

Ewa Roo-Zielińska, Jerzy Solon, Marek Degórski
Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania
im. S. Leszczyckiego
Polska Akademia Nauk, Warszawa

Wykorzystanie wskaźników ekologicznych do oceny stanu i zmian środowiska geograficznego

Wprowadzenie

W wyniku oddziaływania procesów naturalnych i antropogenicznych kształtuje się przestrzena, a także zmieniająca się w czasie struktura środowiska geograficznego o określonych właściwościach i cechach. Podkreślić należy, że wraz z rozwojem cywilizacyjnym zwiększa się bardzo wyraźnie wpływ człowieka, który modyfikuje naturalne zjawiska zachodzące w środowisku przyrodniczym.

Dla poznania mechanizmów kształtujących środowisko oraz związanych z tym efektów przestrzennego i czasowego zróżnicowania właściwości poszczególnych komponentów poszukuje się jak najprostszymi miar i wskaźników różnorodnych zjawisk i zależności między nimi. Chodzi o znalezienie takich narzędzi, które z jednej strony pozwalałyby na śledzenie i ocenę zmian zachodzących w przestrzeni przyrodniczej, z drugiej zaś strony umożliwiałyby identyfikację i modelowanie strukturalno-funkcjonalnych prawidłowości, występujących w środowisku przyrodniczym.

Komponenty środowiska geograficznego różnią się wyraźnie pod względem trwałości i stabilności. W wypadku komponentów trwałych (np. podłoże geologiczne, makroklimat) okres zmian należy mierzyć w milionach lub tysiącach lat. Inne komponenty (np. szata roślinna) zmieniają się w skali dziesięcioleci (por. Richling, Solon 2002).

Do komponentów najsilniej związanych ze wszystkimi składnikami środowiska przyrodniczego należą – obok szaty roślinnej – świat zwierzęcy, stosunki wodne i gleba (Kostrowicki 1976). Ze względu na labilność oraz ściśle powiązanie są one obiektami często wykorzystywanymi do badań struktury i funkcjonowania całości środowiska przyrodniczego. To powoduje, że roślinność i gleby traktuje się jako **wskaźniki ekologiczne** wielu zmian zachodzących w środowisku, zarówno w przestrzeni, jak i w czasie (Degórski 2002, Roo-Zielińska 2004, Solon 2002).

Definicje pojęć podstawowych

Diagnozowanie środowiska fizycznogeograficznego na podstawie grupy wskaźników ekologicznych wymaga uzgodnienia stosowanych pojęć i definicji na szerszym tle zagadnień inductive. Proces, w którym na podstawie ilościowych i/lub jakościowych charakterystyk jednego obiektu (indykatora) określa się stan innego obiektu, to indykacja (Harwell i in. 1990).

Termin *indykator* pochodzi od łacińskiego czasownika *indicare* oznaczającego ‘pokazać, ogłosić publicznie, ocenić, nałożyć cenę’. Jest on używany w języku polskim wymiennie z równoznacznym terminem *wskaźnik*. **Indykator** jest zatem obiektem (lub układem obiektów), którego obecność, częstotliwość występowania, rozmieszczenie i inne cechy są stosowane

do określenia zjawisk i procesów, których badanie bezpośrednio jest niemożliwe, niewygodne, zbyt kosztowne lub pracochłonne. Indykator to biotyczna lub abiotyczna charakterystyka środowiska dająca ilościową informację o stanie zasobów przyrodniczych, i – jednocześnie – organizm, gatunek lub zbiorowisko, którego charakterystyka wskazuje na obecność specyficznych warunków środowiskowych. Są to więc parametry lub wartości obliczone na podstawie danych, dostarczające informacji o badanym zjawisku – jego zmianach czasowych i zróżnicowaniu przestrzennym.

Bioindykacja jest to proces, w którym na podstawie ilościowych i/lub jakościowych charakterystyk jednego obiektu (indykatora) określa się stan innego obiektu lub systemu ekologicznego oraz parametry biotycznych i abiotycznych jego komponentów, w tym substancji i oddziaływań antropogenicznych. **Bioindykator** jest to organizm, część organizmu lub zgrupowanie organizmów zawierające informację o stanie środowiska. Bioindykatorami są gatunki wskaźnikowe (roślinne, zwierzęce lub mikroorganizmy), których wielkość populacji i trendy jej zmian odzwierciedlają wielkość populacji innego gatunku, mającego ten sam zasięg geograficzny i związanego z tym samym siedliskiem lub też gatunki, których stan i zmiany populacji odzwierciedlają określone warunki siedliskowe (w tym także procesy związane z degradacyjnym oddziaływaniem człowieka).

Kierunek badań indykacyjnych, w którym jako indykator wykorzystuje się szatę roślinną (populacje, synuzja roślin, zbiorowiska roślinne, układy ponadfitocenotyczne, czyli krajobrazy roślinne), nazywany jest **fitoindykacją** (gr. *phyton* „fity” – ‘roślina’, łac. *indico* – ‘wskazać’). Natomiast kierunek badań indykacyjnych, którego podmiotem jest gleba, określaną jest mianem **pedoindykacji** (od gr. *pedos* – ‘gleba’).

Rolę indykatorów mogą pełnić obiekty (biologiczne, abiotyczne, ekonomiczne, społeczne, gospodarcze i instytucjonalne), które są wykorzystywane do ilościowej charakterystyki struktury i funkcjonowania określonego krajobrazu, zlewni czy ekosystemu oraz ich komponentów (m.in. gleb i roślinności).

Obiektem indykowanym (podlegającym indykacji) może być indykator (bioindykator) lub jego cechy, inne żywe organizmy, abiotyczne czynniki środowiskowe, antropogeniczne czynniki środowiskowe oraz różnego typu okresowe zaburzenia lub fluktuacje warunków środowiskowych.

Pole indykacji jest to ściśle sprecyzowany układ (strukturalny, przestrzenny) będący przedmiotem zainteresowania indykacji. Może to być: obszar o zasięgu lokalnym, regionalnym lub ponadregionalnym, a także układ punktów (powierzchni) niezależnie od skali (układy gradientów środowiskowych – kateny). Polem indykacji może być też układ aprzestrzenny, np. zbiór charakterystycznych gatunków łąkowych analizowany niezależnie od przestrzeni.

Zasady klasyfikowania i rodzaje wskaźników (indykatorów)

Zależnie od przyjętego zestawu kryteriów porządkujących możliwe jest stworzenie ogromnej liczby systemów klasyfikacyjnych indykatorów, uwzględniających zarówno ich cechy wewnętrzne, przedmiot indykowany, jak i sposób wykorzystania. Wydaje się przy tym, że to ostatnie kryterium jest najwygodniejsze z praktycznego punktu widzenia. Biorąc pod uwagę zastosowanie wskaźników (co w sposób bezpośredni lub pośredni wpływa na ich konstrukcję i cechy formalne), można wyróżnić (OECD 1993, Gallopin 1997, Walker 1998, EEA 1999, Woodhouse i in. 2000):

- indykatory opisowe – określające konkretny stan (wykorzystywane w różnych miejscach i w różnym czasie umożliwiają porównania),

- indykatory zgodności (indykatory realizacji) – służące do oceny odchylenia od wcześniej zdefiniowanego stanu, w tym postępu w stosunku do zamierzeń i celów,
- indykatory wczesnego ostrzegania – sygnalizujące zmianę związaną z przekroczeniem wartości progowej i przez to dostarczające informacji mających charakter ostrzegawczy,
- indykatory prognostyczne – umożliwiające przewidywanie (prognozowanie) przyszłych stanów i procesów,
- indykatory diagnostyczne – służące do identyfikacji przyczyn danego zjawiska,
- wskaźniki wydajności – określające relację między dwiema zmiennymi.

Powyższy podział jest wyczerpujący, ale nie jest rozłączny, bowiem poszczególne wskaźniki mogą należeć do różnych wymienionych wyżej kategorii. Odmienne podejście do klasyfikacji indykatorów wynika z uwzględnienia złożoności indykatorów i obiektów indykowanych, np.:

- indykatory holistyczne, mające złożoną budowę i określające całościową charakterystykę systemu ekologicznego (np. wskaźniki różnorodności, wskaźniki integralności),
- indykatory redukcjonistyczne, ukierunkowane na ocenę jednej, wąsko ujętej właściwości (np. bioindykatory akumulujące; Letourneau, Castonguay 1988).

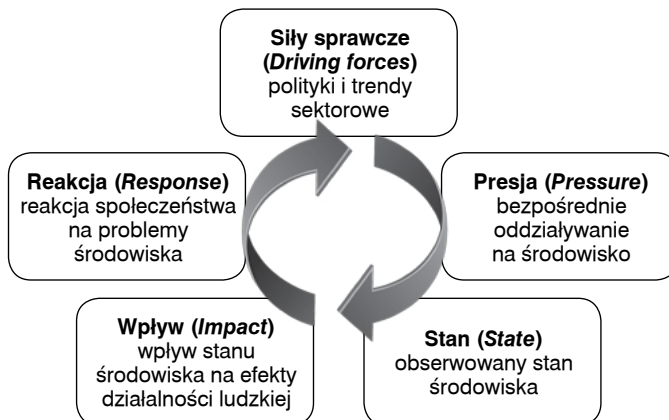
Inne często stosowane systemy klasyfikacji indykatorów środowiska kładą główny nacisk na przedmiot indykacji. Jednym z takich podejść jest propozycja McGeocha (1998), który wyróżnia trzy odrębne grupy indykatorów:

- indykatory środowiskowe – odzwierciedlające biotyczne i abiotyczne warunki środowiska,
- indykatory ekologiczne – dostarczające informacji na temat oddziaływań na środowisko i zmian tego środowiska, w tym zakresie mieszczą się m.in. wskaźniki rolno-środowiskowe,
- indykatory różnorodności biologicznej – ukierunkowane na ocenę różnorodności gatunków lub całych układów ekologicznych.

Ten podział nie jest ani w pełni rozłączny, ani wyczerpujący, gdyż z jednej strony nie ujmuje wielu cech złożonych systemów ekologicznych (np. zdrowia i integralności), a z drugiej strony – wiele indykatorów różnorodności biologicznej to jednocześnie indykatory środowiskowe.

Nieco podobne kryteria służą do grupowania wskaźników w ramach systemu DPSIR (EEA 1999, Woodhouse i in. 2000). W tym systemie wyróżnia się pięć zakresów zainteresowań, którym odpowiada pięć typów indykatorów (ryc. 1). Jedynie cztery z nich mają bezpośredni związek ze środowiskiem: wskaźniki presji, stanu, wpływu i reakcji.

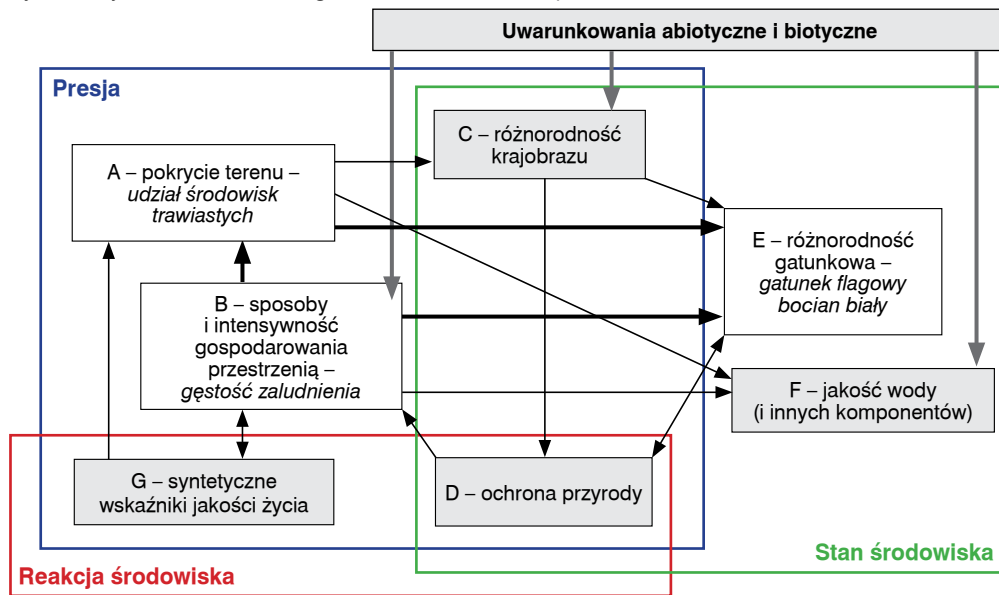
Ryc. 1. Koncepcja DPSIR (Driving forces – Pressure – State – Impact – Response) porządkująca grupy wskaźników relacji człowiek – środowisko



Indykatory presji (stresu) obejmują miary oddziaływań (najczęściej antropogenicznych) mających lub mogących mieć bezpośredni lub pośredni wpływ na stan jednej lub licznych cech środowiska. Dotyczą one oddziaływań powodujących zwłaszcza zmiany jakości środowiska i/lub ilościowe zmiany zasobów. Wskaźniki stanu to miary wybranej cechy lub kompleksu cech środowiska; tu mieszczą się m.in. indykatory akumulacji zanieczyszczeń i innych przekształceń spowodowanych przez działalność ludzką. Wskaźniki wpływu mają dwójaki charakter. Z jednej strony obrazują parametry środowiska biotycznego znajdującego się pod wpływem przekształceń środowiska abiotycznego, z drugiej strony – służą do przedstawienia wpływu stanu środowiska na efekty działalności ludzkiej. Wskaźniki reakcji dotyczą działań organizacyjnych społeczeństwa nakierowanych na ograniczenie presji. Są to w rzeczywistości indykatory przedsięwzięć przeciwdziałających presji lub jej skutkom.

Podział wskaźników na powyższe grupy wynika z założenia, że istnieje jednoznaczny ciąg przyczynowo-skutkowy między działalnością człowieka a stanem środowiska. W wielu przypadkach założenie to nie jest do końca prawdziwe, a rozróżnienie między wskaźnikami presji, stanu i wpływu nie jest jednoznaczne, gdyż wiele ze stosowanych powszechnie miar ma charakter wielopoziomowy. W przytoczonym przykładzie (ryc. 2) wskaźnik stopnia ochrony przyrody (np. udział powierzchniowy obszarów chronionych), traktowany najczęściej jako wskaźnik reakcji, jest jednocześnie pośrednim wskaźnikiem stanu środowiska (im gorzej zachowane środowisko tym – z definicji – mniejszy udział obszarów chronionych) oraz wskaźnikiem presji na środowisko (na obszarach chronionych presja jest wyraźnie niższa). Podobnie też można interpretować wskaźniki różnorodności krajobrazu jako miarę stanu środowiska i pośrednio, w połączeniu z innymi wskaźnikami, jako charakterystykę presji na środowisko.

Ryc. 2. Niejednoznaczność kategorii oraz wskaźniki wielopoziomowe



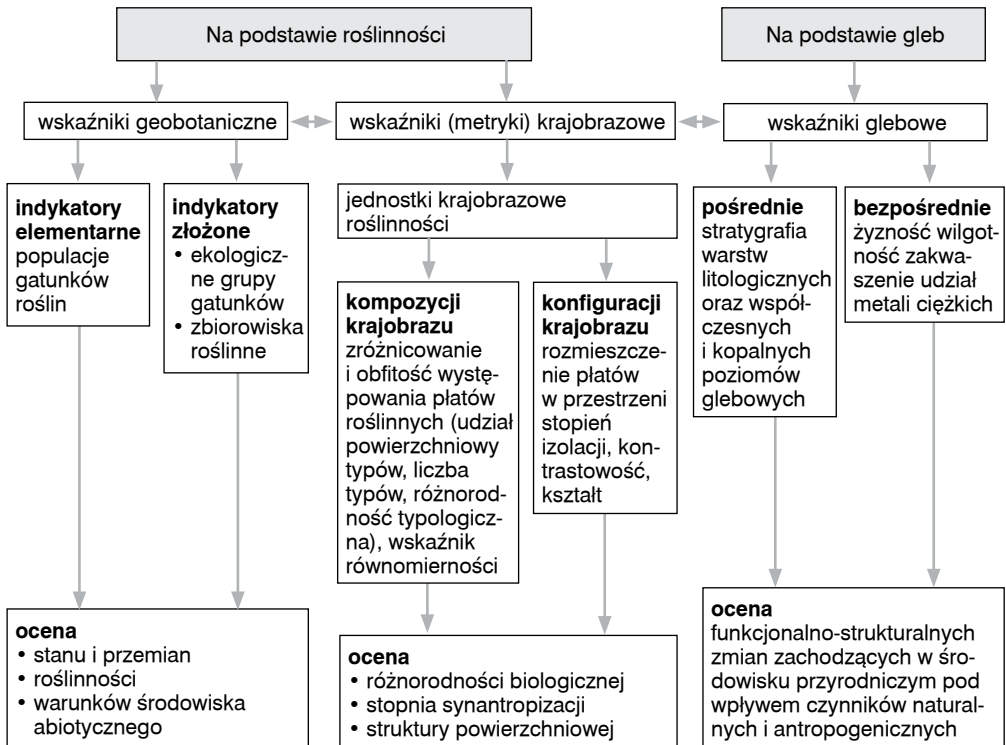
Źródło: opracowanie własne.

Mimo tych wyraźnych ograniczeń powyższy podział indykatorów obowiązuje w ramach Unii Europejskiej i jest podstawą oceny i monitorowania rozwoju zrównoważonego. Odnotać należy, że przedstawione wyżej przykłady nie wyczerpują wszystkich klasyfikacji indykatorów, prezentują natomiast podziały najbardziej rozpowszechnione.

Charakterystyka wskaźników ekologicznych geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych – przykłady zastosowań

W prezentowanym opracowaniu skoncentrowano się na przedstawieniu wskaźników ekologicznych, tzn. geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych, oraz zaprezentowano na wybranych przykładach możliwości ich wykorzystania w ocenach środowiska fizycznogeograficznego. Ze względu na silne powiązania między szatą roślinną a glebą oraz na dużą zdolność tych komponentów do indykowania stanu środowiska, w badaniach podstawowych i stosowanych niezwykle pomocne są te trzy grupy wskaźników ekologicznych. Dodatkowo sprzyja temu dostępność rozbudowanych komputerowych baz danych, które są pomocne przy opracowywaniu różnego rodzaju ocen poszczególnych składowych środowiska przyrodniczego. Podstawową charakterystykę i podział wskaźników ekologicznych prezentuje rycina 3.

Ryc. 3. Charakterystyka wskaźników ekologicznych i ich podział



Źródło: opracowanie własne.

