests by age classes in the different communes
- Figure 5.9.** Total area (ha) of oak-hornbeam forest, coniferous forest, mixed/coniferous forest, coniferous swamp forest and mixed/coniferous swamp forest, with a division by age classes in the different communes
- Figure 5.10.** Total area (ha) of grasslands and arable fields in the studied communes, with a division into moisture classes
- Figure 5.11.** Total area (ha) of different swamp categories in the studied communes
- Figure 5.12.** Total area (ha) of lakes of different categories in the studied communes
- Figure 5.13.** The borders of hunting units and Wigry National Park as set against the three communes analysed
- Figure 5.14.** Land-cover structure in hunting units
- Figure 5.15.** The cluster dendrogram for landscapes in relation to the share of different categories of ecosystem and distinguished types (Ward's method, Euclidean distance)
- Figure 5.16.** Landscapes of the analysed area
- Figure 5.17.** The distribution of ecosystems in line with the simplified classification used in the questionnaire
- Figure 5.18.** The distribution of the complexes of agricultural suitability included in the analysis.
- Figure 6.1.** Percentage share of indirect indications of ecosystem services in the spatial planning documents of the commune of Giby: a. by sections in the CICES classification; b. by ecosystem types
- Figure 6.2.** Percentage share of indirect indications of ecosystem services in the spatial-planning documents of the commune of Nowinka: a. by sections in the CICES classification; b. by ecosystem types
- Figure 6.3.** Percentage share of indirect indications of ecosystem services in the spatial-planning documents of the commune of Suwałki: a. by sections in the CICES classification; b. by ecosystem types
- Figure 6.4.** Percentage share of indirect indications of ecosystem services in all spatial-planning documents of the communes of Nowinka, Giby and Suwałki: a. by sections in the CICES classification; b. by ecosystem types
- Figure 6.5.** Percentage share of indirect indications of ecosystem services in all spatial-planning documents of the communes of Nowinka, Giby and Suwałki provided by forest ecosystems (by CICES sections)
- Figure 7.1.** Basic stages of the research procedure
- Figure 7.2.** Timber standing crop in forests of different age classes, in five forest ecosystem types, in four Forest Districts and in Wigry National Park
- Figure 7.3.** The potential of ecosystems to provide the "Timber" service based on the "Timber standing crop" indicator

- Figure 7.4.** The potential of ecosystems to provide the "Forest fruits" service based on the "Abundance of wild species that produce edible berries" indicator
- Figure 7.5.** The potential of ecosystems to provide the "Honey" service based on the "Abundance of honey substrates" indicator
- Figure 7.6.** The potential of ecosystems to provide the "Livestock and their products" service based on the "Potential stocking of livestock" indicator
- Figure 7.7.** The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service, based on the "Emission yield of oxygen" indicator
- Figure 7.8.** A schematic representation of carbon sequestration in ecosystems (Lal 2005)
- Figure 7.9.** Mean Corg ($t\cdot ha^{-1}$) content in the soils of ecosystems of various types
- Figure 7.10.** Total Corg (t) content in soils of different types of ecosystem, with no division by age classes and habitat types in the researched communes
- Figure 7.11.** The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service based on the "Soil carbon storage" indicator
- Figure 7.12.** Mean Corg ($t\cdot ha^{-1}$) content in tree stands divided into different types of forest habitats
- Figure 7.13.** Total Corg (t) content in the tree stands in the different communes and forest ecosystem types, with no division by age classes
- Figure 7.14.** The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service based on the "Carbon storage in a tree stand" indicator
- Figure 7.15.** Mean Corg ($t\cdot ha^{-1}$) content in ecosystems' herb layers, with no division by age classes
- Figure 7.16.** Total Corg (t) content in the herb layer of forest, meadow and marsh ecosystems of within the different communes
- Figure 7.17.** The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service based on the "Carbon stock in the herb layer" indicator
- Figure 7.18.** Mean Corg ($t\cdot ha^{-1}$) content in the ecosystems
- Figure 7.19.** Total Corg (t) content in the ecosystems present in the different communes
- Figure 7.20.** The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service based on the "Carbon stock in ecosystems" indicator
- Figure 7.21.** The potential of ecosystems to provide the "Regulating of air quality" service based on the "Efficiency of aerosol emissions of plant origin" indicator
- Figure 7.22.** The potential of ecosystems to provide the "Regulating the composition of the atmosphere" service based on the "The content of heavy metals in the soil" indicator
- Figure 7.23.** The potential of ecosystems to provide the "Maintaining biogeochemical properties of soil" service based on the "Degree of saturation of the soil sorption complex with base cations" indicator
- Figure 7.24.** The potential of ecosystems to provide the "Maintaining biogeochemical properties of soil" service based on the "ratio of organic carbon to total nitrogen" indicator
- Figure 7.25.** The potential of ecosystems to provide the "Water retention in soil" service based on the "Potential water storage in soil under field water capacity" indicator
- Figure 7.26.** Location and scope of provisioning of the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service (after Lique et al. 2016; Maes et al. 2016 and other authors)
- Figure 7.27.** The potential of ecosystems to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Occurrence of rare and endangered ecosystems on the European scale" indicator
- Figure 7.28.** The potential of ecosystems to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Number of vascular plant species in the herb layer" indicator
- Figure 7.29.** The potential of ecosystems to provide the "Pollination" service based on the "Number of wild bees" indicator
- Figure 7.30.** The potential of ecosystems to provide the "Regulating incursions of alien species" service based on the "Resistance to invasions by alien plant species" indicator
- Figure 7.31.** The potential of hunting units to provide the "Game meat" service based on the "Biomass of game animals" indicator
- Figure 7.32.** The potential of hunting units to provide the "Regulation of the structure and biogeochemical properties of soil" service based on the "The density of animals digging burrows" indicator
- Figure 7.33.** The potential of hunting units to provide the "Regulating the rodent population" service based on the "Number of rodents eaten by predators" indicator
- Figure 7.34.** The potential of hunting units to provide the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Species diversity of game mammals" indicator

