

Wskaźniki i gatunki kluczowe w ocenie wpływu infrastruktury transportowej na środowisko przyrodnicze

Grzegorz Mikusiński^{1,2}, Andreas Seiler², Per Angelstam¹, Małgorzata Blicharska¹
& Johan Törnblom¹

¹Swedish University of Agricultural Sciences, School for Forest Engineers, Box 43, SE-739 21 Skinnkatteberg, Sweden;

²Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Conservation Biology, Grimsö Wildlife Research Station, SE-730 91 Riddarhyttan, Sweden. Korespondencja: grzegorz.mikusinski@ekol.slu.se

Streszczenie. Poznanie rozmiarów ekologicznych skutków oddziaływania infrastruktury transportowej jest kluczowym warunkiem wstępnym dla opracowania narzędzi do oceny, wykorzystywanych w planowaniu zrównoważonego rozwoju krajobrazu. Wpływ infrastruktury transportowej na przyrodę zależy od wielu czynników, w tym cech charakterystycznych samej infrastruktury transportowej, natężenia ruchu, ukształtowania krajobrazu i ekologicznych cech gatunków. W niniejszym opracowaniu dokonamy przeglądu literatury naukowej w poszukiwaniu gatunków, które z racji ich biologii, liczebności, rozmieszczenia oraz wrażliwości na wpływ antropogeniczny najlepiej nadają się do oceny wpływu infrastruktury transportowej na różnorodność biologiczną i zrównoważony rozwój. Skupimy się na zagadnieniach związanych z efektem bariery, śmiertelnością oraz innymi zakłóceniami, a celem będzie wstępne oszacowanie wskaźników dotyczących szczególnych wymagań gatunków kluczowych lub grup gatunków (teoretyczny model gatunku, ekotypy) związanych z jakością i funkcjonalną spójnością siedlisk (ang. habitat connectivity).

Słowa kluczowe: bioindykatory, gatunki kluczowe, infrastruktura transportowa, fauna, INCLUDE

1. Wstęp

Stworzenie ekologicznie zrównoważonego systemu transportowego jest częścią ogólnych wysiłków zmierzających do osiągnięcia zrównoważonego rozwoju krajobrazów i regionów. Jednym z podstawowych warunków takiego rozwoju jest zachowanie różnorodności gatunków, form pokrycia terenu oraz struktur zapewniających funkcjonalne siedliska dla tych gatunków, a także procesów i funkcji wiążących gatunki z siedliskami (Noss 1990). Wpływ ruchu drogowego i infrastruktury transportowej na te wartości jest złożony i ma wiele wymiarów w zależności od skali przestrzennej oraz poziomu organizacji (Spellerberg 1998; Forman i in. 2003; Seiler 2003b). Fizyczna obecność dróg i linii kolejowych w krajobrazie ma skutki pośrednie i bezpośrednie. Infrastruktury te zakłócają procesy przyrodnicze oraz dzielą siedliska i korytarze migracyjne. Utrzymanie dróg i inne działania z nimi związane degradują otaczające je środowisko poprzez różnorodne zanieczyszczenia oraz hałas. Ponadto, infrastruktura i ruch drogowy tworzą bariery w poruszaniu się większości nietlonych zwierząt lądowych i przyczyniają się do śmierci milionów kręgowców każdego roku. Pogarszanie jakości i spójności siedlisk spowodowane efektem bariery, i innymi zakłóceniami to cechy charakterystyczne oddziaływania infrastruktury transportowej na środowisko. Dodatkowo, udostępnienie zasobów przyrodniczych, będące pośrednim efektem rozwoju infrastruktury transportowej, prowadzi do naruszenia ogólnego stopnia naturalności danego obszaru i jego autentyczności kulturowej (Tsamboulas & Mikroudis 2000; Angelstam i in. 2004a). A zatem, chociaż w porównaniu z innymi formami wykorzystania terenu, infrastruktura transportowa zajmuje niewielki

ułamek powierzchni, to jednak ma wpływ na funkcjonalność ekologiczną w wielu skalach przestrzennych, od poboczy dróg i korytarzy drogowych po całe krajobrazy i regiony.

