

# FRAGMENTACJA KOMPLEKSÓW LEŚNYCH JAKO ISTOTNE ZAGROŻENIE CYWILIZACYJNE

*Marek Maciantowicz*

**Abstrakt.** Praca omawia jedno z najważniejszych zagrożeń cywilizacyjnych jakim jest fragmentacja kompleksów leśnych w wyniku rozwoju infrastruktury liniowej oraz urbanizacji. Rozważania na temat fragmentacji opierają się na biogeograficznej teorii wysp. W pracy omówiono rodzaje fragmentacji oraz konsekwencje zmniejszania się powierzchni kompleksów leśnych, zmiany ich kształtu oraz długości granicy.

**Słowa kluczowe:** fragmentacja kompleksów leśnych, infrastruktura liniowa, różnorodność biologiczna

**Abstract. Fragmentation of forest complexes as a significant civilization threat.** The work discusses one of the most important civilizational threats, namely the fragmentation of forest complexes as a result of the development of linear infrastructure and urbanization. Reflections on fragmentation are based on the biogeographic theory of islands. The paper discusses the types of fragmentation and the consequences of shrinking the surface of forest complexes, changing their shape and the length of the border.

**Key words:** fragmentation of forest complexes, linear infrastructure, biodiversity

## Wstęp

Przyroda stanowi naturalne środowisko życia człowieka, a zachowanie podstawowych funkcji oraz stabilności układu przyrodniczego warunkuje możliwość naszego przetrwania jako gatunku. Drogi dzielą krajobrazy, wyzwalają ludzką kolonizację i degradację ekosystemów, ze szkodą dla różnorodności biologicznej i funkcji ekosystemu. W takiej sytuacji kluczową ochronę różnorodności biologicznej zapewniają pozostałe, duże, bezdrożne obszary planety, które zapewniają odpowiednie usługi ekosystemowe na całym świecie (Ibsch i in. 2016). Fragmentacja krajobrazu to proces spowodowany rozbudową dróg, linii kolejowych, liniowej infrastruktury przemysłowej oraz liniowym rozszerzaniem się obszarów zabudowy, w wyniku którego ciągi w swym zasięgu ekosystem zmienia się w odizolowane płyty (Forman 1995). W wyniku tego procesu następuje fizyczne zmniejszenie powierzchni siedlisk oraz ich izolacja. Antropogeniczne rozdrobnienie krajobrazów jest uznane jako ważny powód utraty różnorodności biologicznej na świecie.

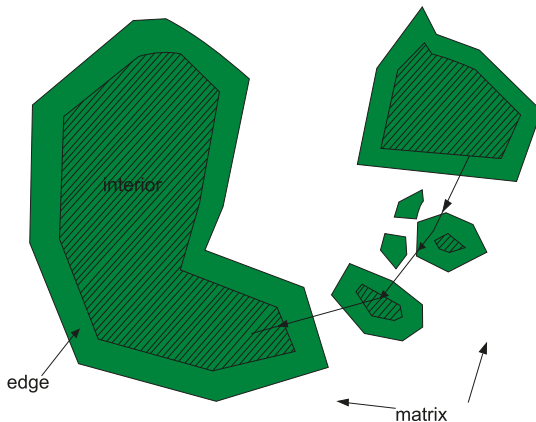
Jeśli duży obszar naturalnego siedliska zostaje w ten sposób zmieniony, to powstające fragmenty różnią się jakościowo od poprzednio istniejącego ciągłego siedliska w następujący sposób (Pullin 2004):

1. Całkowita powierzchnia pozostałych fragmentów jest mniejsza.

2. Udział krawędzi w całkowitej powierzchni jest większy.
3. Każdy punkt znajduje się średnio bliżej krawędzi siedliska niż był poprzednio.
4. Każdy z fragmentów jest średnio bardziej izolowany od pozostałych, niż był poprzednio.

Oprócz zachodzących zjawisk opisanych powyżej zmieniają się również lokalne warunki klimatyczne, świetlne i równowaga wodna. Wzrasta się rozprzestrzenianie polutantów i emisji akustycznych. Bardzo często wraz z rozwojem dróg zmienia się dotychczasowe użytkowanie gruntów i następuje nie zawsze kontrolowana urbanizacja.