Szata roślinna – na różnym poziomie jej organizacji – jest łatwo dostrzegalnym, rozpoznawalnym, reagującym na zmiany innych składowych komponentem geosystemu (Roo-Zielińska, Solon 1988, 1991). Znajomość struktury szaty roślinnej, jej przestrzennego zróżnicowania, zestawu ilościowego i jakościowego gatunków roślinnych, a także ich spektrum ekologicznego pozwala określić przestrzenną zmienność (także procesy) zachodzącą w tych składowych środowiska, które są dla niej ekologicznie istotne (Roo-Zielińska 2004). Do indykacji stanu i zmian środowiska przyrodniczego wykorzystuje się najczęściej gatunki roślin naczyniowych runa (Ellenberg in. 1991, Roo-Zielińska 1993, Zarzycki i in. 2002, van der Maarel 1993), ich populacje oraz zbiorowiska roślinne (Degórski 1986a, b; Roo-Zielińska 1996, 2000; Roo-Zielińska, Solon 1988), które są podstawą **wskaźników geobotanicznych**.

Krajobraz w ujęciu geobotanicznym jest to realnie istniejący, przestrzenny, dynamiczny układ strukturalno-funkcjonalny na ponadekosystemowym poziomie organizacji biosfery. Jego elementami składowymi są ekosystemy, których granice i zasięg wyróżnia się najczęściej na podstawie zróżnicowania zbiorowisk roślinnych (Matuszkiewicz 1974, Solon 2002). Przyjmując tę definicję, przeprowadzono ekologiczną diagnozę, interpretację i ocenę środowiska w skali krajobrazowej na poziomie ponadfitocenotycznych, krajobrazowych jednostek roślinności (Solon 2002), wykorzystując w tym celu **wskaźniki (metryki) krajobrazowe**. Warto podkreślić, że nawet częściowo zubożona roślinność nie traci swych właściwości wskaźnikowych, co umożliwiła badanie szybko przekształcanych obszarów przemysłowych i objętych procesami urbanizacji.

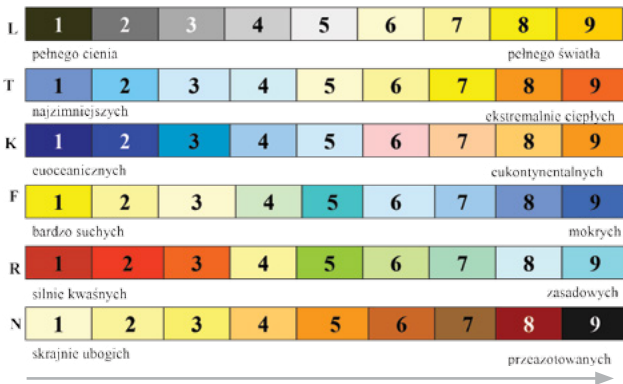
Gleba jest definiowana jako ten element środowiska przyrodniczego, którego geneza i właściwości są funkcją uwarunkowań klimatycznych, biotycznych, geomorfologicznych, litologicznych, wodnych i antropogenicznych przebiegających w określonym czasie i przestrzeni. Wyraża się to heterogenicznością i różnorodnością pokrywy glebowej (Degórski 2003). Gleba jest postrzegana przez wielu badaczy środowiska geograficznego jako zwierciadło, w którym odbijają się wszystkie procesy i zjawiska, zarówno naturalne, jak i antropogeniczne, zachodzące w przestrzeni geograficznej, posiadające zdolność do przechowywania gromadzonych informacji (Bednarek i in. 2004; Degórski 2005; Targulian, Sokolova 1996). Właściwości fizykochemiczne, zwłaszcza w poziomie próchnicznym, odgrywają bardzo ważną rolę w kształtowaniu roślinności (do głębokości ok. 20 cm) – w tym poziomie bowiem zakorzenienia się większość roślin naczyniowych warstwy runa (Bednarek i in. 2004). Gleba, z uwagi na swe interakcyjne powiązania z innymi komponentami środowiska, ma dużą wartość indykacyjną w ocenie zmian zachodzących w środowisku przyrodniczym. Wskaźniki glebowe mogą mieć charakter bezpośredni (konstruowane na podstawie wyników pomiarów laboratoryjnych) lub pośredni (rozmaitości układów pionowych struktur warstw litologicznych oraz współczesnych i kopalnych poziomów glebowych) (Degórski 2005).

Wśród czynników kształtujących roślinność i gleby jest zmieniająca się topografia terenu (Florinsky, Kuryakova 1996; Litaor i in. 2002). Badania zależności topografia – gleby – roślinność mogą być rozpatrywane w różnych skalach przestrzennych (Degórski 2003a, b; Fridland 1976; Roo-Zielińska 2004; Volobuev 1964) i na różnym poziomie organizacji ekologicznej biosfery (Degórski 2005, Gessler i in. 2000, Hole, Cambell 1985, Kostrowicki 1976).

Wskaźniki geobotaniczne dotyczą przede wszystkim indykacji stanu i przemian warunków środowiska abiotycznego przy wykorzystaniu wielu różnych skal gatunkowych (Ellenberg i in. 1991, Lindacher et al. 1995). Elementarnymi (prostymi) obiektami indykującymi – zwanymi często indykatorami elementarnymi – są tutaj populacje gatunków roślin naczyniowych runa, a złożonymi obiektami indykującymi (indykatorami złożonymi) – ekologiczne grupy gatunków i zbiorowiska roślinne zaklasyfikowane do określonych jednostek fitosocjologicznych. Podstawą większości współczesnych opracowań fitoindykacyjnych są tzw. listy ekologicznych liczb wskaźnikowych gatunków roślin. Są to zestawienia gatunków wraz z liczbami wyrażającymi reakcję (amplitudę ekologiczną) gatunków na określony czynnik siedliskowy lub z symbolami określającymi cechę gatunku świadczącą o przystosowaniach do środowiska (np. jego formę biologiczną czy budowę anatomiczną). Powszechnie przyjętą w Europie Środkowej, ale także poza nią, jest skala liczb wskaźnikowych Ellenberga (1974, 1979), Ellenberga i in. (1991). Skala Ellenberga składa się z 9 stopni (w przypadku wilgotności z 12). W prezentowanym opracowaniu zastosowano skalę Ellenberga względem 6 czynników środowiska fizycznogeograficznego: 3 klimatycznych (światła – L, temperatury – T, kontynentalizmu – K) oraz 3 edaficznych (wilgotności gleby – F, jej odczynu – R i zaopatrzenia w azot – N). Ekologiczną reakcję gatunków w stosunku

do 6 wymienionych cech środowiska oszacowano w skali 9-stopniowej, przy czym 1 oznacza najniższe, a 9 – najwyższe natężenie danego czynnika (ryc. 4). Tylko skala wilgotności – F – może być 12-stopniowa, bowiem 3 stopnie dotyczą roślin wodnych (sposobu ukorzenienia się).

Ryc. 4. Skala liczb wskaźnikowych roślin Ellenberga. Wymagania względem intensywności oświetlenia (L); warunków termicznych (T); stopnia kontynentalizmu (K); wilgotności gleby (F); kwasowości gleby (R); zawartości azotu w glebie (N)



Źródło: opracowanie własne.

Wskaźniki krajobrazowe (o charakterze prostym lub złożonym) wykorzystują złożone obiekty indukujące poprzez indykatory złożone (jednostki krajobrazowe roślinności) i mogą służyć m.in. do oceny: a) różnorodności biologicznej, b) stopnia synantropizacji krajobrazu oraz c) struktury powierzchniowej krajobrazu. Te dwie grupy wskaźników (geobotaniczne i krajobrazowe) bazują na koncepcji nadinformatywności roślinności wprowadzonej przez Kostrowickiego (1976) i mogą być łącznie stosowane w **analizach fitoindykacyjnych**.

Wskaźniki glebowe wykorzystują m.in. takie cechy gleb, jak: troficzność, wilgotność, zakwaszenie – odczyn gleby, udział metali ciężkich, pojemność sorpcyjną gleb (wskaźniki glebowe bezpośrednie), jak również stratygrafię warstw litologicznych oraz kopalne i współczesne poziomy glebowe (wskaźniki glebowe pośrednie).

Zastosowanie wskaźników geobotanicznych w powiązaniu z bezpośrednimi pomiarami glebowymi (m.in. takich jak żyźność, wilgotność oraz zakwaszenie gleby) i wskaźników (metryk) krajobrazowych w powiązaniu z mapami roślinności rzeczywistej, potencjalnej i użytkowania ziemi umożliwia ocenę aktualnego stanu oraz kierunków przekształceń środowiska przyrodniczego badanych obszarów.

Jak już wspomniano, interpretacja stanu warunków środowiska fizycznogeograficznego dotyczy zwykle tzw. pola indykacji, tzn. konkretnego obszaru o zasięgu lokalnym, regionalnym lub ponadregionalnym. Mogą to być również układy punktów lub niewielkich powierzchni, a wśród nich układy wzdłuż lokalnych gradientów środowiskowych – katen lub ponadregionalnych transektów (Roo-Zielińska 2002, 2003a–c). Zatem ogromną zaletą wskaźników ekologicznych jest możliwość ich stosowania w różnych skalach przestrzennych.

Przykłady zastosowań wskaźników geobotanicznych w różnych skalach przestrzennych

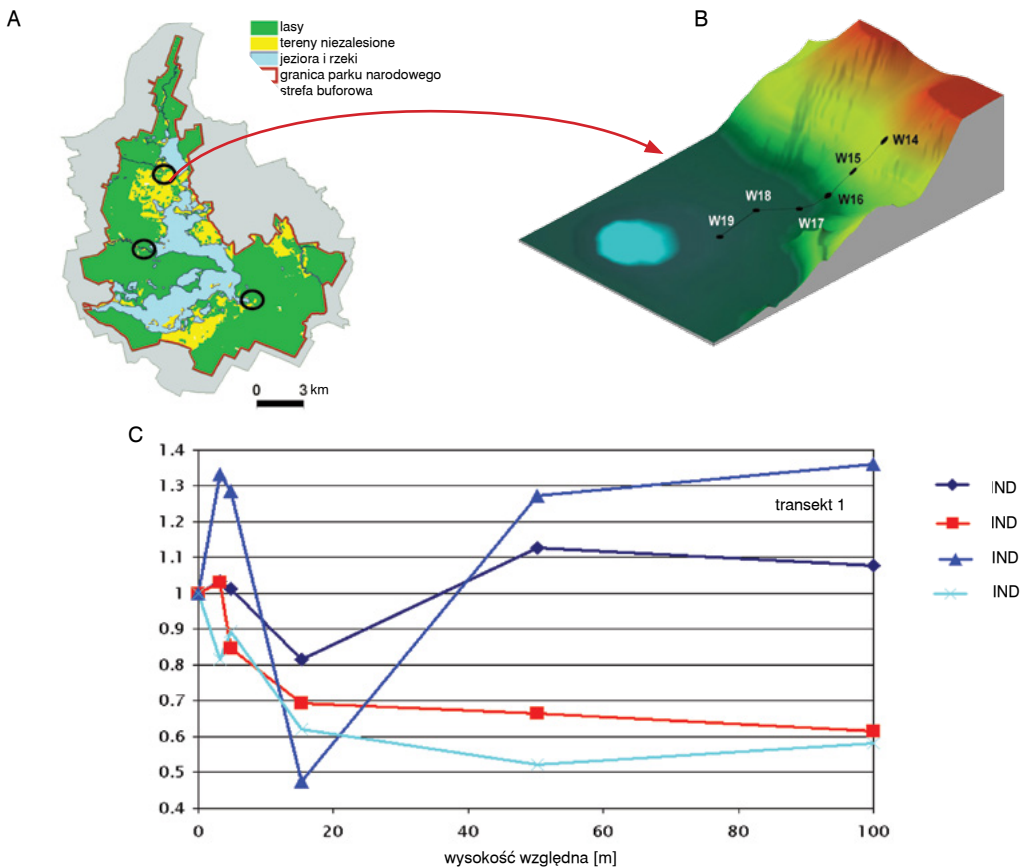
Przydatność fitoindykacji geobotanicznej jako narzędzia opisu zmienności przestrzennej ekologicznych wymagań roślinności została przedstawiona na wybranych obszarach modelowych, których wielkość powierzchni przyjęto jako kryterium porządkujące.

• Układy katenalne

Katena pojedyncza

Przykładem pojedynczego stoku jako obiektu modelowego do szczegółowej analizy procesów i zależności zachodzących w krajobrazie jest układ sekwencji gleb i zbiorowisk roślinnych na katenie w Wigierskim Parku Narodowym (ryc. 5A, B). Obejmuje on partię stokową stoliwa kemowego, od jego krawędzi w kierunku bezodpływowej niecki położonej u podstawy stoku użytkowanego łąkowo. Pokrywą glebową toposekwencji w jej kemowej części stanowią gleby brunatne, natomiast w obniżeniu gleby oglejone i torfowe, porośnięte zbiorowiskami roślinnymi łąk świeżych (*Arrhenatherion*) i wilgotnych (*Molinion* i *Calthion*), a w obniżeniu terenu zbiorowiska szuwarów wielkoturzycowych (*Magnocaricion*). Zróżnicowanie kateny pod względem średnich liczb wskaźnikowych wskazuje, że najbardziej zmienny w obrębie toposekwencji jest wskaźnik kwasowości gleb (R), natomiast wszystkie analizowane wskaźniki informujące o wymaganiach zbiorowisk roślinnych względem dostępności światła (L), wilgotności gleb (F), ich kwasowości (R) i zawartości azotu (N) cechują się najwyższymi wartościami w obniżeniu analizowanej kateny, gdzie występują łąki wilgotne i szuwały wielkoturzycowe (ryc. 5C).

Ryc. 5. Katena pojedyncza w Wigierskim Parku Narodowym. A – lokalizacja kateny, B – rozmieszczenie powierzchni w obrębie kateny, C – zróżnicowanie powierzchni w obrębie kateny pod względem średnich ważonych liczb wskaźnikowych: światła (LIND), wilgotności (FIND), kwasowości (RIND), zawartości azotu (NIND) zależnie od wysokości względnej

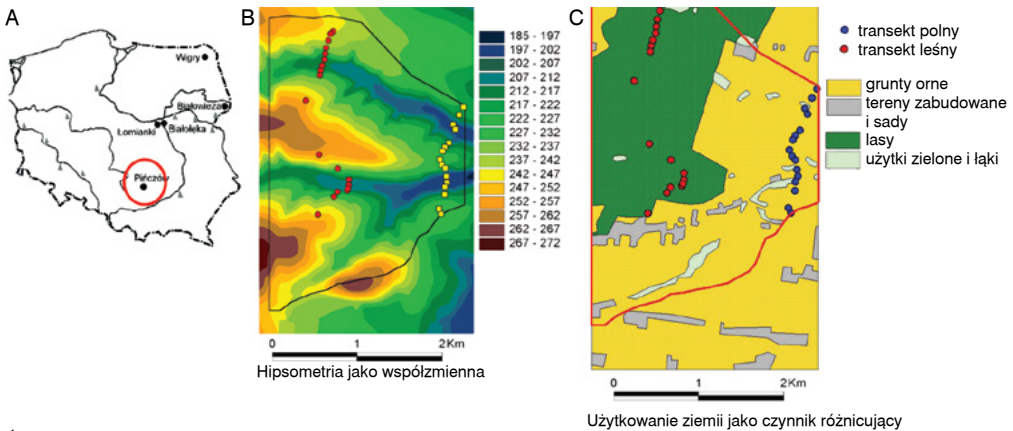


Źródło: opracowanie własne.

Katena złożona

Najprostszą reprezentacją zróżnicowania krajobrazowego i podstawą modelowania zależności może być przykład kateny złożonej (ryc. 6A), obejmującej dwa poprzeczne transekty poprowadzone przez niewielką zlewnię (o powierzchni 24 km²) w okolicach Młodzaw (na południe od Pińczowa; ryc. 6B, C).

Ryc. 6. Katena złożona w okolicach Pińczowa jako najprostszą reprezentacją zróżnicowania krajobrazowego i podstawą modelowania zależności



Źródło: opracowanie własne.

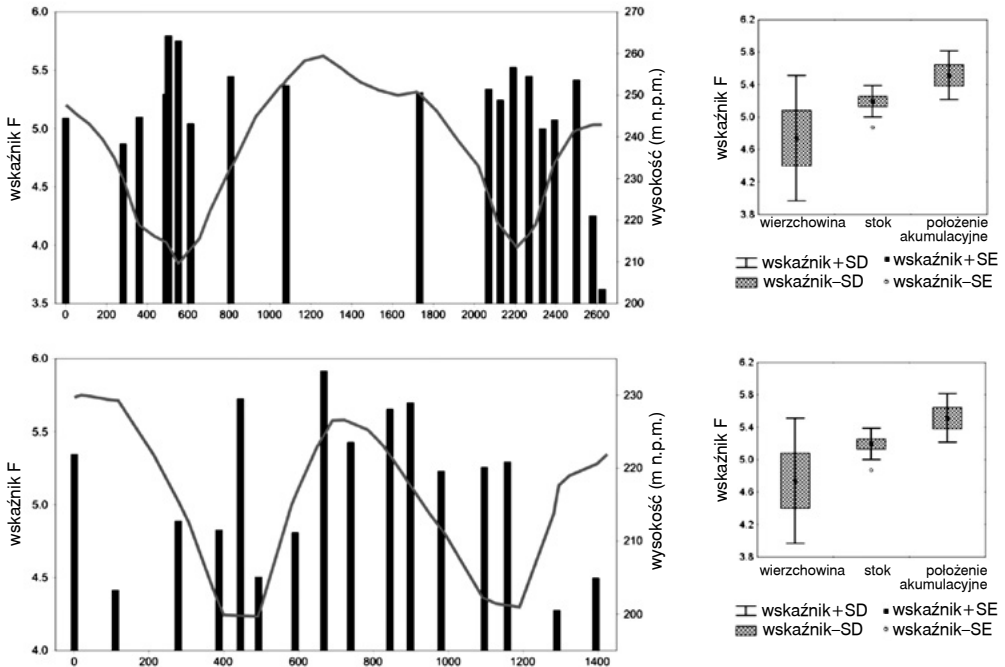
Transekt leśny charakteryzuje się obecnością wielu zbiorowisk roślinnych. Dno doliny zajmuje łąg wiązowo-jesionowy (*Ficario-Ulmetum*), natomiast na większości pozostałego obszaru występuje grąd *Tilio-Carpinetum* na glebach brunatnych typowych i na zdegradowanych czarnoziemach, a postać uboga grądu (z sosną w drzewostanie) związana jest z glebami brunatnymi bielcowanymi. Na niewielkim fragmencie transektu występuje również murawa kserotermiczna ze związku *Cirsio-Brachypodium pinnati*, zajmując wschodnie skał wapiennych i fragmenty czarnoziemów wytworzonych z lessów.

W obrębie transektu polnego obsianego pszenicą występuje podobne zróżnicowanie glebowe. Na analizowanych powierzchniach upraw zbożowych występują dwa podzespoły segetalnego zbiorowiska wyki czteronasiennej *Vicetum tetraspermae* (*V.t. typicum* oraz *V.t. consolidetosum*).

Choć badania prowadzone były w niewielkiej zlewni, to zaobserwowano różnice wartości parametrów glebowych oraz wskaźników geobotanicznych wraz ze zmianą wysokości bezwzględnej. Odmienny wzorec tych zmian na dwóch transektach – leśnym i polnym – wskazał na modyfikujący wpływ użytkowania ziemi.