Zazwyczaj zarządzanie infrastrukturą skupia się na poszczególnych korytarzach drogowych i kolejowych, rzadziej zaś obejmuje całą sieć infrastruktury w krajobrazie lub regionie. Jest to praktykowane w zarządzaniu drogami publicznymi i z pewnością prawdziwe w odniesieniu do prywatnych dróg rolniczych lub leśnych. W konsekwencji, łączny wpływ całej sieci infrastruktury na właściwości siedlisk, a w szczególności na spójność krajobrazu jest niedoceniany, jeśli nie całkowicie pomijany (Seiler & Eriksson 1997). Skumulowany wpływ ostatecznie doprowadzi do utraty różnych elementów różnorodności biologicznej w skali regionu (Angelstam i in. 2004a). Aby rozwiązać ten problem, należy oszacować łączne oddziaływania infrastruktury nie tylko w strategicznym planowaniu na poziomie regionu czy w przestrzennym planowaniu krajobrazu, ale również w ramach Oceny Oddziaływania na Środowisko (OOŚ) na poziomie projektu (Eriksson & Skoog 1996; Piepers i in. 2003). W każdym razie, narzędzia i koncepcje zintegrowanej ekologii krajobrazu, rozwoju zrównoważonego oraz kwestie różnorodności biologicznej w OOŚ są rzadko wdrażane i zazwyczaj niewystarczające do wsparcia tej szeroko zakrojonej oceny (np.: Treweek i in. 1993; Seiler & Eriksson 1997; DeJong i in. 2004). Przestrzennie wyrażone modele wymagań siedliskowych wybranych gatunków oraz ich reakcji na zmiany w krajobrazie mogą dostarczyć takich narzędzi (Scott i in. 2002; Store & Jokimäki 2003; Gontier i in. 2006), szczególnie, jeśli model będzie zawierał informacje o bezpośrednich skutkach wpływu infrastruktury i ruchu drogowego na te gatunki. Poznanie wielkości ekologicznych skutków oddziaływania infrastruktury transportowej jest kluczowym warunkiem wstępnym dla opracowania narzędzi do oceny, wykorzystywanych w planowaniu zrównoważonego rozwoju krajobrazu.

W niniejszym opracowaniu dokonamy przeglądu literatury naukowej w poszukiwaniu gatunków, które z racji ich biologii, zasobności i wzorców występowania, wrażliwości na zakłócenia antropogeniczne, lub ze względu na ich wartość ekonomiczną lub interes publiczny są najbardziej odpowiednie do oceny wpływu infrastruktury transportowej na różnorodność biologiczną. Skupimy się na efektach bariery, śmiertelności i innych zakłóceń, a ostatecznym celem będzie dostarczenie szeregu wskaźników, uwzględniających szczególne wymagania gatunków kluczowych lub grupy gatunków w odniesieniu do jakości i spójności siedlisk. W niniejszym opracowaniu przedstawimy pierwszą analizę tego, które gatunki kluczowe są zazwyczaj wykorzystywane w badaniach nad skutkami oddziaływania infrastruktury. Dyskutujemy potrzebę zrozumienia przez ekologów procesu planowania związanego z infrastrukturą transportową i wyboru odpowiednich wskaźników. Opracowanie niniejsze jest wstępnym krokiem do dalszych analiz mających na celu znalezienie odpowiednich narzędzi do planowania i oceny ekologicznej infrastruktury transportowej w ramach nowego szwedzkiego programu badawczego INCLUDE (www.includemistra.org) będącego częścią szwedzkiej "Inicjatywy zrównoważonej mobilności" ['Sustainable Mobility Initiative'].

