

**TADEUSZ J. CHMIELEWSKI**  
**SZYMON CHMIELEWSKI**  
**AGNIESZKA KUŁAK**

Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

## **WPŁYW BEZŁADU PRZESTRZENNEGO NA KRAJOBRAZOWE SYSTEMY EKOLOGICZNE\***

**Abstract: The Influence of Spatial Disorder on Landscape Ecological Systems.** Preparation of this report included the following steps: (1) Identification of the main directions of changes taking place in the landscape ecological systems (LES) of Poland in the last few decades; (2) Development of general models of LES response to these changes, with particular emphasis on the ecological effects of spatial disorder; (3) Indication of the main structural elements of the national LES, particularly those at the risk of chaotic or collisional land development; (4) Presentation of ecological and social consequences of changes taking place in LES as well as indication of possible directions of repair, together with an assessment of the scale of costs. Many changes occurring in the development of the country have a negative impact on the spatial order, resources and conditions of the functioning of ecological systems and the aesthetic values of the landscape. Generally these changes cause: (a) decrease in the natural potential of some supply ecosystem services; (b) decline in the natural potential of regulating ecosystem services; (c) decrease in the natural potential of habitat services; (d) decrease in the potential of some cultural services; (e) a decrease in the investment attractiveness of the landscape.

Achieving high parameters of the living space should in particular be focused on the protection and harmonious shaping of: (I) a rich natural system, ensuring ecological balance and good rest conditions on the national and regional scale; (II) spatial order, ensuring efficient functioning of the economic system, protection of cultural heritage and high environmental quality standards; (III) high values of landscape physiognomy, including regional identity.

The most urgent tasks necessary to improve spatial order in Poland, in particular the condition of landscape ecological systems and the advantages of landscape physiognomy, should be considered: (A) development and successive implementation of the National Landscape Policy, aimed at repairing and protecting landscape quality, including harmonious planning and effective management of its resources and assets; (B) introducing into the legal system provisions allowing for effective protection of spatial order as well as ecological and aesthetic values of the landscape; including the protection of particularly attractive open areas against changes in the character of its natural topography and natural land cover, as well as the repair and

---

\* Opracowanie jest skróconą i istotnie zmodyfikowaną wersją jednego z rozdziałów monografii: Chmielewski T. J., Śleszyński P., Chmielewski S., Kułak A., 2018, *Ekologiczne i fizjonomiczne koszty bezładności przestrzennej*. Prace Geograficzne, Nr 264, IGiPZ PAN, Warszawa, Lublin.

protection of the quality of urban and rural public spaces; (C) organizing a system of landscape education of the society.

**Keywords:** Ecosystem services, landscape ecological system, spatial disorder.

## 1. Wprowadzenie. Ład krajobrazowych systemów ekologicznych i potencjał jego świadczeń dla jakości życia człowieka

Zarówno przyrodnicze, jak i antropogeniczne komponenty systemów krajobrazowych mają określoną strukturę przestrzenną. Cywilizacja ludzka od samego jej początku rozwija się dzięki różnorodnym sposobom wykorzystywania zasobów (w tym przestrzeni) i walorów środowiska przyrodniczego. Struktura ekologiczna krajobrazu jest więc podstawowym naturalnym uwarunkowaniem kształtowania się antropogenicznej (kulturowej) struktury krajobrazu [Berkes *et al.* 2006]. Na krajobrazowe systemy ekologiczne składają się: (1) tereny o wysokim potencjale przyrodniczym, a w szczególności: (1a) naturalne i półnaturalne ekosystemy wodne, torfowiskowe, bagienne, leśne, murawowe i skalne; (1b) zbiorniki wodne i tereny zieleni ukształtowane przez człowieka; (2) pasma terenów szczególnie ważne dla swobodnego przemieszczania się wód, materiału erozyjnego i biogenów oraz organizmów roślin i zwierząt; określane jako korytarze ekologiczne. Wśród tych korytarzy szczególnie ważną rolę odgrywają bogate przyrodniczo doliny rzeczne [Forman 1983; Löw 1985; Wu, Hobbs 2007; Chmielewski 2012]. Struktura krajobrazowych systemów antropogenicznych jest z kolei wypadkową następujących cech środowiska przyrodniczego i kulturowego:

- wieku, charakteru, przestrzennego rozmieszczenia i zasięgów oddziaływania układów osadniczych, systemu ich powiązania ciągami infrastruktury technicznej oraz charakteru i zakresu oddziaływania tej sieci na krajobrazowy system ekologiczny;
- rozmieszczenia zasobów surowców naturalnych;
- przestrzennego układu płatów i pasm różnego typu form użytkowania terenu; w tym szczególnie: charakteru i kompozycji powierzchni wodnych, płatów naturalnych i półnaturalnych zbiorowisk roślinnych oraz użytków rolnych, terenów zurbanizowanych oraz pasm infrastruktury technicznej (szczególnie transportowej);
- gęstości i charakteru stref stykowych między płatami użytkowania terenu oraz struktur liniowych rozcinających strukturę tych płatów [Chmielewski T. J. 2004, zmienione].

Ten niezwykle złożony układ jeszcze bardziej komplikuje fakt, że krajobrazy są systemami dynamicznymi: zmieniają swoją strukturę i funkcjonowanie w czasie i przestrzeni. Antropogeniczne komponenty krajobrazu cechuje jednak znacznie większa dynamika przekształceń struktury i funkcjonowania, niż komponentów naturalnych [Forman 2008].

Warunki życia człowieka w środowisku przyrodniczo-kulturowym o różnej strukturze przestrzennej, są wypadkową interakcji trzech puli potencjałów systemów krajobrazowych: ekologicznego, społeczno-kulturowego i gospodarczego. Współcześnie

w systemach tych, najsilniejsze oddziaływanie na środowisko przyrodnicze wywierają miasta, powiązane siecią infrastruktury technicznej w wielkoprzestrzenny układ pasmo-wo-węzłowy [Malisz 1981], określane także jako krajobrazowy system antropogeniczny (KSA), interferujący z naturalnym krajobrazowym systemem ekologicznym (KSE). Miasta wyróżniają się szczególną koncentracją drugiego i trzeciego z ww. potencjałów, budowanych w znacznej mierze dzięki eksploatacji potencjału ekologicznego. Dlatego charakter i skala interferencji obu ww. systemów (KSE i KSA) mają zasadnicze znaczenie zarówno dla funkcjonowania przyrody, jak i gospodarki oraz warunków życia społeczeństw [Chmielewski T. J. 2012], zaś **skala ich kolizyjności może być jedną z miar bezładu przestrzennego**.

Od końca lat 90. XX w. bardzo dynamicznie rozwijają się badania nad systemem tzw. usług/świadczeń ekosystemowych i krajobrazowych, ukierunkowanych na spożycie na krajobrazowe systemy ekologiczne, jako na zasoby różnorodnych usług, które środowisko przyrodnicze może świadczyć swoim użytkownikom. Znaczna grupa tych usług może mieć wymierne wartości ekonomiczne, inna – wartości emocjonalne i kształtujące tożsamość, inna wreszcie – znaczenie w zakresie bezpieczeństwa ekologicznego ludności [Costanza *et al.* 1997]. W 2010 r. w ramach realizacji międzynarodowego projektu *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), przyjęto następującą definicję *świadczeń ekosystemowych*: jest to *bezpośredni i pośredni wkład ekosystemów w tworzenie ludzkiego dobrobytu* [TEEB 2010]. W 2005 r., w ramach przedsięwzięcia *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA), realizowanego pod egidą UNEP (United Nations Environment Programme), opracowano klasyfikację usług/świadczeń ekosystemowych, wyróżniając cztery ich kategorie [MEA 2005]:

1. **Usługi zaopatrzeniowe** (*provisioning services*), czyli zasoby abiotyczne i produkty biotyczne pozyskiwane z ekosystemów (np. woda, surowce, żywność);
2. **Usługi regulujące** (*regulating services*), czyli korzyści uzyskane dzięki procesom regulacyjnym zachodzącym w środowisku przyrodniczym (np. regulacja klimatu i składu powietrza, samooczyszczanie wód, spływy powierzchniowe, zapylenie roślin i rozsiewanie nasion, zapewnienie miejsc rozrodu i schronienia dla zwierząt, równowaga ekologiczna);
3. **Usługi kulturowe** (*cultural services*), czyli korzyści niematerialne, jakie człowiek pozyskuje z ekosystemów (np. naukowe, edukacyjne, estetyczne, twórcze, wypoczynkowe, religijne, kształtowanie tożsamości);
4. **Usługi wspomagające** (*supporting services*), to jest takie, które są niezbędne do realizacji pozostałych 3 kategorii usług, np. procesy glebotwórcze nie są przez człowieka wykorzystywane w sposób bezpośredni, ale pośrednio – do realizacji usług dotyczących produkcji żywności.

Klasyfikacja ta była w następnych latach jeszcze kilkakrotnie modyfikowana i coraz bardziej komplikowana [Haines-Young, Potschin 2013], co świadczy o wielkiej złożoności tej problematyki.