Takim przykładem jest zaobserwowana zmienność przestrzenna wartości **fitoindykacyjnego wskaźnika wilgotności (Fsr)** określającego wymagania zbiorowiska roślinnego względem wilgotności podłoża. Na transekcie leśnym średnie wartości oraz wielkości minimalne wskaźnika Fsr wzrastają od położen wierzchowinowych (wartość minimalna 3,6 – co oznacza, że zbiorowisko jest wskaźnikiem gleb względnie suchych) przez stoki do położen akumulacyjnych w obniżeniach (wartość maksymalna 5,8 – co oznacza, że zbiorowisko jest wskaźnikiem gleb umiarkowanie wilgotnych). Istotnie statystycznie różnice występują jedynie między tranzytowymi położeniami stokowymi a akumulacyjnymi położeniami w dnie obniżeń. Na transekcie polnym wartości wskaźnika Fsr są znacznie bardziej wyrównane i nie ma statystycznie istotnej różnicy między trzema wyróżnionymi grupami stanowisk (wierzchowina, stok, położenie akumulacyjne) – ryciny 7A, B.

Ryc. 7. Zmiany wskaźnika wilgotności (F) na transekcje leśnym (A) i polnym (B) w Młodzawach (okolice Pińczowa)



Źródło: opracowanie własne.

Przedstawione zmiany wartości geobotanicznego wskaźnika wilgotności F (F_{sr}) wraz ze zmianą wysokości bezwzględnej, choć mają zbliżony charakter na dwóch transektach, są wyraźniejsze w wypadku toposekwencji leśnej niż w wypadku toposekwencji polnej. Przykład ten świadczy o modyfikującym wpływie użytkowania ziemi na zależność między bioindykacyjną oceną gleby a położeniem hipsometrycznym.

• Skala lokalna

Obszar modelowy Białoleka Dworska

Bardzo przydatne okazało się zastosowanie fitoindykacji geobotanicznej w idei projektu urbanistycznego zespołu osiedli mieszkaniowych w Białolece Dworskiej w Warszawie (Roo-Zielińska 1982; ryc. 8). Białoleka Dworska (pow. 4 km²) położona jest w dolinie Wisły na tarasie akumulacyjnym. Północno-wschodnią część otacza pas wydmowy. Na dużej przestrzeni występują żyzne mady wiślane. Cały obszar był silnie przekształcony w wyniku gospodarki i zajęty głównie przez pola uprawne i ogrody, a tereny o uboższych glebach – przez lasy. Wyodrębniono na nim cztery najbardziej typowe siedliska roślinności potencjalnej: grądu, łęgu, boru mieszanego i boru świeżego (Bańkowska, Garbarczyk 1982; Roo-Zielińska 1981, 1982).

Białoleka Dworska jest jednym z najważniejszych i w pewnym sensie podręcznikowym polem badawczym strefy podmiejskiej, na którym wykorzystano metody z zakresu fitoindykacji geobotanicznej jako narzędzia do różnego typu diagnoz siedliskowych. We wszystkich wydzielonych 580 fizjonomycznie jednorodnych podstawowych jednostkach geobotaniczno-przestrzennych wykonano (poza ogródkami przydomowymi) zdjęcia fitosocjologiczne. Ten bogaty materiał dał podstawy, aby uzyskane wyniki przedstawić w postaci serii 10 map w skali 1:10 000.

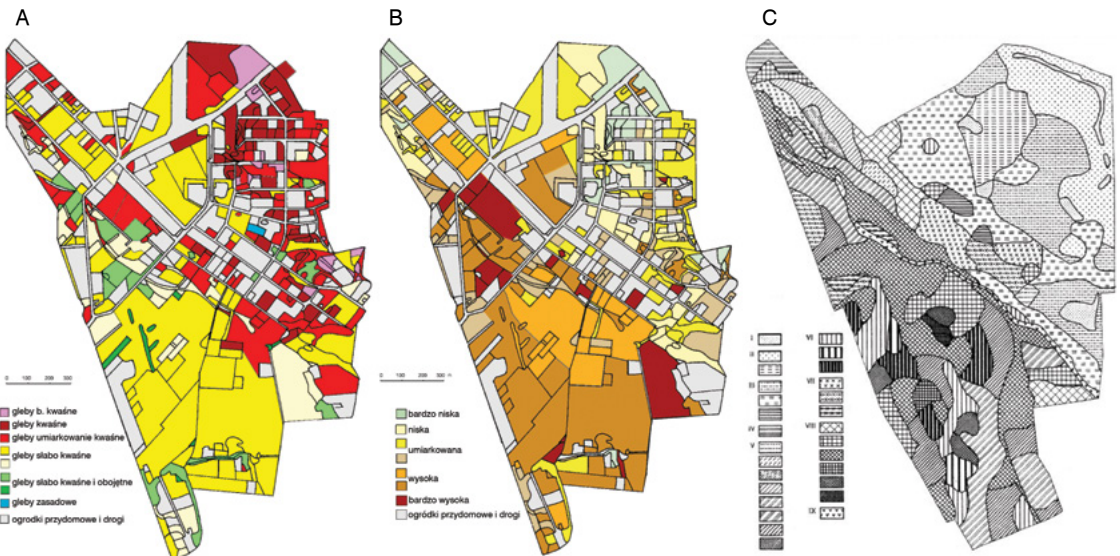
Ryc. 8. Lokalizacja obszaru badań w Białolece Dworskiej



Źródło: opracowanie własne.

Zróznicowanie przestrzenne kwasowości (R) i zawartości azotu w glebach (N) na podstawie fitoindykacji (ryc. 9A, B) znajduje potwierdzenie w zmienności przestrzennej typów gleb (ryc. 9C), a także ich wybranych właściwości chemicznych (Konecka-Betley i in. 1982). W części północno-wschodniej występują gleby bielcowe, będące siedliskami potencjalnych borów i borów mieszanych, na których występują takie zbiorowiska roślinne, jak pionierskie murawy wydmore, murawy piaskowe czy acidofilne wrzosowiska. Jak wynika z badań Koneckiej-Betley i in. (1982), gleby te charakteryzują się odczynem silnie kwaśnym i jest to również wyrażone na podstawie analizy fitoindykacyjnej, gdzie wartość liczby reakcji (kwasowości R) waha się w tej części w granicach od 1 do 2 (ryc. 9A). Jest to jednocześnie obszar o niskiej zawartości przyswajalnego azotu (ryc. 9B), co jest typowe dla gleb bielcowych (ryc. 9C). W zachodniej części, gdzie dominują czarne ziemie (ryc. 9C) na siedliskach potencjalnych grądów, zajętych głównie przez uprawy polne i okopowe – wymagania ekologiczne zbiorowisk roślinnych opisanych zakresem liczby azotu są wyższe (N 5–6). Jedynie niewielkie fragmenty charakteryzują się bardzo wysoką zawartością tego biogenu, co związane jest z silnym nawożeniem pól uprawnych (ryc. 9B).

Ryc. 9. Przestrzenne zróznicowanie: A – wskaźnika kwasowości (R), B – zawartości azotu (N) na podstawie wymagań roślinności względem warunków glebowych oraz C – typów gleb na obszarze Białoleki Dworskiej



Źródło: opracowanie własne.

- Skala regionalna

Obszar modelowy Pińczów

Rozszerzeniem lokalnego podejścia powierzchniowego mogą być badania w skali regionalnej, na obszarach charakteryzujących się ogromnym zróżnicowaniem warunków fizyczno-geograficznych. Analizowany przykład dotyczy rejonu Pińczowa (92 km²), a jednym z zadań badawczych było wyróżnienie regionów o zbliżonym charakterze ekologicznym na podstawie zróżnicowania wymagań szaty roślinnej względem warunków glebowych (ryc. 10).

Ryc. 10. Lokalizacja obszaru badań w okolicach Pińczowa



Źródło: opracowanie własne.

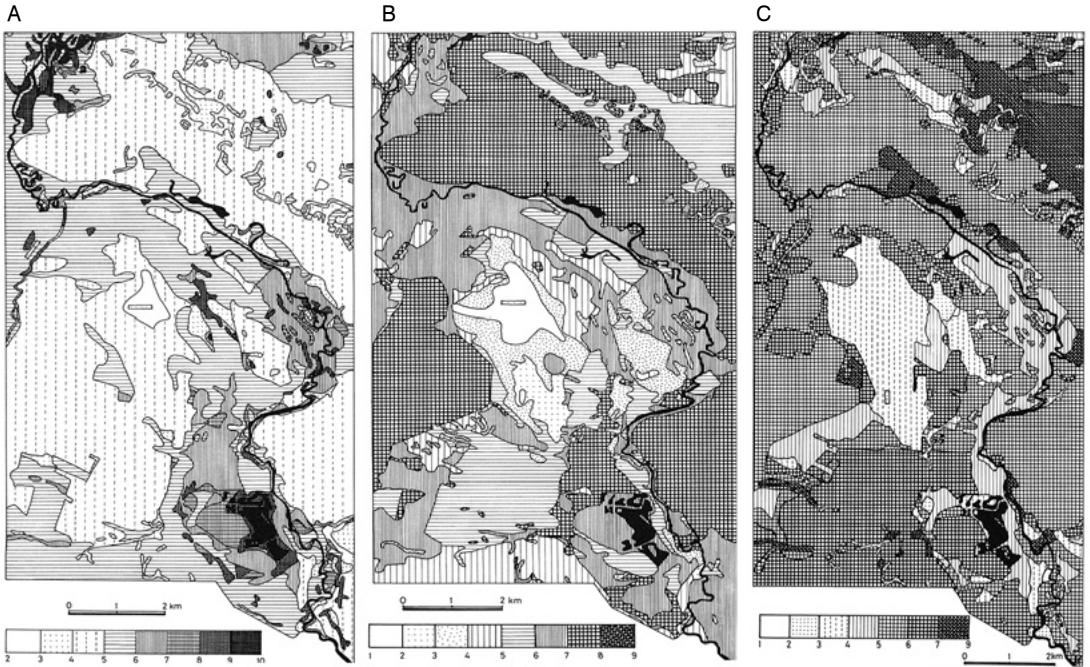
Na badanym obszarze wyróżniono 14 typów potencjalnej roślinności naturalnej: ols (*Ribonigri-Alnetum*), łąg wierzbowo-topolowy (*Salici-Populetum*), łąg olszowo-jesionowy (*Circaeo-Alnetum*), łąg wiązowo-jesionowy (*Ficario-Ulmetum*), grąd (*Tilio-Carpinetum*) w serii żyznej i ubogiej, dąbrowę świetlistą (*Potentillo albae-Quercetum*), dąbrowę wysokopienną, bór mieszany (*Quercu-Pinetum*), bór suchy (*Cladonio-Pinetum*), bór świeży (*Leucobryo-Pinetum*), bór bagienny (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*), torfowisko wysokie (*Oxyccoco-Sphagnetea*) oraz murawy kserotermiczne (*Festucetalia valesiaceae*; Plit, Solon 1994). To zróżnicowanie roślinności potencjalnej powoduje znaczną różnorodność jednostek roślinności rzeczywistej. Wyróżniono 87 podstawowych jednostek typologicznych obejmujących 52 zespoły należące do 16 klas fitosocjologicznych (Solon 1994).

Wartości średnich ważonych „liczb ekologicznych”: wilgotności (F), kwasowości (R) oraz zawartości azotu w podłożu (N) dla konkretnych płatów, obliczone na podstawie pełnej listy gatunków roślin naczyniowych wraz z ich pokryciem oraz podkładem mapy roślinności rzeczywistej (w skali 1:25 000) stanowiły podstawę do sporządzenia map obrazujących przestrzenne zróżnicowanie wymagań siedliskowych wyróżnionych fitocenoz, które potraktowano jako mapy zróżnicowania siedliskowego okolic Pińczowa w skali 1:25 000 (Roo-Zielińska 1994; ryc. 11A, B, C).

Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem wilgotności siedlisk jest na tym obszarze bardzo wyraźne i waha się od siedlisk skrajnie suchych (F2) do bagiennych i wodnych (F10), przy czym ponad połowa rozpatrywanych fitocenoz lokalnych ma w stosunku do tej cechy wąsko określone wymagania, obejmujące jeden, dwa przedziały zmienności liczby F. Najsuchsze siedliska zajmują murawy ciepłolubne (*Sisymbrio-Stipetum*, *Koelerio-Festucetum*, *Thalicthro-Salvietum*, *Inuletum ensifoliae*) na niewielkich powierzchniach Grabu Pińczowskiego i jego okolicy. Siedliska suche występują również w centralnej części terenu, na południowym wschodzie oraz na piaszczystych łąkach w dolinie Nidy. Niewielkie suche powierzchnie znajdują się na południu od Polany Polichno, na wierzchowinie i zboczu głębokiego wąwozu o ekspozycji południowej. Większość obszaru zdominowana jest przez gleby świeże (F 4–6),

tworzące duże i bardzo duże płaty we wszystkich częściach terenu. Siedliska wilgotne (F 6–8) koncentrują się głównie w kręto biegnącej dolinie Nidy. Gleby mokre (F > 8) występują przede wszystkim w północnej części doliny Nidy oraz w sąsiedztwie stawów rybnych i zajęte są przez turzycowiska (*Caricetum gracilis caricetosum nigrae*), torfowiska niskie (*Carici-Agrostietum caninae*) i zbiorowisko *Eriophorum latifolium-Carex dioica*) oraz szuwały (*Phragmitetum australis*).

Ryc. 11. Przestrzenne zróżnicowanie wskaźników: A – wilgotności (F), B – kwasowości (R), oraz C – zawartości azotu w glebie (N), na podstawie wymagań roślinności względem warunków glebowych w okolicach Pińczowa



Źródło: opracowanie własne.

Zmienność przestrzenna wilgotności gleb ma charakter pasmowo-mozaikowy, co można tłumaczyć zróżnicowaniem litologicznym, wysokością względną oraz różnym sposobem zagospodarowania terenu. Natomiast na poszczególnych fragmentach analizowanego obszaru przeważa struktura mozaikowa. Tak jest na przykład w dolinach Nidy i Mierzawy, gdzie przeważają siedliska wilgotne i mokre (F 6–10), przy czym świeżo zmeliorowane fragmenty doliny zostały wyraźnie przesuszone (F 5–6). Struktura mozaikowa typowa jest również dla Garbu Pińczowskiego (ryc. 11A).

Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych w stosunku do odczynu gleby jest bardzo wyraźne i waha się od R 1 (siedliska silnie kwaśne) do R 8 (siedliska obojętne i słabo zasadowe), przy czym ponad 60% lokalnych typów zbiorowisk charakteryzuje się szeroką amplitudą (jest neutralnych) w stosunku do kwasowości gleb analizowanego terenu. Większość badanego obszaru zajęta jest przez gleby słabo kwaśne i obojętne (R 6–8), tworzące duże, jednorodne powierzchnie. Na Garbie Pińczowskim występuje kilka płatów muraw ciepłolubnych na glebach o odczynie zasadowym (R 8–10). Gleby bardzo kwaśne (R 1–2) występują w środkowej części terenu, gdzie tworzą płaty różnej wielkości i zajęte są głównie przez wrzosowiska należące do zespołu *Calluno-Nardetum strictae*. Siedliska kwaśne (R 2–4) zajmują stosunkowo

duże powierzchnie w środkowym pasie analizowanego obszaru oraz tworzą małe i rozproszone płyty, przede wszystkim w północno-wschodniej części terenu. W północnej i południowej części obszaru dominują duże płyty gleb słabo kwaśnych (R 4–6). Zróżnicowanie przestrzenne odczynu gleb ma charakter mozaikowy. Przy wysokich wartościach wskaźnika (R 7–9) przeważają stosunkowo duże jednorodne powierzchnie. Doliny Nidy i Mierzawy charakteryzują się występowaniem mozaikowo rozmieszczonych gleb o bardzo zróżnicowanym odczynie (R 4–8), przy czym w części południowej przeważają gleby obojętne (R 7–8). Obszar leśny położony na starym tarasie Nidy również charakteryzuje się mozaikowym i wielkopowierzchniowym zróżnicowaniem przestrzennym odczynu gleby. Wartości wskaźnika R wahają się tu w szerokich granicach 1–7. W przeciwieństwie do większości terenu Garb Pińczowski wyróżnia się drobnomozaikowym obrazem zmienności kwasowości gleb (ryc. 11B).

Zróżnicowanie siedlisk pod względem zawartości azotu – podobnie jak w wypadku odczynu gleby i wilgotności – jest bardzo wyraźne i waha się od N 1 (siedliska z bardzo niską zawartością azotu) do N 8 (siedliska bardzo zasobne). Zdecydowana większość obszaru zdominowana jest przez duże płyty gleb względnie zasobnych w związki azotowe (N 5–6), a zasobne i bardzo zasobne w azot (N 6–9) koncentrują się przede wszystkim na północnym wschodzie oraz południowym zachodzie badanego terenu i zajęte są przez siedliska łągów wiązowo-jesionowego (*Ficario-Ulmetum campestris*), olszowo-jesionowego (*Circaeo-Alnetum*) i czyżni (*Pruno-Crategetum*). Gleby oligotroficzne (N 1–2) tworzą kilka niewielkich płatów, głównie w dolinie Nidy i na Garbie Pińczowskim. Gleby z niską zawartością azotu (N 2–3) zajmują małe powierzchnie w dolinie Nidy oraz na Garbie Pińczowskim i zajęte są przez wrzosowiska i murawy ciepłolubne należące do zespołu *Sisymbrio-Stipetum capillatae*. W dolinie Nidy, w centrum badanego obszaru oraz częściowo na Garbie Pińczowskim duże powierzchnie zajmują gleby umiarkowanie zasobne w ten pierwiastek (N 3–5). Znaczne przestrzenne zróżnicowanie zawartości azotu w glebach nie wykazuje uporządkowania regionalnego. Struktura przestrzenna ma charakter mozaikowy, a sąsiadujące ze sobą wydzielienia cechują się często bardzo odmiennymi wartościami wskaźnika N. Ze względu na zawartość azotu wyodrębnia się regionalnie Garb Pińczowski. Siedliska występujące tu charakteryzują się niskimi wartościami wskaźnika N na płaskiej wierzchołku, bardzo zmiennymi na zboczach oraz wysokimi u podnóża Garbu. Dolina Nidy cechuje się typową strukturą pasmową, a wartości wskaźnika N wahają się tu w zakresie 4–6 (ryc. 11C).