Analizowanie fragmentacji krajobrazu (w tym również krajobrazu leśnego) opiera się aktualnie na koncepcji „matryca-płat-korytarz” (ryc.1), której początki sięgają biogeograficznej teorii wysp Mac Arthura i Wilsona (1967). Przestrzeń życiową organizmów żywych przedstawiono jako wyspy i kontynenty na oceanie. Wyspy – to nieduże, izolowane płyty ekosystemów (siedlisk) w krajobrazie przekształconym przez człowieka. Ocean – to krajobraz zurbanizowany, obszar antropogenicznie przekształcony (matryca), a kontynenty – to duże obszary o cechach naturalnych, nieprzekształcone przez człowieka np. większe kompleksy leśne, puszcze, parki narodowe. Stopień izolacji „wysp” w krajobrazie zależy od odległości od kontynentu oraz od „wrogości” oceanu.



**Ryc. 1.** Analizowanie fragmentacji krajobrazu opiera się aktualnie na koncepcji „matryca-płat-korytarz” (PMC)

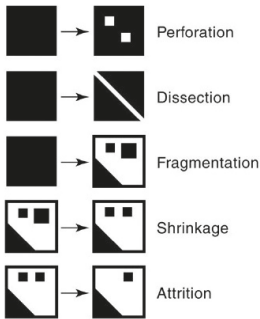
*Fig. 1. Analyzing landscape fragmentation is currently based on the concept “patch-matrix-corridor” (PMC)*

W ekologii krajobrazu biogeograficzną teorię wysp implementowali Forman i Godron (1986), rozszerzając ją na inne elementy środowiska przyrodniczego, komponujące się w krajobraz, a także formy działalności człowieka. W nowszych publikacjach, Forman (1995) rozbudował tę koncepcję, pisząc o pochodzeniu, podziale strukturalnym i funkcjach korytarzy w krajobrazie.

Wymieniona koncepcja może mieć szerokie zastosowanie nie tylko w badaniach struktury, dynamiki i funkcji krajobrazu ale również w opracowaniach o charakterze stosowanym, a szczególnie w planowaniu przestrzennym, w tym również w planach urządzenia lasu.

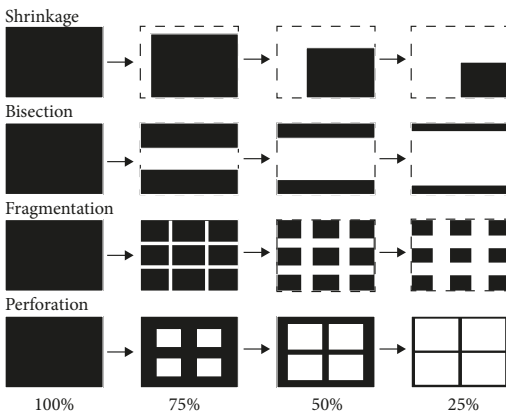
## Wzorce niszczenia siedlisk

Proces fragmentacji może odbywać się w różny sposób (ryc. 2, 3). Zniszczenie może mieć charakter fali przechodzącej przez cały obszar lub może zachodzić lokalnie z różnym nasileniem.



**Ryc. 2.** Fazy fragmentacji według Formana (1995), zmienione. Oznaczenia: 1. perforation – perforacja, 2. incision – wcięcie, 3. dissection – rozcięcie, 4. dissipation – konwersja macierzy, 5. shrinkage – „struganie” płatów, 6. attrition – utrata płatów

*Fig. 2. Phases of fragmentation according to Forman (1995), changed*



**Ryc. 3.** Konceptualne modele czterech sekwencji postępujących zmian krajobrazu związanych ze zmniejszaniem się powierzchni siedlisk. Oznaczenia: shrinkage – struganie, bisection – przepołowienie, fragmentation – fragmentacja, perforation – perforacja (źródło: Collinge 1998)