2. Wykorzystanie gatunków jako narzędzia w planowaniu przestrzennym

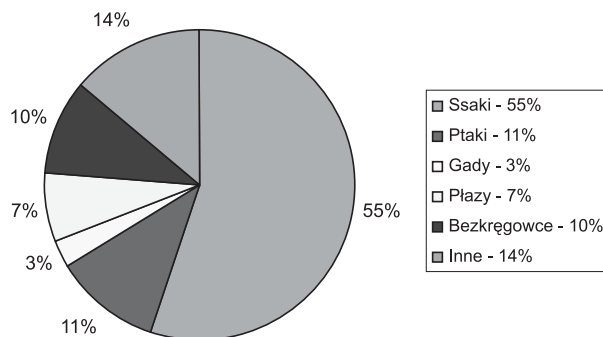
Modelowanie wskaźnika przydatności siedlisk [ang. Habitat Suitability Index – HSI] (Scott i in. 2002) dla gatunków kluczowych (*sensu* Lambeck 1997, 1999) jest użytecznym narzędziem, wspomagającym włączenie do planowania przestrzennego kwestii związanych z zachowaniem różnorodności biologicznej (np. Angelstam i in. 2004b; Gontier i in. 2006, Mörtberg i in., w druku, Mikusiński i in. 2007). Poprzez połączenie danych empirycznych lub hipotetycznych dotyczących wymagań siedliskowych gatunków lub grup gatunków i ich reakcji na infrastrukturę z danymi na temat pokrycia terenu i infrastruktury transportowej, przestrzenne modele komputerowe mogą być wykorzystywane do tworzenia map wskaźnika przydatności siedlisk (HSI), które mogą być wskazówką dla decyzji planistycznych. W dużej skali, wskaźniki gęstości infrastruktury lub inne wskaź-

niki sumaryczne (Forman i in. 1997; Jaeger 2002) mogą być wykorzystywane jako zmienne predykcyjne w modelach HSI uwzględniających właściwość siedliska (w szerszym tego słowa znaczeniu – obecność gatunku/kondycja/żywność populacji/trwałość) jako zmienną reakcji. Modele HSI można połączyć z modelami opisującymi koszty poruszania się zwierząt przez krajobraz. Jakość i funkcjonalna spójność siedlisk oraz ryzyko śmiertelności można przenieść na przestrzennie wyrażony koszt ruchu (lub obecności) jednostki (np. Adriaensen i in. 2003). Modele te, razem biorąc, umożliwiają: (i) ocenę wpływu skumulowanego i długofalowego, (ii) ilustrują wynik scenariuszy alternatywnych, oraz (iii) informują osoby podejmujące decyzje o skutkach planowanych działań.

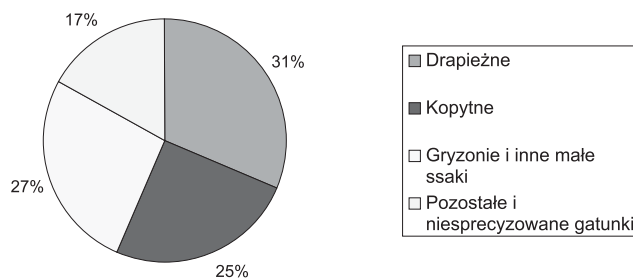
3. Które gatunki są zazwyczaj brane pod uwagę?

Liczba badań nad wpływem infrastruktury transportowej na dziką przyrodę jest całkiem imponująca i obejmuje cały szereg grup taksonomicznych, skal przestrzennych, typów infrastruktury i natężenia ruchu. Z tego zbioru dostępnej literatury wybraliśmy 234 artykuły, które skupiały się głównie na efektach bariery dróg i linii kolejowych oraz na zakłóceniach związanych z hałasem. Wyboru tego dokonano przy pomocy takich wyszukiwarek jak Wildlife & Ecology Studies Worldwide, Biosis, CAB, i Web of Science. W naszym wyszukiwaniu używaliśmy następujących par słów kluczowych: “road* AND barrier*”, “railway* AND barrier*”, “road* AND noise*”, “railway* AND noise*”.

Pośród różnych grup taksonomicznych rozważanych w wybranych opracowaniach, wyraźnie dominują ssaki (55%) (rys. 1). Wśród nich, zazwyczaj rozważane były duże ssaki drapieżne i kopytne, a następnie gryzonie i inne małe gatunki (rys. 2). Najczęściej prowadzone były badania dotyczące niedźwiedzia (*Ursus spp.*), wilka (*Canis lupus*), karibu (*Rangifer tarandus*), jeża (*Erinaceus europaeus*) oraz borsuka (*Meles meles*).



Rys. 1. Różne grupy organizmów będące przedmiotem opracowań dotyczących wpływu infrastruktury transportowej (n=232)



Rys. 2. Ssaki będące przedmiotem opracowań dotyczących wpływu infrastruktury transportowej (n=124)

Nasza wstępna analiza wskazała na różnice dotyczące przestrzennej skali badań i grup badanych organizmów. Artykuły dotyczące płazów najczęściej dotyczyły skali lokalnej, podczas gdy artykuły dotyczące drapieżnych i kopytnych były powiązane ze skalą regionalną.