- Figure 7.35.** The potential of hunting units to provide the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Hazel grouse (*Bonasa bonasia* L. 1758) population density" indicator
- Figure 7.36.** The potential of landscapes to provide the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service based on the "share of protected areas" indicator
- Figure 7.37.** The potential of landscapes to provide the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Diversity of ecosystems in the landscape" indicator
- Figure 7.38.** Differentiation of EKOSLB indicator values in landscapes of different types
- Figure 7.39.** The potential of landscapes to provide the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service based on the "Density of small ecosystems in the landscape" indicator
- Figure 7.40.** The potential of agricultural landscapes to provide the "Pest control" service based on the "Density of small ecosystems in the landscape" indicator
- Figure 7.41.** The potential of ecosystems to provide the "Tourism" service based on the "Degree of complexity of landscape structure" indicator
- Figure 7.42.** The potential of agricultural ecosystems to provide the "Crops" service based on the "size of grain yields" indicator
- Figure 7.43.** The potential of the researched areas to provide the "Prevention of soil erosion" service based on the "Resistance to erosion" indicator
- Figure 7.44.** The potential of ecosystems to provide the "Food" service based on the "Public opinion on the capacity of ecosystems to deliver food" indicator
- Figure 7.45.** The potential of ecosystems to provide the "Building materials" service based on the "Public opinion on the ability of ecosystems to deliver building materials" indicator
- Figure 7.46.** The potential of ecosystems to provide the "Natural medicines" service based on the "Public opinion on the ability of ecosystems to provide natural medicines" indicator
- Figure 7.47.** The potential of ecosystems to provide the "Ornaments" service based on the "Public opinion on the ability of ecosystems to provide ornaments" indicator
- Figure 7.48.** The potential of ecosystems to provide the "Fertiliser and fodder" service based on the indicator "Public opinion on the ability of ecosystems to provide fertiliser and fodder" indicator
- Figure 7.49.** The potential of ecosystems to provide "Fuel" service based on the "Public opinion on the ability of ecosystems to provide fuel" indicator
- Figure 7.50.** The potential of ecosystems to provide the "Water collection and purification" services based on the "Public opinion on the ability of ecosystems to collect and purify water" indicator
- Figure 7.51.** The potential of ecosystems to provide the "Sport and Recreation" service based on the "Public opinion on the suitability of ecosystems for sport and recreation" indicator
- Figure 7.52.** The potential of ecosystems to provide the "Education and science" service based on the "Public opinion on the suitability of ecosystems for education and science" indicator
- Figure 7.53.** The potential of ecosystems to provide the "Creative work" service based on the "Public opinion on the suitability of ecosystems for creative work" indicator
- Figure 7.54.** The potential of ecosystems to provide a "Spiritual experience" service based on the "Public opinion on the suitability of ecosystems to provide spiritual experiences" indicator
- Figure 8.1.** Averaged potential of ecosystems to provide provisioning services, as calculated on the basis of expert assessment
- Figure 8.2.** Averaged potential of ecosystems to provide regulating services, as calculated on the basis of expert assessment
- Figure 8.3.** Averaged potential of ecosystems to provide services, as calculated on the basis of expert assessment
- Figure 8.4.** Averaged potential of ecosystems to provide provisioning services, as calculated on the basis of the beneficiaries' assessment
- Figure 8.5.** Averaged potential of ecosystems to provide cultural services, as calculated on the basis of beneficiaries' assessments
- Figure 8.6.** Averaged potential of ecosystems to provide services, as calculated on the basis of beneficiaries' assessments
- Figure 8.7.** Averaged potential of landscapes to supply provisioning services, as calculated on the basis of expert assessment
- Figure 8.8.** Averaged potential of landscapes to provide regulating services calculated on the basis of expert assessment
- Figure 8.9.** Averaged potential of landscapes to provide services calculated on the expert assessment
- Figure 8.10.** Averaged potential of landscapes (within hunting districts) to provide services calculated on the basis of expert assessment