*Fig. 3. Conceptual models of four sequences of progressive landscape changes related to the decrease of habitat area (source: Collinge 1998)*

## Efekt wielkości i kształtu platu

Współczesna ochrona przyrody opiera się głównie na zabezpieczeniu naturalnych ekosystemów i stworzeniu warunków do spontanicznego przebiegu procesów przyrodniczych, które kształtują ich strukturę i dynamikę (Szwagrzyk 1991). Procesy przebiegające w bioceozach leśnych charakteryzują się określoną intensywnością, powtarzalnością oraz szybkością i wymagają odpowiedniej przestrzeni (Faliński 1988). Obszary, na których można zaobserwować naturalne zależności między życiem roślin i zwierząt w stosunku do roślinożerców, drapieżców, chorób czy czynników abiotycznych, mają ogromne znaczenie biologiczne, naukowe i społeczne. Niestety wiele z tych zjawisk wymaga zarówno dużej powierzchni jak i setek lat.

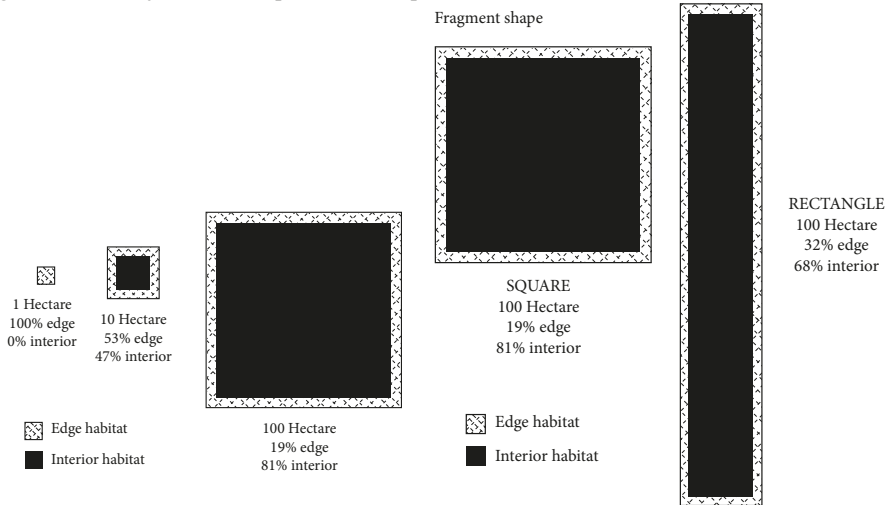
Dużym problemem badawczym jest określenie minimalnej powierzchni platu ekosystemu, na obszarze którego mogłyby zachodzić bez zakłóceń wymienione procesy. Według badań pro-

wadzonych w leśnych rezerwach ścisłych, minimalna powierzchnia, w której byłyby zachowane wszystkie fazy rozwojowe lasu wymaga obszaru od około 40 ha (Holeksa 1991, Bucking 2003) do 50 ha (Korpel 1982).

W przypadku fragmentacji, izolowane są często płyty o powierzchniach o wiele mniejszych niż 40 ha, co powoduje przerwanie naturalnego cyklu rozwojowego drzewostanów i zanik gatunków grzybów, roślin i zwierząt związanych z poszczególnymi fazami rozwojowymi

Minimalna powierzchnia płatu nie jest równoznaczna z minimalną powierzchnią siedliska. Można wyróżnić tutaj (ryc. 4) strefę centralną, nazywaną również korową (ang. Core zone), w której ekosystem nie podlega zakłóceniom pochodzącym z zewnątrz oraz strefę brzeżną (ang. Edge zone), w której dochodzi do większej ilości zaburzeń (efekt brzegowy) i w wielu przypadkach jest ona omijana przez gatunki występujące w strefie centralnej.

Udział procentowy powierzchni strefy brzegowej maleje wraz ze wzrostem powierzchni płatu, ale jest też zależny od kształtu płatu (ryc. 4). W przypadku małych płatów strefa brzegowa może obejmować całą powierzchnię płatu.