Przeglądane artykuły dotyczyły także różnych typów krajobrazu (tab. 1). Co ciekawe, większość studiów dotyczących płazów była powiązana z krajobrazem leśnym. Problem śmiertelności spowodowanej infrastrukturą transportową wspomniano w 71 artykułach, które dotyczyły prawie wyłącznie kręgowców. Ponad połowa z nich dotyczyła ssaków, ale spotkać można było również prace o płazach, ptakach i gadach. Prawie jedna trzecia (75) artykułów dotyczyła procesów populacyjnych (tj. wpływu infrastruktury transportowej na trwałość/żywność populacji). Niektóre z nich badały efekt bariery na strukturę genetyczną populacji i odkryły taki wpływ na małe ssaki, duże drapieżniki, jeden gatunek kopytnych oraz na 1 gatunek biegacza (Coleoptera). Wpływ infrastruktury transportowej na rozprzestrzenianie się pojedynczych osobników był rozważany w 48 artykułach. W tych opracowaniach udział płazów i bezkręgowców był wyższy niż oczekiwano po ich udziale we wszystkich analizowanych artykułach. Pośród bezkręgowców najczęstsze były badania nad dyspersją owadów (much, chrząszczy i motyli). Problemy fragmentacji i przekształceń siedlisk były wyraźnie omawiane odpowiednio w 23 i 37 badanych artykułach. 16 z 23 artykułów, które podejmowały temat wpływu hałasu ruchu drogowego, dotyczyło ptaków.

Tabela 1. Udział stosunkowy artykułów wiążących grupę gatunków z konkretnymi typami krajobrazu

	Las (n=44)	Obszar rolniczy (n=24)	Obszary miejskie (n=46)
Drapieżne	0,14	0,08	0,11
Kopytne	0,09	0,08	0,22
Małe ssaki	0,23	0,17	0,15
Ptaki	0,23	0,21	0,20
Płazy	0,14	0,04	0,02
Inne gatunki	0,17	0,42	0,30

Zdecydowana większość przeanalizowanych badań wykazała negatywny wpływ infrastruktury transportowej na dziką przyrodę. Do tego wpływu zaliczają się efekty bariery, śmiertelności i innych zakłóceń na drogach, przedstawione dla różnych grup organizmów, różnych skal przestrzennych i różnego stopnia oddziaływania antropogenicznego. Niemniej jednak tylko w nielicznych badaniach możliwe było oszacowanie skumulowanego wpływu infrastruktury transportowej na trwałość/żywność gatunków. Ponadto, w kilku artykułach podano, że blisko spokrewnione gatunki wykazywały sprzeczne, specyficzne dla nich reakcje na infrastrukturę transportową. Musimy jednak przyznać, że przedstawione powyżej wyniki opierają się na ograniczonym zestawie publikacji i dlatego muszą być traktowane jako wstępne.

4. Wyszukiwanie wskaźników i gatunków kluczowych

Ekosystemy to układy złożone, zaś oddziaływanie na nie infrastruktury transportowej wymaga efektywnej sygnalizacji występujących problemów za pomocą łatwo komunikowalnych wskaźników (Busch & Trexler 2003). Ponieważ wpływy dróg i linii kolejowych mają miejsce w wielu skalach przestrzennych, a gatunki charyzmatyczne są przedmiotem powszechnego zainteresowania, wykorzystywane mogą być koncepcje tzw. gatunków kluczowych (ang. „focal species”, np. Lambeck 1997; Roberge & Angelstam 2004). Przez gatunki kluczowe rozumiemy tutaj organizmy, których znaczenie ekologiczne lub inne właściwości powodują, że nadają się one szczególnie do oceny wpływu człowieka na przyrodę, w naszym wypadku wpływu infrastruktury transportowej. Gatunki służące jako wskaźniki muszą być wybrane według: (i) ich reakcji na wpływy bezpo-

średnie i pośrednie, (ii) skali przestrzennej, w jakiej wykorzystują krajobraz, (iii) preferencji pokrycia terenu (las, grunty orne, strumień), (iv) wartości tych gatunków jako wskaźników, obrazujących i sygnalizujących całościowe oddziaływanie, oraz, co jest równie ważne, do wspomagania podejmowania decyzji w złożonym procesie planowania infrastruktury transportowej. Dysponując „wiedzą” o zachowaniu i ekologii gatunków kluczowych lub grup gatunków, ich wymaganiach co do jakości i struktury siedlisk (wielkość, rozproszenie, spójność płatów siedliska) oraz ich reakcji na ruch drogowy i infrastrukturę, możemy, korzystając z danych o pokryciu terenu i infrastrukturze zawartych w Systemach Informacji Przestrzennej (Geographic Information Systems – GIS), opracować modele regulowe i przestrzenne.