O potrzebie zastosowania nowego, zintegrowanego podejścia do zagadnienia usług świadczonych ludziom przez systemy krajobrazowe, zaczęto pisać w końcu pierwszej dekady XXI w., w świetle wyników prac nad oceną efektów wykorzystywania przez człowieka obszarów o zróżnicowanym stopniu antropogenicznego przekształcenia. Uznano, że w krajobrazach rolniczo-osadniczych i zurbanizowanych, gdzie udział ekosystemów naturalnych i półnaturalnych jest niewielki, ale potencjał świadczenia różnorodnych korzyści dla człowieka jest bardzo wysoki, należałoby mówić o usługach dostarczanych przez różnorodne krajobrazowe układy: ekosystemów, agrocenoz i terenów osadniczych; a więc o *usługach krajobrazowych (landscape services)* [Termorshuizen, Opdam 2009]. Problem jednak w tym, że w krajach angielskojęzycznych termin *landscape services* był już wcześniej używany dla określenia usług z zakresu urządzania i konserwacji terenów zieleni, a także w odniesieniu do usług internetowych dotyczących baz danych GIS o rozległych obszarach. Dlatego – biorąc pod uwagę coraz większą liczbę prac operujących terminem *systemy krajobrazowe* [Cook, Van Lier 1994; Malinowska *et al.* 2004; Farina 2009; Chmielewski T. J. 2012] – w 2017 r. zaproponowano używanie terminu: *usługi systemów krajobrazowych* (w j. angielskim: *services of landscape systems*, lub: *landscape systems services*) [Chmielewski Sz. *et al.* 2017].

Celem prezentowanego opracowania jest: (1) przedstawienie głównych kierunków zmian zachodzących w krajobrazowych systemach ekologicznych (KSE) Polski; (2) próba oceny skali kolizji procesów urbanizacyjnych z krajowym systemem ekologicznym; (3) wstępna ocena wpływu zmian zachodzących w KSE na pulę usług ekosystemowych i krajobrazowych; (4) wskazanie głównych kierunków działań niezbędnych do poprawy stanu KSE, jako ważnego elementu ładu przestrzennego; (5) zasygnalizowanie problemu relacji między kosztami i efektami naprawy stanu KSE będących w różnych stadiach degradacji.

## 2. Tok postępowania i źródła danych

Na potrzeby przygotowania prezentowanego tu opracowania, przyjęto następujący tok postępowania:

1. Identyfikacja głównych kierunków zmian zachodzących w krajobrazowych systemach ekologicznych (KSE) Polski w kilku ostatnich dekadach.
2. Opracowanie ogólnych modeli reagowania KSE na te zmiany, ze szczególnym uwzględnieniem ekologicznych efektów bezładu przestrzennego.
3. Wskazanie głównych ogniw krajowego KSE, szczególnie zagrożonych procesami bezładnego, lub kolizyjnego rozwoju zagospodarowania terenu.
4. Przedstawienie ekologicznych i społecznych konsekwencji zmian zachodzących w KSE oraz wskazanie możliwych kierunków naprawy, wraz z oceną skali kosztów.

- Jako podstawowe źródła danych ogólnokrajowych wykorzystano:
- Dane statystyczne GUS oraz dane z systemu CORENE Land Cover dotyczące zmian struktury użytkowania ziemi w Polsce w latach 2000-2012;
  - Raport o stanie lasów w Polsce [Wasiak 2013];
  - Atlas zoologiczny gmin Polski 2000-2009 [Kistowski 2012];
  - Opracowanie: *Ocena łączności ekologicznej w Polsce* [Jędrzejewski, Ławreszuk 2009];
  - Opracowanie: *Ochrona przyrody w Polsce* [Mirek, Nickel 2014].

### **3. Główne kierunki zmian zachodzących w krajobrazowych systemach ekologicznych Polski i próba oceny ich niektórych skutków**

#### **3.1. Główne kierunki zmian KSE w Polsce, stwierdzone w latach 1990-2012**

Do najważniejszych procesów zachodzących w ostatnim ćwierćwieczu w systemach krajobrazowych Polski (podobnie jak wielu innych krajów Europy) należą:

- spadek powierzchni biologicznie czynnej ekosystemów nieleśnych i rozdrabnianie struktury KSE;
- upraszczanie wewnętrznej struktury i spadek różnorodności biologicznej oraz osłabienie stabilności i odporności KSE;
- terytorialna ekspansja miast i rozwój systemu barier ekologicznych [Węclawowicz *et al.* 2006; Dylewski 2006; Chmielewski T. J. 2011].

Analiza zmian struktury pokrycia terenu w Polsce, przeprowadzona na podstawie danych z systemu CORENE Land Cover z lat 1990-2012 wykazała m.in., że największe zmiany powierzchni dotyczyły:

- wzrostu obszaru miejskiej zabudowy luźnej o 655 880.35 ha, tj. aż o 85.7%;
  - wzrostu areалу gruntów ornych (głównie upraw wielkoobszarowych) poza zasięgiem urządzeń melioracyjnych o 444 488.40 ha, tj. o 5.79%;
  - spadku powierzchni złożonych (mozaikowych) systemów upraw i działek o 880 354.68 ha, tj. aż o 50.58%;
  - wzrostu powierzchni lasów iglastych o 620583.20 ha, tj. o 12.4%, lasów mieszanych o 249 560.64 ha, tj. o 11.29%, a także lasów i zbiorowisk krzewiastych „w stanie zmian” (w stadiach sukcesji) o 347 332.46 ha, tj. aż o 189.46%.
- Mniejsze powierzchniowo, lecz bardzo duże procentowo zmiany dotyczyły z kolei:
- wzrostu powierzchni terenów komunikacyjnych o 13 893.20 ha, tj. o 123.79%;
  - wzrostu powierzchni miejsc eksploatacji odkrywkowej o 17 834.63 ha, tj. o 56.58%;
  - wzrostu powierzchni obszarów na których trwały różnego rodzaju budowy o 11 963.55 ha, tj. o 181.88%;
  - rozwoju terenów sportowych i rekreacyjnych o 26 018.24 ha, tj. o 79.36%;

- wzrostu areału sadów i plantacji o 72 016.97 ha, tj. o 79.64%;
- spadku powierzchni naturalnej i półnaturalnej roślinności rozproszonej o 15497.52 ha, tj. o 65.17%;
- spadku powierzchni pogorzeliisk o 2 218.61 ha, tj. o 100%.

Specjalnego komentarza wymaga zagadnienie wzrostu powierzchni lasów w Polsce.

Od połowy XX w. powierzchnia lasów w Polsce wprawdzie systematycznie wzrasta, jednak równolegle wzrasta także skala eksploatacji ich zasobów (szczególnie drewna); osuszane są cenne przyrodniczo siedliska wilgotne i bagienne oraz gęstnieje sieć dróg utwardzonych, rozcinających ekosystemy leśne.

Od 2009 r. przyrost zasobów drzewnych Polski jest minimalny, wzrastają natomiast różnego rodzaju presje antropogeniczne na ekosystemy leśne.

### 3.2. Terytorialna ekspansja miast i rozwój systemu barier ekologicznych

Ekspansja terytorialna miast, mająca zasadniczy wpływ na organizację przestrzenną znacznie rozleglejszych obszarów i funkcjonowanie KSE całych regionów, może zachodzić według różnych scenariuszy (modeli), spośród których za najczęściej spotykane R.T.T. Forman uznaje cztery [Forman 2008]:

- Wzrost koncentryczno-pierścieniowy; charakterystyczny dla starych, skoncentrowanych terytorialnie i równomiernie rozwijających się miast; jest to model najbardziej korzystny dla KSE.
- Powstawanie ośrodków satelitarnych i ich późniejsze (nieplanowane) stopniowe zlewianie się ze wzrastającym ośrodkiem centralnym („pączkowanie” i pochłanianie satelitów); w założeniach jest to model deglomeracyjny, a jednocześnie zakładający harmonizację rozwoju miast ze środowiskiem przyrodniczym, mający swe korzenie jeszcze w koncepcji miast-ogrodów E. Howarda z 1898 r.; w warunkach liberalnego systemu planowania przestrzennego, w dłuższej perspektywie czasowej pierwotnie zakładane efekty tego modelu zanikają.
- Rozprzestrzenianie się terenów zurbanizowanych wzdłuż korytarzy transportowych („puchnięcie” korytarzy); scenariusz realizowany bardzo często, ze względu na szybkie korzyści ekonomiczne płynące dla inwestorów obudowujących korytarze transportowe; jest to jednak model bardzo niekorzystny, zarówno ze względu na barierowe oddziaływanie „puchnących korytarzy” na KSE, jak i generowanie wzmoczonego ruchu tranzytowego.
- Postępująca rozproszona urbanizacja stref podmiejskich („eksplodująca dyspersja”); w kilku ostatnich dekadach jest to scenariusz najczęściej realizowany w większości regionów Polski; generujący bezład przestrzenny także poza obszarami aglomeracji – w atrakcyjnych regionach wypoczynkowych. Jest to jednocześnie model najbardziej agresywny dla KSE i estetyki krajobrazu.

Powstające w wyniku intensywnych procesów urbanizacyjnych bardzo rozległe przestrzennie układy osadnicze, napotykać na coraz większe problemy funkcjonalne

(związane m.in. z ograniczeniami zasobów środowiska, niewydolnością infrastruktury, rosnącymi nakładami czasu) i społeczne (rosnąca konkurencja, alienacja, zagubienie tożsamości kulturowej, poczucie agresji wizualnej miast itp.) [por. m.in.: Węclawowicz *et al.* 2006; Malikowski *et al.* 2015; Damurski 2016; Chmielewski Sz. *et al.* 2017]. Liczne opracowania naukowe, a jednocześnie także coraz liczniejsze społeczności lokalne przez swoje fora internetowe, zwracają coraz większą uwagę na towarzyszącą procesom chaotycznej urbanizacji degradację miejskich i wokół-miejskich systemów ekologicznych, o kluczowym znaczeniu dla jakości środowiska życia mieszkańców dużych ośrodków osadniczych [Kozłowski 2006; Boone, Fragkakis *ed.* 2013; Elmquist *et al.* 2013]. Wykazano m.in., że procesy zmniejszania się powierzchni biologicznie czynnej, fragmentacji, upraszczania struktury i obniżania się różnorodności biologicznej KSE początkowo zachodzą zazwyczaj dość powoli, by – wraz z pogłębianiem się zmian środowiskowych i słabnięciem systemu ekologicznego – stopniowo przyspieszać, aż do zasadniczego załamania się wielu parametrów jakości środowiska [Neimelä *et al.* 2011; Chmielewski T. J., Chmielewski Sz. 2015]. Dzieje się tak nie tylko w strefach ekspansji wielkich miast i wzdłuż głównych korytarzy transportowych, ale także wokół obszarów prawnie chronionych i na terenach jeszcze do niedawna wybitnie cennych krajobrazowo i atrakcyjnych dla wypoczynku. Niestety, mimo ewidentnych faktów i ogromu dostępnych opracowań, większość urbanistów i planistów przestrzennych nie zdaje sobie sprawy z tych prawidłowości, albo nie chce widzieć szkód zachodzących w krajobrazowych systemach ekologicznych pod wpływem chaotycznej urbanizacji, ulegając różnego rodzaju presjom inwestorów, czy deweloperów.