**Ryc. 4.** Relacje pomiędzy wielkością płatu a efektem brzegowym (po lewej) oraz pomiędzy kształtem a efektem brzegowym (po prawej). Szerokość strefy brzegowej (jaśniejsza) wynosi 50 m. Siedliska wnętrza oznaczone są kolorem czarnym

*Fig. 4. Relations between the size of the patch and the edge effect (on the left) and between the shape and the edge effect (on the right). The width of the edge zone (brighter) is 50 m. The interior habitats are marked in black*

Do analizowania wielkości efektu brzegowego można zastosować również wskaźniki rozwinienia granicy K1 i K2 stosowane w limnologii (Choiński 1995) oraz coraz częściej w ochronie przyrody (Wilgat 2002). Wskaźnik K1, będący relacją pomiędzy długością granicy a obwodem koła o powierzchni równej powierzchni badanego obiektu, informuje jak bardzo dany obiekt jest zbliżony do kształtu kołowego, który odznacza się najkorzystniejszą relacją długości granicy do powierzchni. Ma to szczególne znaczenie, jeżeli chodzi o zagrożenia zewnętrzne,

zwłaszcza wnikanie obcych gatunków (neofityzacja). Wskaźnik K2 – stanowi iloraz długości granicy i powierzchni obiektu (m/ha).

## Wpływ fragmentacji na wybrane elementy ekosystemów leśnych

Fragmentację kompleksów leśnych można rozpatrywać pod kątem wpływu na poszczególne komponenty ekosystemu leśnego oraz pod kątem osłabienia „usług” świadczonych przez ten ekosystem. Analiza wpływu fragmentacji na składniki ekosystemu leśnego, należy zacząć od elementu kadłubowego, który buduje architekturę tego układu, czyli drzewostanu. Ze względu na zapylenie większości gatunków drzewiastych poprzez wiatr, w przypadku fragmentacji nie zachodzi problem wymiany genów. Przykładowo, dla zachowania zróżnicowania genetycznego drzew wystarczy grupa 100-200 osobników (Sławski 2008). Należy jednak wspomnieć o zmianie parametrów fizyko-chemicznych wywołanych zaburzeniem jakim jest usunięcie drzewostanu pod inwestycję liniową oraz oddziaływanie tej inwestycji podczas eksploatacji (narażenie na hałas i zanieczyszczenia). Wycięcie pasa o szerokości około 70 metrów burzy dotychczasowy porządek przestrzennej budowy lasu, powodując zazwyczaj zmiany stonków wodnych, zniekształcenia siedlisk leśnych oraz generalnie obniżenie stanu stabilności drzewostanów (Borecki i in. 1997).

Szczególnie niebezpieczne jest nagłe odsłonięcie drzew bez ich wcześniejszego przygotowania. Drzewa te nie są odporne na działanie silnych wiatrów, ze względu na krótsze i wyżej osadzone korony oraz podwyższony środek ciężkości i gorsze właściwości statyczne (Zajączkowski 1991, Maciantowicz 2007). Takie korony wykształcają się przy większym zagęszczeniu drzew (wyższy współczynnik smukłości) jak ma to miejsce w przypadku intensywnie pielęgnowanych drzewostanów gospodarczych.

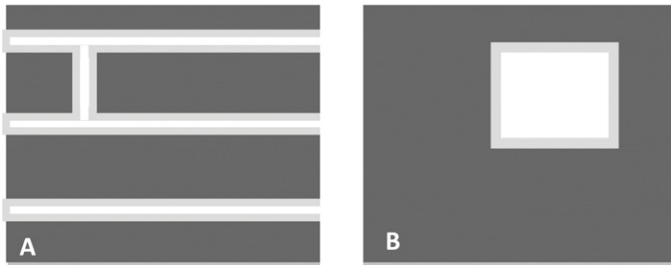
Niezwykle istotne jest zjawisko negatywnego efektu brzegowego. Gatunki, których siedliska ograniczają się do wnętrza lasu (tzw. gatunki puszczańskie) są szczególnie narażone na zmniejszanie się wielkości płatów siedlisk, ponieważ w mniejszych płatach większy jest udział siedlisk brzegowych (ryc. 4, 5), zwykle unikanych przez gatunki żyjące we wnętrzu lasu. Wycięcie lasu pod drogę (z uwagi na długi i wąski kształt dróg), stwarza rozległe obszary skrają lasu (strefy brzegowej), co powoduje dodatkową utratę siedlisk na obszarze kilkukrotnie większym niż sam obszar objęty bezpośrednim wyrębem lasu (Forman i in. 2003).