- Figure 8.11.** Cluster dendrogram for indicators of the potential of ecosystems (in a narrow sense) to provide services (Ward's method, Euclidean distance)
- Figure 8.12.** PCA plane ordination for indicators of the potential of ecosystems (in a narrow sense)
- Figure 8.13.** Cluster dendrogram for indicators of the potential of ecosystems (according to the modified MAES classification) to provide services (Ward's method, Euclidean distance)
- Figure 8.14.** PCA plane ordination for indicators of the potential of ecosystems indicators (according to the modified MAES classification)
- Figure 8.15.** Cluster dendrogram for indicators of the potential of landscapes to provide services (Ward's method, Euclidean distance)
- Figure 8.16.** PCA plane ordination for indicators of landscape potential
- Figure 8.17.** Cluster dendrogram for indicators of the potential of hunting units to provide services (Ward's method, Euclidean distance)
- Figure 8.18.** PCA plane ordination for hunting units' potential
- Figure 8.19.** A schematic representation grouping indicators of potential of ecosystems and landscapes to provide services
- Figure 8.20.** Cluster dendrogram for ecosystems in terms of their potential to provide services (Ward's method, Euclidean distance)
- Figure 8.21.** PCA plane ordination of ecosystems (in a narrow sense) (see also Figure 8.12 and Table 8.5)
- Figure 8.22.** Cluster dendrogram for MAES ecosystems, by potential to provide services as assessed by the public (Ward's method, Euclidean distance)
- Figure 8.23.** PCA plane ordination of ecosystems (according to the modified MAES classification)
- Figure 8.24.** Cluster dendrogram for landscapes by potential to provide services (Ward's method, Euclidean distance)
- Figure 8.25.** PCA plane ordination for landscapes
- Figure 8.26.** Cluster dendrogram for hunting units by potential to provide services (Ward's method, Euclidean distance)
- Figure 8.27.** PCA plane ordination for hunting units
- Figure 9.1.** The percentage of respondents mentioning in the open question a service (gift of nature) as one they had used during the three preceding years
- Figure 9.2.** Number of respondents, from whose answers a given number of service categories could be selected
- Figure 9.3.** The percentage of respondents (permanent residents and tourists) who mentioned in open question a given service (or gift of nature) as one they had used during the three preceding years
- Figure 9.4.** The declared (in closed questioning) frequency of use made of the gifts of local nature over the three preceding years of the study
- Figure 9.5.** Comparison of service use declared in open and closed questions
- Figure 9.6.** The relationship between the perception of the potential of ecosystems and the intensity of use of cultural services