Nasze analizy oraz kilka wcześniejszych opracowań (np. Spellerberg 1998; Forman i in. 2003; Seiler 2003b) wskazują, że wiele gatunków o różnych wymaganiach ekologicznych jest wyraźnie dotkniętych przez infrastrukturę transportową. Które z tych gatunków byłyby dobrymi gatunkami wskaźnikowymi do wykorzystania w planowaniu i ocenie infrastruktury transportowej?

Dobrymi „kandydatami” do wykorzystania w planowaniu na skalę regionalną wydają się być duże drapieżniki, gdyż ich wzorce rozmieszczenia często mocno odzwierciedlają procesy populacyjne i zachowania osobnicze w skali regionalnej. Niemniej jednak wybór gatunków jest sprawą krytyczną. Carroll i in. (2001) przedstawił na przykład, że spośród czterech dużych drapieżników żyjących w Górach Skalistych, na dwa gatunki (niedźwiedź grizzly i rosomak) drogi miały wyraźny wpływ, podczas gdy na dwa inne (ryś i kuna wodna) nie. Kopytne również wykazują cechy, odpowiadające wymaganiom stawianym dobrym gatunkom kluczowym na poziomie regionu i krajobrazu (Bruinderink i in. 2003). Zwierzęta te są zwykle w centrum uwagi opinii publicznej, ze względu na dużą liczbę kolizji jeleniowatych z pojazdami w ciągu roku oraz gospodarczą i rekreacyjną (polowania) wartość tych gatunków (Seiler & Helldin 2006). Z drugiej strony, wśród gatunków, które wydają się odpowiednie dla planowania na poziomie lokalnym, interesującą grupę stanowią płazy (Fahrig i in. 1995). W tabeli 2 przedstawiono próbę uporządkowania gatunków kluczowych jako wskaźników różnych zaburzeń i skutków bariery na różnych poziomach przestrzennych, w których wykorzystują one krajobraz, a także ich preferencji w stosunku do pokrycia terenu.

Tabela 2. Przykłady możliwych gatunków kluczowych jako wskaźników do badania efektów zakłóceń i bariery na poziomie regionalnym, krajobrazowym i lokalnym

	Efekty zaburzenia mające wpływ na właściwości przyległego siedliska (hałas, zanieczyszczenia, działalność ludzka, śmiertelność w wypadkach, efekty brzegowe)	Efekty bariery mające wpływ na spójność siedlisk i wzorzec migracji (unikanie, bariery fizyczne, śmiertelność na drogach)
Poziom regionalny lub kontynentalny	duże ssaki	duże ssaki
Poziom krajobrazowy	ptaki lęgowe	duże i wodno-lądowe ssaki, ryby (łosoś)
Poziom lokalny	ptaki lęgowe, płazy	małe ssaki, płazy, stawonogi

We wszystkich badanych opracowaniach, gatunki zwierząt zostały wybrane a priori, w celu zbadania określonego efektu oddziaływania infrastruktury transportowej, bez intencji użycia ich jako wskaźnika w planowaniu. Zanim gatunki kluczowe mogą zostać wykorzystane w modelach stosowanych w procesach decyzyjnych, należy zrozumieć i sparametryzować relacje ilościowe między ich reakcjami a siłą wpływu zakłócenia i bariery (Muradian 2001; Angelstam i in. 2004a, Seiler 2005). Kluczowym zadaniem jest zatem zdefiniowanie wartości zmiennych i parametrów dla tych efektów dla wybranych gatunków. Można to zrobić poprzez empiryczne badania terenowe lub poprzez badania symulacyjne, umożliwiające identyfikację potencjalnych wartości progowych tych reakcji (Jaeger & Fahrig 2004).