### **3.3. Skala kolizji bezładnej urbanizacji z krajowym systemem ekologicznym**

Główne elementy systemu ekologicznego kraju są objęte ochroną prawną, w postaci dwóch – częściowo nakładających się na siebie – systemów: Ekologicznego Systemu Obszarów Chronionych (ESOCh) oraz Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000 [Chmielewski T. J., Kojekko 2014]. W końcu 2016 r. krajowy ESOCh obejmował: 23 parki narodowe (ok. 1,0% powierzchni kraju), 1488 rezerwatów przyrody (ok. 0,5%), 122 parki krajobrazowe (ok. 8,1%) oraz 400 obszarów chronionego krajobrazu (ok. 22,5% obszaru Polski). System ten uzupełniały drobnoskalowe obszary i obiekty chronione, w postaci: 30707 pomników przyrody, 7569 użytków ekologicznych, 174 stanowisk dokumentacyjnych oraz 253 zespołów przyrodniczo-krajobrazowych. Natomiast sieć obszarów Natura 2000 obejmowała wówczas: 849 specjalnych obszarów ochrony siedlisk (PLH) oraz 145 obszarów specjalnej ochrony ptaków (PLB), zajmując łącznie ok. 19,8% powierzchni kraju. Wskutek terytorialnego nakładania się wielu obszarów i obiektów chronionych, różne formy prawnej ochrony przyrody i krajobrazu w końcu 2016 r. obejmowały łącznie ok. 32,2% powierzchni kraju [*Formy ochrony przyrody...*].

Rozmieszczenie obszarów chronionych na terytorium Polski jest nierównomierne. Największe powierzchnie zajmują one w krajobrazach Pobrzeży Południowo- i Wschod-

niobałtyckich, Pojezierzy Południowo- i Wschodniobałtyckich, Wyżyny Małopolskiej (gdzie ich struktura jest najbardziej rozdrobniona) oraz Karpat. Najmniejszy udział mają w krajobrazach Nizin Środkowopolskich.

Zróżnicowane jest także rozmieszczenie systemu obszarów chronionych na tle sieci osadniczej Polski. Zaskakująco wiele z nich obejmuje tereny o znacznym nasyceniu niewielkimi jednostkami osadniczymi, a nawet położonych jest w sąsiedztwie podmiejskich stref urbanizacyjnych dużych miast. Szczególną uwagę zwracają 3 zjawiska: (1) ogromne rozdrobnienie, a jednocześnie zagęszczenie wiejskiej sieci osadniczej w Polsce (zwłaszcza w krajobrazach Wyżyny Małopolskiej, Północnego Podkarpacia oraz Zewnętrznych i Centralnych Karpat Zachodnich); (2) obecność licznych ogniw sieci osadniczej na terytorium lub w bezpośrednim sąsiedztwie obszarów cennych przyrodniczo i krajobrazowo (szczególnie w granicach obszarów chronionego krajobrazu); (3) liczne przypadki rozcięcia, lub otoczenia obszarów chronionych przez trasy komunikacyjne, z rozciągającymi się wzdłuż nich pasmami zabudowy.

Za jeden ze wskaźników skali presji urbanizacyjnej na krajobrazowe systemy ekologiczne określonego obszaru, może być uznany iloraz powierzchni „terenów zantropogenizowanych” (według klasyfikacji CORINE Land Cover są to: tereny zantropogenizowane, przemysłowe, handlowe, komunikacyjne, kopalnie, wyrobiska, budowy oraz miejskie tereny sportowe i wypoczynkowe) do powierzchni obszarów chronionych zlokalizowanych w jednostkach podziału terytorialnego. Presja urbanizacyjna na tereny cenne przyrodniczo i krajobrazowo stale wzrasta, co jednocześnie zazwyczaj obniża ich walory ekologiczne, fizjonomiczne i wypoczynkowe. Dotyczy to w szczególności obszarów nadmorskich, pojeziernych, podgórskich i górskich [por. m.in.: Kunz, Nienartowicz 2006; Chmielewski Sz., Chmielewski T. J. 2010]. W niektórych przypadkach skala tej presji jest tak duża, że – mimo istnienia specjalnej ochrony prawnej – wymusza decyzje samorządów lokalnych o wyłączeniu niektórych terenów spod statusu ochronnego, a nawet o likwidacji całych obszarów chronionych [Chmielewski T. J., Tajchman 2014].

Jednak ani liczba, ani powierzchnia systemu obszarów chronionych nie jest w pełni miarodajnym odzwierciedleniem efektywności realizacji celów stawianych przed poszczególnymi ogniwami tej sieci. Według ocen ekspertów, w Polsce najpełniej realizują swoje zadania parki narodowe i rezerwy przyrody (w sumie 1,5% powierzchni Polski), choć obie te kategorie obszarów chronionych napotykają na liczne bariery, ograniczenia i narastające presje. Znacznie słabiej wypadła ocena realizacji zadań parków krajobrazowych, gdzie efekty oceniano zazwyczaj jako symboliczne, najgorzej zaś – obszarów chronionego krajobrazu (zajmujących najwięcej, bo 22,5% powierzchni kraju), gdzie efekty oceniano jako znikome, lub żadne [Kistowski 2004; Zimniewicz 2008]. Jako względnie skuteczna jest natomiast oceniana efektywność ochrony przyrody realizowana przez wdrażaną w Polsce od 2004 r. sieć Natura 2000. Powstaje nawet opinia, że sieć NATURA 2000 rozwija się w Polsce kosztem zmniejszenia i skuteczności ochrony przyrody i krajobrazu w sieci ESOCh [Chmielewski T. J., Tajchman 2014].



Zgodnie z powszechnie akceptowaną teorią *korytarzy ekologicznych* [Levis 1968; Forman 1983; Forman, Godron, 1984, 1986; Liro, Szacki 1993], strategiczne znaczenie dla prawidłowego funkcjonowania krajobrazowych systemów ekologicznych, ma zachowanie odpowiedniej liczby i przepustowości powiązań funkcjonalno-przestrzennych pomiędzy ekosystemami, lub szerzej – ostojami przyrody, umożliwiającymi bezkolizyjną migrację gatunków oraz przemieszanie się wód, materii nieożywionej itp., kształtujących jak najwyższą spójność KSE [Crooks, Sanjayan 2006].

Jeśli korytarz łączący dwa podobne ekosystemy ma charakter odpowiednio szerokiego pasma (przyjmuje się, że tzw. pełny leśny, lub wodno-łąkowy korytarz ekologiczny powinien mieć szerokość ok. 200 m), w jego przekroju poprzecznym wykształcają się dwa strukturalne typy siedlisk: *habitat rdzenny* – przypominający rodzimy ekosystem i *habitat brzegowy* – o charakterze strefy przejściowej z sąsiadującymi „obcymi” ekosystemami. Taki korytarz może służyć zarówno wielu gatunkom łączonych ekosystemów, jak i niektórym gatunkom z otoczenia samego korytarza. Jeśli natomiast korytarz ma charakter liniowy, tzn. jest wąski i długi, wówczas w jego strukturze ma szansę wykształcić się jedynie *habitat brzegowy*. Taki korytarz będzie służył jedynie bardzo ograniczonej grupie gatunków [Chmielewski T. J. 2012].

Od połowy lat 70. XX w. w różnych krajach Europy, w tym także w Polsce zaczęto wyznaczać krajowe, lokalne i regionalne sieci korytarzy ekologicznych [Bennet red. 1991; Bennet, Wit 2001; Jongman 2002].

W 2009 r. wydano drukiem największe i najlepiej naukowo udokumentowane opracowanie dotyczące ochrony łączności ekologicznej w Polsce. Znalazł się tam m.in. zestaw map prezentujących różne aspekty kształtowania krajowej sieci korytarzy ekologicznych [Jędrzejewski, Ławreszuk 2009].

Do dziś jednak korytarze ekologiczne nie uzyskały statusu obszarów prawnie chronionych. Są one uznawane jedynie za planistyczną formę ochrony, jeśli ich granice zostały wprowadzone do wojewódzkich i miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. Jednak nawet w tych przypadkach często zdarza się, że korytarze ekologiczne wyznaczone w studiach i planach zagospodarowania przestrzennego miast i gmin są zawężane, rozcinane lub zupełnie likwidowane w toku opracowywania i uchwalania kolejnych edycji tych studiów i planów. Na przykład na obszarze miasta Lublin, w okresie 1999-2015 pod różne formy poza przyrodniczego zagospodarowania przeznaczono ok. 24% terenów wyznaczonych w *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Lublin* jako *nienaruszalne ogniwa systemu ekologicznego miasta* [Chmielewski Sz. et al. 2017].