Inwestycje liniowe powodują nie tylko fizyczną likwidację siedlisk zajmowanych pod ich budowę, ale też zmieniają jakość siedlisk przydrożnych. Korytarze transportowe, drogowe i kolejowe oraz związane z nimi zakłócenia i zagrożenia mogą prowadzić do obniżenia jakości siedliska wyrażonej jako:

- obniżenie liczebności lub zagęszczenia osobników przystępujących do rozrodu (reakcja ilościowa),
- unikanie sąsiedztwa inwestycji liniowych (reakcja behawioralna).

W ekstremalnym przypadku, kiedy powierzchnia „użytkowanego” siedliska spadnie do zera lub unikanie wynosi 100%, obniżenie jakości siedliska jest tożsame z dalszą jego utratą (Forman i in. 2003).

Jednym z najważniejszych czynników wpływających na utratę wartości przyrodniczych pofragmentowanych płatów kompleksów leśnych jest ginięcie gatunków typowych dla starych lasów (Sławski 2008). Może ono być spowodowane tym, że zbyt mały płat nie jest w stanie utrzymać minimalnej żywotnej populacji gatunku (Gergel, Turner 2002). Dotyczy to gatunków występujących w niskich zagęszczeniach, o dużych rozmiarach ciała, a szczególnie drapieżników stojących na końcu łańcucha troficznego.



**Ryc. 5.** Utrata siedlisk wnętrza lasu w rezultacie budowy drogi i zabudowy zwartej (na podstawie Forman i in. 2003) Oznaczenia: ciemne zacieleniowanie = wnętrze lasu, jasne zacieleniowanie = obszar skraju lasu (strefa brzegowa), białe = inwestycja liniowa, zabudowa. Powierzchnia biała jest równa na obu rycinach. Ryc. A – drogi w lesie, gdzie zachowane pozostaje 66% pierwotnego siedliska wnętrza lasu, podzielone na 5 osobnych części. Ryc. B – zwarta zabudowa w lesie, gdzie zachowane pozostaje 84% pierwotnego siedliska wnętrza lasu w postaci jednego, dużego i ciągłego obszaru

*Fig. 5. Loss of forest interiors as a result of road construction and compact building (based on Forman and others 2003). Markings: dark shading = forest interior, bright shading = forest edge area, white = linear investment, development. The white surface is equal on both engravings. Fig. A - roads in the forest, where 66% of the original interior of the forest remains, divided into 5 separate parts. Fig. B - compact buildings in the forest, where 84% of the original habitat of the forest interior is preserved in the form of one, large and continuous area*

Według reguły 50/500 (Franklin 1980, Soule 1980) efektywna wielkość populacji skutecznie chroniąca przed utratą dostosowania wynosi 50 osobników. Jednak w dłuższym horyzoncie czasowym wynoszącym setki pokoleń liczebność ta jest zbyt mała by utrzymać odpowiednią do przeżycia zdolność adaptacyjną. Stąd zakładając, że czynnikiem powodującym wzrost zmienności genetycznej populacji są mutacje, ustalono że liczebność, która zapewniłaby długotrwałe utrzymanie dostosowania i zdolności adaptacyjnych populacji powinna wynosić co najmniej 500 osobników.

Małe płyty mogą zmniejszać sukces rozrodczy gatunków, również poprzez brak dobrych i bezpiecznych miejsc rozrodu lub trudności ze znalezieniem partnera. Małe fragmenty lasu są łatwiej penetrowane przez drapieżniki powodując lokalną eliminację niektórych gatunków. Wreszcie, zmiana warunków abiotycznych (głównie temperaturowych i wilgotnościowych) może powodować wymieranie wyspecjalizowanych gatunków o wąskich niszach ekologicznych (gatunki stenotopowe).