Ponadto, modele, a zatem również wybrane gatunki, muszą być dopasowane do wymagań poszczególnych etapów w procesie hierarchicznego planowania infrastruktury (wg Eriksson, npbl.).

Przykładowo, badanie migracji motyli może nie mieć zastosowania na wstępnym poziomie ustalania zakresu raportu OOŚ (scoping), ale będzie odpowiednie na dalszym etapie planowania projektu. Z kolei, modelowanie wzorca występowania dużych drapieżników może pomóc w przewidywaniu regionów wrażliwych na rozwój infrastruktury, jednak może nie być pomocne w trakcie uzgadniania i projektowania drogi.

5. Zrozumienie procesów planistycznych

Ekologia krajobrazu, która skupia się na przestrzennych aspektach układów i procesów ekologicznych, dostarcza ważnych wskazówek dla łagodzenia niekorzystnego wpływu infrastruktury transportowej na środowisko przyrodnicze (Dramstad i in. 1996; Forman i in. 2003; Seiler 2003a). Nauka ta jest nową dyscypliną badawczą, zatem szersza opinia publiczna, planiści i inni zainteresowani budową dróg niekoniecznie szybko i łatwo mogą zrozumieć jej zasady i zastosowania, które włączają informacje o pokryciu terenu, zmienne i parametry do modeli wyrażających funkcjonalność krajobrazu przy wykorzystaniu GIS (Sandström i in. 2006; Manton i in. 2005). Zatem bardzo ważne jest, abyśmy: (i) zrozumieli zakres, w jakim planiści i profesjonaliści zajmujący się OOŚ oraz Strategiczną Oceną Oddziaływania na Środowisko (SOOŚ) w związku z infrastrukturą transportową już stosują wiedzę ekologiczną w swojej pracy, oraz (ii) pomagali w opracowywaniu narzędzi i koncepcji planistycznych, które integrują zasady ekologiczne na poziomie krajobrazu (np. Seiler & Sjölund 2005). Oczywiście jest, że najnowsze osiągnięcia naukowe i techniczne w zakresie stosowania tej dziedziny muszą być lepiej włączone w proces planistyczny (np. Seiler & Eriksson 1997; Sandström i in. 2006), zarówno przez twórców strategii i polityk na poziomie krajowym, planistów dróg, wykonawców OOŚ i SOOŚ, jak również przez biura doradcze i ich pracowników. Takie badania muszą mieć zasięg międzynarodowy, ponieważ systemy wartościowania stosowane przez planistów są różne w różnych sektorach i regionach (Angelstam i in. 2005).

6. Program INCLUDE

W programie badawczym INCLUDE (Integrating ecological and socio-cultural dimensions in transport infrastructure management – Integracja wymiarów ekologicznych i społeczno-kulturowych w zarządzaniu infrastrukturą transportową – www.includemistra.org) będziemy, między innymi, opracowywać i aplikować koncepcje modelowania przestrzennego, które odpowiadają określonym poziomom planowania i skalom ekologicznym na różnych etapach procesu zarządzania infrastrukturą (np. planowanie na poziomie strategicznym, planowanie na poziomie projektu, utrzymanie dróg). W tym celu, wybrane będą odpowiednie wskaźniki i gatunki kluczowe, które wspomogą decyzje podejmowane w planowaniu infrastruktury zarówno w środowisku lądowym jak i wodnym. Następnie ocenimy, przeprowadzając wywiady ze specjalistami i uczestnikami całej serii studiów przypadku, zakres wdrażania technik GIS oraz zasad ekologii krajobrazu w proces planowania infrastruktury transportowej. W ten sposób program badawczy INCLUDE przyczyni się do zrozumienia i aktywnego łagodzenia negatywnego wpływu infrastruktury transportowej na funkcjonalność sieci siedlisk, niezbędnego dla utrzymania żywotnych populacji gatunków o dużych wymaganiach krajobrazowych i ekologicznych.

Podziękowania

Niniejsze opracowanie ma swoje źródło w programie badawczym INCLUDE, założonym wspólnie przez następujące organizacje: Foundation for Strategic Environmental Research (MISTRA), the Swedish Road Administration, the Swedish National Rail Administration, the National Heritage Board, the Swedish

Environmental Protection Agency, the Board of Fisheries and the Board of Housing. Dziękujemy J-O Helldinowi za jego uwagi do pierwotnej wersji manuskryptu.