Do głównych czynników degradujących strukturę i zaburzających funkcjonowanie krajowej sieci korytarzy ekologicznych należy zaliczyć [Chmielewski T. J., Kolejko 2014]:

1. Niekorzystne dla przyrody przekształcenia dolin rzecznych (regulacja koryt rzek, osuszanie siedlisk hydrogenicznych, wycinanie łągów i zadrzewień, zabudowa tarasów zalewowych, lokalizacja obiektów uciążliwych dla środowiska itp.).

2. Gęstnienie sieci dróg, połączone ze znacznym wzrostem intensywności ruchu komunikacyjnego oraz obudowywaniem ruchliwych tras tunelami ekranów dźwiękochłonnych.
3. Ekspansję rozproszonej zabudowy na tereny przyrodniczo-rolnicze, połączoną z likwidacją wielu lokalnych korytarzy ekologicznych;
4. Upowszechnienie się wielkopowierzchniowych, monokulturowych upraw rolnych, powodujące całkowitą likwidację wielu korytarzy ekologicznych.

Na obszarze Polski zidentyfikowano ponad 400 węzłów kolizji dróg krajowych i wojewódzkich z krajowymi i regionalnymi korytarzami ekologicznymi oraz równie liczne fronty presji zabudowy na pasma tych korytarzy [Chmielewski T. J. *et al.* 2018].

Skala tych procesów każe pilnie zająć się problemem ochrony spójności ekologicznej kraju, nie tylko w postaci kolejnych opracowań naukowych. Według statystyk policyjnych, w latach 2000-2009 na polskich drogach miało miejsce ok. 125 400 wypadków i kolizji z udziałem zwierząt, w wyniku których śmierć poniosło 48 osób, a ponad 1500 zostało rannych. Spośród zwierząt zdarzenia przeżyło tylko 2-8%, ale kalekie zwierzę nie ma szans dłuższego przeżycia w naturalnym środowisku [Borowska 2010].

Ważnym nurtem prac wykonawczych podejmowanych na rzecz łagodzenia barierowych oddziaływań sieci komunikacyjnej w stosunku do korytarzy ekologicznych, jest budowa systemu przejść dla zwierząt. Wykonywane są następujące rodzaje takich przejść: przejścia dolne pod mostami i estakadami; przejścia górne (zielone mosty) dla dużych i średnich ssaków; tunele dla dużych i średnich ssaków; przepusty dla drobnych ssaków oraz dla płazów i gadów; przejścia zespolone [Nowoczesne technologie... 2008, 2011].

Według danych Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad, do końca czerwca 2011 r. na drogach krajowych w Polsce wybudowano 27 tzw. przejść górnych, 107 przejść dolnych, 16 przejść zespolonych oraz ok. 430 przepustów, zlokalizowanych w zdecydowanej większości w zachodniej części Polski. W budowie lub w planach było wówczas kolejnych 80 przejść górnych, ok. 200 dolnych oraz ok. 900 przepustów [Chmielewski T. J. 2012]. Według bazy danych ARMiR, do końca 2015 r. łączna liczba tej grupy obiektów wzrosła do ok. 3000 i w ciągu kolejnego roku miała wzrosnąć o następny tysiąc [Baza przejść dla zwierząt 2015]. W porównaniu do potrzeb ochrony krajowej sieci korytarzy ekologicznych, jest to jednak wciąż zdecydowanie za mało. Wciąż także nie opracowano miarodajnych wskaźników obciążenia poszczególnych ogniw sieci obszarów chronionych i łączących je korytarzy ekologicznych oraz większych – regionalnych zespołów KSE, przez niezharmonizowane z przyrodą procesy urbanizacyjne.

Przedstawione powyżej problemy wskazują na potrzebę uruchomienia krajowego programu badawczo-wdrożeniowego dotyczącego oceny wpływu procesów urbanizacyjnych, a w szczególności narastającego bezładu przestrzennego na krajowe systemy ekologiczne oraz opracowania i wdrożenia strategii naprawy tej sytuacji.

### 3.4. Wpływ zmian zachodzących w KSE na pulę usług ekosystemowych i krajobrazowych

Od początku XXI w., wraz z rozwojem gospodarki rynkowej, wzrastającymi technicznymi możliwościami przekształceń środowiska i nasilaniem się konkurencyjnej gry o przestrzeń, krajobraz Polski podlega szczególnie szybkim przemianom. Główne zaobserwowane procesy to [Chmielewski T. J., Tajchman 2014]:

- ekspansja terytorialna miast i rozpraszanie się zabudowy stref podmiejskich w promieniu wielu kilometrów, na do niedawna niezurbanizowane tereny; upowszechnienie się bezładu przestrzennego;
- zasadnicza zmiana charakteru wsi: z osad o dominującej funkcji rolniczej, na układy wielofunkcyjne, z jednoczesną zmianą charakteru zabudowy wiejskiej: upodobnienie się wsi do krajobrazu stref podmiejskich oraz rozpraszanie się nowej zabudowy poza tradycyjnymi strukturami osadniczymi – w otwartym krajobrazie rolniczo-leśnym;
- zanik regionalnych cech architektonicznych: urbanistycznych i ruralistycznych; unifikacja fizjonomii krajobrazu;
- rozwój sieci dróg; zasadnicza poprawa ich parametrów technicznych połączona z masową likwidacją systemu zadrzewień przydrożnych; ogromne nasilenie ruchu komunikacyjnego i rozwój infrastruktury związanej z jego obsługą; rozwój pasm zabudowy wzdłuż dróg; budowa systemu ekranów akustycznych izolujących trasy komunikacyjne od krajobrazu; postępująca fragmentacja krajobrazu oraz wzrost gęstości sieci barier ekologicznych i fizjonomicznych;
- zmniejszanie się powierzchni, lub likwidacja wielu typów naturalnych i półnaturalnych ekosystemów, a w szczególności: oczek wodnych, starorzeczy, łągów nadrzecznych, olsów, borów bagiennych, torfowisk (głównie wysokich i przejściowych), bagien, wilgotnych wielogatunkowych łąk, muraw kserotermicznych, muraw napiaskowych, otwartych pól piaszczystych i wydm, itp.; ogromne przyrodnicze ubożenie krajobrazu;
- regulacja i techniczna obudowa koryt rzek, połączona z wycinaniem zadrzewień przywodnych, wkraczanie coraz liczniejszej zabudowy i dróg w dna dolin rzecznych; wzrastające zagrożenie powodziowe terenów zabudowanych;
- upowszechnianie się w krajobrazie rolniczym wielu regionów wielkopowierzchniowych upraw monokulturowych; likwidacja miedz, zadrzewień i zakrzaczeń śródpolnych; spadek różnorodności biologicznej i krajobrazowej obszarów rolniczych;
- ekspansja reklam (w tym wielkopowierzchniowych billboardów) w krajobrazie miejskim, podmiejskim oraz wzdłuż dróg; narastają a agresja wizualna;
- gęstnienie systemu technicznych dominant w krajobrazie miejskim i wiejskim: wieżowce, wieże telefonii komórkowej, siłownie wiatrowe, słupy linii energetycznych itp.

Większość z tych zmian ma zdecydowanie negatywny wpływ na ład przestrzenny, zasoby i warunki funkcjonowania systemów ekologicznych oraz na walory estetyczne krajobrazu. Analizując ww. procesy z punktu widzenia puli usług ekosystemowych i krajobrazowych [Elmqvist *et al.* 2013; Wratten *et al.* 2013; Sander *et al.* 2014], można stwierdzić, że generalnie zmiany takie powodują:

- spadek naturalnego potencjału niektórych usług zaopatrzeniowych;
- spadek naturalnego potencjału usług regulujących;
- spadek naturalnego potencjału usług siedliskowych;
- spadek potencjału niektórych usług kulturowych;
- spadek atrakcyjności inwestycyjnej krajobrazu.

Mimo że literatura angielskojęzyczna dotycząca tych problemów jest bardzo bogata [por. m.in. Ninan 2014; Bouma, van Beukering 2015], w Polsce badania takie są prowadzone dopiero od kilku lat, na relatywnie nielicznych obszarach [Brodniewicz 2016; Solon *et al.* 2017], a wiedza o wpływie zmian zachodzących w KSE na pulę usług ekosystemowych i krajobrazowych różnych regionów Polski oraz ich ofertę w skali całego kraju, jest dopiero w początkowej fazie gromadzenia. Ponieważ wyniki takich badań są niezwykle potrzebne do określenia nowej polityki przestrzennego zagospodarowania kraju oraz naprawy ładu przestrzennego i odnowy potencjału ekologicznego wielu regionów, pożądane jest pilne uruchomienie krajowego programu badawczo-rozwojowego poświęconego diagnozie stanu i strategii kształtowania puli usług ekosystemowych i krajobrazowych Polski.

### **3.5. Postulowane kierunki działań na rzecz poprawy stanu krajobrazowych systemów ekologicznych, jako elementu ładu przestrzennego**

#### ***Generalne zasady kształtowania krajobrazowych systemów ekologicznych***

Potrzeba nadania procesowi planowania krajobrazu w Polsce znacznie większej niż dotychczas rangi wynika m.in. z faktu, że harmonijne, dobrze zaprojektowane systemy krajobrazowe mają zasadnicze znaczenie dla jakości życia całych społeczności. Wolna przestrzeń jest współcześnie dobrem rzadkim (i coraz rzadszym!), a dobra przestrzenna organizacja życia gospodarczego i społecznego należy do najważniejszych wartości regionów. Celem planowania krajobrazu powinna być ochrona i twórcze rozwijanie tych wartości [Degórski 2004].