List of Tables

- Table 1.1.** Ecosystem services for humans, resulting from the functioning of ecosystems (after Costanza et al. 1997)
- Table 1.2.** The main differences between concepts of landscape potential and ecosystem services (Solon 2008)
- Table 1.3.** Selected types of relationship between species richness and potential as regards ecosystem services (based on Vos et al. 2014)
- Table 1.4.** Division of ecosystem services by area (after Costanza 2008)
- Table 1.5.** Examples of ecosystem services on different spatial/temporal scales in terrestrial and aquatic ecosystems (after Limburg et al. 2002)
- Table 2.1.** A simplified characterisation of the potential vegetation of individual subdistricts (source of cartographic data: Matuszkiewicz 1993, 2008ab – revised)
- Table 2.2.** Phytosociological structure of actual vegetation
- Table 2.3.** Species richness of selected faunal taxa
- Table 2.4.** Forms of nature conservation in the study area enjoying legal protection under the Nature Conservation Act (excluding Monuments of Nature)
- Table 3.1.** List of the 45 provisioning and cultural services included in the second part of the questionnaire
- Table 3.2.** The analyzed spatial-planning documents of the three communes studied
- Table 4.1.** The CICES classification of ecosystem services adapted to Polish conditions
- Table 5.1.** An overview of the spatial units used in the study as a reference for the valorisation of ecosystem services
- Table 5.2.** The classification of lakes for the map of ecosystems
- Table 5.3.** Types of ecosystem included in the legend for the map of ecosystems
- Table 5.4.** Area (ha) of ecosystem types in the different communes
- Table 5.5.** Land cover in hunting units
- Table 5.6.** Codes and names of landscape types
- Table 5.7.** Differentiation of the surface of the landscapes distinguished
- Table 7.1.** The set of ecosystem services and indicators presented in the study
- Table 7.2.** The systematic position of the "Timber" service and a characterisation of the "Timber standing crop" indicator
- Table 7.3.** Timber standing crop ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) in forest ecosystems – tree age class 80–120 years
- Table 7.4.** The systematic position of the "Forest fruits" service and a characterisation of the "Abundance of wild species that produce edible berries" indicator
- Table 7.5.** Potential of ecosystems as regards the picking of edible forest fruits
- Table 7.6.** The systematic position of the "Honey" service and a characterisation of the "Potential honey production" indicator
- Table 7.7.** Key honey-producing species of Poland's lowland ecosystems
- Table 7.8.** Tree species as the most important sources of honeydew honey and their honey yields
- Table 7.9.** Indicator values based on the potential of ecosystems to produce honey
- Table 7.10.** The potential of ecosystems to produce honey
- Table 7.11.** The systematic position of the "Livestock and their products" service and a characterisation of the "Potential stocking of livestock" indicator
- Table 7.12.** The systematic position of the "Regulating composition of the atmosphere" service and a characterisation of the "Emission yield of oxygen" indicator
- Table 7.13.** The potential of ecosystems to emit oxygen ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)
- Table 7.14.** The systematic position of the "Regulating composition of the atmosphere" service and a characterisation of the "Soil carbon storage" indicator
- Table 7.15.** Corg content ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$) in soil
- Table 7.16.** Total Corg (t) content in soil by communes
- Table 7.17.** The systematic position of the "Regulating composition of the atmosphere" service and a characterisation of the "Carbon storage in the tree stand" indicator
- Table 7.18.** Corg content ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$) in the tree stand
- Table 7.19.** Total content of Corg (t) in the tree stand, by communes
- Table 7.20.** The systematic position of the "Regulating composition of the atmosphere" service and a characteristic of the "Carbon stock in the herb layer" indicator

- Table 7.21.** Corg content ($t\cdot ha^{-1}$) in the herb layer
- Table 7.22.** Total content of Corg ($t\cdot ha^{-1}$) in the herb layer, by communes
- Table 7.23.** The systematic position of the "Regulating composition of the atmosphere" service and a characterisation of the "Carbon stocks in ecosystems" indicator
- Table 7.24.** Total Corg ($t\cdot ha^{-1}$) contents for the different ecosystems
- Table 7.25.** Total content of Corg ($t\cdot ha^{-1}$) in ecosystems, by communes
- Table 7.26.** Systematic position of the "Regulating of air quality" service and a characterisation of the "Efficiency of aerosol emissions of plant origin" indicator
- Table 7.27.** Efficiency of ecosystems as regards aerosol emissions of plant origin
- Table 7.28.** The systematic position of the "Regulating composition of the atmosphere" service and a characterisation of the "Content of heavy metals in soil" indicator
- Table 7.29.** The heavy-metals content ($mg\cdot kg^{-1}$) of the studied ecosystems calculated as the sum of Cu, Ni and Zn in the organic (O) and humus (A) soil horizons
- Table 7.30.** The systematic position of the "Maintaining the biogeochemical properties of soil" service and a characterisation of "Degree of saturation of the soil sorption complex with base cations" indicator
- Table 7.31.** The (%) saturation with base cations of the sorption complexes of soils studied
- Table 7.32.** The systematic position of the "Maintaining the biogeochemical properties of soil" service and a characterisation of the "ratio of organic carbon to total nitrogen" indicator
- Table 7.33.** The biological activity of ecosystems – C/N ratio
- Table 7.34.** The systematic position of the "Water retention in soil" service and a characterisation of the "Potential water storage in soil under field water capacity" indicator
- Table 7.35.** Water storage capacity (cm) in the field water content of soils, as determined for the ecosystems tested in the 100 cm soil layer
- Table 7.36.** The systematic position of the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service and a characterisation of the "Occurrence of ecosystems rare and endangered on a European scale" indicator
- Table 7.37.** Selected indicators defining the potential to supply the "Habitat maintenance for plants, animals and fungi" service at various levels of organisation in the biosphere
- Table 7.38.** A rank assessment of ecosystems in line with natural value
- Table 7.39.** The potential of ecosystems to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service, on the basis of the "Occurrence of ecosystems rare and endangered on a European scale" indicator
- Table 7.40.** Shares of ecosystems with different potential to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service, on the basis of the indicator for Forest Districts of the "Occurrence of rare and endangered ecosystems in Europe"
- Table 7.41.** The systematic position of the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service, and a characterisation of the "Number of vascular plant species of the herb layer" indicator
- Table 7.42.** Potential of ecosystems to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service, as determined on the basis of the "Number of vascular plant species of the herb layer" indicator
- Table 7.43.** Share of ecosystems with different potential to provide the "Maintenance of habitats for plants, animals and fungi" service, in Forest Districts, on the basis of the indicator "Number of vascular plant species of the herb layer"
- Table 7.44.** The systematic position of the "Pollination" service and a characterisation of the "Number of wild bees" indicator
- Table 7.45.** The abundance and species richness characterising wild bees in mixed/coniferous forest (*Calamagrostio-Pinetum*) at different stages of succession in Wigry National Park
- Table 7.46.** Values for an indicator expressed as the potential of ecosystems to provide the „Pollination" service
- Table 7.47.** The potential of ecosystems to provide the "Pollination" service
- Table 7.48.** The systematic position of the "Regulating incursions of alien species" service and a characterisation of the "Resistance to invasions by alien plant species" indicator
- Table 7.49.** Percentage shares of plant species by types of life strategy (C – competitive type, R – ruderal type, S – stress type, CR, CS, CSR, SR – mixed types after Grime 1979)
- Table 7.50.** The potential of ecosystems to provide the "Regulation incursions of alien species" service, expressed by the resistance index of invasive alien plant species on an original scale and on a scale of 1 to 4, where 1 stands for very low, 2 for low, 3 for medium, and 4 for high resistance
- Table 7.51.** The systematic position of the "Game meat" ecosystem service, and a characterisation of the "Biomass of game animals" indicator
- Table 7.52.** Average weight (in kg) of selected species of game animal