Literatura

- Adriaensen F., Chardon J. P., De Blust G., Swinnen E., Villalba S., Gulinck H. & Matthysen E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 233-247.
- Angelstam P. & Elbakidze M. (In press). Human footprints on forests at multiple spatial scales: towards learning for sustainability and integrated landscape management using Europe as a laboratory. In: Hornborg A. (ed.). *International justice and trade*. Department of Human Ecology, Lund University.
- Angelstam P. (In press). Maintaining cultural and natural biodiversity in Europe's economic centre and periphery. In: Agnoletti M. *European cultural landscapes*. CABI.
- Angelstam P., Kapylova E., Korn H., Lazdinis M., Sayer J.A., Teplyakov V. & Törnblom J. (2005). Changing forest values in Europe. In: Sayer J.A. & Maginnis S. (eds.). *Forests in landscapes. Ecosystem approaches to sustainability*. Earthscan, pp. 59-74.
- Angelstam P., Mikusiński G. & Fridman J. (2004a). Natural forest remnants and transport infrastructure – does history matter for biodiversity conservation planning? *Ecol. Bull.* 51: 149-162.
- Angelstam P., Roberge, J.-M., Löhmus A., Bergmanis M., Brazaitis G., Dönn-Breuss M., Edenius L., Kosiński Z., Kurlavicius P., Larmanis V., Lukins M., Mikusiński G., Račinskis E., Strazds M. & Tryjanowski P. (2004b). Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal birds. *Ecol. Bull.* 51: 427-453.
- Bruinderink G. G., Van Der Sluis T., Lammertsma D., Opdam P. & Pouwels R. (2003). Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe. *Conserv. Biol.* 17:549-57.
- Busch D. E. & Trexler J. C. (2003a). The importance of monitoring in regional ecosystem initiatives. In: Busch, D. E. & Trexler, J. C. (eds.), *Monitoring ecosystems*. Island Press, pp. 1-23.
- Carroll C., Noss R. F. & Paquet P. C. (2001). Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological Applications* 11 (4): 961-980.
- DeJong J., Oscarsson A. & Lundmark G. (2004). Hur behandlas biologisk mångfald i MKB? Centrum för biologisk mångfald, SLU, Uppsala.
- Dramstad W.E., Olson J.D. & Forman R.T.T. (1996). *Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning*. Harvard University, American Society of Landscape Architects, and Island Press, Washington.
- Eriksson I.-M. & Skoog J. (1996). *Ecological assessment in the planning of roads and railroads*. Swedish National Road Administration, Publ. 1996:32 and Swedish National Rail Authorities, P 1996:2., Borlänge, Sweden.
- Fahrig L., Pedlar J. H., Pope S. E., Taylor P. D. & Wegner J. F. (1995). Effect of road traffic on amphibian density. *Biol. Conserv.* 73: 177-182.
- Forman R. T. T., Friedman D. S., Fitzhenry D., Martin J. D., Chen A. S. & Alexander L. E. (1997). Ecological effects of roads: Towards three summary indices and an overview for North America. In: Canters K., Piepers, A. & Hendriks-Heersma A (eds.). *Proceedings of the international conference on "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering"* Maastricht & DenHague 1995. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering division, Delft, The Netherlands, pp. 40-54.
- Forman R. T., Sperling D., Bissonette J. A., Clevenger A. P., Cutshall C. D., Dale V. H., Fahrig L., France R., Goldman C. R., Heanue K., Jones J. A., Swanson F. J., Turrentine T. & Winter T. C. (2003). *Road ecology – Science and Solutions*. Island Press, Washington.
- Gontier M., Balfors B. & Mörtberg U. (2006). Biodiversity in environmental assessment – current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review* 26 (3): 268-286.
- Jaeger J. (2002). *Landschaftszerschneidung*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Jaeger J. A. G. & Fahrig L. (2004). Effects of road fencing on population persistence. *Conserv. Biol.* 18: 1651-1657.