Kształtowanie zagospodarowania przestrzennego powinno odbywać się na naczelnej zasadzie harmonizowania struktury i funkcji przyrodniczych oraz antropogenicznych składowych tych systemów. Zagadnienia te szeroko omówiono m.in. w odrębnym, 2-tomowym opracowaniu [Chmielewski T. J. 2001]. Jednak zarówno ważne zmiany jakie zaszły w ostatnich latach w zagospodarowaniu terytorium Polski, jak również ogromny postęp wiedzy z zakresu ekologii krajobrazu, uzasadniają potrzebę zwróce-

nia uwagi także w aktualnej publikacji, na przynajmniej kilka szczególnie aktualnych zagadnień.

Wielki stopień trudności harmonizacji krajobrazowych systemów ekologicznych i antropogenicznych wynika m.in. z bardzo zróżnicowanych wymagań człowieka, który potrzebuje bogatych i możliwie stabilnych (odpornych na zaburzenia) przestrzennych układów przyrodniczych, ale jednocześnie, właśnie ich kosztem kreuje coraz bardziej dynamiczne systemy kulturowo-gospodarcze. Zrównoważone gospodarowanie przestrzenią powinno więc być ukierunkowane na stabilizowanie struktury i funkcji krajobrazowych systemów ekologicznych, o jak najwyższych zdolnościach odnawiania zasobów przyrody oraz na tworzenie warunków do możliwie elastycznego rozwoju kulturowo-gospodarczych komponentów systemów krajobrazowych.

Bogaty dorobek ekologii krajobrazu [m.in.: Zonneveld, Forman 1990; Gutzwiller 2002; Crooks, Sanjayan 2006] wskazuje m.in., że dla zachowania różnorodności i stabilności struktury przyrodniczej krajobrazu od skali lokalnej do regionalnej, jak również dla jednoczesnego podkreślenia indywidualnego charakteru poszczególnych krajobrazów, należy przyjąć następujące zasady ochrony i gospodarowania w pojedynczych jednostkach przyrodniczo-krajobrazowych (jpk) oraz ich różnej rangi zespołach [Chmielewski T. J. 2006a]:

- chronić, eksponować i wzmacniać rodzime zasoby oraz swoiste, wyróżniające cechy jednostek;
- użytkować całą jednostkę w określony, jednakowy sposób, w miarę możliwości harmonizujący z naturalnym funkcjonowaniem tej jednostki; unikać fragmentacji naturalnych struktur przyrodniczych i krajobrazowych;
- chronić i wzmacniać naturalne związki funkcjonalno-przestrzenne między sąsiednimi jednostkami; minimalizować udział struktur barierowych w krajobrazie;
- dbać o zachowanie przestrzennej i czasowej ciągłości układów jednostek wyższego rzędu oraz eksponować ich przewodnie cechy; nie dopuścić do unifikacji krajobrazu;
- wzmacniać odporność jednostek różnej rangi na presje zaburzające ich strukturę i funkcje;
- utrzymywać wysoką różnorodność biologiczną i zdolność regeneracyjną ekosystemów<sup>1</sup>; nie dopuścić do użytkowania zasobów KSE na skalę przekraczającą ich zdolności homeostatyczne i regeneracyjne;
- dążyć do sukcesywnego wzrostu biomasy makroukładów przyrodniczych, z dopuszczeniem dużej lokalnej różnorodności w tym zakresie; dążyć do sukcesywnej, lokalnej i regionalnej akumulacji zasobów przyrody.

---

<sup>1</sup> Na konieczność ochrony różnorodności gatunkowej i siedliskowej w krajobrazie, wielki nacisk kładą m.in. dwie Dyrektywy Unii Europejskiej: Dyrektywa 92/43 EWG w sprawie ochrony dzikich ptaków oraz Dyrektywa 97/62 EWG w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory [Liro *et al.* 2002].

Aby zapewnić jak najlepsze warunki do trwałego (wielopokoleniowego) funkcjonowania krajobrazowych systemów ekologicznych w harmonii z różnymi formami użytkowania gospodarczego w skali regionalnej, należy ponadto [Chmielewski 2012]:

- dbać o zachowanie jak największej liczby węzłów ekologicznych, reprezentujących możliwie pełną gamę różnorodności siedlisk i biocenozy regionu;
- chronić węzły ekologiczne przed ograniczeniem powierzchni, fragmentacją, zmianą warunków siedliskowych i izolacją przestrzenną;
- dbać o zachowanie lub utworzenie jak najsilniejszej sieci:
  - a) ciągów ekologicznych, wzmacniających wewnętrzną strukturę funkcjonalno-przestrzenną stref,
  - b) korytarzy ekologicznych, umożliwiających powiązania międzystrefowe;
- w miarę lokalnych uwarunkowań przestrzegać wzajemnej zgodności siedliskowej ciągów i korytarzy z węzłami, które one łączą;
- unikać silnego rozczłonkowania stref ekologicznych i rozluźnienia ich wewnętrznej struktury.

Pakiet ww. zasad, odniesionych do konkretnych warunków lokalnych, powinien być zawarty w *wytycznych ekologiczno-krajobrazowych*, formułowanych w planach zagospodarowania przestrzennego dla wszystkich obszarów o szczególnym znaczeniu przyrodniczym i widokowym. Wytyczne takie są stosowane m.in. w planach ochrony obszarów Natura 2000 we Francji, w planowaniu krajobrazu w Niemczech oraz w planach zagospodarowania przestrzennego w Anglii. Postulat wprowadzenia takich wytycznych w planowaniu ochrony przyrody i planowaniu zagospodarowania przestrzennego w Polsce jest (na razie bezskutecznie) wysuwany już od kilkunastu lat [Chmielewski T. J. 2001].

Wytyczne te z kolei powinny stanowić kanwę do opracowania *projektu kompozycji krajobrazu*, który – uwzględniając pełny wachlarz uwarunkowań ekologicznych – określałby także sposób kształtowania wnętrza i otwarcia krajobrazowych, proporcje form, rozmieszczenie dominant i akcentów oraz wiele innych rozwiązań składających się na sprawną funkcjonalnie i harmonijną fizjonomicznie krajobrazową kompozycję ekosystemów [Chmielewski T. J. *et al.* 2016].

### **Możliwości i koszty naprawy KSE**

Formalne i prawne ramy działania na rzecz planowania krajobrazu określone zostały w kilku europejskich dokumentach: Paneuropejska Strategia Różnorodności Biologicznej i Krajobrazowej [Paneuropean... 1995], Europejska Perspektywa Rozwoju Przestrzennego [European... 1999], Europejska Konwencja Krajobrazowa [European... 2000]; Europejska Strategia Zrównoważonego Rozwoju [EU Strategy... 2001]. Głównym celem wdrażania postanowień tych dokumentów jest wzmacnianie tożsamości regionów Europy oraz utrzymanie ich przyrodniczego i kulturowego zróżnicowania [Degórski 2004].

Uwzględniając ww. uwarunkowania oraz dorobek kluczowych w tym zakresie krajów UE (w szczególności Wielkiej Brytanii i Niemiec), proces planowania krajobrazu powinien obejmować następujące etapy [Chmielewski T. J. 2012, zmodyfikowane]:

- Retrospekcję, czyli ocenę zmian zachodzących w systemach krajobrazowych w okresie kilku ostatnich dziesięcioleci (lub – w razie potrzeby – w dłuższym okresie);
- Inwentaryzację zasobów, którymi aktualnie dysponujemy na objętym planem obszarze, odniesioną do systemu względnie jednorodnych jednostek przestrzennych (np. jednostek przyrodniczo-krajobrazowych), które będą potem podstawowymi modułami operacyjnymi dla wszystkich kolejnych etapów postępowania;
- Ocenę zachowanych wartości i zagrożeń dziedzictwa przyrodniczego, wraz z oceną potencjału zaopatrzeniowych, regulujących i siedliskowych usług ekosystemowych;
- Ocenę zachowanych wartości i zagrożeń dziedzictwa kulturowego, wraz z oceną potencjału kulturowych usług ekosystemowych;
- Ocenę potencjału społecznego i gospodarczego, wraz z analizą układu funkcjonalno-przestrzennego, oceną potencjału społecznego i ekonomicznego oraz analizą konfliktów;
- Identyfikację i ocenę obecnego kanonu miejsca w świetle wyników retrospekcji, w tym ocenę jego mocnych i słabych stron;

a także – w porozumieniu ze społecznością lokalną:

- identyfikację oczekiwanych funkcji terenu i standardów jakości krajobrazu;
- wizję przyszłego kanonu miejsca (z uwzględnieniem kontekstu krajobrazowego);
- opracowanie koncepcji nowej struktury funkcjonalno- przestrzennej (2D);
- przygotowanie planu rozmieszczenia poszczególnych funkcji terenu i obiektów oraz zasad ich obsługi;
- opracowanie programu zainwestowania (ustalenie podstawowych parametrów obiektów oraz ilościowych wskaźników intensywności wykorzystania poszczególnych fragmentów terenu i zasobów środowiska);
- opiniowanie i uzgadnianie projektu.

Ważnym elementem planowania krajobrazu powinno być – nie doceniane dotychczas w Polsce, a coraz bardziej oczekiwane przez społeczeństwo – kształtowanie atrakcyjnej kompozycji krajobrazowej (3D).

Paleta rozwiązań możliwych do zastosowania w procesie ochrony i naprawy KSE jest szeroka i – w zależności od potrzeb oraz możliwości organizacyjnych i finansowych – może obejmować: ochronę zachowawczą, konserwację, przyrodnicze wzbogacanie, renaturalizację, rewaloryzację, modyfikację, rewitalizację, dekompozycję, kreację oraz wiele innych rodzajów działań [Chmielewski T. J. 2012]. Wszystkie te zakresy działań, metody i techniki, powinny zostać uwzględnione w tworzeniu nowego systemu planowania krajobrazu w Polsce.