- Table 7.53.** The systematic position of the "Regulation the structure and biogeochemical properties of soil" ecosystem service, and a characterisation of the "density of animals digging burrows" indicator
- Table 7.54.** The systematic position of the „Regulating rodent populations" ecosystem service and a characterisation of the "number of rodents eaten by predators" indicator
- Table 7.55.** List of primary and secondary prey of predators in Białowieża Primeval Forest
- Table 7.56.** Daily number of rodents eaten by predators
- Table 7.57.** The systematic position of the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" ecosystem service, and a characterisation of the "Species diversity of game mammals" indicator
- Table 7.58.** Species composition of game mammals selected for analysis
- Table 7.59.** The systematic position of the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" ecosystem service, and a characterisation of the "Hazel grouse (*Bonasa bonasia* L. 1758) population density" indicator
- Table 7.60.** The systematic position of the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service and a characterisation of the "Share of protected areas" indicator
- Table 7.61.** The systematic position of cultural services, assessed on the basis of the "Share of protected areas" indicator
- Table 7.62.** Systematic position of the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service, and a characterisation of the "Diversity of ecosystems in the landscape" indicator
- Table 7.63.** The systematic position of the "Maintaining habitats for plants, animals and fungi" service and a characterisation of the "Concentration of small ecosystems in the landscape" indicator
- Table 7.64.** The systematic position of the "Tourism" service and a characterisation of the "Complexity of landscape structure" indicator
- Table 7.65.** Rank scale of the ATRAK indicator based on measured values for the EKOSLB and EKOSR indicators
- Table 7.66.** The systematic position of the "Crops" service and a characterisation of "The size of grain yields" indicator
- Table 7.67.** Soil quality indicator – values for different soil complexes
- Table 7.68.** The agro-climate indicator
- Table 7.69.** The relief indicator
- Table 7.70.** Indicator of soil water regimes
- Table 7.71.** The systematic position of the "Prevention of soil erosion" service and a characterisation of the "Resistance to erosion" indicator
- Table 7.72.** Metadata for indicators of the potential of ecosystems to provide services, as based on the opinions of beneficiaries
- Table 7.73.** The potential of ecosystems to provide services in the opinions of users/beneficiaries (ratio scale 0 to 15; 0 means no potential, 15 – the highest possible)
- Table 7.74.** Users' and beneficiaries' ideas of the potential of ecosystems to provide services, on an ordinal scale from extremely low to very high
- Table 8.1.** The potential of ecosystems to provide services according to the expert assessment and to beneficiaries
- Table 8.2.** Averaged potentials of ecosystems to provide services as calculated on the basis of expert assessment
- Table 8.3.** Averaged potentials of ecosystems to provide services, as calculated on the basis of the assessments of beneficiaries
- Table 8.4.** Relationships between indicators of the potential of ecosystems (in a narrow sense) to provide services, as expressed by the Spearman ρ correlation coefficient
- Table 8.5.** Factor coordinates of variables – indicators of the potential of ecosystems (conceptualised narrowly) to provide services
- Table 8.6.** Relationships between indicators of the potential of ecosystems (according to the modified MAES classification) to provide services, as expressed by the Spearman ρ correlation coefficient
- Table 8.7.** Factor coordinates of variables – indicators of the potential of ecosystems (according to the modified MAES classification) to provide services
- Table 8.8.** Relationships between indicators of the potential of landscapes to provide services as expressed by the Spearman ρ correlation coefficient
- Table 8.9.** Factor coordinates of variables – indicators of the potential of landscapes to provide services
- Table 8.10.** Relationships between indicators of the potential of hunting units to provide services, as expressed by the Spearman ρ correlation coefficient
- Table 8.11.** Relationships between indicators of the potential of hunting units to provide services, as expressed by the Spearman ρ correlation coefficient
- Table 8.12.** Factor coordinates of variables – indicators of the potential of hunting units to provide services