- Lambeck R. J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856.
- Lambeck R. J. (1999). Landscape planning for biodiversity the wheat belt of Western Australia. Biodiversity Technical paper 2. Environment Australia, Canberra.
- Manton M. G., Angelstam P. & Mikusiński G. (2005). Modelling habitat suitability for deciduous forest focal species – a sensitivity analysis using different satellite land cover data. *Landscape Ecology* 20:827-839.
- Mikusiński G., Pressey R. L., Edenius L., Kujala H., Moilanen A., Niemelä J., & Ranius T. (2007). Conservation planning in forest landscapes of Fennoscandia and an approach to the challenge of Countdown 2010. *Conservation Biology*. (In press)
- Muradian R. (2001). Ecological thresholds: a survey. *Ecological Economics* 38:7-24.
- Mörtberg U. & Karlström A. (2005). Predicting forest grouse distribution taking account of spatial autocorrelation. *J. Nat. Conserv.* 13: 147–159.
- Mörtberg U., Balfors B. & Knol W.C. (In press). Landscape ecological assessment: A tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning. *Journal of Environmental Management*.
- Noss R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4: 355-364.
- Piepers A., De Vries G. W. & Seiler A. (2003). Minimising Fragmentation Through Appropriate Planning. In: Trocmé M., Cahill S., De Vries J. G., Farall H., Folkesson L., Fry G. L., Hicks C. & Peymen J. (eds.). COST 341 - Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 115-128.
- Reijnen R., Foppen R. & Veenbaas G. (1997). Disturbance by traffic of breeding birds: Evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation* 6: 567-581.
- Roberge J.-M. & Angelstam P. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conserv. Biol.* 18(1): 76-85.
- Sandström U.G., Angelstam P. & Khakee A. (2006). Urban planner's knowledge of biodiversity maintenance – an evaluation of six Swedish cities. *Landscape and Urban Planning* 75: 43-57.
- Schadt S., Revilla E., Wiegand T., Knauer F., Kaczensky P., Breitenmoser U., Bufka L., Cervený J., Koubek P., Huber T., Stanisa C. & Trepl L. (2002). Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *J. Appl. Ecol.* 39: 189-203.
- Scott J. M., Heglund P., Morrison M. L., Haufler J. B., Raphael M. G., Wall W. A. & Samson F. B. (2002). Predicting species occurrences: Issues of scale and accuracy. Island Press, Washington, Covelo, London.
- Seiler A. (2003a). Key ecological concepts for infrastructure planning. In: Trocmé M., Cahill S., De Vries J. G., Farall H., Folkesson L., Fry G. L., Hicks C. & Peymen J. (eds.). COST 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 19-29.
- Seiler A. (2003b). Effects of infrastructure on nature. In: Trocmé M., Cahill S., De Vries J. G., Farall H., Folkesson L., Fry G. L. Hicks C. & Peymen J. (eds.). COST 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 31-50.
- Seiler A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *J. Appl. Ecol.* 42: 371-382.
- Seiler A. & Eriksson I.-M. (1997). New approaches for ecological consideration in Swedish road planning. In: Canters K, Piepers A. & Hendriks-Heersma A. (eds.). Proceedings of the international conference on "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering" Maastricht & DenHague 1995. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering division, Delft, The Netherlands, pp. 253-264.
- Seiler A. & Helldin J. O. (2006). Mortality in wildlife due to transportation. In: Davenport J., Davenport J. L. (eds.). The ecology of transportation: managing mobility for the environment. Kluwer, Amsterdam, pp. 165-190.
- Seiler A. & Sjölund A. (2005). Target-orientation for ecologically sound road management in Sweden. *Ecological Perspectives in Science, Humanities, and Economics* 14: 178-181.

- Singleton P. H., Gaines W. L. & Lehmkuhl J. F. (2002). Landscape permeability for large carnivores in Washington: a geographic information system weighted-distance and least-cost corridor assessment. USDA Forest Service Pacific Northwest Research Station Research Paper.
- Spellerberg I. F. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
- Store R. & Jokimäki J. (2003). A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 169: 1-15.
- Treweek J. S., Thompson N. V. & Japp C. (1993). Ecological assessment of road developments. A review of environmental statements. *Journal of Environmental Planning and Management* 36: 295-308.
- Tsamboulas D. & Mikroudis G. (2000). EFFECT – evaluation framework of environmental impacts and costs of transport initiatives. *Transportation Research Part D*. 5 (4): 283-303.
- van Langevelde F. & Jaarsma C. F. (2004). Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology* 19: 895-907.