

Ekologia dróg



R.T.T Forman, D. Sperling, J. Bissonette, A.P. Clevenger,
C. Cutshall, V. Dale, L. Fahrig, R. France, C. Goldman, K. Heanue,
J. Jones, F. Swanson, T. Turrentine, T. Winter

Ekologia dróg

R.T.T Forman
D. Sperling
J. Bissonette
A.P. Clevenger
C. Cutshall
V. Dale
L. Fahrig
R. France
C. Goldman
K. Heanue
J. Jones
F. Swanson
T. Turrentine
T. Winter

Tytuł oryginału: Road Ecology: Science and Solutions
Copyright © 2003 Island Press

Published by arrangement with Island Press / Opublikowano na podstawie porozumienia z Island Press

Polski przekład © 2009 Związek Stowarzyszeń 'Polska Zielona Sieć'

Zgodnie z porozumieniem z wydawnictwem Island Press, publikacja zawiera tłumaczenie rozdziałów 4-10 oryginału

ISBN: 978-83-62403-00-4

Tłumaczenie: Marta Babicz, Agata Łuczyńska, Ewa Milewska, przy współpracy z Przemysławem Kalinką

Redakcja naukowa tłumaczenia: Przemysław Chylarecki, Marta Wiśniewska

Przedmowa: Przemysław Chylarecki, Robert Cyglicki, Marta Wiśniewska

Zdjęcie na okładce: Grzegorz Zawadzki

Opracowanie graficzne i skład: Michał Pabian

Spis treści

Wstęp	11	
Rozdział 1	Roślinność poboczny	15
Odczytywanie pobocza	16	
<i>Typy roślin</i>	19	
<i>Sukcesja roślin w czasie</i>	20	
<i>Wzorce rozmieszczenia przestrzennego roślinności</i>	23	
Roślinność	25	
Rośliny	29	
<i>Typy roślin</i>	29	
<i>Gatunki rodzime i nierodzone</i>	30	
<i>Rozprzestrzenianie się roślin rosnących na poboczach</i>	34	
Habitaty i zwierzęta na poboczach dróg	41	
Utrzymanie poboczny dróg	45	
<i>Koszenie i przycinanie roślinności</i>	49	
<i>Kontrola roślin nierodzonych i inwazyjnych</i>	51	
<i>Sadzenie</i>	53	
<i>Ekologia a jakość wizualna</i>	56	
<i>Różnorodny pobocza</i>	58	
Podsumowanie	60	
Rozdział 2	Populacje dzikich zwierząt	61
Śmiertelność dzikich zwierząt na drogach	63	
<i>Ekonomiczne koszty wypadków</i>	65	
<i>Współczesne badania śmiertelności</i>	66	
Czynniki wpływające na śmiertelność	69	
<i>Wpływ ruchu drogowego, drogi i krajobrazu</i>	70	
<i>Zachowanie gatunku i ekologia</i>	70	
Zmiany w ilości i jakości siedlisk	73	

<i>Utrata siedliska</i>	73
<i>Obniżona jakość siedliska</i>	75
<i>Podwyższona jakość siedliska</i>	78
Oddziaływanie na spójność krajobrazu	81
<i>Efekt bariery</i>	83
<i>Wzmoczone przemieszczenia</i>	87
Efekty skumulowane a gęstość dróg	89
Podsumowanie	91
Rozdział 3 Łagodzenie skutków oddziaływania dróg na dzikie zwierzęta	94
Łagodzenie ryzyka śmiertelności, utraty siedliska lub obniżenia jego jakości	96
<i>Łagodzenie ryzyka śmiertelności</i>	96
<i>Łagodzenie ryzyka utraty siedliska lub obniżenia jego jakości</i>	101
<i>Rodzaje górnych i dolnych przejść dla zwierząt</i>	103
<i>Małe przejścia</i>	105
<i>Duże przejścia</i>	107
<i>Przejścia pierwotnie zaprojektowane dla innych celów</i>	109
Czynniki wpływające na użytkowanie przejść przez zwierzęta	110
Przejścia dla zwierząt: Podsumowanie i skuteczność	116
<i>Stan wiedzy</i>	116
<i>Kryteria skuteczności i założenia w projektowaniu przejść dla zwierząt</i>	122
<i>Stosowanie środków łagodzących - analiza przypadków</i>	125
<i>Podsumowanie</i>	126
Rozdział 4 Spływy wód i rumowiska	129
Kontrola erozji i osadów	131
<i>Procesy erozji deszczowej</i>	131
<i>Czynniki wpływające na erozję deszczową</i>	133
<i>Kontrola osadów</i>	135
Wzajemne oddziaływania systemów drogowych i wody	137
<i>Wpływ wody na drogi i ruch drogowy</i>	137
<i>Wpływ dróg na wodę i materiał przez nią przenoszony</i>	140
Model koncepcyjny dla dróg i spływów wody	141
Drogi i woda na zboczach wzgórz oraz terenach płaskich	146
Zbocza wzgórz	147
<i>Tereny płaskie</i>	150
Typy dróg, użytkowanie gruntów i woda	160
<i>Trakty, drogi polne oraz wybudowane drogi żwirowe</i>	160
<i>Drugorzędne i pierwszorzędne drogi utwardzone</i>	162