Table 8.13. Mean values for correlation coefficients within groups, and between groups, of potential indicators

Table 9.1. Number of services (categorised as provisioning and cultural) for which the frequency of use was associated with individual socio-demographic variables positively or negatively and in a manner that is significant statistically (at $p < 0.05$)

Table 9.2. Statistically significant ($p < 0.05$) intergroup differences in assessments of the potential of ecosystems to supply provisioning, regulation and cultural services

Table 9.3. Cumulative correlation matrix – percentage of significant ($p < 0.05$) positive and negative correlations (using Spearman's *rho* coefficient) between the potential of ecosystems to provide services and their real intensity of use

Załącznik 1

Ankieta „Korzystanie z dobrodziejstw przyrody”

Szanowna Pani/Szanowny Panie,

Zapraszamy do wypełnienia ankiety, przygotowanej przez zespół naukowców z Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk, dotyczącej korzystania z dobrodziejstw przyrody na Suwalszczyźnie i Ziemi Augustowskiej. Jest to część projektu badawczego Narodowego Centrum Nauki (nr 2012/07/B/ST10/04344) pt. „Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodogłacjalnym – ocena zasobów, zagrożeń i wykorzystania”.

Pani/Pana udział w ankiecie jest dla nas bardzo ważny. Pozwoli nam lepiej zrozumieć zależności między człowiekiem a otaczającym go środowiskiem przyrodniczym, a także przygotować rozwiązania prawne usprawniające planowanie przestrzenne w Polsce.

Badanie ma charakter anonimowy. Ankieta składa się z trzech krótkich części i tzw. metryczki, czyli zestawu pytań kontrolnych, niezbędnych do dalszych analiz statystycznych. Wypełnienie całości nie powinno zająć więcej niż 15 minut.

UWAGA!

Proszę wypełniać ankietę po kolei, strona po stronie, pytanie po pytaniu. Nie należy przeglądać ankiety przed jej wypełnieniem ani ponownie uzupełniać wcześniejszych odpowiedzi. Jedynie pod tym warunkiem uzyskane odpowiedzi będą miały dla nas wartość i sens.

Część I

Powszechnie wiadomo, że człowiek nie mógłby istnieć bez dobrodziejstw, jakie czerpie z otaczającego go środowiska przyrodniczego. Wielu ludziom kontakt z naturą poprawia samopoczucie.

1. Proszę się chwilę zastanowić i wymienić **korzyści**, jakie Pan(i) czerpie z przyrody Suwalszczyzny/Ziemi Augustowskiej. Nie ma tutaj dobrych i złych odpowiedzi, dobrego lub złego rozumienia tego, czym są dobrodziejstwa przyrody/korzyści. Proszę odpowiadać zgodnie z tym, co podpowiada Pan(u/i) intuicja.

Dobrodziejstwa przyrody/korzyści:

-	-
-	-
-	-
-	-
-	-
-	-

2. Czy w ciągu ostatnich 3 lat kupił(a) Pan(i) lub bezpośrednio pozyskał(a) na własny użytek jakies **dobra materialne** pochodzące z przyrody Suwalszczyzny/Ziemi Augustowskiej (np. budowlane, opałowe, jadalne)?

- TAK
 NIE
 NIE WIEM

Jeśli tak, to jakie?