Poza tym, dla wielu gatunków płat strodrzewia, a raczej jego efektywna powierzchnia, jest mniejsza niż w rzeczywistości, ze względu na obecność strefy brzegowej o odmiennych warunkach. Jest tutaj bardziej sucho, cieplej, bardziej słoneczniej i wietrznie. Wyspecjalizowane gatunki wnętrza lasu (np. niektóre porosty nadrzewne) unikają strefy o szerokości do dwóch wysokości drzewostanu (Sławski 2008).

Niektóre gatunki zwierząt są bardziej narażone poprzez utratę siedliska niż inne. Najbardziej narażone są duże, długowieczne gatunki, posiadające duże areale życiowe i mające małe tempo reprodukcji, jak na przykład wiele dużych drapieżników (Jędrzejewski i in. 2006). W oparciu o istniejące dowody żywotne biologicznie populacje dużych drapieżników mogą występować jedynie w krajobrazie, w którym zagęszczenie dróg nie przekracza 0,6 km/km<sup>2</sup> (Forman i in. 2003).

## Oddziaływanie hałasu

Prowadzone w latach 1984-1991 szerokie badania środowiskowych oddziaływań autostrad na zgrupowania ptaków w Holandii (Reijnene i in. 1995), wykazały istotną prawidłowość. Zarówno w lasach jak i na obszarach trawiastych (pastwiskach) przylegających do dróg, zagęszczenia populacji około 60% zamieszkujących je gatunków ptaków było mniejsze w pobliżu autostrad. W strefie oddziaływania, zarówno całkowite zagęszczenie ptaków, jak i bogactwo gatunków były niższe o około 1/3, a poszczególne gatunki zanikały wraz ze zbliżaniem się do drogi. Zasięg oddziaływania, czyli odległość od drogi, w obrębie której obserwowane jest znaczące oddziaływanie (w tym przypadku spadek zagęszczenia populacji), był większy w przypadku ptaków na obszarach trawiastych. Ograniczenie wielkości wielu lokalnych populacji ptaków śpiewających ma miejsce już przy zadziwiająco niskich natężeniach hałasu. Natężenie hałasu, przy którym całkowite zagęszczenie populacji wszystkich leśnych gatunków ptaków zaczynało spadać, wynosiło średnio 42 dB, w porównaniu ze średnią 48 dB w przypadku ptaków obszarów trawiastych.

Według badań holenderskich wielkość zasięgu oddziaływania (przy średniej prędkości ruchu wynoszącej 120 km/h) zależała również od natężenia ruchu. W lesie przylegającym do dróg o natężeniu ruchu 10 000 pojazdów/dobę zasięg oddziaływania wynosił 305 m, a w lesie przylegającym do autostrad o natężeniu ruchu 50 000 pojazdów wynosił aż 810 m (Reijnene i in. 1995).

## Rola korytarzy ekologicznych

Korytarze ekologiczne mają kluczowy wpływ na zmniejszenie stopnia izolacji wysp krajobrazowych, umożliwiając przemieszczania się materii i energii w ekosystemie.

W przypadku zwierząt korytarze umożliwiają migracje związane z rozrodem lub zdobywaniem pokarmu, przepływ genów oraz łączenie populacji w metapopulacje.

Niezwykle ważną kwestią jest „przepuszczalność” infrastruktury liniowej dla fauny, którą należy wziąć pod uwagę przy jej planowaniu. W rozwiązywaniu tych problemów istotne jest wyznaczanie punktów przecinania się szlaków migracji zwierząt z planowanymi trasami, szczególnie autostrad i szybkich linii kolejowych. Dzikie zwierzęta przemieszczają się najczęściej w naturalnych korytarzach ekologicznych, które należy szczególnie chronić (Jędrzejewski i in. 2006, Jędrzejewski, Ławreszuk 2009).

Pozostałe funkcje korytarzy ekologicznych to:

- wpływ bioklimatyczny;
- bufor dla cieków, wód powierzchniowych;
- modyfikacja rozprzestrzeniania się zaburzeń;
- siedliska dla specyficznych grup gatunków, w tym gatunków zamieszkujących ekotony.