Podsumowanie	163	
Rozdział 5	Substancje chemiczne wzdłuż dróg	166
	Źródła zanieczyszczeń chemicznych	167
	<i>Drogi, pobocza oraz ich utrzymanie</i>	168
	<i>Samochody, opony i paliwo</i>	170
	<i>Wyciek substancji chemicznych</i>	173
	Substancje chemiczne i ich rozprzestrzenianie	175
	Rodzaje skutków ekologicznych	179
	Sól drogowa	181
	<i>Solenie dróg a ekosystemy jeziorne</i>	183
	<i>Zróźnicowane skutki ekologiczne soli drogowej</i>	185
	<i>Inne środki odladzające</i>	187
	Praktyki dobrego zarządzania w ograniczaniu zanieczyszczeń oraz kontroli ich źródeł	189
	<i>Łagodzenie zanieczyszczenia za pomocą rozwiązań strukturalnych</i>	190
	<i>Kontrola źródeł zanieczyszczeń przy pomocy metod niestrukturalnych</i>	192
	Podsumowanie	193
Rozdział 6	Ekosystemy wodne	195
	Struktura siedliska, spójność oraz drogi	196
	<i>Fizyczna struktura siedliska</i>	196
	<i>Łączność</i>	198
	<i>Oddziaływanie dróg na siedliska i łączność</i>	200
	Jeziora	202
	<i>Pył drogowy i ekosystem jeziora</i>	202
	<i>Jeziora jako integratory procesów erozji w zlewni</i>	207
	<i>Zbiorniki okresowe</i>	211
	Tereny podmokłe	211
	<i>Oddziaływanie dróg na tereny podmokłe</i>	212
	<i>Działania łagodzące i kompensujące obejmujące mokradła</i>	216
	Strumienie, rzeki, mosty i przepusty	220
	<i>Drogi, strumienie i rzeki</i>	220
	<i>Oddziaływanie mostów i przepustów</i>	221
	Słone mokradła przybrzeżne	226
	Podsumowanie	228
Rozdział 7	Wiatr i zjawiska atmosferyczne	230
	Mikroklimat, wiatr i osłony przed wiatrem	231
	<i>Mikroklimat wzdłuż drogi</i>	232
	<i>Wiatr i osłony przed wiatrem</i>	234

Pył i erozja	240	
<i>Erozja wietrzna</i>	240	
<i>Pył</i>	242	
Śnieg i osłony przeciwśnieżne	246	
Zakłócenia i hałas powodowane przez ruch pojazdów	252	
<i>Hałas a zwierzęta</i>	253	
<i>Dziki zwierzęta, ruchliwe oraz mało uczęszczane drogi</i>	256	
<i>Wybrane kluczowe czynniki warunkujące hałas</i>	261	
Oddziaływania atmosferyczne w skali lokalnej, regionalnej oraz globalnej	264	
<i>Zanieczyszczenia w skali lokalnej</i>	265	
<i>Zanieczyszczenia w skali regionalnej</i>	267	
<i>Zanieczyszczenia w skali globalnej</i>	270	
<i>Oddziaływania związane z globalnymi zmianami klimatu</i>	271	
Podsumowanie	274	