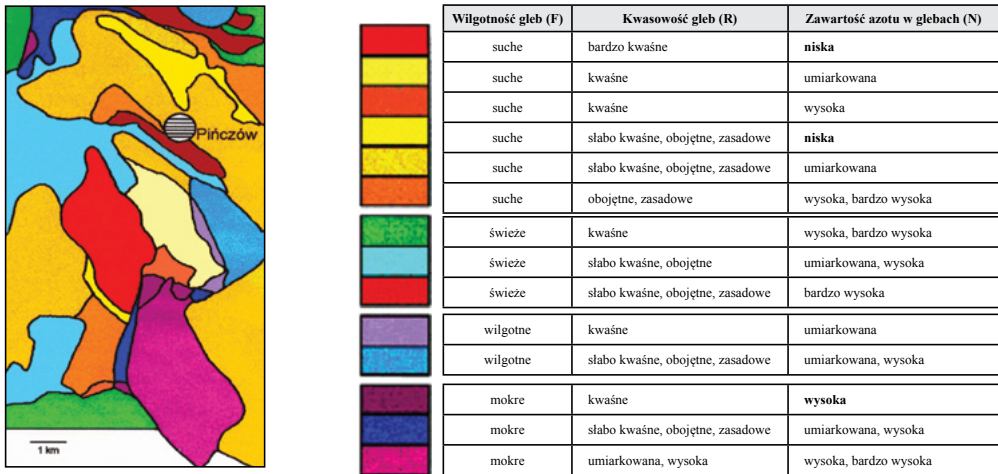
Mapa roślinności rzeczywistej (Solon 1994) oraz 3 mapy pochodne określające wymagania roślinności w stosunku do czynników edaficznych – odpowiednio: wilgotności – F (ryc. 11A), kwasowości – R gleb (ryc. 11B) i zawartości w nich azotu – N (ryc. 11C) stanowiły podstawę do sporządzenia mapy typów regionów ekologicznych (ryc. 12). Z nałożenia tych 3 map (F, R, N) powstała mapa 14 typów regionów ekologicznych różniących się kombinacją zbiorowisk roślinnych jako wskaźników zróżnicowania czynników siedliskowych (Roo-Zielinska 2000; ryc. 12). Zważywszy, że jest to mało zmieniony obszar tradycyjnego rolnictwa, największy obszar zajmują regiony:

- upraw zbożowych i okopowych; gatunki chwastów towarzyszące tym uprawom wskazują na gleby suche i świeże (F 1–3; F 3–6), obojętne i zasadowe (R 6–9), umiarkowanie zasobne w azot (N 4–6);
- lasów dębowo-grabowych, łąk świeżych i pastwisk na glebach przeciętnie wilgotnych (F 3–6), słabokwaśnych (R 3–5), umiarkowanie zasobnych lub ze znaczną zawartością azotu (N 4–6; N 6–8);
- borów sosnowych – jednoznacznych wskaźników gleb suchych (F 1–3), o odczynie kwaśnym (R 1–3), o niskiej zawartości azotu (N 1–2);

- zbiorowisk turzycowych i szuwarów, a także olsów i łągów wskazujących na gleby mokre (F 9–10), obojętne lub zasadowe (R 6–9), umiarkowanie (N 4–6) lub wysoce zasobne w azot (N 6–8).

Takie wykorzystanie wartości wskaźnikowych zbiorowisk roślinnych jako podstawy wyróżnienia regionów ekologicznych niezmiernie ułatwia interpretację zróżnicowania przestrzennych warunków środowiska fizycznogeograficznego. Typy regionów ekologicznych można traktować jako płaszczyznę odniesienia dla ewentualnych naturalnych lub antropogenicznych przemian zbiorowisk roślinnych i ich siedlisk (Roo-Zelińska 2000).

Ryc. 12. Typy regionów ekologicznych różniące się kombinacją zbiorowisk roślinnych jako wskaźników zróżnicowania czynników siedliskowych



Źródło: opracowanie własne.

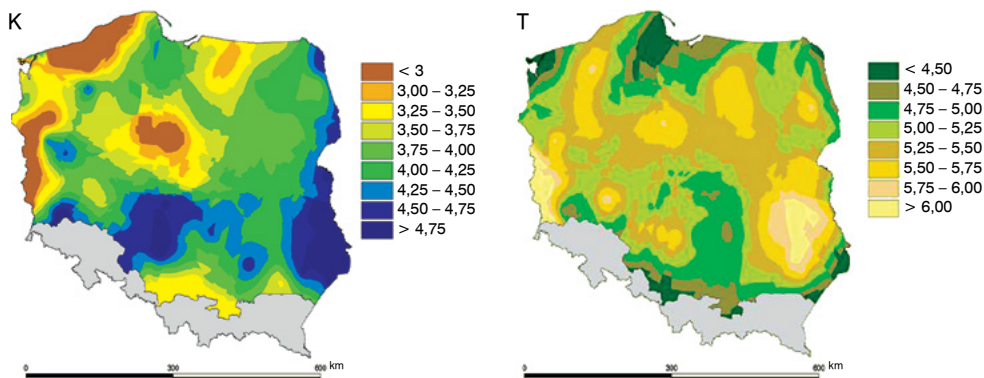
• Skala ponadregionalna (interpretacja powierzchni na podstawie danych punktowych)

Wskaźniki geobotaniczne mogą być także wykorzystywane w dużych geograficznych skalach przestrzennych, a skład gatunkowy zbiorowisk roślinnych jest wówczas wypadkową przede wszystkim warunków klimatycznych. W prezentowanych przykładach (jeden w skali Polski, drugi – Europy) podstawą analiz były bory sosnowe. Przyjęto bowiem, że gradient kontynentalizmu i temperatury przy względnie stałych czynnikach edaficznych (typ gleb bielicoziemnych) w znacznym stopniu determinuje zmiany składu florystycznego i zasięgów gatunków roślin w trwałych zbiorowiskach borów sosnowych, a wpływ pozostałych czynników abiotycznych (głównie glebowych) jest tylko modyfikujący (Degórski 2003a, b; Roo-Zielińska 2003a–c).

Skala Polski – na podstawie punktów rozproszonych

Na podstawie 36 powierzchni borów sosnowych wybranych z punktów monitoringu stanu zdrowotnego lasu (por. Solon 2003a, b; 2004) możliwa jest interpretacja powierzchniowa zróżnicowania przestrzennego cech klimatu w Polsce. Podstawą takiej interpretacji jest zróżnicowanie przestrzenne liczby kontynentalizmu (K) i temperatury (T) (ryc. 13). Dotychczasowe obserwacje obejmujące lata 1998–2008 wskazują, że w skali ogólnopolskiej charakterystyki klimatyczne, oceniane na podstawie wskaźników fitoindykacyjnych, zmieniają się w sposób bezkierunkowy i podlegają fluktuacjom. W skalach lokalnych, odpowiadających dzielnicom przyrodniczo-leśnym, obserwuje się jednak krótkookresowe trendy, jak np. spadek wartości wskaźnika K w Dzielnicy Bałtyckiej i Wielkopolsko-Pomorskiej, co świadczy o możliwej oceanizacji klimatu (Solon 2010).

Ryc. 13. Zróżnicowanie przestrzenne liczby kontynentalizmu (K) i średniej rocznej temperatury powietrza (T) na podstawie wymagań borów sosnowych względem cech klimatu w Polsce



Źródło: opracowanie własne.

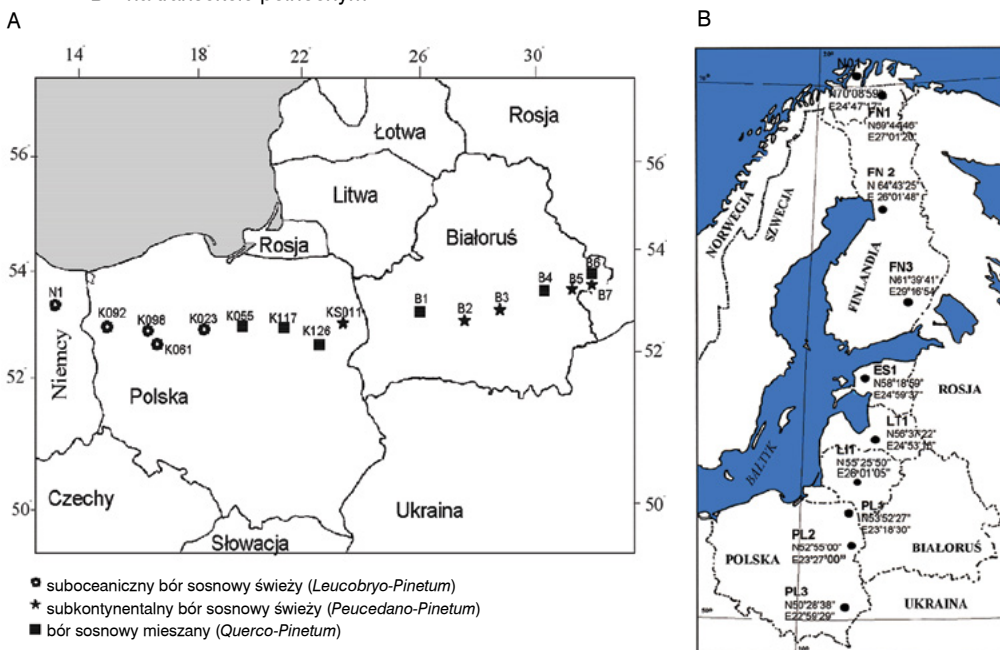
Dwa transekty borów sosnowych wytyczone w Europie Środkowej i Północnej

W Europie Środkowej i Północnej wytyczono dwa transekty:

- 1) tzw. równoleżnikowy (10 powierzchni borów sosnowych zlokalizowano w Niemczech, Polsce i na Białorusi; ryc. 14A);
- 2) tzw. transekt północny (10 powierzchni wybrano w Norwegii, Finlandii, Estonii, Łotwie, Litwie i Polsce; ryc. 14B).

Zbiorowiska borów sosnowych należą do klasy *Vaccinio-Piceetea*, tzn. eurosyberyjskich, acidofilnych, oligo- i mezotroficznych zbiorowisk z przewagą szpilkowych gatunków drzew, krzewinek i mszaków (Matuszkiewicz 2001).

Ryc. 14. Lokalizacja powierzchni badawczych: A – na transekcie równoleżnikowym; B – na transekcie północnym



Źródło: Breymeyer 2003.

Różnica średniej temperatury rocznej sięgała na transekcje równoleżnikowym 3,5° (od 8,5° na zachodzie do 5° na wschodzie), amplituda roczna (średnich miesięcznych temperatur powietrza) wynosiła od 6°C na zachodzie do 18,2°C na wschodzie (Brey Meyer 1998) – ryc. 15 I. Natomiast na transekcje północnym różnica w średniej rocznej temperaturze (na podstawie wieloletnich pomiarów) między najbardziej wysuniętym na północ obszarem norweskim (N1) a najbardziej wysuniętym na południe obszarem polskim (PL3) wynosiła 9°C, ponadto obserwowano wyraźny, regularny wzrost średniej wieloletniej temperatury powietrza w kierunku południowym (Brey Meyer 2003; ryc. 15 II).

Ryc. 15. Charakterystyki klimatyczne wzdłuż transektów:

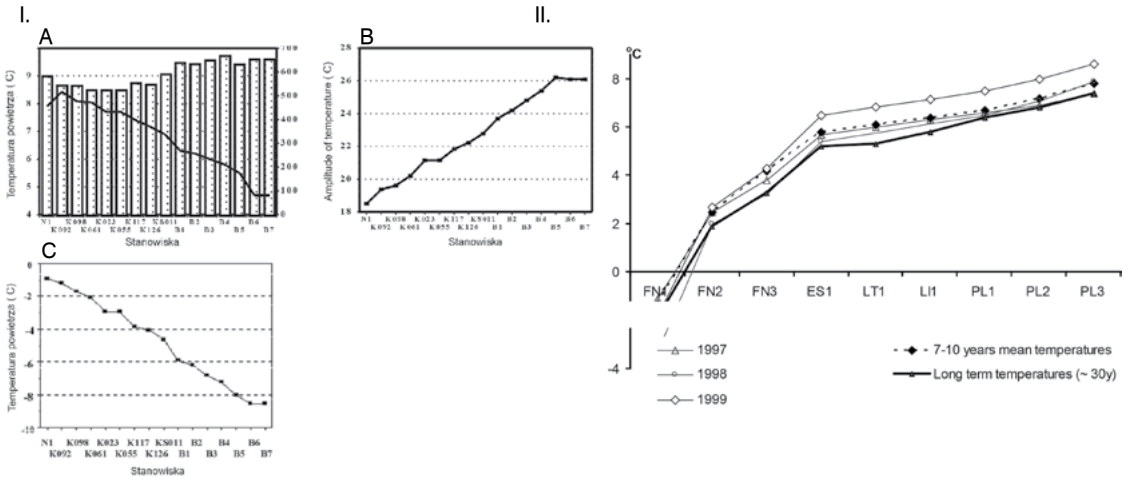
I – równoleżnikowego (Śmiałkowski 1997)

A – temperatury roczne i sumy opadów atmosferycznych

B – amplitudy temperatury powietrza

C – temperatura powietrza stycznia (średnie wieloletnie)

II – zmienność średniej rocznej temperatury powietrza wzdłuż transektu północnego



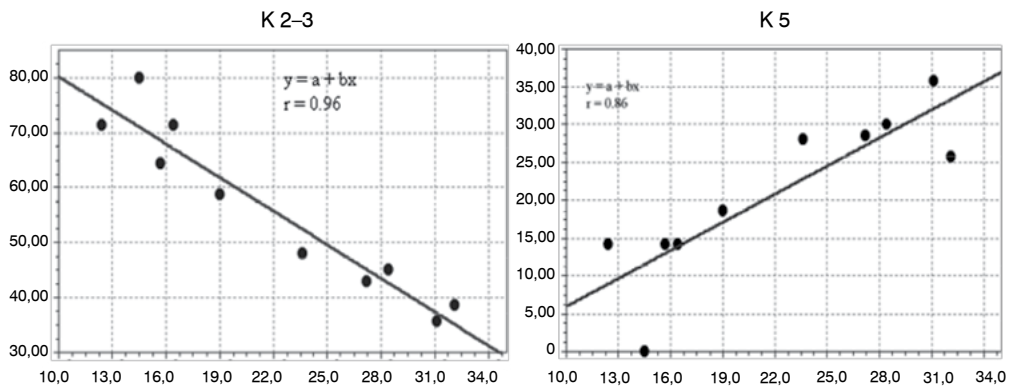
Źródło: Brey Meyer 1998.

W badaniach ponadregionalnych dotyczących zmian składu florystycznego wraz ze wzrostem gradientu kontynentalizmu na wschód i temperatury powietrza na południe, wykorzystano grupy ekologiczne, tzn. te gatunki, które mają podobne wymagania względem analizowanych cech klimatu wyrażone tymi samymi lub zbliżonymi liczbami wskaźnikowymi K i T. Łączna analiza gatunków oceanicznych i suboceanicznych (K 2–3) wskazuje na wyraźny kierunkowy spadek udziału liczby tej grupy gatunków wraz z rosnącym kontynentalizmem klimatu (ryc. 16A). Prawidłowość tę, jak się wydaje, wiązać należy ze zmiennością termiczną wzdłuż badanego transektu, natomiast warunki wilgotnościowe nie odgrywają tu znacznej roli (Brey Meyer 1998).

W kierunku wschodnim wzrasta wyraźnie udział liczby gatunków przejściowych między suboceanicznymi a subkontynentalnymi (K 5), a prostoliniowa zależność oraz wyraźnie dodatnia korelacja z długością geograficzną potwierdzają przejściowy charakter flory Polski (ryc. 16B). Zaznacza się też jej mała odrębność w stosunku do flor obszarów sąsiednich, zwłaszcza położonych na wschód i zachód, co spowodowane jest brakiem naturalnych barier geograficznych w obu kierunkach (Matuszkiewicz 1991, Kornaś, Medwecka-Kornaś 2002). Także grupowanie omawianych stanowisk na podstawie analizy przyrostów radialnych drzew wydaje się potwierdzać przypuszczenia klimatologów o istnieniu we wschodniej Polsce europejskiej „granicy” między wpływami oceanicznymi a kontynentalnymi (Zielski, Sygit 1998).

Na obszarze Polski zmienność roślinności zgodnie z gradientem kontyentalizmu przedstawił na mapie izorytmicznej M. Degórski (1984). Mapa ta została sporządzona w wyniku interpolacji wartości bioindykacyjnego wskaźnika kontyentalizmu Ellenberga na podstawie składu florystycznego lasów typu grąd. Zmiana składu gatunkowego runa lasów dębowo-grabowych w kierunku z zachodu na wschód przebiega równoległe ze wzrostem kontyentalizmu termicznego klimatu. M. Degórski (1984) wykazał wysoką korelację między wynikami uzyskanymi dwiema metodami: klimatologiczną i roślinnego wskaźnika kontyentalizmu ($r = 0,90$).

Ryc. 16. Związek udziału liczby gatunków runa z długością geograficzną na transekcie równoleżnikowym:
 A – łączny udział (%) gatunków oceanicznych i suboceanicznych (K 2–3)
 B – udział (%) gatunków o charakterze przejściowym (K 5)
 oś y – położenie geograficzne (długość geograficzna)
 oś x – udział liczby gatunków (%)

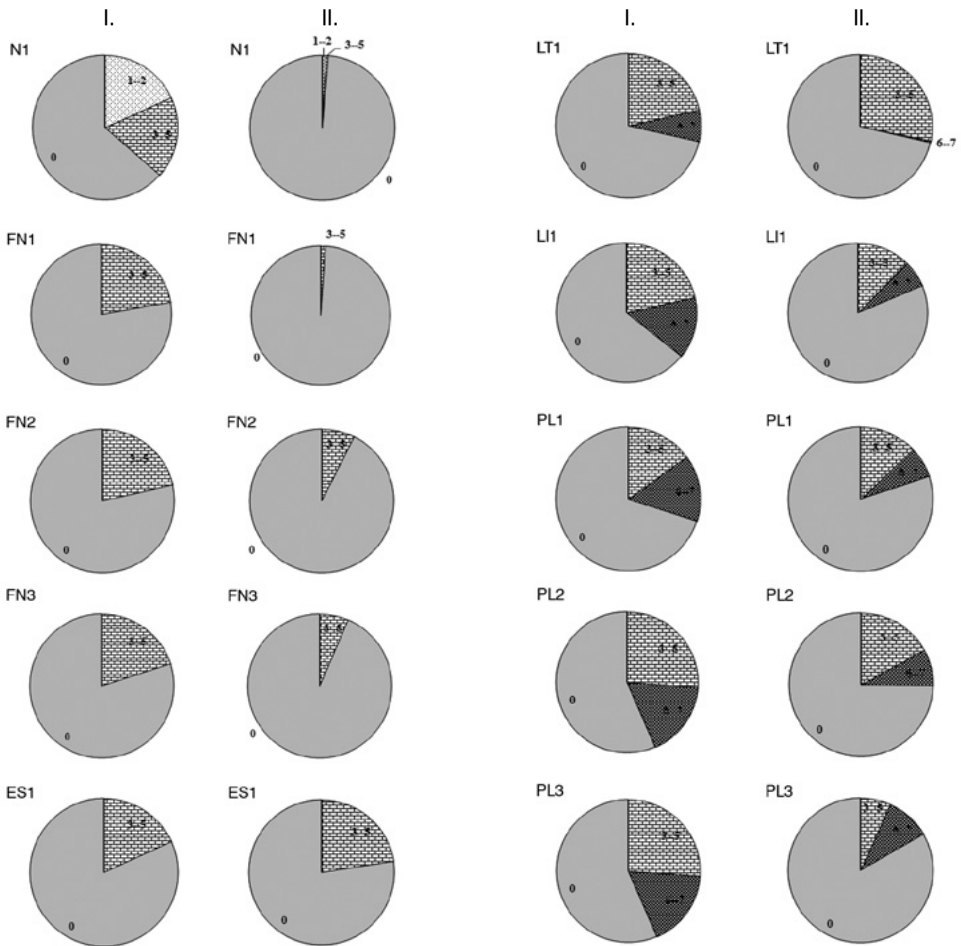


Źródło: opracowanie własne.