Ponieważ środki finansowe przeznaczane na praktyczną naprawę i wzbogacanie KSE są zazwyczaj ograniczone, przy wyborze właściwej metody i zakresu działania, poza względami merytorycznymi, ważnym elementem jest analiza relacji między koszta-

mi podejmowanych zadań naprawczych a ekologicznymi, społecznymi i gospodarczymi efektami ich realizacji. Badania tego typu, zwane analizą kosztowo- efektywnościową (*cost-effectiveness analysis*), od początku XXI w. zaczynają być coraz częściej wykonywane w krajach Unii Europejskiej i obu Ameryk, zarówno na etapie planowania, jak i oceny realizacji projektów ochrony i kształtowania KSE [Wanhong, Weersing 2004; Wätzold 2005].

Zastosowanie ww. metody do oceny efektywności 4 programów renaturalizacji ekosystemów wodno-torfowiskowych zrealizowanych na Lubelszczyźnie, pozwoliło ustalić ranking tych programów z punktu widzenia ich efektów w sferze ekologicznej i społeczno-kulturowej, w relacji do kosztów poniesionych na ich realizację. Okazało się, że różne typy ekosystemów wodno-torfowiskowych w odmiennym zakresie i w różnym tempie reagują na zabiegi renaturalizacyjne. Ekosystemy bogate przyrodniczo, nieznacznie przekształcone przez człowieka i od niedawna pozostające w stanie przekształcenia, mogą odzyskać znaczną część utraconych walorów w ciągu kilku (5-6) lat. Natomiast ekosystemy ubogie, silnie zdegradowane i długo pozostające w stadium degradacji, w efekcie procesów renaturalizacji tworzą układy ekologiczne odmienne od tych, które na tym miejscu występowały pierwotnie. Proces renaturalizacji może trwać tu bardzo długo, a uzyskanie spodziewanego efektu ekologicznego jest w tym przypadku obarczone bardzo dużą dozą niepewności i może być dużo droższe. Znacznie efektywniej jest więc chronić, niż naprawiać krajobrazowe systemy ekologiczne [Chmielewski T. J. 2006b]. Z punktu widzenia kosztów i efektów przedsięwzięcia, znacznie lepiej jest też podejmować działania naprawcze jak najszybciej po zaobserwowanych przejawach degradacji, niż odkładać te działania w czasie.

## Podsumowanie i wnioski

Krajobraz jest odzwierciedleniem odwiecznej działalności sił natury oraz sposobów i zakresu wykorzystywania zasobów i walorów środowiska przez człowieka. Z krajobrazu możemy odczytać wiele informacji o wiedzy, umiejętnościach, pracowitości, zaradności i zasobności jego mieszkańców [Bogdanowski 1976]. Analizując krajobraz „można ocenić, jak dane społeczeństwo gospodaruje swoją ziemią: jak obchodzi się z darami natury i jaka jest jakość tego, co budują tam ludzie. Czy wkład ten polega na niszczeniu czy oszczędnym korzystaniu z natury, czy jest wprowadzaniem ładu czy chaosu, czy towarzyszy temu dążenie do piękna” [Pawłowska *et al.* 2012].

Zagadnienia poprawy ładu przestrzennego i estetyki terenu zazwyczaj nie znajdują się wśród priorytetów strategii rozwoju województw, czy gmin. Również obowiązujące obecnie przepisy prawne – poza ogólnikowymi zapisami o potrzebie ochrony ładu przestrzennego i walorów krajobrazowych – nie zawierają ustaleń stanowiących skuteczny instrument zachowania lub osiągnięcia wysokich standardów jakości krajobrazu, nawet na tak priorytetowych pod tym względem obszarach, jak parki krajobrazowe



[Chmielewski T. J., Tajchman 2014]. Jednak chaos przestrzenny, brzydota i agresja wizualna zaczynają w coraz większym stopniu przeszkadzać mieszkańcom, zwłaszcza dużych miast i obszarów wypoczynkowych. Coraz silniej formułowane są społeczne postulaty zaprzestania degradacji krajobrazu i rozpoczęcia naprawy ładu przestrzennego i estetyki terenu, zarówno w miejscach zamieszkania, jak pracy i wypoczynku [Chmielewski Sz. *et al.* 2017]. Naprawa ładu przestrzennego to jednak zadanie niezwykle trudne i kosztowne, często powiązane z koniecznością wyburzeń istniejących form zagospodarowania. Natomiast zdegradowanie walorów estetycznych krajobrazu i ładu przestrzennego jest bardzo łatwe: często wystarczy do tego wzniesienie jednego dysharmonijnego obiektu. Naprawa wyrządzonych szkód oraz kreowanie kompozycji krajobrazowej o wysokich walorach estetycznych – to zadanie wymagające szczególnych umiejętności merytorycznych i organizacyjnych, a często również – długiego czasu (potrzebnego np. na rozwój roślinności) oraz znacznych środków finansowych [Chmielewski T. J. 2006b]. Dlatego znacznie lepiej jest chronić unikatowe krajobrazy, niż naprawiać wyrządzone w nich szkody.

Osiągnięcie wysokich parametrów przestrzeni życiowej powinno być w szczególności ukierunkowane na ochronę i kształtowanie [Chmielewski T. J. 2012]:

- zasobnego systemu przyrodniczego, zapewniającego równowagę ekologiczną i dobre warunki wypoczynku w skali kraju i regionów;
- ładu zagospodarowania przestrzennego, zapewniającego sprawne funkcjonowanie systemu gospodarczego, ochronę dziedzictwa kulturowego i wysokie standardy jakości środowiska;
- wysokich walorów fizjonomii krajobrazu, z uwzględnieniem tożsamości regionalnej.

Natomiast podstawowe instrumenty, które powinny zapewniać osiągnięcie tych parametrów i sprawną koordynację procesów zarządzania systemami krajobrazowymi to:

- precyzyjnie określone obowiązki i kompetencje dotyczące realizacji założonych celów (osiągania ww. pożądanych parametrów przestrzeni) na poziomie krajowym, regionalnym i lokalnym;
- zapewnienie właściwego finansowania zadań związanych z osiągnięciem celów;
- wykształcenie i utrzymanie wysoko kwalifikowanej kadry, zobowiązanej do realizacji założonych celów;
- systematyczne monitorowanie i ocena osiągniętych efektów.

Określanie i osiągnięcie pożądanych parametrów przestrzeni życiowej powinno odbywać się w warunkach jak najszerszej partycypacji społecznej. Należy jednak pamiętać, że *partycypacja społeczna może przynieść rzeczywiste korzyści, ale tylko wówczas, jeśli wprowadzona będzie w proces realizacji określonego przedsięwzięcia we właściwy sposób i we właściwym czasie* [Pawłowska *et al.* 2012]. W przeciwnym razie może dojść i dochodzi do ostrych konfliktów między interesem ogólnospołecznym a interesami wielkich firm oraz wąskich, ale wpływowych grup osób [Pawłowska 2008]. Aby partycypacja społeczna w procesie osiągnięcia oczekiwanych parametrów jakości krajobrazu przyniosła pozytywne efekty, niezbędne jest:

- zorganizowanie i systematyczne prowadzenie możliwie szerokiej edukacji krajobrazowej społeczeństwa [Chmielewski T. J. 2012];
- systematyczne prowadzenie badań nad oczekiwaniami społecznymi dotyczącymi pożądanego jakości krajobrazu i monitorowanie ich wyników [Chmielewski T. J., Śliwczyńska 2010];
- doskonalenie metod i narzędzi partycypacji społecznej w ochronie i kształtowaniu krajobrazu [Pawłowska *et al.* 2012].

Potrzeba realizacji tych zadań jest tak ważna, że powinna być wyraźnie zaakcentowana w Polityce Krajobrazowej Państwa.

Za najpilniejsze zadania niezbędne dla poprawy ładu przestrzennego w Polsce, w szczególności stanu krajobrazowych systemów ekologicznych oraz walorów fizjonomii krajobrazu, należy uznać:

- opracowanie i sukcesywne wdrażanie Polityki Krajobrazowej Państwa, zmierzającej do naprawy i ochrony jakości krajobrazu, w tym harmonijnego planowania i skutecznego zarządzania jego zasobami i walorami;
- wprowadzenie do systemu prawnego zapisów pozwalających na efektywną ochronę ładu przestrzennego oraz ekologicznych i estetycznych walorów krajobrazu; w tym ochronę szczególnie atrakcyjnych widokowo terenów otwartych przed zmianami charakteru ukształtowania i pokrycia powierzchni ziemi oraz naprawę i ochronę jakości miejskich i wiejskich przestrzeni publicznych;
- zorganizowanie systemu szerokiej edukacji krajobrazowej społeczeństwa.

Niezbędne jest także szersze rozwijanie badań naukowych dotyczących oceny jakości aktualnych krajobrazów Polski oraz kierunków ich przekształceń, w tym uruchomienie projektu badawczego zamawianego przez Ministerstwo Rozwoju oraz Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego nt. oceny wpływu rozwoju zagospodarowania przestrzennego kraju w l. 2004-2016 na ład przestrzenny poszczególnych regionów oraz na potencjał ich usług ekosystemowych i krajobrazowych.