Przekonanie, że rozwój sieci dróg ekspresowych i autostrad jest priorytetem rozwoju gospodarczego Polski stało się w ostatnich latach równie rozpowszechnione, jak wiara, że tempo wzrostu PKB jest dobrą miarą jakości życia obywateli. Oba te twierdzenia są co najmniej dyskusyjne, choć słabości PKB są chyba powszechniej dostrzegane niż ogrom problemów, które generują drogi – gdy w końcu uda się je wybudować. Drogi są bez wątpienia krwioobiegiem współczesnej gospodarki, jak to często ujmują inżynierowie i politycy, ale drogi są równocześnie tym rodzajem infrastruktury, który bardzo głęboko – daleko bardziej niż widać na pierwszy rzut oka – przekształca środowisko przyrodnicze. Jednakże wiedza o rozlicznych środowiskowych oddziaływaniach dróg była do niedawna rozproszona w tysiącach artykułów w fachowych czasopismach. Jako taka, była praktycznie niedostępna dla planisty chcącego projektować drogi w sposób możliwie mało szkodliwy dla środowiska. Co gorsza, była również bardzo trudno dostępna dla ekologa, chcącego uczestniczyć w procesie planowania rozwoju sieci drogowej.

Krajowa perspektywa myślenia o konflikcie dróg ze środowiskiem przyrodniczym jest zdominowana przez opracowania koncentrujące się na budowie przejść dla zwierząt, które stanowią jedną z głównych metod łagodzenia tego problemu. Na krajowym rynku brak jednak było opracowań analizujących ekologiczne aspekty funkcjonowania dróg w szerszym kontekście, obejmującym hydrologię, erozję i transport rumowiska, czynniki chemiczne, itd. – jednym słowem wszystko to, co pozwala zrozumieć, że w pierwszym rzędzie trzeba przemyśleć potrzebę i zrozumieć konsekwencje budowy drogi w danym przebiegu, a dopiero potem myśleć o

działaniach minimalizujących oddziaływanie przez nią wywoływane. Dlatego też jesteśmy przekonani, że polski przekład kluczowych rozdziałów kultowej książki *Road Ecology*, który oddajemy do rąk czytelników, jest pozycją po prostu bardzo potrzebną.

Wydana w 2003 roku w USA książka *Road Ecology* stała się od razu hitem na rynku. Napisana przez interdyscyplinarny zespół kilkunastu specjalistów – zarówno ekologów, jak i specjalistów od spraw transportu – książka podsumowywała stan wiedzy o funkcjonowaniu dróg w środowisku przyrodniczym. Już sam tytuł był strzałem w dziesiątkę, gdyż z miejsca zdefiniował i wyodrębnił nową dziedzinę badań i wiedzy przyrodniczej. I choć dla wielu z nas takie sprawy wydają się drugorzędowe i trywialne, to właśnie tego typu – czysto formalne zabiegi, związane ze swego rodzaju “etykietowaniem produktu” mają często przełomowe znaczenie, generując znaczące przyspieszenie w rozwoju badań i aplikacji.

Sukces książki był efektem współpracy ekspertów z “obu stron barykady” wytyczonej na styku drogowcy – ekolodzy. Zaowocowała ona obszernym, wyważonym tekstem, w którym dane i fakty mówią same za siebie, bez zbędnego ładunku emocjonalnego. Tekstem, z którego przeziera na wskroś pragmatyczne podejście do problemu – dróg będzie jedynie więcej i trzeba wiedzieć, jak je projektować, by straty środowiskowe były jak najmniejsze. Ale ta sama pragmatyka każe autorom przyznać, że drogi – z całym wachlarzem swoich dalekodystansowych oddziaływań – są obecnie kluczowym czynnikiem kształtującym funkcjonowanie ekosystemów czy krajobrazów.

Jesteśmy przekonani, że lektura *Ekologii dróg* będzie dla czytelników równie inspirująca, jak dla nas. Książka prezentuje bardzo szerokie spojrzenie na funkcjonowanie dróg w krajobrazie, dużo uwagi poświęcając kwestiom rzadko poruszonym w krajowej – jakże ubogiej – literaturze przedmiotu. Na uwagę zasługują zwłaszcza fragmenty opisujące, w jak powszechny i istotny sposób drogi wpływają na sploty powierzchniowe i przepływy wód gruntowych, czy też rozdział o wpływie dróg na ekosystemy wodne i mokradłowe. Po przeczytaniu tych fragmentów innym okiem będziemy spoglądać na tak – zdawałoby się banalną – sprawę, jak obecność wielkich kałuż na polach przy drodze po wiosennych roztopach albo po dużych opadach deszczu. Indukowane budową dróg zmiany we wzorcach przepływu wody w krajobrazie to z pewnością najbardziej ignorowany aspekt budowy dróg w Polsce, a lektura *Ekologii dróg* ma szansę tę sytuację choć trochę zmienić.