Wobec nowopowstającej sieci autostrad i dróg szybkiego ruchu zagadnienia łączności ekologicznej w skali całego kraju stały się istotnym elementem planowania dróg i podejmowania działań minimalizujących (Jędrzejewski, Ławreszuk 2009).

## Minimalizowanie skutków fragmentacji – kształtowanie krajobrazu

Przyjazne środowisku projektowanie inwestycji, uwzględniające również minimalizowanie skutków fragmentacji i ochronę krajobrazu, powinno być realizowane poprzez:

- zintegrowanie drogi z krajobrazem poprzez odpowiednie ukształtowanie trasy, dobór materiałów oraz zastosowanie zieleni,

- unikanie zniszczenia ważnych elementów krajobrazu (np. cennych starych drzewostanów),
- nieprzerywania ciągłości historycznej zagospodarowania leśnego (rola „starych lasów”),
- synchronizacja polityki zalesień z kształtowaniem systemu zadrzewień śródpolnych.

Ważne jest też używanie do nasadzeń gatunków drzew i krzewów zgodnych z zasięgami geograficznymi (Szwed i in. 1999).

Istotnym zagadnieniem jest formowanie strefy ekotonowej, którą powinno się już kształtować wiele lat przed powstaniem inwestycji liniowej (Borecki i in. 1997):

- młodniki w przyszłej strefie należy prowadzić w umiarkowanym lub przerywanym zwarciu, unikając niestabilnych przegęszczeń; w tej fazie rozwoju drzewostanu należy wzbogacać skład gatunkowy o silnie korzeniące się drzewa liściaste,

- w celu zwiększenia mechanicznej stabilności drzewostanów wskazane jest stosowanie silnych zabiegów trzebieżowych z wyraźnym preferowaniem drzew najżywotniejszych, bez względu na ich jakość techniczną, oraz zakładanie orębów o szerokości 10-15 metrów, kosztem przyszytego pasa drogowego,

- przy ścianie lasu, bez względu na warunki siedliskowe oraz wiek drzewostanu należy tworzyć warstwę podszytu; dla utrudnienia penetracji wnętrza lasu oraz dla stabilizacji klimatu wnętrza lasu.

## Podsumowanie

Fragmentacja, a w konsekwencji zanik siedlisk jest jednym z podstawowych czynników mających wpływ na spadek różnorodności biologicznej.

Minimalizacja tych procesów jest podstawowym zadaniem we współczesnej ochronie przyrody oraz w planowaniu przestrzennym opartym na zrównoważonym rozwoju.

Ważne jest planowanie kompatybilne ekologicznie. Projektowanie sieci infrastruktury liniowej powinno być połączone z planowaniem sieci ekologicznych, tak by spełniały potrzebę utrzymania „łączności”, która zgodnie z wytycznymi Dyrektywy Siedliskowej jest jedną z najważniejszych wartości ekologicznych.

Zagadnienia dotyczące fragmentacji kompleksów leśnych, wraz ze wskazaniem sposobów minimalizacji tego zjawiska powinny zostać włączone do planu urzędzenia lasu.

## Literatura

- Borecki T., Stępień E., Miścicki S., Nowakowska J., Wójcik R., Zielony R., Dudek A., Płotkowski L., Czepinska-Kamińska D. 1997. Ocena wpływu ciągów komunikacyjnych szybkiego ruchu na drzewostany leśne położone w bezpośrednim sąsiedztwie. Na zlecenie DGLP, Maszynopis w Katedrze Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej SGGW w Warszawie.
- Bucking W. 2003. Are there thresholds number for protected forests? *Journal of Environmental Management* 67.
- Chojński A. 1995. *Zarys limnologii fizycznej Polski*. Wyd. Nauk. UAM, Poznań.
- Collinge S.K. 1998. Spatial arrangement of patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning* 42:157-168
- Faliński J.B. 1988. Succession, regeneration and fluctuation in the Białowieża Forest (NE Poland). *Vegetatio* 77: 115-128.
- Forman R.T.T. 1995. *Land Mosaics. The ecology of landscape and regions*. Cambridge University Press.
- Forman, R. T. T., Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Forman R.T.T., Sperling D., Bissonette J., Clevenger A.P., Cutshall C., Dale V., Fahrig L., France R.,