Na transekcie północnym wraz z ocieplaniem klimatu i przesuwaniami się na południe wzrasta liczba gatunków naczyniowych runa i ona najsilniej odzwierciedla zróżnicowanie geograficzne powierzchni badawczych (Solon 2003b). Obserwacje te potwierdza analiza fitoindykacyjna. Udział gatunków roślin runa o określonych wymaganiach klimatycznych zmienia się w kierunku południowym wraz ze zmniejszaniem szerokości geograficznej (Roo-Zielińska 2003a–c). Tylko na najbardziej północnym stanowisku norweskim (N1) występują dwa gatunki borealno-arktyczne (T 2) o niewielkim udziale powierzchniowym (mącznica alpejska *Arctostaphylos alpinus* i naskalka pełzająca *Loiseleuria procumbens*). Na stanowisku norweskim (N1), trzech fińskich (FN1, FN2, FN3) i estońskim (ES1) brak jest grupy gatunków wskazujących na umiarkowanie ciepłe obszary (T 6–7). Pojawiają się one dopiero na stanowisku łotewskim (ŁV1) i ich udział (szczególnie powierzchniowy) wzrasta w kierunku południowym, wraz ze zmniejszaniem szerokości geograficznej (ryc. 17).

Przedstawione tu prawidłowości reakcji borów sosnowych na zmiany klimatyczne, tj. stopnia kontyentalizmu i temperatury w skali wieloprzestrzennej, pozwalają sądzić, że zbiorowiska należące do tego samego typu fitocenozy, przy zbliżonych warunkach siedliskowych (ten sam typ gleby i podłoża), o podobnym i niewielkim stopniu przekształcenia antropogenicznego, ale różniących się położeniem geograficznym, mogą być przedmiotem wielu interesujących dociekań z zakresu geobotaniki indykacyjnej nad rolę wskaźnikową gatunków i zbiorowisk roślinnych – przede wszystkim jednak strefowych zbiorowisk leśnych – w skali ponadregionalnej.

Ryc. 17. Udział (%) grup ekologicznych gatunków roślin naczyniowych runa względem średniej temperatury (T) na transekcie północnym I – w ogólnej liczbie, II – w całkowitej powierzchni, T 0 – gatunki neutralne względem temperatury; T 3–5 – gatunki przejściowe względem temperatury, T 6–7 – gatunki umiarkowanie ciepłych obszarów



Źródło: opracowanie własne.

Przykłady zastosowań wskaźników krajobrazowych – na różnych poziomach organizacji szaty roślinnej

Podobnie jak wskaźniki geobotaniczne także miary krajobrazowe mogą być wykorzystywane w różnych skalach przestrzennych i na różnych poziomach organizacji jednostek ponadfitocenotycznych (Roo-Zielińska i in. 2007). Dlatego też w prezentowanym opracowaniu przedstawiono kilka przykładów wybranych ze strefy podmiejskiej Warszawy, a dotyczących charakterystyk strukturalnych krajobrazu, traktowanych jako pośrednie wskaźniki oddziaływania antropogenicznego. Przedstawiono te spośród nich, które dotyczą trzech różnych poziomów szczegółowości przestrzennej:

1. poziomu szczegółowego, gdzie jednostką odniesienia są poszczególne płyty roślinne;
2. poziomu ogólnego, w którym jednostką odniesienia są obszary specjalnie wyróżnione na podstawie ekwidystant od centrum Warszawy;

3. poziom ogólny, w którym podstawową jednostką odniesienia przestrzennego jest gmina. Świadomie przy tym wybrano wskaźniki stosunkowo proste i łatwe w interpretacji, do których należą:

- odległość do najbliższego sąsiada (*nearest-neighbour distance* – NND), liczona jako odległość między najbliższymi krawędziami płatów tego samego typu,
- różnorodność powierzchniowa Shannona (Shannon Diversity Index – SDI) liczona wg wzoru: $SDI = - \sum p_i \log_2 p_i$, gdzie p_i to udział powierzchniowy i – tej kategorii pokrycia terenu,
- kierunek długiej osi płatów, w podziale na główne kierunki róży wiatrów,
- ważony wskaźnik synantropizacji krajobrazu w gminach.

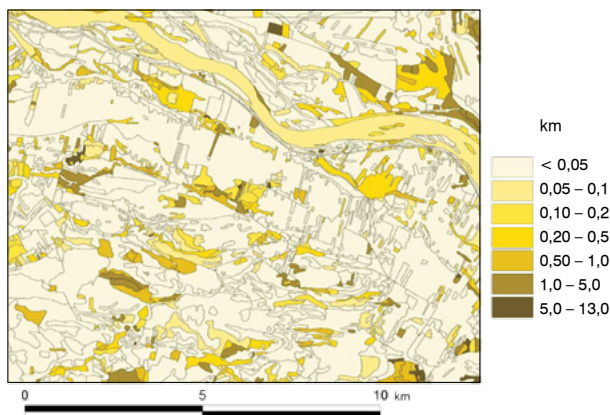
Ważony wskaźnik synantropizacji krajobrazu wyrażany jest według sześciostopniowej skali, co przedstawia poniższe zestawienie.

Pokrycie terenu	Skala synantropizacji
wody powierzchniowe	0
las	1
łąki i pastwiska	2
sady	3
grunty orne	4
inne (głównie obszary zurbanizowane i tereny komunikacyjne)	5

• **Poziom szczegółowy – jednostką odniesienia są poszczególne płaty roślinne**

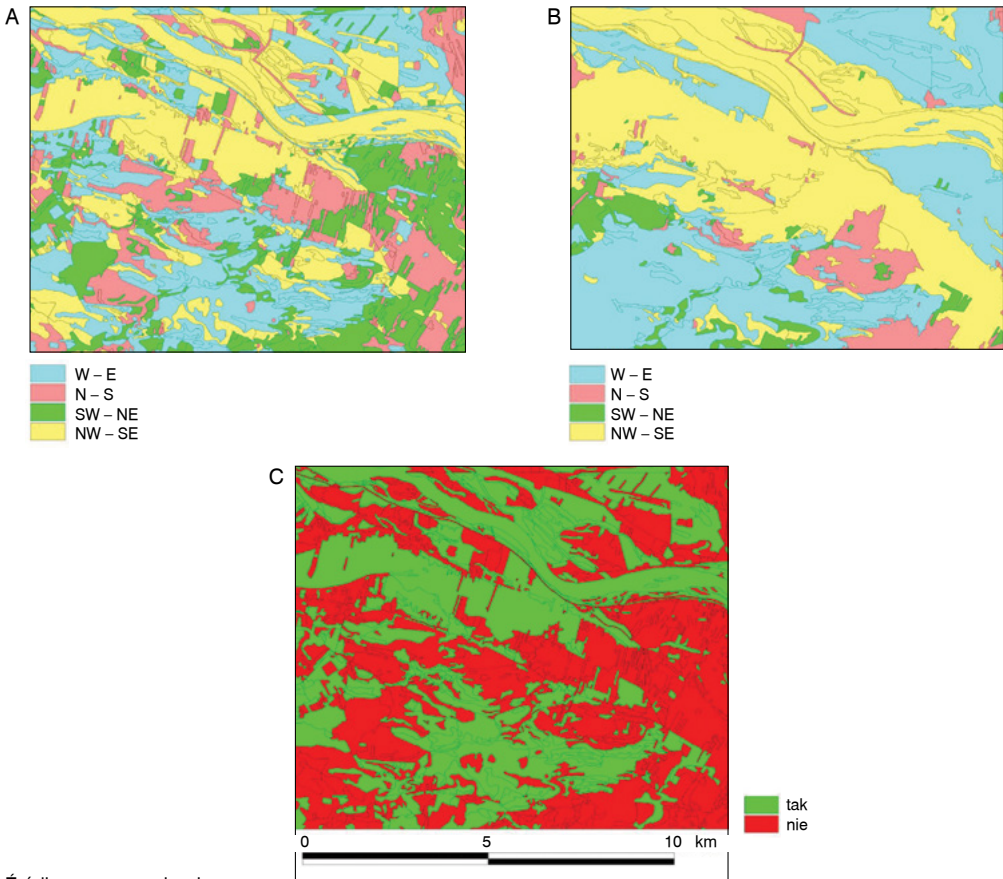
Ważną cechą strukturalną, opisującą jeden z aspektów funkcjonowania biotycznej części krajobrazu, jest odległość między płatami tego samego typu. Wstępna analiza wskazuje na bardzo podobny wzór przestrzenny zmienności tego wskaźnika na całym analizowanym terenie (ryc. 18). Zgodnie z tym wzorem, większość terenu pokrywają zbiorowiska, dla których odległość do najbliższego sąsiada nie przekracza 50 m, a dopiero na tym tle rozmieszczone są nieregularnie zbiorowiska mające sąsiadów położonych znacznie dalej. Bardziej szczegółowa analiza pokazuje jednak, że na obszarach leśnych płaty mające odległych sąsiadów związane są ze sporadycznie występującymi siedliskami, podczas gdy na obszarach silnie przekształconych również część zbiorowisk półnaturalnych charakteryzuje się wysokimi wartościami wskaźnika NND.

Ryc. 18. Zmienność wskaźnika „odległość do najbliższego sąsiada” fragmentu strefy podmiejskiej Warszawy



Synantropizacja krajobrazu odbija się także w subtelnych i nie zawsze dostrzeganych zmianach struktury przestrzennej. Jednym ze wskaźników takich zmian jest zgodność orientacji w przestrzeni długiej osi płatu zbiorowiska. Ze względu na zróżnicowanie tego wskaźnika cały analizowany teren można podzielić na trzy części: dolinę Wisły i jej najbliższe otoczenie (gdzie pośród płatów roślinności potencjalnej dominuje kierunek NW – SE), część północną z dominacją kierunku WE oraz część południową, w której układ siedlisk jest bardziej zróżnicowany (ryc. 19). Ułożenie długich osi rzeczywistych zbiorowisk roślinnych jest znacznie bardziej zróżnicowane (ryc. 19A) niż w wypadku roślinności potencjalnej (ryc. 19B). Większą zgodność między wskaźnikami długiej osi roślinności potencjalnej i rzeczywistej obserwuje się jedynie w części doliny Wisły oraz na obszarze bagiennym Kampinoskiego Parku Narodowego (ryc. 19C). Warto przy tym podkreślić, że zgodność lub niezgodność orientacji przestrzennej współczesnych płatów roślinności rzeczywistej (odzwierciedlających pokrycie terenu i sposób gospodarowania człowiekiem) nie zależy od dzisiejszych procesów dynamicznych roślinności i jest efektem historycznych działań przekształcających krajobraz.

Ryc. 19. Analiza struktury przestrzennej krajobrazu strefy podmiejskiej Warszawy na podstawie wskaźnika „kierunek długiej osi płatu”
 A – roślinności rzeczywistej,
 B – roślinności potencjalnej,
 C – ocena zgodności kierunków dla roślinności rzeczywistej i potencjalnej



Źródło: opracowanie własne.

- **Poziom ogólny – zmiany charakteru krajobrazu związane z odległością od głównych dróg i od centrum Warszawy**

W wyniku procesu synantropizacji zmienia się pokrycie terenu, naturalne kompleksy zbio-rowisk i ekosystemów zostają zastępowane przez układy sztuczne, często technicznego pochodzenia. W strefach podmiejskich wielkich miast wskaźnikiem tych procesów mogą być zmiany w rozmieszczeniu obszarów leśnych i obszarów zabudowanych. Szczególnie istotna jest zależność między udziałem powierzchniowym tych dwóch form pokrycia terenu a kierunkami i trasami rozprzestrzeniania się oddziaływań antropogenicznych. Ważne jest również, czy zależności te mają charakter stały i powtarzalny w czasie, czy też każde dziesięciolecie charakteryzuje się swoistymi kierunkami działań przekształcających krajobraz.

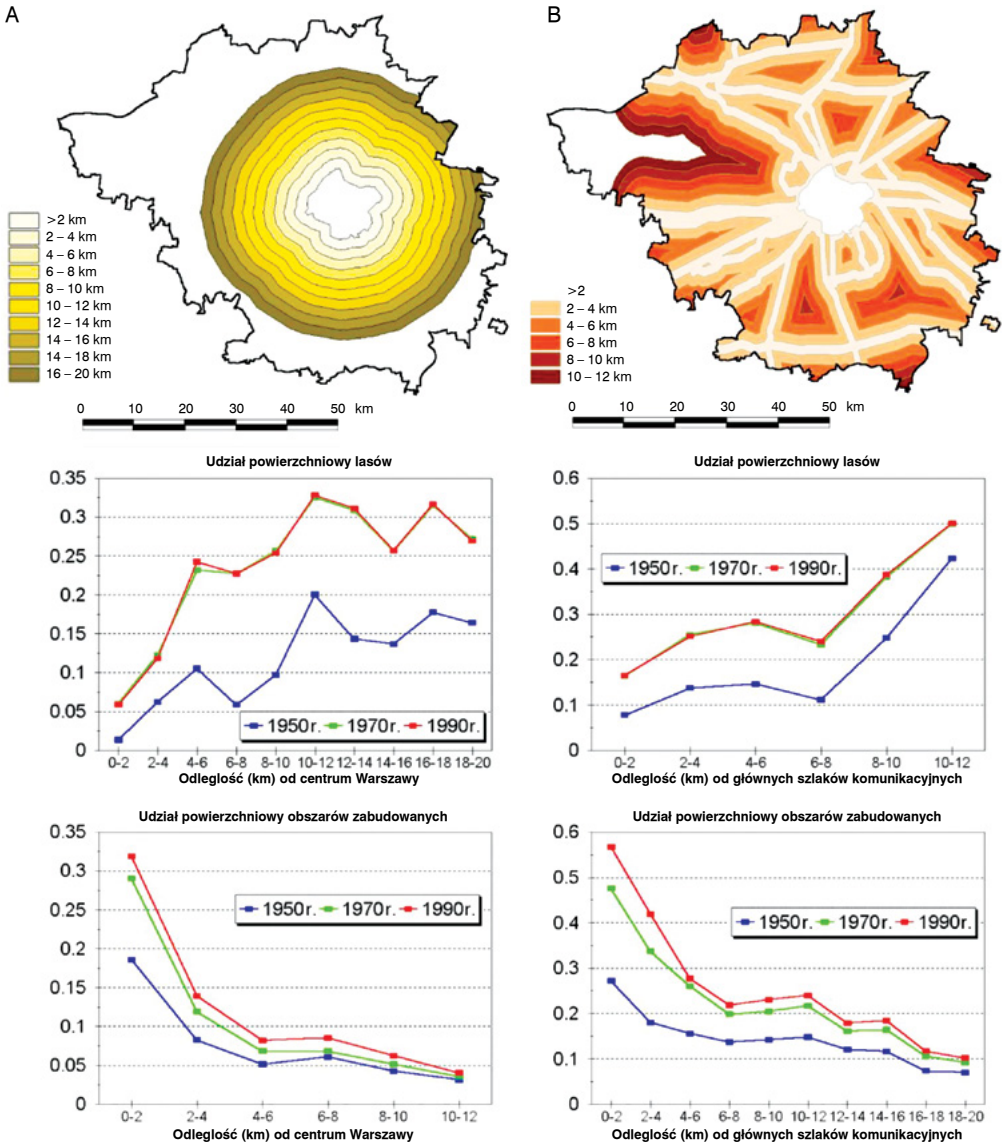
Szczegółowa analiza udziału lasów na powierzchniach położonych w określonej odległości od centrum Warszawy (ryc. 20A) i od szlaków komunikacyjnych (ryc. 20B) wskazuje, że niezależnie od analizowanego okresu ogólny wzór rozmieszczenia jest bardzo podobny. Obserwuje się bowiem wyraźny wzrost lesistości wraz ze wzrostem odległości od centrum Warszawy oraz odległości od głównych szlaków komunikacyjnych. Mimo ogólnego podobieństwa występują również wyraźne odmienności. Do 10–12 km od centrum lesistość stopniowo rośnie, następnie zaś utrzymuje się na zbliżonym poziomie niezależnie od dalszego wzrostu odległości. Natomiast do 6–8 km odległości od szlaków komunikacyjnych lesistość nie ulega większym zmianom, lecz następnie rośnie wyraźnie i proporcjonalnie do dalszego wzrostu odległości. Ważne jest przy tym, że identyczny wzorzec zróżnicowania przestrzennego dotyczy trzech różnych okresów, tj. lat 1950, 1970 i 1990 roku, i to mimo wyraźnego ogólnego wzrostu lesistości, jaki zaszedł na całym obszarze w latach 1950–1970 (w okresie późniejszym nastąpiła stabilizacja i różnice między rokiem 1970 a 1990 nie są znaczne).

Innym wzorem zmienności przestrzennej charakteryzują się obszary zabudowane. Ich udział powierzchniowy spada wraz ze wzrostem odległości od centrum i od szlaków komunikacyjnych (ryc. 20A, B). Spadek ten jest wyraźny i najszybszy w promieniu do 6–8 km, a następnie zmiany są bardzo powolne. Ten sam typ zróżnicowania dotyczy wszystkich trzech okresów, choć są między nimi różnice: im bliżej współczesności, tym udział obszarów zabudowanych jest wyższy, przy czym różnice między poszczególnymi okresami analizy są największe w najmniejszej odległości od centrum i szlaków komunikacyjnych i ulegają wyraźnemu zmniejszeniu na obszarach dalej położonych. Wydaje się jednocześnie, że w ujęciu historycznym wzrost zabudowy w pobliżu szlaków komunikacyjnych ma dwójaki charakter: w najbliższym sąsiedztwie polega na zagęszczaniu i łączeniu się w jeden do kilku dużych obszarów zabudowanych, podczas gdy w odległości nieco większej (do 6 km) dominuje powstawanie obszarów nowych.

Interesujące jest, że zmienność przestrzenna obszarów zabudowanych nie jest odwrotnością wzorca cechującego lasy, choć ogólna zależność ma charakter przeciwny (wzrostowi lesistości odpowiada spadek obszarów zabudowanych). Co więcej, układ przestrzenny zmienia się stopniowo: w pobliżu centrum i szlaków komunikacyjnych przeważają duże jednorodne płyty obszarów zurbanizowanych, natomiast małe powierzchnie lasów rozmieszczone są wyspowo, ale względnie równomiernie. W dużej odległości od centrum i szlaków komunikacyjnych powierzchnie lasów są stosunkowo duże, natomiast zabudowa występuje na powierzchniach małych.