I na koniec kilka uwag technicznych. Czytając tę książkę trzeba pamiętać, że oryginalna wersja została wydana pod koniec 2003 roku. Od tamtego czasu sporo

się zmieniło. Wiedza o zmianach klimatu i ich przyczynach jest obecnie daleko bardziej zaawansowana niż sygnalizowana na kartach *Road Ecology*. Wiele z wyników, które w 2003 roku miały charakter jednostkowy, wymagający potwierdzenia w dalszych badaniach, teraz stanowi już ugruntowany kanon wiedzy.

Trzeba również pamiętać, że książka była pisana z perspektywy amerykańskich autorów dla amerykańskich odbiorców. Stąd też ogromna większość przykładów nawiązuje do północnoamerykańskich zwierząt i tamtejszej sieci drogowej. Na przykład, wszędzie tam, gdzie autorzy pisali o jeleniach (innych niż wapiti), mając na myśli kilka tamtejszych gatunków z rodzaju *Odocoileus*, krajowy czytelnik powinien pomyśleć raczej o sarnie (która zajmuje w naszych ekosystemach podobną niszę, co mulak i jeleni wirgiński).

Niniejszy przekład obejmuje 7 z 14 rozdziałów książki. Z uwagi na ograniczone środki, w uzgodnieniu z wydawcą, *Island Press*, zdecydowaliśmy się na przekład zasadniczych rozdziałów poświęconych zagadnieniom ekologicznym, tworzących centralne dla książki części: drugą i trzecią. Pominęliśmy natomiast rozdziały 1-3 (część I oryginału) oraz 11-14 (część IV), jako bardziej poświęcone drogom i systemom drogowym i w większości mocno osadzonych w specyfice amerykańskiej.

Z drugiej strony zachowaliśmy kompletny spis literatury fachowej, wierząc, że będzie ona użyteczna dla polskiego czytelnika. Dane te obejmują blisko 1100 pozycji bibliograficznych, sięgających po rok 2002 i stanowią jeden z niebagatelnych walorów tej publikacji.

Przekład książki obejmującej tematykę z tak odmiennych dziedzin jak inżynieria drogowa, hydrobiologia, ekologia krajobrazu i geologia – stanowiło spore wyzwanie dla tłumaczy. Jesteśmy im wdzięczni za podjęcie się tego karkołomnego zadania. Z pewnością część terminów mogła zostać przełożona z użyciem bardziej fachowego żargonu, ale w tłumaczeniu preferowaliśmy – podobnie jak autorzy oryginału – raczej mniej wyspecjalizowanego czytelnika, nawet kosztem literalnej precyzji przekładu. Dziękujemy przedstawicielom wydawnictwa *Island Press* za zgodę na udostępnienie książki polskim czytelnikom na zasadach dalekich od komercyjnych.

Przemysław Chylarecki, Marta Wiśniewska, Robert Cyglicki

Rozdział 1

Roślinność poboczy

Podsakając w koleinach ... bez potrzeby korzystania ze stacji benzynowych, numerowanych dróg, czy atlasów drogowych, pojazdy bez koni mknęły przez prerię po pierwszych nitkach sieci dróg, których pasma, stając się coraz szersze, bardziej liczne i przytłaczające, rozsiewały coraz więcej „obcych” roślin i zwierząt.

- Mary Theilgaard Watts, *Reading the Landscape of America*, 1975

HISTORIA DROGI. Najpierw – ścieżka obrośnięta klonami, paprotnikami, trójlistami, z lasówkami złotogłowymi i lisami. Wkrótce – dróżka wiejska z głogami, śliwami, paprociami, fiołkami, rudymi przedrzeźniaczami, świstakami. Obecnie – droga wiejska z jabłoniąmi, sosnami, czarnym bzem, królikami, poziomkami, wojakami żółtogardłymi. Następnie - kraniec wsi z klonami srebrnymi i norwesкими, świerkami, mniszkiem, drozdowatymi ptakami, myszakami. Następnie - kraniec miasta z topolami, katalpami, klonami jesionolistnymi, babka lancetowatą, szpakami, myszami. W końcu – miasto z bożodrzewiem, wróblami, szczurami, gołębiami, karaluchami i fiołkiem.