## Literatura

- Adamski A., Betleja J., Świerkosz K., Wawręty R., 2007, *Jak skutecznie chronić przyrodę dolin rzecznych?* Materiały szkoleniowe dla uczestników warsztatów zorganizowanych 29-30 maja 2007 przez TNZ, Polską Zieloną Sieć: 1-20.
- Baza przejść dla zwierząt*, 2015 [www.armir.gov.pl\_dane\_GIS\_GDDKiA;data dostępu: 2017-03-08].
- Bennet G. (red.), 1991, *Towards European Ecological Network*. Institute for Environmental Policy, Arnhem, The Netherlands: 1-80.
- Bennet G., Wit P., 2001, *The Development and Application of Ecological Networks, a Review of Proposals. Plans and Programs*. IUCN/AID Environment, Geneva: 1-198.

- Berkes F., Colding J., Folke C. (red.), 2006, *Navigating Social-Ecological Systems*. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo: 1-393.
- Bogdanowski J., 1976, *Kompozycja i planowanie w architekturze krajobrazu*. Zakład Narodowy im Ossolińskich. Wyd. PAN, Wrocław – Warszawa – Kraków – Gdańsk: 1-271.
- Boone C. G., Fragkakis M., 2013, *Urbanization and Sustainability. Linking Urban Ecology, Environmental Justice and Global Environmental Change*. Springer, Netherlands: 1-204.
- Borowska S., 2010, *Raport: Śmiertelność zwierząt na drogach w Polsce*. WWF Polska, Warszawa: 1-25 [<http://zwolnij.wwf.pl/dokumenty/raport.pdf>; data dostępu: 2017-03-08].
- Bouma J. A., van Beukering P. J. H., 2015, *Ecosystem Services: from Concept to Practice*. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 278.
- Brodniewicz E. (red.), 2016, *Świadczenia ekosystemów jako przedmiot badań transdyscyplinarnych – ECOSERV 2016*. *Ekonomia i Środowisko*, 4 (59): 1-326.
- Chmielewski J. M., 2001, *Teoria urbanistyki w projektowaniu i planowaniu miast*. Oficyna Wyd. PW, Warszawa: 1-332.
- Chmielewski T. J., 2001a, *System planowania przestrzennego harmonizującego przyrodę i gospodarkę*. *Politechnika Lubelska*, t. 1, 2: 1-294 + 1-143.
- Chmielewski T. J., 2004, *Ład przestrzeni przyrodniczej*, [w:] *Nowa jakość krajobrazu: ekologia – kultura – technika*, T. J. Chmielewski (red.). *Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko” przy Prezydium PAN*, nr 36: 23-44.
- Chmielewski T. J., 2005, *Ochrona i kształtowanie równowagi krajobrazowych systemów ekologicznych*, [w:] *Oblicza równowagi*, A. Drapella-Hermansdorfer, K. Cebrat (red.). *Studia i Materiały Wydziału Architektury Politechniki Wrocławskiej*, t. 1, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław: 185-194.
- Chmielewski T. J., 2006a, *Podstawowe przyrodnicze jednostki przestrzenne Poleskiego Parku Narodowego i zasady gospodarowania ich zasobami*, [w:] *Restrukturyzacja i projektowanie systemów terytorialno-krajobrazowych*, R. J. Klimko (red.). *Problemy Ekologii Krajobrazu*, t. 15, Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu, Instytut Geografii Akademii Pomorskiej w Słupsku, Słupsk: 139-154.
- Chmielewski T. J., 2006b, *Zintegrowana analiza kosztów i efektów ochrony przyrody, jako instrument zarządzania obszarami Natura 2000*, [w:] *Zarządzanie zasobami przyrody na obszarach Natura 2000 w Polsce*, T. J. Chmielewski (red.). Wyd. Akademii Rolniczej w Lublinie; Lublin: 32-40.
- Chmielewski T. J., 2011, *Landscape Systems: Spatial Structure and Speed of Changes*, [w:] *Four Dimensions of the Landscape*, J. Lechnio (red.). *Problemy Ekologii Krajobrazu*, t. XXX, Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu, Warszawa: 23-30.
- Chmielewski T. J., 2012, *Systemy krajobrazowe: struktura, funkcjonowanie, planowanie*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa: 1-408.

- Chmielewski Sz., Chmielewski T. J., 2010, *The Past, the Present and the Future of Hydrogenic Landscapes of the West Polesie Biosphere Reserve*, [w:] *The Future of Hydrogenic Landscapes in European Biosphere Reserves*, T. J. Chmielewski, D. Piasecki (red.). University of Life Sciences in Lublin, Polesie National Park, Polish Academy of Sciences – Branch in Lublin, National UNESCO-MaB Committee of Poland, Lublin: 247-278.
- Chmielewski T. J., Kolejko M., 2014, *Problemy zarządzania siecią obszarów chronionych w aspekcie ochrony łączności ekologicznej w Polsce*, [w:] *Ochrona przyrody w Polsce wobec współczesnych wyzwań cywilizacyjnych*, Z. Mirek, A. Nickel (red.). Wyd. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 49-64.
- Chmielewski T. J., Chmielewski Sz., 2015, *Podstawowe przyrodnicze jednostki przestrzenne, a spójność i stabilność ekologiczna systemów krajobrazowych*, [w:] *Klasyfikacje i oceny krajobrazów Polski drugiej dekady XXI wieku*, T. J. Chmielewski (red.). Problemy Ekologii Krajobrazu, t. XL: 145-160.
- Chmielewski T. J., Śliwczyńska E., 2010, *What Landscape Would You Like to Live in? Expectations of Young Landscape Designers in Poland*. TeKa Commission of Protection and Formation of Natural Environment, Polish Academy of Sciences, Branch in Lublin, 7: 35-47.
- Chmielewski T. J., Tajchman K., 2014, *Polityka krajobrazowa Polski w świetle Europejskiej Konwencji Krajobrazowej i oczekiwań społecznych*, [w:] *Ochrona przyrody...*, op. cit.: 65-87.
- Chmielewski T. J., Myga-Piątek U., Solon J., 2015, *Typologia aktualnych krajobrazów Polski*. Przegląd Geograficzny, 87, 3: 377-408.
- Chmielewski T. J., Kułak A., Michalik-Śnieżek M., Lorens B., 2016, *Physiognomic Structure of Agro-forestry Landscapes: Method of Evaluation and Guidelines for Design, on the Example of the West Polesie Biosphere Reserve*. International Agrophysics, 30: 415-429.
- Chmielewski Sz., Chmielewski T. J., Kułak A., Bielińska E., 2017, *Audyty krajobrazowe presji wizualnej, na przykładzie Lublina*. Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie, Lublin: 1-139.
- Chmielewski T. J., Śleszyński P., Chmielewski Sz., Kułak A., 2018, *Ekologiczne i fizjonomiczne koszty bezładu przestrzennego*. Prace Geograficzne IGiPZ PAN, nr 264, Warszawa: 1-126.
- Collinge S. K., 1998, *Spatial Arrangement of Habitat Patches and Corridors: Clues from Ecological Field Experiments*. Landscape and Urban Planning, 42: 157-168.
- Cook E. A., Van Lier H. N. (red.), 1994, *Landscape Planning and Ecological Networks*. Developments in Landscape Management & Urban Planning, t. 6, Elsevier Science Ltd, Amsterdam: 1-354.
- Costanza R., D'Arde R., De Groot R., Farberk S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. H., Paruelo J., Raskin R. G., Suttonk P., van den Belt M., 1997, *The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*. Nature, 387: 253-260.
- Crooks K. R. M., Sanjayan M. (red.), 2006, *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 1-732.

- Damurski Ł., 2016, *Re-miasto. Scenariusze rozwoju urbanizacji XXI w.* Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej; Wrocław: 1-188.
- Degórski M., 2004, *Formalnoprawne uwarunkowania planowania krajobrazu w Unii Europejskiej*, [w:] *Studia ekologiczno-krajobrazowe w programowaniu rozwoju zrównoważonego*, M. Kistowski (red.). Przegląd polskich doświadczeń u progu integracji z Unią Europejską, Problemy Ekologii Krajobrazu, t. XIII, UG, PAEK, Gdańsk: 19-27.
- Dylewski R., 2006, *Problemy rozprzestrzeniania się miast w świetle doświadczeń krajów Unii Europejskiej i Stanów Zjednoczonych*, [w:] *Żywiolowe rozprzestrzenianie się miast. Narastający problem aglomeracji miejskich w Polsce*, S. Kozłowski (red.). KUL, Komitet „Człowiek i Środowisko przy Prezydium PAN, Białystok, Lublin, Warszawa: 27-38.
- Elmqvist T., Fragkakis M., Goodness J., Günderlag B., Marcotullio P. J., McDonald R. J., Parnell S., Schewenius M., Senstad M., Seto K. C., Wilkinson C. (red.), 2013, *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Springer; Dordrecht, Heidelberg, New York, London: 1-755.
- European Spatial Development Perspective 1999*, European Commission [[http://ec.europa.eu/regional\\_policy/sources/docoffic/official/reports/pdf/sum\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docoffic/official/reports/pdf/sum_en.pdf); data dostępu: 2016.09.17].
- European Landscape Convention 2000*. Florence, 20 October 2000 [[www.coe.int/european-landscapeconvention](http://www.coe.int/european-landscapeconvention); data dostępu: 2016.09.17].
- EU Strategy for Sustainable Development*, 2001, European Environmental Bureau [<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52001DC0264> ; dostę 2016.09.17].
- Farina A., 2009, *Ecology, Cognition and Landscape: Linking Natural and Social Systems*. Springer; Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 1-161.
- Forman R. T. T., 1983, *Corridors in a Landscape: Their Ecological Structure and Function*. Ekologia (CSRR), 2: 375-387.
- Forman R. T. T., 1995, *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo: 1-632.
- Forman R. T. T., 2008, *Urban Regions. Ecology and Planning Beyond the City*. Cambridge University Press; Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi: 1-408.
- Forman R. T. T., Godron M., 1984, *Landscape Ecology Principles and Landscape Function*, [w:] *Proceedings of the First International Seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning*, J. Brandt, B. Agger (red.). IALE, Roskilde University Centre, Denmark, t. 5: 4-16.
- Forman R. T. T., Godron M., 1986, *Landscape Ecology*. J. Wiley and Sons, New York: 1-324.
- Formy ochrony przyrody w Polsce* [[www.gdos.gov.pl/formy-ochrony-przyrody](http://www.gdos.gov.pl/formy-ochrony-przyrody); dostę 2017-01-24].
- Gacka-Grzesikiewicz E., 1976, *Ekologiczne problemy tworzenia nowych typów obszarów chronionych jako formy ochrony środowiska*. Wiadomości Ekologiczne, 1: 3-25.