-	-
-	-
-	-
-	-

3. Czy w ciągu ostatnich 3 lat podejmował(a) Pan(i) jakieś **aktywności** związane z przyrodą Suwalszczyzny/Ziemi Augustowskiej, które przyniosły Panu/(i) korzyści (poza korzyścią finansową) (np. rekreacja, hobby, przeżycia duchowe)?

- TAK
- NIE
- NIE WIEM

Jeśli tak, to jakie?

-	-
-	-
-	-
-	-

4. Czy w ciągu ostatnich 3 lat widział(a) Pan(i) na Suwalszczyźnie/Ziemi Augustowskiej jakieś rzadkie gatunki roślin lub zwierząt, które Pan(i) szczególnie ceni?

- TAK
- NIE
- NIE WIEM

Jeśli tak, to jakie?

-	-
-	-
-	-

Część II

Poniżej znajduje się lista dobrodziejstw przyrody, z których może korzystać człowiek. Proszę o wskazanie (poprzez wstawienie znaku „X” w odpowiedniej kratce), jak często **w ciągu ostatnich 3 lat** korzystał(a) Pan(i) z wymienionych poniżej dobrodziejstw przyrody. Proszę o ustosunkowanie się do wszystkich pozycji. Proszę wziąć pod uwagę tylko **dobrodziejstwa przyrody Suwalszczyzny i Ziemi Augustowskiej**.

Kategoria 1

W Kategorii 1 dobrodziejstw przyrody częstotliwość korzystania proszę rozumieć jako częstotliwość zakupu lub bezpośredniego pozyskania na własny użytek określonego dobra.

Pożywienie		Ani razu	Jeden raz	Kilka razy	Regularnie	Nie wiem / trudno określić
1.	Ryby z okolicznych rzek i jezior					
2.	Grzyby z okolicznych lasów					
3.	Owoce z okolicznych lasów i ich przetwory					
4.	Dziczyzna					
5.	Owoce z lokalnych sadów/upraw lub ich przetwory					
6.	Warzywa z lokalnych upraw lub ich przetwory					
7.	Wypieki z lokalnej mąki					
8.	Miód z okolicznych pasiek					
9.	Mięso z lokalnych hodowli					
10.	Jajka z lokalnych hodowli					
11.	Olej roślinny pochodzący z okolicznych upraw					
12.	Mleko i jego przetwory pochodzące z lokalnych hodowli					
13.	Skorupiaki i mięczaki (np. raki, winniczki)					
14.	Inne (jakie?)					

Materiały budowlane/przedmioty użytkowe		Ani razu	Jeden raz	Kilka razy	Regularnie	Nie wiem / trudno określić
1.	Drewno z okolicznych lasów (surowiec sklejkowy, tartaczny, okleinowy)					
2.	Przedmioty drewniane z surowca pochodzącego z okolicznych lasów					
3.	Wiklina z okolicznych wierzb					
4.	Trzcina					
5.	Inne (jakie?)					

Pozostałe		Ani razu	Jeden raz	Kilka razy	Regularnie	Nie wiem / trudno określić
1.	Nasiona/sadzonki/choinki świąteczne z okolicznych szkótek					
2.	Pasza roślinna (siano itp.) z okolicznych łąk i upraw					
3.	Zioła/leki pochodzące z okolicznej przyrody					
4.	Ozdoby wytworzone/pochodzące z okolicznej przyrody (np. poroża, wianki, palmy wielkanocne)					
5.	Kompost, obornik, gnojowica					
6.	Wełna i skóry					
7.	Wosk z lokalnych pasiek					
8.	Inne (jakie?)					

Opał		Ani razu	Jeden raz	Kilka razy	Regularnie	Nie wiem / trudno określić
1.	Drewno opałowe z okolicznych lasów					
2.	Torf z okolicznych torfowisk i jego pochodne					
3.	Biomasa (np. wierzba energetyczna, słoma)					
4.	Inne (jakie?)					

Kategoria 2

W Kategorii 2 dobrodziejstw przyrody częstotliwość korzystania proszę rozumieć jako częstotliwość podejmowania określonej aktywności.

Edukacja/Inspiracja/Duchowość		Ani razu	Jeden raz	Kilka razy	Regularnie	Nie wiem / trudno określić
1.	Podpatrywanie okolicznej przyrody					
2.	Wędrowanie przyrodniczymi ścieżkami dydaktycznymi					
3.	Oglądanie albumów/filmów przyrodniczych o regionie					
4.	Obserwacja rzadkich gatunków roślin lub zwierząt					
5.	Praca twórcza (pisanie, malowanie itp.) inspirowana okoliczną przyrodą					
6.	Odwiedzanie miejsc kultu położonych blisko natury (ścieżki kalwaryjskie, źródelka, miejsca mocy itp.)					
7.	Modlitwa/medytacja na łonie natury					
8.	Inne (jakie?)					