Zastosowane w tym przykładzie wskaźniki krajobrazowe umożliwiają określenie kierunków i natężenia rozprzestrzeniania się urbanizacji oraz wskazują na dynamikę tych procesów w czasie.

Ryc. 20. Wpływ odległości od centrum Warszawy (A) i od głównych szlaków komunikacyjnych (B) na udział powierzchniowy lasów i obszarów zabudowanych w trzech okresach czasowych



Źródło: opracowanie własne.

• **Poziom ogólny – zróżnicowanie gmin pod względem wskaźników różnorodności typologicznej i stopnia synantropizacji szaty roślinnej**

W strefie podmiejskiej Warszawy wskaźnik różnorodności waha się od ok. 0,4 do ok. 2,7 (przy średniej 1,7). Centrum Warszawy charakteryzuje się najniższą wartością tego wskaźnika, natomiast wzrastające wartości obserwuje się ze wzrostem odległości od centrum (ryc. 21A). Ten regularny, prawie koncentryczny układ wskazujący na wzrost wielofunkcyjności terenu jest zakłócony przez pas gmin o bardzo niskich wartościach wskaźnika różnorodności, ciągnący się

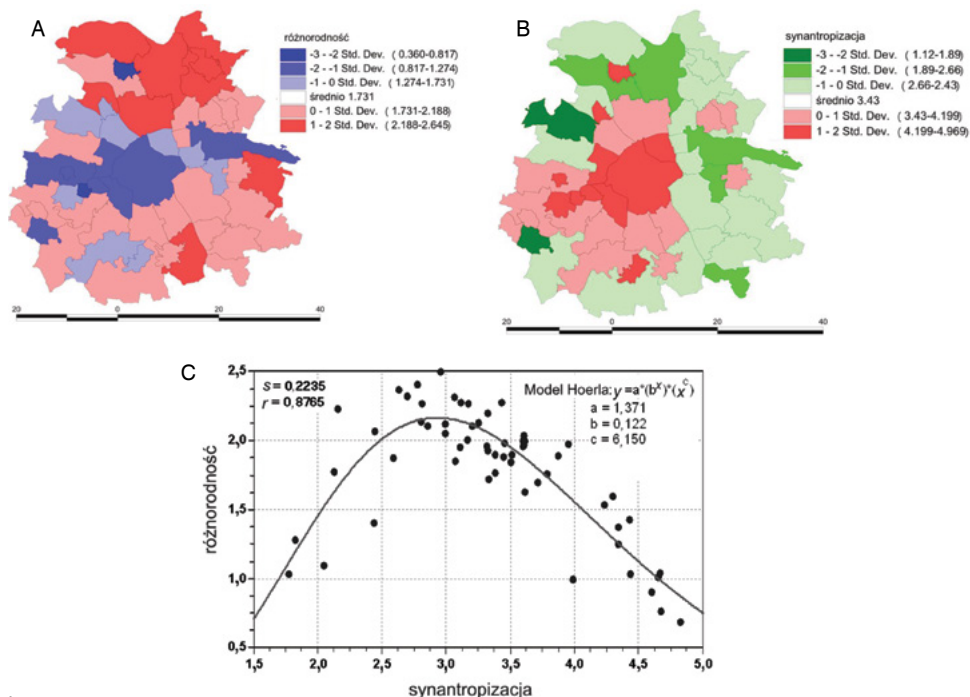
od centrum Warszawy na zachód – do gminy Błonie – i na wschód – do Zielonki. Należy podkreślić, że te niskie wartości są spowodowane bezwzględną dominacją obszarów polnych w gminie Błonie i Ożarów oraz przewagą zabudowy na pozostałych obszarach – poza Zielonką.

Podobny wzór zmienności przestrzennej dotyczy wskaźnika synantropizacji, który waha się w zakresie 1,1–5 (przy średniej 3,4). Synantropizacja krajobrazu maleje od centrum ku peryferiom, przy czym jest najniższa w gminach położonych daleko od centrum i zdominowanych siedliskami borów sosnowych i olsów (jak np. na obszarze gmin wchodzących w skład Kampinoskiego Parku Narodowego; ryc. 21B).

Na podstawie zróżnicowania wskaźnika różnorodności analizowany obszar można podzielić na trzy odmienne części: pas północny, pas środkowy i pas południowy, przy czym pas środkowy charakteryzuje się niższą różnorodnością w porównaniu z pozostałymi częściami (ryc. 21A). Inaczej przedstawia się zróżnicowanie z punktu widzenia wskaźnika synantropizacji. Wyraźny jest podział terenu na dwie części. Pierwsza z nich (środkowo-wschodnia) charakteryzuje się wysokim przekształceniem krajobrazu, podczas gdy druga (obejmująca pozostały teren) ma charakter znacznie mniej przekształcony (ryc. 21B).

Silne zależności, o nieliniowym charakterze, występują między poziomem synantropizacji krajobrazu a różnorodnością powierzchniową (ryc. 21C). Zgodnie z tą zależnością najwyższe wartości wskaźnika różnorodności obserwuje się przy średnich stopniach synantropizacji, to znaczy w warunkach wielofunkcyjnego charakteru obszaru i bez wyraźnej dominacji jednej funkcji przestrzennej. Natomiast obszary bardziej naturalne (charakteryzujące się mało licznymi dynamicznymi kręgami zbiorowisk zastępczych) oraz obszary poddane bardzo silnej i jednokierunkowej presji charakteryzują się niskim poziomem różnorodności.

Ryc. 21. Zróżnicowanie przestrzenne gmin strefy podmiejskiej Warszawy pod względem: A – wskaźnika różnorodności, B – wskaźnika synantropizacji, C – model zależności między poziomem synantropizacji krajobrazu a różnorodnością powierzchniową Shannona

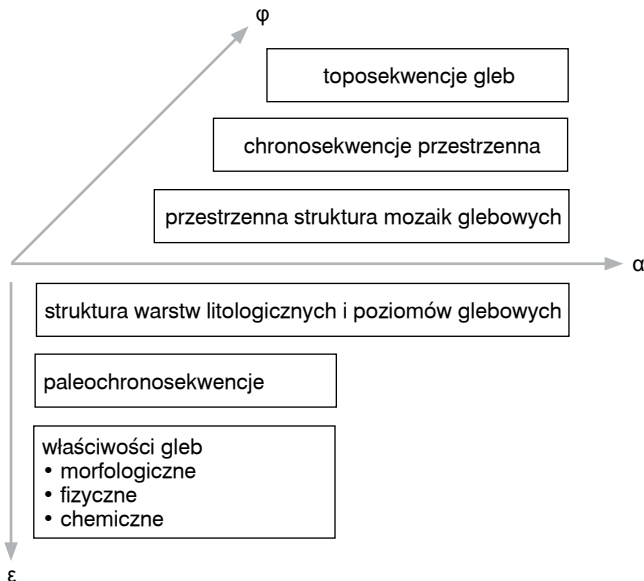


Odmienne wzory zmienności przestrzennej poszczególnych wskaźników (przy jednoczesnym istotnym statystycznie związku między nimi) wynikają z odmiennego stopnia uwzględniania (choć w sposób pośredni i ukryty) zróżnicowania siedliskowego terenu. W rezultacie przedstawione wskaźniki dotyczą tego samego procesu, jednak nie są substytucyjne, lecz dopełniają się, naświetlając różne aspekty antropogenicznego przekształcenia krajobrazu.

Przykłady zastosowań wskaźników glebowych w różnych skalach przestrzennych

Wśród podejść wykorzystujących glebę jako narzędzie diagnostyczne w geograficznych studiach nad zmianami właściwości środowiska należy wymienić analizy zróżnicowanych typologicznie układów przestrzennej zmienności pokrywy glebowej wynikającej z uwarunkowań innych komponentów środowiska. Obiektem badań w takich studiach są: toposekwencje gleb, przestrzenne chronosekwencje gleb (tzw. chronosekwencje odkryte) i przestrzenne struktury mozaik glebowych. Innym typem badań bazującym na pionowym rozkładzie struktur glebo-litologicznych lub zróżnicowaniu cech glebowych, jako wynik procesów pedogenicznych i morfo-litologicznych, są analizy struktury warstw litologicznych i poziomów glebowych (litosekwencji), paleochronosekwencji (tzw. chronosekwencji zakrytych) oraz profilowego zróżnicowania właściwości gleb (ryc. 22). Miary i wskaźniki glebowe umożliwiają zatem: rekonstrukcję czynników kształtujących paleośrodowisko przyrodnicze w różnych skalach czasowych od geologicznej do historycznej oraz diagnozę i prognozę stanu środowiska geograficznego wynikających ze współczesnych procesów naturalnych i antropogenicznych.

Ryc. 22. Wymiar przestrzenny i profilowy analiz glebowych w diagnozie zmian środowiska przyrodniczego



Źródło: opracowanie własne.

Do tych celów wykorzystywane są dwie podstawowe grupy wskaźników:

1. wskaźniki bezpośrednie na podstawie wyników analiz i pomiarów właściwości gleb,
2. wskaźniki pośrednie umożliwiające rekonstrukcję historyczno-funkcjonalną przemian środowiska geograficznego na podstawie identyfikacji układu pionowych struktur (stratygrafii) warstw litologicznych oraz współczesnych i kopalnych poziomów glebowych (ryc. 3).

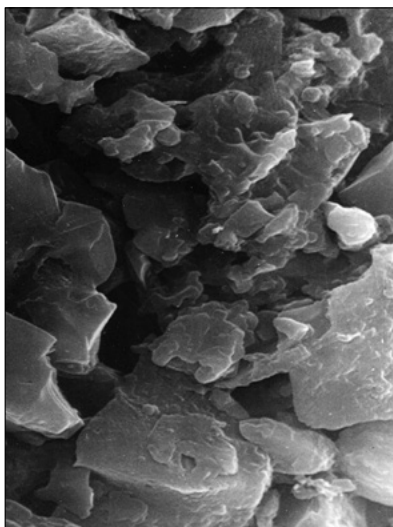
• Bezpośrednie wskaźniki glebowe

Do bezpośrednich miar glebowych należą wskaźniki:

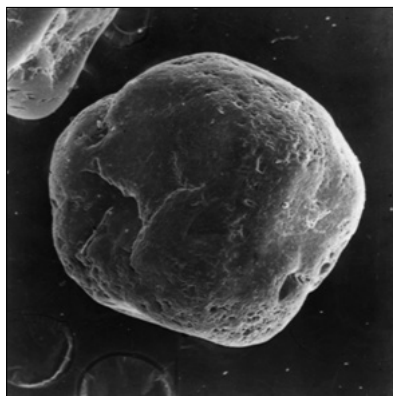
1. pedogeniczne – wykorzystywane przy interpretacji warunków paleogeograficznych i współczesnych środowiska przyrodniczego, panujących w danym regionie geograficznym,
2. ekologiczno-glebowe – wykorzystywane w ocenie funkcjonowania współczesnych ekosystemów występujących w danym regionie geograficznym,
3. degradacji gleb – wykorzystywane przy interpretacji stopnia antropopresji na środowisko przyrodnicze.

Przy interpretacji warunków paleogeograficznych wykorzystywane są bezpośrednie wskaźniki pedogeniczne, a wśród nich techniki ultramorfoskopowe, takie jak Skaningowa Mikroskopia Elektronowa (SEM) i Transmisyjna Mikroskopia Elektronowa (TEM). Mają one przede wszystkim zastosowanie w badaniu tekstury powierzchni luźnych ziaren kwarcu i innych minerałów powstałych w fazach ich uwalniania ze skał w czasie transportu, depozycji, wietrzenia i pedogenicznego przekształcania, a zatem w diagnozie procesów morfogenetycznych (ryc. 23 i 24). Pozwala to na wykorzystywanie uzyskanych wyników w poznaniu, a następnie rekonstrukcji paleośrodowiskowych i współczesnych procesów ewolucji warunków sedymentacyjnych oraz uwarunkowań powstawania mozaik pokrywy glebowej.

Ryc. 23. Cechy morfoskopowe gleby. Analiza SEM



Ryc. 24. Sferoidalne zaokrąglone zmatowiałe ziarno kwarcu o niskim i częściowo wysokim reliktowym reliefie dużych wylamań muszlowych o zaokrąglonych krawędziach, wypukłe krawędzie pokryte wylamaniami i odpryśnięciami ziarnistymi mechanicznej obróbki eolicznej (pow. 72x, poziom Ees, głębokość 15–20cm, stropowa część wału brzegowego, Półwysep Helski)



Wskaźniki ekologiczno-glebowe pomocne są w ocenie funkcjonowania współczesnych ekosystemów występujących w danym regionie geograficznym (fot. 1). Głównym celem wykorzystania tej grupy wskaźników jest ocena sprawności, funkcjonowania i odporności na czynniki zewnętrzne współczesnych ekosystemów jako części składowych systemu przyrodniczego. Poprzez diagnozę jednego z jego podsystemów można wnioskować o stanie i funkcjonowaniu całego środowiska przyrodniczego. Najprostsze miary będące dokładnym narzędziem wykorzystywanym w takich ocenach bazują na diagnozie buforowych właściwości gleb, ich troficzności i określaniu wzajemnych relacji pomiędzy właściwościami sorpcyjnymi. Jedną z propozycji jest wskaźnik elastyczności gleb, który jest nazwany od jego twórcy wskaźnikiem Ulricha (Ulrich i in. 1984). Zdefiniowany jako stosunek sumy wymiennych

kationów wapnia i magnezu do pojemności sorpcyjnej gleby, daje możliwość wskazania siły odporności badanych siedlisk na wpływ czynników zewnętrznych. Jego wartość jest tym mniejsza, im dane siedlisko jest uboższe w składniki odżywcze. Analiza taka jest bardzo ważna, gdy zużycie gleb w nutrienty wywołane jest przez gospodarke człowieka (Roo-Zielińska i in. 2007).

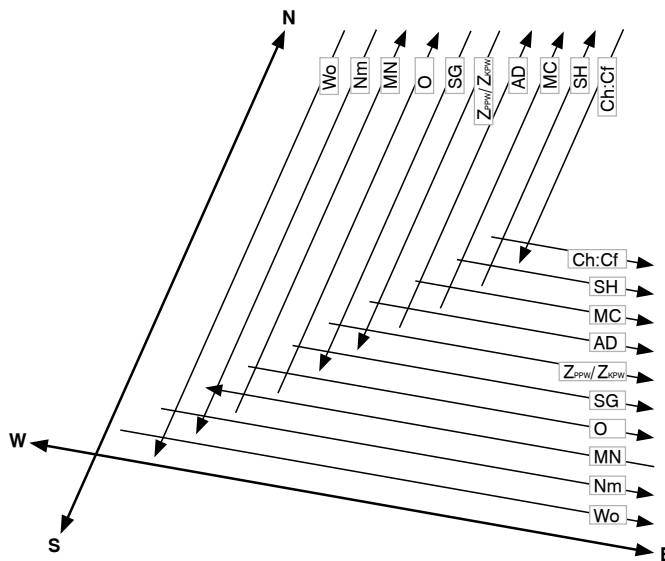
Badania pokrywy glebowej w skali ponadregionalnej wykazały, że istnieją właściwości gleb zmienne geograficznie, które uznać można za diagnostyczne w przestrzennych analizach zróżnicowania środowiska przyrodniczego. Na podstawie badań ekosystemów borów i borów mieszanych środkowej i północnej Europy wykazano, że spośród ponad 50 analizowanych cech aż 17 wykazało istotne statystycznie związki z położeniem geograficznym (tab. 1). Kierunki wzrostu wartości wybranych cech diagnostycznych gleb bielicoziemnych określone zostały dla środkowej i północnej Europy w koordynatach geograficznych (ryc. 25).



FOT. M. DEGORSKI

Fot. 1. Przebieg współcześnie zachodzących procesów iluwalnych w glebach bielicoziemnych

Ryc. 25. Kierunki wzrostu wartości wybranych cech diagnostycznych gleb bielicoziemnych określone dla środkowej i północnej Europy we współrzędnych geograficznych



- Wo – wskaźnik obróbki ziarna
- Nm – wskaźnik niejednorodności materiału
- MN – zawartość minerałów nieodpornych na destrukcję
- O – miąższość poziomu organicznego gleby
- SG – miąższość solum gleby
- Z_{PPW}/Z_{KPW} – stosunek zapasów wody w stanie polowej pojemności wodnej do zapasów wody w stanie kapilarnej pojemności wodnej

- AD – aktywność dehydrogenazy mleczanowej
- MC – zapasy węgla organicznego w glebie
- SH – stopień humifikacji
- Ch:Cf – stosunek kwasów huminowych do kwasów fulwowych

Źródło: opracowanie własne.

Tab. 1. Modele regresji i współczynniki korelacji dla związku pomiędzy wybranymi cechami diagnostycznymi badanych gleb bielcowych a długością i szerokością geograficzną (zmiennie niezależne)

Cechy diagnostyczne	Rozciągłość równoleżnikowa (W – E)		Rozciągłość równoleżnikowa (N – S)	
	model i parametry regresji	współczynnik korelacji	model i parametry regresji	współczynnik korelacji
Wo	$y = 1656,2 - 59,884x + 1,462x^2$	0,943	$y = -256,42 + 51,02x - 0,502x^2$	0,887
Nm	$y = -1,002 + 0,373x - 0,005x^2$	0,798	$y = 80,562 - 2,36x + 0,018x^2$	0,935
MN	$y = 95,959 - 2,93x$	0,983	$y = -647,128 + 21,12x - 0,151x^2$	0,994
O	$y = 2,792 + 0,101x$	0,951	$y = 9,286 - 0,074x$	0,985
SG	$y = 40,491 + 1,191x$	0,930	$y = 200,18 - 2,581x$	0,983
Z_{ppw}/Z_{kpw}	$y = 0,346 + 0,012x$	0,716	$y = 4,722 - 0,137x + 0,001x^2$	0,983
AD	$y = -0,659 + 0,059x$	0,775	$y = -12,96 + 0,414x$	0,759
MC	$y = 30,363 - 1,965x + 0,05x^2$	0,790	$y = 31,217 - 0,822x + 0,01x^2$	0,802
SH	$y = 36,547 - 1,992x + 0,078x^2$	0,720	$y = 416,37 - 12,371x + 0,094x^2$	0,870
Ch:Cf	$y = -44,524 + 5,597x - 0,106x^2$	0,910	$y = 1,090 - 0,017x + 9,184x^2$	0,884

Wo – wskaźnik obróbki ziarna, **Nm** – wskaźnik niejednorodności materiału, **MN** – zawartość mineralów nieodpornych na destrukcję, **O** – miąższość poziomu organicznego gleby, **SG** – miąższość solum gleby, Z_{ppw}/Z_{kpw} – stosunek zapasów wody w stanie polowej pojemności wodnej do zapasów wody w stanie kapilarnej pojemności wodnej, **AD** – aktywność dehydrogenazy mleczanowej, **MC** – zapasy węgla organicznego w glebie, **SH** – stopień humifikacji, **Ch:Cf** – stosunek kwasów huminowych do kwasów fulwowych.

Źródło: opracowanie własne.