- Gacka-Grzesikiewicz E., Różycka W., 1977, *Obszary chronione a przestrzenna struktura aglomeracji*. Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa:76.
- Gutzwiller K. J. (red.), 2002, *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer, New York, Berlin, Heidelberg. Barcelona, Hong-Kong, London, Milan, Paris, Singapore, Tokyo: 1-518.
- Haines-Young R., Potschin M., 2013, *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4*. European Environment Agency, Framework Contract, No: EEA/IEA/09/003, University of Nottingham, UK: 1-34.
- Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.), 2009, *Ochrona łączności ekologicznej w Polsce*. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża: 1-308.
- Jędrzejewski W., Nowak S., Stachura K., Skierczyński M., Mysłajek R., Niedziałkowski K., Jędrzejewska B., Wójcik J., Zalewska H., Pilot M., 2005, *Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce*. Opracowanie wykonane dla Ministerstwa Środowiska, Program Phare PLO 105 02, Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża (mat. niepub.).
- Jongman R. H. G., 2002, *Homogenisation and Fragmentation of the European Landscape: Ecological Consequences and Solutions*. Landscape and Urban Planning, 58: 211-221.
- Kistowski M., 2004, *Wybrane aspekty zarządzania ochroną przyrody w parkach krajobrazowych*. Bogucki Wyd. Naukowe, Gdańsk – Poznań: 1-139.
- Kistowski M., 2012, *Atlas sozologiczny gmin Polski 2000-2009*. Wyd. UG, Gdańsk: 1-315.
- Kozłowski S. (red.), 2006, *Żywiolowe rozprzestrzenianie się miast. Nurtujący problem aglomeracji miejskich w Polsce*. KUL, Komitet „Człowiek i Środowisko przy Prezydium PAN, Białystok – Lublin – Warszawa: 151-172.
- Kunz M., Nienartowicz A., 2006, *Zmiany pokrycia/użytkowania terenu Zaborskiego Parku Krajobrazowego w latach 1976-2000 na obszarach o różnym stopniu antropopresji*, [w:] *Krajobraz kulturowy: cechy – walory – ochrona*, W. Wołoszyn (red.). Problemy Ekologii Krajobrazu, t. XVIII, Lublin: 283-292.
- Levis P. H., 1968, *Kriterien fur die Landschaftsplanung*. Garten und Landschaft, 38: 365-374.
- Liro A. (red.), 1995, *Koncepcja krajowej sieci ekologicznej ECONET-Polska*. Fundacja IUCN – Poland, Warszawa: 1-202.
- Liro A., Andrzejewski R. (red.), 1998, *Krajowa strategia ochrony i racjonalnego użytkowania różnorodności biologicznej*. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa: 1-288.
- Liro A., Dyduch-Falinowska A., Makomaska-Juchiewicz M., 2002, *Natura 2000. Europejska Sieć Ekologiczna*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 1-101.
- Liro A., Szacki J., 1993, *Korytarz ekologiczny: przegląd problematyki*. Człowiek i Środowisko, 17: 299-312.
- Löw J., 1985, *Territorial Systems of the Landscape Ecological Stability*, [w:] *International Symposium on the Problems of the Landscape Ecological Research*, M. Ružička (red.). Pezinok, CSSR, t. 2: 108-116.

- Malikowski M., Palak M., Halik J. (red.), 2015, *Spoleczne i ekonomiczne aspekty urbanizacji i metropolizacji*. Uniwersytet Rzeszowski, Rzeszów: 1-212.
- Malinowska E., Lewandowski W., Harasimiuk A. (red.), 2004, *Geoekologia i ochrona krajobrazu*. Leksykon. UW, Warszawa: 1-128.
- Malisz B., 1981, *Zarys teorii kształtowania układów osadniczych*. Arkady, Warszawa: 1-296.
- MEA 2005, Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC: 1-155.
- Miłosz-Cielma M., Ławreszuk D., Jędrzejewski W., 2009, *Korytarze ekologiczne w planach zagospodarowania przestrzennego województw – przegląd koncepcji, metod i stanu zaawansowanych prac*, [w:] *Ochrona łączności korytarzy ekologicznych w Polsce*, W. Jędrzejewski, C. Ławreszuk (red.). Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża: 126-134.
- Mirek Z., Nikel A. (red.), 2014, *Ochrona przyrody w Polsce wobec współczesnych wyzwań cywilizacyjnych*. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 1-300.
- Moss M. R., Milne R. J. (red.), 1999, *Landscape Synthesis – Concepts and Applications*. University of Guelph, Ontario, Canada, University of Warsaw, Poland: 1-272.
- Neimelä J., Breuste J. H., Guntenspergen G., McIntyre N. E., Elmquist T., James P. (red.), 2011, *Urban Ecology: Patterns, Processes and Applications*. OUP Oxford: 1-388.
- Ninan K. N. (red.), 2014, *Valuing Ecosystem Services. Methodological Issues and Case Studies*. Edward Elgar Publishing Limited, Heltenham UK, Northampton, USA: 1-416.
- Nowoczesne technologie w realizacji projektów inwestycyjnych transportu kolejowego 2008, 2009, 2010, 2011*, Zakład Automatyki i Urządzeń Pomiarowych ARTEX Sp. z o.o., Jurata: 1-156; 1-127; 1-184; 1-209.
- Obmiński Z., 1978, *Ekologia lasu*. PWN, Warszawa: 1-481.
- Pan-European Strategy for Biological and Landscape Diversity*, 1995, Council of Europe, Brussels: 1-48.
- Pawłowska K., 2008, *Przeciwdziałanie konfliktom wokół ochrony i kształtowania krajobrazu*. Politechnika Krakowska, Kraków: 1-376.
- Pawłowska K., Staniewska A., Konopacki J., 2012, *Udział społeczeństwa w ochronie, zarządzaniu i planowaniu krajobrazu – podręcznik dobrych praktyk*. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa: 1-128.
- Perzanowska J., Makomaska-Juchiewicz M., Cierlik G., Król W., Tworek S., Kotońska B., Okarma H., 2005, *Korytarze ekologiczne w Małopolsce*. Instytut Nauk o Środowisku UJ, IOP PAN, Kraków: 1-68.
- Ryszkowski L., Bałazy S. (red.), 1999, *Uwarunkowania ochrony różnorodności biologicznej i krajobrazowej*. Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań: 1-124.
- Sander J., Dendoncker N., Keune H. (red.), 2014, *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier, Amsterdam, Boston, Heidelberg, London, New York, Oxford, Paris, Singapore, Sydney, Tokyo: 1-456.

- Schulze E. D., Mooney H. A. (red.), 1994, *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Hong Kong, Barcelona, Budapest: 1-525.
- Solon J., Roo-Zielińska E., Affek A., Kowalska A., Kruczkowska B., Wolski J., Degórski M., Grabińska B., Kołaczowska E., Regulska E., Zawiska I., 2017, *Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodogłacajnym: ocena potencjału i wykorzystania*. IGiPZ PAN, Wyd. Akademickie Sedno, Warszawa: 1-401.
- TEEB 2010, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington: 1-421.
- Termorshuizen J. W., Opdam P., 2009, *Landscape Services as a Bridge Between Landscape Ecology and Sustainable Development*. *Landscape Ecology*, 24, 8: 1037-1052.
- Turner M. G., Gardner R. H., O'Neill R. V. (red.), 2001, *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer, New York, Berlin, Heidelberg: 1-402.
- Wanhong Y., Weersing A., 2004, *Cost-effective Targeting of Riparian Buffers*. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, t. 52, 1: 17-34.
- Warren J., Lawson C., Belcher K., 2008, *The Agri-Environment*. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo: 1-224.
- Wasiak A. (red.), 2013, *Raport o stanie lasów w Polsce*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 1-85.
- Wätzold F., 2005, *Why be Wasteful When Preserving a Valuable Resource? A review article on the cost-effectiveness of European biodiversity conservation policy*. *Biological Conservation*, t. 123, 3: 327-338.
- Węclawowicz G., Bański J., Degórski M., Komornicki T., Worcelli P., Śleszyński P., 2006, *Przestrzenne zagospodarowanie Polski na początku XXI wieku*. Monografie IGiPZ PAN, t. 6: 1-212.
- Wratten S., Sandhu H., Cullen R., Constanza R. (red.), 2013, *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes*. J. Wiley & Sons Ltd., Chichester, Oxford, UK: 1-224.
- Wu J., Hobbs R. J. (red.), 2007, *Key Topics in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, UK, Cambridge: 1-297.
- Zimniewicz K. (red.), 2008, *Bariery w zarządzaniu parkami krajobrazowymi w Polsce*. PWE, Warszawa: 1-156.
- Zonneveld I., Forman R. T. T. (red.), 1990, *Changing Landscapes: an Ecological Perspective*. Springer – Verlag, New York – Berlin – Heidelberg – London – Paris – Tokyo – Hong Kong: 1-281.