Rekreacja		Ani razu	Jeden raz	Kilka razy	Regularnie	Nie wiem / trudno określić
1.	Wędkowanie					
2.	Myślistwo					
3.	Spacerowanie/bieganie na łonie natury					
4.	Kajakowanie/pływanie łodzią motorową lub wiosłową					
5.	Żeglowanie					
6.	Fotografowanie przyrody					
7.	Wycieczki krajoznawcze o charakterze przyrodniczym					
8.	Kąpiele w jeziorze lub rzece/plażowanie					
9.	Nurkowanie					
10.	Odpoczynek na łonie natury (ognisko, grill, biwak itp.)					
11.	Grzybobranie					
12.	Inne (jakie?)					

Metryczka

Proszę wpisać odpowiedzi lub zaznaczyć kółkiem wybraną literkę

1. Wiek:

2. Płeć:

- a. Kobieta
- b. Mężczyzna

3. Wykształcenie:

- a. Niepełne podstawowe, podstawowe, gimnazjalne
- b. Średnie, zasadnicze zawodowe
- c. Wyższe (licencjackie, inżynierskie, magisterskie)

4. Zawód wyuczony:

5. Źródło utrzymania (można zaznaczyć kilka odpowiedzi)

- a. Działalność rolnicza
- b. Usługi turystyczne
- c. Przemysł drzewny
- d. Praca umysłowa
- e. Handel
- f. Wytwórstwo/usługi nieturystyczne
- g. Emerytura, renta, zasiłek itp.
- h. Inne (jakie?)

6. Miejscowość stałego zamieszkania:

7. Kod pocztowy miejsca stałego zamieszkania:

8. Miejscowość, w której wypełniana była ankieta:

9. Średnia liczba dni w roku spędzanych na Suwalszczyźnie i Ziemi Augustowskiej:

Dziękujemy za udział w badaniu!

Wydawnictwo Akademickie SEDNO Spółka z o.o.

Wydanie pierwsze

Arkuszy drukarskich: 29,5

Skład i łamanie: Janusz Fajto

Druk i oprawa: Drukarnia TOTEM, Inowrocław

<http://rcin.org.pl>

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk oraz Wydawnictwo Akademickie SEDNO wspólnie wydają serię publikacji książkowych pracowników IGiPZ PAN. Najnowsza monografia nosi tytuł **Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym. Ocena potencjału i wykorzystania**, przedstawia wyniki badań przeprowadzonych na terenie północno-wschodniej Polski.

Opracowanie monograficzne ma unikatowy charakter, ponieważ jest pierwszą próbą w literaturze światowej wieloaspektowego spojrzenia na świadczenia ekosystemów w skali lokalnej w obszarze młodoglacjalnym północno-wschodniej Polski. Cenna, prekursorska praca empiryczna, wyznacza przejście od badań wycinkowych do kompleksowego rozpoznania świadczeń ekosystemów. Wielkim walorem pracy jest wykorzystanie około 40 wskaźników pozwalających oszacować wielkość szerokiej palety świadczeń ekosystemów rozpatrywanych w różnych polach podstawowych. Osiągnięte wyniki będą przydatne w wielu pracach aplikacyjnych, analizach eksperckich i opracowaniach dokumentów strategicznych.

Z recenzji prof. dr. hab. Andrzeja Mizgajskiego

Monografia jest dziełem wybitnym, nie tylko w skali polskich badań nad świadczeniami ekosystemowymi i krajobrazowymi. Jest to pierwsze opracowanie, w którym przeprowadzono wieloaspektową ocenę i mapowanie potencjału świadczeń ekosystemowych. Rozwiązania metodyczne powinny stać się wzorcową ścieżką postępowania badawczego związanego z racjonalnym zarządzaniem potencjałami krajobrazu. Analiza powiązań między wskaźnikami potencjałów ekosystemów uwidoczniła interesujące – z naukowego i aplikacyjnego punktu widzenia – zależności między świadczeniami, związane m.in. z formą pokrycia terenu, typem i dojrzałością ekosystemu, warunkami siedliskowymi oraz sposobem użytkowania i poziomem presji antropogenicznej.

Z recenzji dr. hab. Tadeusza J. Chmielewskiego
prof. Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie

Wydawnictwo Akademickie SEDNO
00-696 Warszawa, ul. J. Pankiewicza 3
tel./fax +48 22 46 48 797
www.wydawnictwosedno.pl
info@wydawnictwosedno.pl

Cena 55 zł (w tym VAT)
ISBN 978-83-7963-062-2



9 788379 630622 >