Wskaźniki degradacji gleb określają stopień przekształcenia pedonów pod wpływem czynników antropogenicznych. Kryteria degradacji gleb najczęściej stosowane do ocen funkcjonowania całego systemu przyrodniczego to przede wszystkim:

- stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami wodoru (H^+) jako wskaźnik antropogenicznego zakwaszania ekosystemów (Siuta i in. 1985),
- stosunek $Ca/Ca + Al + Fe$ jako wskaźnik toksycznego oddziaływania glinu na biosferę (Baran, Turski 1996),
- stosunek zawartości poszczególnych pierwiastków w pyłe atmosferycznym do jego naturalnej zawartości w glebie jako wskaźnik alokacji zanieczyszczeń, głównie metali ciężkich (Adriano 1986),
- zawartość próchnicy i jej skład frakcyjny jako miary degradacji potencjału biotycznego środowiska (Siuta i in. 1985; Robertson i in. 1999),
- morfologiczne zaburzenia budowy profilu glebowego jako wskaźnik bezpośredniego destrukcyjnego oddziaływania człowieka na środowisko przyrodnicze (Degórski 1995).

Bardzo interesującym, a zarazem praktycznym wykorzystaniem chemicznych wskaźników glebowych do oceny wpływu człowieka na środowisko geograficzne jest ich stosowanie w rekonstrukcjach historycznych terenów osadniczych, często prowadzonych na stanowiskach archeologicznych (Bednarek i in. 2003). Na ich podstawie dokonuje się analizy struktury i funkcji poszczególnych części zespołów osadniczych, wskazując miejsca siedlisk ludzkich lub miejsca hodowli inwentarza. W tego typu studiach najczęściej używa się wskaźników opartych na zawartościach fosforanów, magnezu i pewnych frakcji węgla (tzw. *charred organic carbon* lub *black carbon*) w glebie (Acott 1998, French i in. 1998). W Polsce studia nad

rekonstrukcją przestrzennej struktury osadniczej prowadzone były w okolicach Torunia (Chełmża) oraz Kałdusa przez R. Bednarek i in. (2003, 2004), a także w pobliżu Warszawy (Wyszogród, Maciejowice) przez K. Konecką-Betley i E. Sokołowicz (materiały niepublikowane).

• Pośrednie wskaźniki glebowe

Pośrednie wskaźniki glebowe umożliwiają rekonstrukcję historyczno-funkcjonalną przemian środowiska geograficznego na podstawie identyfikacji układu pionowych struktur (stratygrafii) warstw litologicznych oraz współczesnych i kopalnych poziomów glebowych (fot. 2). Analiza wzajemnego położenia gleb kopalnych (pełnych profili lub ogłowionych) i gradacyjnych warstw litologicznych, przykrywających wykształcone w przeszłości poziomy genetyczne gleb, szczególnie próchniczne, umożliwia rekonstrukcję rzeźby terenu oraz warunków wodnych. Stopień wykształcenia gleb kopalnych wskazuje przede wszystkim na poziom stabilności systemu przyrodniczego oraz przebieg procesów kształtujących środowisko, zaś miąższość pełnoprofilowych gleb kopalnych najlepiej charakteryzuje długość przebiegu procesu pedogenicznego, a strop poziomu próchnicznego określa topomorfologię powierzchni terenu. Poprzez typologiczną identyfikację gleby i znajomość warunków siedliskowych determinujących dany proces glebotwórczy, można określić również warunki hydrotermiczne, jakie występowały w paleośrodowisku przyrodniczym. Te same procedury identyfikacyjne pozwalają określić szatę roślinną, która porastała gleby paleoekosystemów (Manikowska 1999; Janowska 2001; Bednarek 2000; Bednarek i in. 2004). Stosując dodatkowo bezpośrednie pomiary wieku bezwzględnego gleb i skał, wykorzystując do tego jedną z ponad 20 metod badawczych (Catt 1988) lub też pośrednie metody pedogenetyczne bazujące na ocenie stadiów rozwoju pedonu, można umiejscowić przebieg analizowanych procesów litologiczno-glebotwórczych w czasie (Gerrard 1995).



FOT. A. KOVALKOWSKI

Fot. 2. Wydmy z glebami kopalnymi na Półwyspie Helskim

Innym podejściem badawczym wykorzystującym pośrednie metody pedologiczne, umożliwiające określenie ewolucji środowiska przyrodniczego, są studia nad rozwojem wspomnianych już wcześniej chronosekwencji, które zgodnie z asymetrycznością czasu ich genezy dzieli się na różnokątowe, równopoczątkowe, transgresyjne z nakładaniem i transgresyjne bez nakładania (Vreeken 1975, Schenck 1990, Birkeland 1999). Z uwagi na jednorodny materiał litologiczny i podobne uwarunkowania zewnętrzne, w jakich kształtowały się typologicznie

takie same gleby w różnym czasie, studia chronosekwencji umożliwiają identyfikację warunków środowiska przyrodniczego, którymi charakteryzowało się ono w określonych okresach geologicznych (Jäger 1982, Guccione 1985, Kowalkowski 2001). Przykładem tego typu analiz są wyniki badań odkrytych chronosekwencji równokońcowych gleb wykształconych na różnowiekowych wydmach Bramy Świny (Prusinkiewicz 1961, 1965), rekonstruuje warunki środowiska przyrodniczego, w jakich odbywał się ich rozwój. Obecnie w Polsce analogiczne



FOT. M. DEGÓRSKI

Fot. 3. Najstarsze bielice helskie z poziomem iluwialnym o średniej miąższości około 80 cm

badania gleb bielcowych powstałych na wydmach brunatnych, żółtych i białych prowadzone są pod kierunkiem jednego z autorów niniejszego artykułu na Półwyspie Helskim, a ich wyniki są podstawą do poznania procesów morfologicznych i pedologicznych, jakie zachodziły na tym obszarze w czasie ostatnich 2300 lat, czyli od czasu wykształcenia się najstarszych gleb bielcowych (fot. 3).

Warto podkreślić, że gleba jest również doskonałym środowiskiem do przechowywania informacji związanych z bezpośrednim i pośrednim oddziaływaniem człowieka na środowisko (Degórski 2005). Jednym z kierunków tego typu badań jest wykorzystywanie wskaźnikowych wartości gleby w ocenie ewolucji krajobrazu pod wpływem działalności rolniczej człowieka (De Alba i in. 2004), jak i jego działalności wytwórczej (Degórski 1995). Bardzo często wykorzystuje się również cechy gleby, opisane parametrami, które mają konkretne wartości, do oceny stopnia przekształcenia środowiska geograficznego pod wpływem antropopresji, szczególnie w aspekcie dopływu antropogennów do ekosystemów (Degórski 1995, 2005).

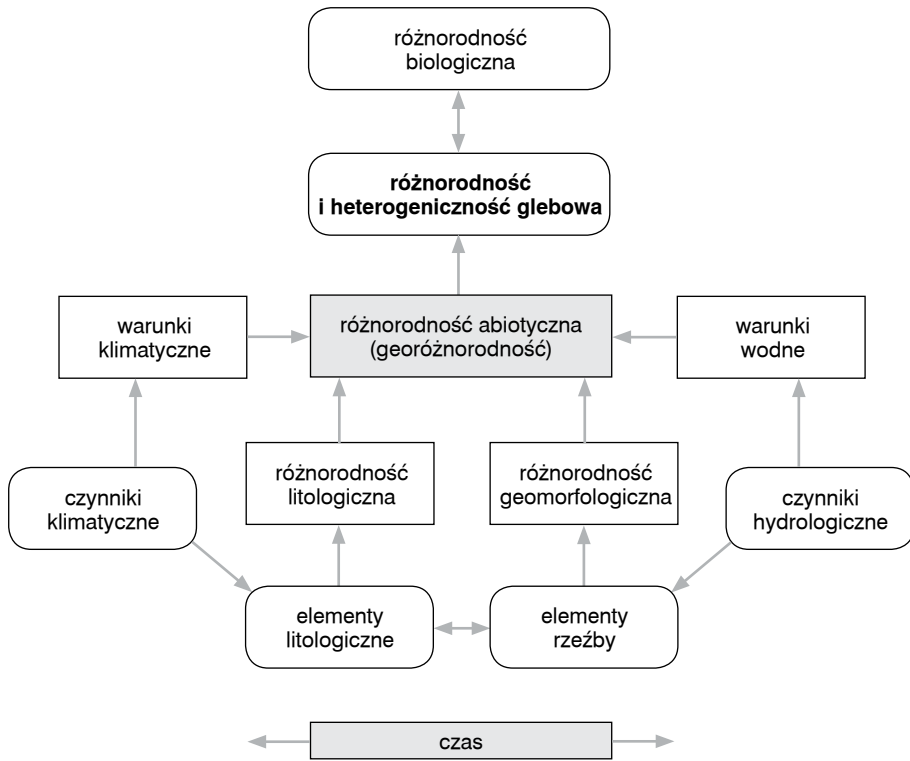
Podsumowanie

Podkreślić należy, że interpretacja stanu warunków środowiska fizycznogeograficznego dotyczy zwykle tzw. pola indykacji związanego z wielkością obszaru (skala lokalna, regionalna czy ponadregionalna). Mogą to być również układy punktów lub niewielkich powierzchni, a wśród nich – układy wzdłuż lokalnych gradientów środowiskowych – katen lub ponadregionalnych transektów. Z tego punktu widzenia istotna jest skala badań indykacyjnych. I tak, w prezentowanym opracowaniu wykazano regionalny charakter wielu zależności o charakterze statystycznym, szczególnie w odniesieniu do wskaźników geobotanicznych i krajobrazowych.

Specyfika regionu wpływa modyfikująco na ogólne powiązania między wskaźnikami. Widać to szczególnie wyraźnie przy porównaniu rezultatów analiz przeprowadzonych w Wigierskim Parku Narodowym, w okolicach Pińczowa i w strefie podmiejskiej Warszawy, czyli w terenach odmiennych zarówno pod względem warunków naturalnych, jak i stopnia antropopresji. Należy również pamiętać, że zróżnicowanie regionalne obszarów może narzucać dobór odpowiednich wskaźników (Roo-Zielińska i in. 2007).

Pokrywa glebowa uważana jest za indyktor środowiska geograficznego, którego cechy są odbiciem ilościowych i jakościowych zmian zachodzących w poszczególnych podsystemach i systemach środowiska geograficznego. Przestrzennym wyrazem tych procesów uwarunkowanych zmieniającą się w czasie różnorodnością biologiczną i abiotyczną jest heterogeniczność i różnorodność tej pokrywy (ryc. 26).

Ryc. 26. Schemat zależności między różnorodnością biologiczną i georóżnorodnością a różnorodnością i heterogenicznością pokrywy glebowej



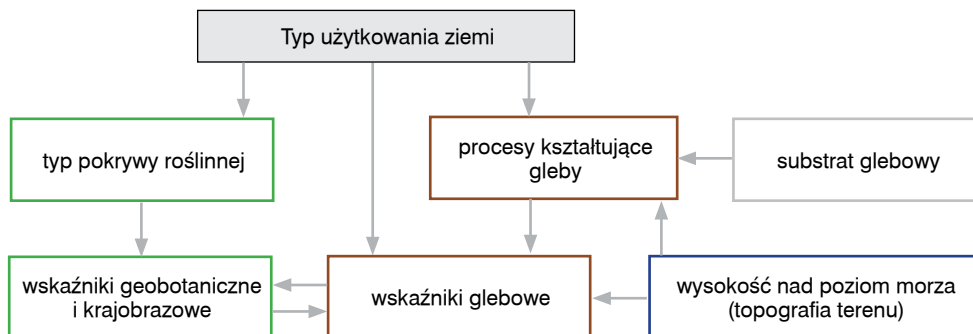
Źródło: opracowanie własne.

Współzależności między parametrami glebowymi mierzonymi bezpośrednio (wskaźniki bezpośrednie) a ich oceną na podstawie gatunków roślin naczyniowych i budowanych przez nie zbiorowisk roślinnych (wskaźniki geobotaniczne) to temat wielu prac z zakresu ekologii, jak również geografii roślin. Oceny bioindykacyjne skonfrontowane z bezpośrednimi pomiarami glebowymi dały dowód na duży stopień wiarygodności liczb wskaźnikowych (m.in. Ellenberg i in. 1991; Diekmann 1995; 2003; Hill, Carey 1997; Schaffers, Sykora 2000; Dzwonko 2001; Zas, Alonso 2002; Solon i in. 2007; Roo-Zielińska i in. 2007).

Na dobór odpowiednich wskaźników wpływa stopień antropopresji, modyfikujący (najczęściej osłabiający) naturalne powiązania między cechami roślinności i gleb – niezależnie od skali badań. Najprostszym wyznacznikiem tej presji jest sposób użytkowania ziemi. Wykonane analizy w okolicach Młodzaw wskazują na znacznie większą zmienność cech glebowych w lesie niż na obszarach polnych oraz na występowanie kilku odmiennych wzorów zmienności przestrzennej tych cech (ryc. 7).

Użytkowanie ziemi (typ pokrycia terenu) wyraźnie wpływa na typ pokrywy roślinnej, a zatem pośrednio także na wskaźniki geobotaniczne i krajobrazowe oraz procesy kształtujące glebę, a zatem na wskaźniki glebowe. Typ użytkowania ziemi wpływa na siłę relacji cechy gleby – bioindykacyjna ocena gleby oraz modyfikuje zależności między cechami gleby a położeniem hipsometrycznym (ryc. 27).

Ryc. 27. Ogólny schemat zależności między użytkowaniem ziemi, wskaźnikami ekologicznymi i hipsometrią



Źródło: opracowanie własne.

Wiedza o tym, że niektóre wskaźniki mogą być zastępowalne, a inne się uzupełniają ułatwia ich dobór z punktu widzenia przyjętego celu badań (*aim oriented*). Na przykład w badaniach ukierunkowanych na ocenę akumulacji węgla w zbiorowiskach leśnych należy wykorzystać inną grupę wskaźników geobotanicznych i glebowych niż w wypadku oceny wieloletniego trendu synantropizacji; choć w obu przypadkach będą to wskaźniki wykorzystujące charakterystyki składu gatunkowego runa i właściwości chemicznych gleb.

Znajomość różnorodnych powiązań korelacyjnych (przy uwzględnieniu wszystkich warunków wynikających ze skali opracowania, odmienności regionalnych, sposobu użytkowania ziemi etc.) umożliwi nie tylko dobór właściwych wskaźników, ale także pozwala na redukcję ich liczby, aby otrzymać tzw. minimalny wystarczający zestaw wskaźników charakteryzujących w sposób wielostronny i wyczerpujący interesujące zjawisko lub proces. W zależności od postawionego celu można zatem tak dobrać wskaźniki, aby się wzajemnie uzupełniały. Zdając sobie sprawę z ograniczeń roli wskaźników można je stosować zamiennie (np. zmułne badania wilgotności lub żyzności gleb zastąpić ocenowymi wskaźnikami geobotanicznymi, których podstawą są skale ekologiczne (np. wilgotności – F i zawartości azotu w glebach – N) i to zarówno na poziomie zbiorowiska, jak również krajobrazu roślinnego. Przedstawione powyżej prawidłowości należy brać pod uwagę przy planowaniu badań o charakterze czysto poznawczym lub aplikacyjnym i przy interpretacji uzyskanych rezultatów.

Zagadnienie dotyczące możliwości wykorzystania trzech grup wskaźników: geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych w różnych celach praktycznych jest bardzo obszerne i mogłoby stanowić przedmiot odrębnego opracowania. Na zakończenie niniejszego opracowania zasygnalizowano jedynie te dziedziny i kierunki działań praktycznych (m.in. leśnictwo, rolnictwo, planowanie przestrzenne), w których zależnie od postawionego problemu mogą być zastosowane wyżej przedstawione wskaźniki (tab. 2). Zestaw dziedzin i zagadnień nie wyczerpuje możliwości stosowania różnych metod indykacyjnych do ich oceny, a zaproponowane w tabeli kierunki indykacji są przykładowe i dotyczą podejść standardowo stosowanych w praktyce.

Większość wymienionych zagadnień dotyczy indykacji bezpośredniej. Niektóre z nich natomiast podlegają indykacji o charakterze pośrednim. Takim przykładem jest zastosowanie wskaźników glebowych do oceny zanieczyszczeń gleb w zlewni i wykorzystanie ich w ochronie wód. Jest to przykład miar pośrednich, w innych przypadkach miary mają bardziej bezpośredni charakter.

Tab. 2. Podstawowe zagadnienia i kierunki działań praktycznych, w których mogą być wykorzystane wskaźniki geobotaniczne (A), krajobrazowe (B) i glebowe (C)

Podstawowe zagadnienia	Kierunki działań praktycznych					
	leśnictwo	rolnictwo	planowanie przestrzenne	rekreacja i turystyka	ochrona wód	ochrona przyrody
różnorodność biologiczna	AB	AB	AB	AB	–	AB
presja antropogeniczna	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC
synantropizacja	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC
kierunki przekształceń ekosystemów	AC	AC	AC	AC	–	AC
zanieczyszczenie gleb	AC	AC	AC	AC	C	AC
zanieczyszczenie powietrza	A	A	A	A	–	A
zanieczyszczenie wód	A	AC	–	ABC	BC	ABC
cechy siedliska abiotycznego	ABC	ABC	ABC	ABC	C	ABC
rozwój zrównoważony	B	B	B	B	B	B
przydatność terenu do pełnienia określonych funkcji	ABC	ABC	ABC	ABC	–	ABC
ład ekologiczny	–	–	B	–	–	BC
właściwości bioterapeutyczne	A	A	A	A	–	–
zasoby ekologiczne	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC

Źródło: opracowanie własne.

Termin *zasoby ekologiczne* jest rozumiany szeroko – są to m.in. zapasy biomasy, walory estetyczne, produkcyjne, użytkowanie ziemi itp., co powoduje, że wykorzystuje się w tym wypadku trzy grupy prezentowanych wskaźników. Warto podkreślić, że są też i takie zagadnienia, gdzie jedna grupa indyktorów odgrywa wiodącą rolę. Na przykład do oceny zanieczyszczenia powietrza lub właściwości bioterapeutycznych roślinności wykorzystuje się przede wszystkim wskaźniki geobotaniczne. Do oceny zrównoważonego rozwoju lub ładu ekologicznego najistotniejsze wydają się być wskaźniki krajobrazowe.

Literatura

Acott T.G., 1998, *A study of anthropogenic activity and pedogenesis from the 2nd millennium BC to the 2nd millennium AD at Lairg, northern Scotland* [in:] *Life on the Edge: Human Settlement and Marginality*, C. Mills, G. Coles (ed.), „Symposia of the Association for Environmental Archaeology”, 13, s. 73–79.