- Goldman C., Heanue K., Jones J., Swanson F., Turrentine T., Winter T. 2003. Road Ecology: Science and Solutions. Island Press (Polski przekład Związek Stowarzyszeń 'Polska Zielona Sieć' 2009).
- Franklin I. R. 1980. Evolutionary changes in small populations. W: Soulé M., Wilcox B. (red.) Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective, Sinauer Associates, Sunderland, Mass., U.S.A.: 135-149.
- Franklin A. B., Noon B. R., George T. L. 2002. What is habitat fragmentation? Studies in Avian Biology 25:20-29.
- Gergel S.E., Turner M.G. 2002. Learning Landscape Ecology. Springer.
- Holeksa J. 1993. Wielkość rezerwatów a skuteczność ochrony mieszanych lasów dolnoregłowych w Beskidach Zachodnich. Prądnik, Prace Muz. Szafera 78: 359-369.
- Ibisch P.L., Hoffmann M.T., Kreft S., Pe'er G., Kati V., Biber-Freudenberger L., Dominick A., DellaSala, Vale M.M., Hobson P.R., Selva N. 2016. A global map of roadless areas and their conservation status. Science 16 Dec 2016, Vol. 354, Issue 6318: 1423-1427. (Wersja elektroniczna: <http://science.sciencemag.org/content/354/6318/1423.full> dostęp 24.04.2018 r.)
- Jaeger J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landscape Ecology 15: 115-130.
- Jędrzejewski W., Nowak S., Kurek R., Mysłajek R. W., Stachura K., Zawadzka B. 2006. Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt. Wydanie II. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża.
- Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.) 2009. Ochrona łączności ekologicznej w Polsce Materiały konferencji międzynarodowej „Wdrażanie koncepcji korytarzy ekologicznych w Polsce” Białowieża, 20-22 XI 2008 r. Wyd. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża
- Korpeľ Š. 1993. Dynamika prírodného smrekového lesa v Západných Tatrách na príklade Pr Kotlový Žľab. Zb. Prac. TANAP 33: 193-225.
- Mac Arthur R. H., Wilson E. O. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Maciantowicz M. 2007. Co po nas zostanie? Zalesienia w aspekcie zmian klimatu. W: A. Jermaczek (red.). Zalesiać czy nie zalesiać? Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin: 117-129.
- Pullin A. S. 2004. Biologiczne podstawy ochrony przyrody. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Reijnen, M. J. S. M., Veenbaas G., Foppen R. P. B. 1995. Predicting the Effects of Motorway Traffic on Breeding Bird Populations. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
- Soule M.E. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. W: Soulé M., Wilcox, B. (red.) Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective, Sinauer Associates, Sunderland, Mass., U.S.A.: 151-169.
- Sławski M. 2008. Wewnętrzna fragmentacja lasu i jej skutki przyrodnicze. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 10, 3, 19: 55-60.
- Szwagrzyk J. 1991. Dynamika lasów naturalnych a koncepcja ochrony rezerwatowej: źródła konfliktu i propozycje rozwiązań. Prądnik, Prace Muz. Szafera 4: 153-159.
- Szwed W., Ratyńska H., Danielewicz W., Mizgajski A. 1999. Przyrodnicze podstawy kształtowania marginesów ekologicznych w Wielkopolsce. Prace Katedry Botaniki Leśnej Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu 1: 1-144.
- Wilgat T. 2002. Parki narodowe w liczbach. Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sectio B, Lublin: Vol. 57, 19: 353-294.
- Zajączkowski J. 1991. Odporność lasu na szkodliwe działanie wiatru i śniegu. Wydawnictwo Świat, Warszawa.

**Marek Maciantowicz**

Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Zielonej Górze  
m.maciantowicz@zielonagora.lasy.gov.pl