- Adriano D., 1986, *Trace Elements in the Terrestrial Environment*, Springer, New York.
- Bańkowska R., Garbarczyk H., 1982, *Charakterystyka terenów badań oraz metod zbierania i opracowywania materiałów* [w:] *Zoologiczne podstawy kształtowania środowiska przyrodniczego osiedla mieszkaniowego Białoleka Dworska w Warszawie*, R. Bańkowska, H. Garbarczyk (red.), „Fragmenta Faunistica”, T. 26, s. 17–27.
- Baran S., Turski R., 1996, *Degradacja, ochrona i rekultywacja gleb*, Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Lublinie, Lublin.
- Bednarek R., 2000, *Gleby kopalne jako źródło informacji o zmianach środowiska przyrodniczego*, „Annales Universitatis Nicolae Copernici. Geografia”, 31, s. 47–63.
- Bednarek R., Gackowski J., Glanc M., Markiewicz M., 2003, *Próba wykorzystania metody fosforanowej do rekonstrukcji funkcjonalnego różnicowania osady lużyckiej na stanowisku archeologicznym w Grodnie koło Chełmży* [w:] *Gleba w Środowisku. 26 Kongres Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego*, Kraków, S. Skiba, M. Drewnik, A. Kacprzak (red.), Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński, Kraków, s. 92–93.
- Bednarek R., Jankowski M., Kwiatkowska A., Markiewicz M., Świtoniak M., 2004, *Zróżnicowanie zawartości fosforu w glebach w obrębie zespołu osadniczego w Kaldusie i jego otoczeniu*, „Studia Przyrodniczo-Archeologiczne”, seria „Mons Sancti Laurentii”, 2, Wydawnictwa UMK, Toruń, s. 199–208.
- Birkeland P., 1999, *Soils and Geomorphology*, Oxford University Press, London.
- Breymeyer A., 1998, *Badania borów na transekcje klimatycznym wzdłuż równoleżnika 52° (od 12° do 32°) i na transekcje śląskim. Założenia ogólne* [w:] *Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – badania geoekologiczne*, A. Breymeyer, E. Roo-Zielińska (red.), „Dokumentacja Geograficzna”, 13, s. 12–28.
- Breymeyer A., 2003, *Scots pine (Pinus sylvestris) ecosystem response to climate on a temperate to boreal forest transect: project description* [in:] *Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, A. Breymeyer, D. Reed (ed.), “Polish Journal of Ecology”, 51, 4, s. 399–401.
- Catt J., 1988, *Quaternary Geology for Scientists and Engineers*, John Wiley and Sons, New York – Chichester – Brisbane – Toronto.
- De Alba S., Lindstrom M., Schumacher T., Malo D., 2004, *Soil landscape evolution due to soil redistribution by tillage: a new conceptual model of soil catena evolution in agriculture landscapes*, “Catena”, 58, 1, s. 77–100.
- Degórski M., 1984, *Porównanie stopnia kontynentalizmu w Polsce określanego metodami klimatologiczną i bioindykacyjną*, „Przegląd Geograficzny”, 56, s. 3–4, 55–73.
- Degórski M., 1986a, *Phytosociological methods of studying landscape. Functional and spatial models*, Mon de l' equip, V Meeting of IGU Working Group Landscape Synthesis, Barcelona, s. 175–182.
- Degórski M., 1986b, *Phytoindication methods in landscape planning and management*, “Geographia Polonica”, 52, s. 89–100.
- Degórski M., 1990, *Warunki siedliskowe kateny ekosystemów leśnych na Wysoczyźnie Rawskiej (ze szczególnym uwzględnieniem dynamiki wodno-troficznych właściwości gleb)*, „Dokumentacja Geograficzna”, 5–6.
- Degórski M., 1995, *Direction of soil degradation in Poland*, “Aquilo”, seria “Botanica”, 35, Oulu, s. 53–63.

- Degórski M., 2002, *Przestrzenna zmienność właściwości gleb bielicoziemnych środkowej i północnej Europy a geograficzne zróżnicowanie czynników pedogenicznych*, „Prace Geograficzne”, IGiPZ PAN, 182.
- Degórski M., 2003a, *Morpholittological genesis and differentiation of the soil properties pine forest soils in relation to geographical position* [in:] *Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, A. Breymeyer, D. Reed (ed.), „Polish Journal of Ecology”, 51, 4, s. 441–459.
- Degórski M., 2003b, *Pedodiversity as a part of geodiversity in creation of landscape structure*, [w:] *Multifunctional Landscapes*, Vol. II: Monitoring, Diversity and Management, WIT PRESS, Southampton, Boston, s. 105–121.
- Degórski M., 2005, *Gleba jako indykatytor zmian w środowisku przyrodniczym*, „Przegląd Geograficzny”, 77, 1, s. 337–354.
- Diekmann M., 1995, *Use and improvement of Ellenberg's indicator values in deciduous forests of the Boreo-nemoral zone in Sweden*, „Ecography”, 18, s. 178–189.
- Diekmann M., 2003, *Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review*, „Basic and Applied Ecology”, 4, s. 1–14.
- Dziadowiec H., 1990, *Rozkład ściółek w wybranych ekosystemach leśnych*, „Rozprawy UMK”, Toruń.
- Dzwonko Z., 2001, *Assesment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values*, „Journal of Applied Ecology”, 38, s. 942–951.
- EEA, 1999, *Towards a Transport and Environment Reporting Mechanism (TERM) for the EU*, part 1., Technical Report 18, European Environment Agency, Copenhagen.
- Ellenberg H., 1974, *Zeigerwerte der Gefaspflanzen Mitteleuropas*, Verlag Erich Goltze KG Göttingen, 97.
- Ellenberg H., 1979, *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*, 2. Aufl., „Scripta Geobotanica“, 9, s. 1–122.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D., 1991, *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*, „Scripta Geobotanica“, 18, Göttingen: 1–248.
- Florinsky I.V., Kuryakova G.A., 1996, *Influence of topography on some vegetation cover properties*, „Catena”, 27, s. 123–141.
- French C., Passmore D., Schulte L., 1998, *Geomorphological, erosion and edaphic processes* [in:] *Report of the Project: Palaeoclimatic reconstruction and the dynamics of human settlement and land-use in the area of the middle Aguas (Almeria), in the south-east of the Iberian Peninsula*, P. Castro (ed.), European Commission, Brussels.
- Fridland V., 1976, *The soil-cover pattern: Problems and methods of investigation* [in:] *Soil Combinations and their genesis*, V. Fridland (ed.), „Amerind Publication”, New Delhi, s. 3–31.
- Gallopin G.C., 1997, *Indicators and their use: information for decision making* [in:] *Sustainability Indicators. Report on the project on Indicators of Sustainable Development*, B. Moldan, S. Billharz, R. Matravers (ed.), John Wiley and Sons, Chichester, s. 13–27.
- Gerrard J., 1995, *Soil Geomorphology, an Interpretation of Pedology and Geomorphology*, Chapman and Hall, London – Glasgow – New York – Tokyo – Melbourne – Madras.
- Gessler P., Chadwick O., Chamran F., Althouse L., Holmes K., 2000, *Modelling Soil-Landscape and Ecosystem Properties Using Terrain Attributes*, „Journal of Soil Science Society of America”, 64, s. 2046–2056.

- Guccione M., 1985, *Quantitative estimates of clay-mineral alternation in a soil chronosequence in Missouri, USA* [in:] *Soils and Geomorphology*, P. Jungerius (ed.), "Catena Supplement", 6, s. 137–174.
- Harwell M.A., Harwell C.C., Weinstein D.A., Kelly J.R., 1990, *Characterizing Ecosystem Responses to Stress*, "Ecological Risks, Perspectives from Poland and the United States".
- Hill M.O., Carey P.D., 1997, *Prediction of yield in the Rothamsted Park grass experiment by Ellenberg indicator values*, "Journal of Vegetation Sciences", 8, s. 579–586.
- Hole F., Cambell J., 1985, *Soil Landscape Analysis*, Rowman & Allenheld, Totowa, New York.
- Jäger K., 1982, *On the chronostratigraphical subdivision of the Holocene in Central Europe – A review of actual problems*, "Striae", 16, Uppsala, s. 80–83.
- Janowska E., 2001, *Geneza i właściwości gleb rdzawych na obszarze zlodowacenia środkowopolskiego*, Fundacja Rozwój SGGW, Warszawa.
- Konecka-Betley K., Czarnowska K., Czerwiński Z., Janowska E., Kępka M., Prac J., Russel S., 1982, *Uwarunkowania glebowe do projektu zespołu osiedli mieszkaniowych w Białolece Dworskiej w Warszawie*, „Człowiek i Środowisko”, 6, 3–4, s. 371–402.
- Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 2002, *Geografia roślin*, PWN, Warszawa, s. 634.
- Kostrowicki A.S., 1976, *A system-based approach to research concerning the geographical environment*, "Geographia Polonica", 33, s. 27–37.
- Kowalkowski A., 2001, *Relic cryogenic indicators of diagnostic horizons in rusty and para-brown soils in European Lowland*, "Acta Agrophysica", 50, s. 147–167.
- Letourneau C., Castonguay J., 1988, *Use of biological indicators for evaluating environmental stress. Report No. INFO-0248(E). NTIS No. DE90629986/HDM*, Atomic Energy Control Board, Ottawa.
- Lindacher R., Böcker R., Bemmerlein-Lux, F.A., Kleemann, A., Haas, S., 1995, *PHANART Datenbank der Gefäßpflanzen Mitteleuropas, Erklärung der Kennzahlen, Aufbau und Inhalt*, Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 125, Heft.
- Litaor M.I., Seastedt T.R., Walker D.A., 2002, *Spatial analysis of selected soil attributes across an alpine topographic/snow gradient*, "Landscape Ecology", 17, s. 1–15.
- Manikowska B., 1999, *Gleby kopalne i okresy pedogenetyczne w ewolucji środowiska Polski środkowej po zlodowaceniu warciańskim* [w:] *Rola plejstocenyckich procesów peryglacjalnych w modelowaniu rzeźby Polski*, „Acta Geographica Lodziensia”, 76, s. 41–100.
- Matuszkiewicz W., 1974, *Teoretyczno-metodyczne podstawy badań roślinności jako elementu krajobrazu i obiektu użytkowania rekreacyjnego*, „Wiadomości Ekologiczne”, 20, 1.
- Matuszkiewicz W., 2001, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, PWN, Warszawa.
- McGeoch M.A., 1998, *The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators*, "Biological Review", 73, s. 181–201.
- OECD core set of indicators for environmental performance reviews*, 1993, OECD Environmental Directorate Monographs, 83, Paris.
- Pärtel M., Helm A., Ingerpuu N., Reier Ü., Tuvi E-L., 2004, *Conservation of Northern European plant diversity: with correspondence with soil pH*, "Biological Conservation", 120, s. 525–531.
- Plit J., Solon J., 1994, *Roślinność potencjalna* [w:] *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), „Dokumentacja Geograficzna”, 1–2, s. 57–66.

- Prusinkiewicz Z., 1961, *Zagadnienia leśno-gleboznawcze na obszarze wydm nadmorskich Bramy Świny*, „Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią”, 7, s. 25–127.
- Prusinkiewicz Z., 1965, *Ustalenie wieku chronosekwencji glebowej na mierzejach Bramy Świny metodą radiowęglą 14C*, „Roczniki Gleboznawcze”, 15, „Dodatek”, s. 433–436.
- Pugnaire F.I., Luque M.T., 2001, *Changes in plant interactions along a gradient of environmental stress*, *Oikos*, 93, s. 42–49.
- Richling A., Solon J., 2002, *Ekologia krajobrazu*, wydanie IV, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Robertson G., Coleman D., Blesoe C., Solins P., 1999, *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*, Oxford University Press, New York – Oxford.
- Roo-Zielińska E., 1981, *Charakterystyka geobotaniczno-siedliskowa [w:] Zoocenologiczne podstawy kształtowania środowiska przyrodniczego osiedla mieszkaniowego Białoleka Dworska w Warszawie*, „Fragm. Faunistica 26”, Warszawa – Wrocław, s. 27–46.
- Roo-Zielińska E., 1982, *Struktura geobotaniczna i jej ekologiczno-siedliskowe uwarunkowania terenu przyszłych osiedli mieszkaniowych w Białolece Dworskiej w Warszawie*, „Człowiek i Środowisko”, 6, s. 371–403.
- Roo-Zielińska E., 1993, *The current state and changes in the meadow flora in the Nida valley, southern Poland*, „Fragm. Flor. Geobot.”, 38(2), s. 581–592.
- Roo-Zielińska E., 1994, *Ekologiczne różnicowanie roślinności rzeczywistej (analiza fitoindykacyjna) [w:] Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), „Dokumentacja Geograficzna”, 1–2, s. 95–125.
- Roo-Zielińska E., 1996, *Phytoindicative role of plant communities in a rural landscape (Pińczów case study, south Poland)*, „Fragm. Flor. Geobot.”, 41(1), s. 379–398.
- Roo-Zielińska E., 2000, *Vegetation at different levels of organization as an indicator of environmental conditions [in:] Proceedings of International Association for Vegetation Science (IAVS) Symposium*, Opulus Press, Uppsala, s. 178–181.
- Roo-Zielińska E., 2002, *Stopień kontyentalizmu borów sosnowych wyrażony zmiennością kompozycji gatunkowej runa wzdłuż transektu równoleżnikowego Chrisdorf (Niemcy wschodnie) – Uzłogi (Białoruś wschodnia)*, „Przegląd Geograficzny”, 74, 4, s. 569–591.
- Roo-Zielińska E., 2003a, *Gatunki roślin naczyniowych runa borów sosnowych jako wskaźniki przestrzennej zmienności niektórych charakterystyk klimatu i gleb w Europie Północnej i Środkowej*, „Przegląd Geograficzny”, 75, 4, s. 545–560.
- Roo-Zielińska E., 2003b, *Ecological groups of vascular plant species in the herb layer of the pine forest of Northern and Central Europe [in:] Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, A. Breymeyer, D. Reed (ed.), „Polish Journal of Ecology”, 51, 4, s. 493–507.
- Roo-Zielińska E., 2003b, *Ecological groups of vascular plant species in the herb layer of the pine forest of Northern and Central Europe [in:] Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, A. Breymeyer, D. Reed (ed.), „Polish Journal of Ecology”, 51, 4, s. 493–507.
- Roo-Zielińska E., 2004, *Fitoindykacja jako narzędzie oceny środowiska fizycznogeograficznego. Podstawy teoretyczne i analiza porównawcza stosowanych metod*, „Prace Geograficzne”, 199, Warszawa.
- Roo-Zielińska E., Solon J., 1988, *Phytosociological typology and bioindicator values of plant communities as exemplified by meadows in the Nida Valley*, „Documents Phytosociologiques N.S.”, 11, s. 543–554.

- Roo-Zielińska E., Solon J., 1991, *Vegetation dynamics as an indicator of the anthropogenic changes in the geographical environment (chosen examples from Pińczów surroundings)*, Conference Papers IG i PZ PAN, 14, s. 71–87.
- Roo-Zielińska E., Solon J., Degórski M., 2007, *Ocena stanu i przekształceń środowiska przyrodniczego na podstawie wskaźników geobotanicznych, glebowych i krajobrazowych. Podstawy teoretyczne i przykłady zastosowań*, „Monografie IGiPZ PAN”, 9.
- Schaffers A.P., Sykora K.V., 2000, *Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements*, “Journal of Vegetation Science”, 11, s. 225–244.
- Schenck H., 1990, *Chronosequences*, Tom Doherty Association Book, New York.
- Siuta J., Ziolińska A., Makowiecki K., 1985, *Degradacja ziemi*, Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa.
- Solon J., 1994, *Typologiczne różnicowanie roślinności rzeczywistej* [w:] *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), „Dokumentacja Geograficzna”, 1–2, s. 67–81.
- Solon J., 2002, *Ocena różnorodności krajobrazu na podstawie analizy struktury przestrzennej roślinności*, „Prace Geograficzne”, 185.
- Solon J., 2003a, *Wpływ przewidywanych zmian klimatycznych na skład i strukturę runa borów sosnowych i sosnowo-dębowych borów mieszanych w Polsce*, „Przegląd Geograficzny”, 75.2, s. 213–229.
- Solon J., 2003b, *Changes in herb layer heterogeneity of Scots along the North-South transect Pine Forest* [in:] *Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, A. Breymeyer, D. Reed (ed.), “Polish Journal of Ecology”, 51, 4, s. 481–492.
- Solon J., 2004, *Florystyczne i ekologiczne zmiany runa na powierzchniach obserwacyjnych SPO II rzędu w latach 1998–2003* [w:] *Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2003 roku na podstawie badań monitoringowych*, J. Wawrzoniak, J. Małachowska (red.), s. 26–29 (tab. 37–48; rys. 40–50), Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Solon J., 2010, *Florystyczne i ekologiczne zmiany charakteru runa na powierzchniach obserwacyjnych w latach 2003–2008*, [w:] *Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2008 roku na podstawie badań monitoringowych*, J. Wawrzoniak (red.), s. 44–48 (tab. 63–76, rys. 39–42), „Biblioteka Monitoringu Środowiska”.
- Solon J., Degórski M., Roo-Zielińska E., 2007, *Vegetation response to a topographical-soil gradient*, “Catena”, 71, 2, s. 309–320.
- Targulian V., Sokolova T., 1996, *Soil as a biotic/abiotic natural system: a reactor, memory and regulator of biospheric interactions*, “Eurasian Soil Sciences”, 29, s. 30–41.
- Ulrich B., Meiwes K., König N., Khanna K., 1984, *Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldboden*, „Forst und Holz“, 39, 1, s. 278–286.
- van der Maarel E., 1993, *Relations between sociological-ecological species groups and Ellenberg indicator values*, “Phytocoenologia”, 23, s. 343–362.
- Volobuev V., 1964, *Ecology of soils*, “Israel Progr. Sciences Translations”, Jerusalem, Davey.
- Vreken W., 1975, *Principal kinds of chronosequences and their significance in soil history*, “European Journal of Soil Sciences”, 26, 3, s. 378–394.
- Walker J., 1998, *Environmental indicators of catchment and farm health* [in:] *Farming Action Catchment Reaction: the Effects of Dryland Farming on the Natural Environment*. Melbourne, J. William, R.A. Hook and H.L. Gascoigne (ed.), CSIRO Publishing, s. 99–117.

- Woodhouse P., Howlett D., Rigby D., 2000, *A framework for research on sustainability indicators for Agriculture and rural livelihoods* [in:] *Sustainability Indicators for Natural Resource Management & Policy. Working Paper 2. The effects of policy and institutional environment on natural resource management and investment by farmers and rural households in east and southern Africa*, Department for International Development Research Project No. R7076CA UK.
- Zarzycki K., Trzcńska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U., 2002, *Ecological indicator values of vascular plants of Poland*, W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Zas R., Alonso M., 2002, *Understory vegetation as indicators of soil characteristics in north-west Spain*, "Forest Ecology and Management", 171, s. 101–111.
- Zielski A., Sygit W., 1998, *Wpływ klimatu na przyrost radialny sosny w borach i borach mieszanych na transektach badawczych: klimatycznym (wzdłuż 52oN, od 12o do 32o E) i „śląskim”* [w:] *Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – badania geoekologiczne*, A. Breymeyer, E. Roo-Zielińska (red.), „Dokumentacja Geograficzna”, 13, s. 161–187.