- *Reading the Landscape of America*

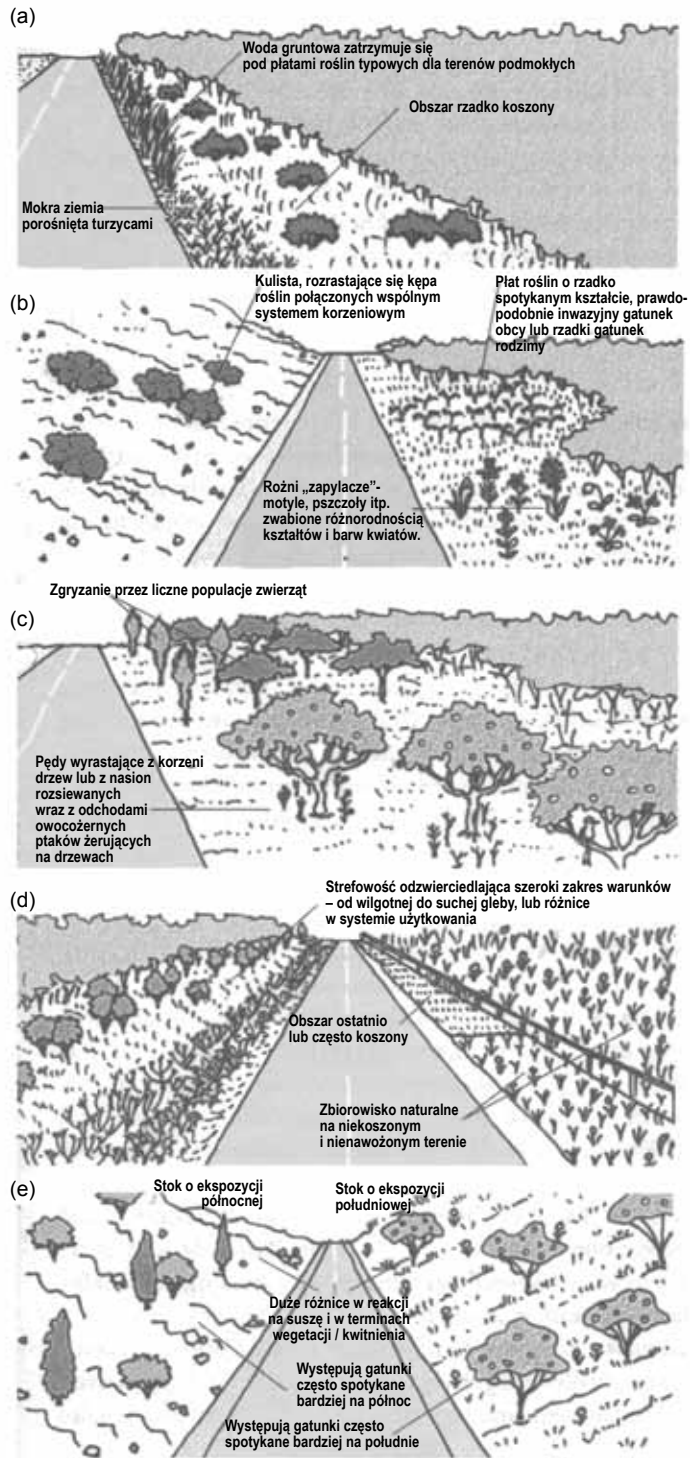
Większość kierowców gapi się ślepo przez szybę o trapezowym kształcie, mając za cel bezpieczne i skuteczne dotarcie do miejsca przeznaczenia. Wąskie pole widzenia na dole i szerokie na górze przedniej szyby samochodu obejmuje przede wszystkim nawierzchnię drogi i bezkres nieba. Po lewej i prawej stronie widoczne są kawałeczki pobocza, prawie stykające się w oddali, okolone pasami różnorodnie użytkowanej ziemi. Te trójkątne paski zwykle szybko znikają ze świadomości kierowcy, tworząc mglistą pustkę, przy której wszystko inne wydaje się ostre. Pobocza wydają się jednostajne, bezkresne i najnudniejsze pod słońcem. Kierowca nie przygląda się poboczom, ponieważ wydaje się że nie ma tam nic do oglądania.

Jednak już pasażerowie samochodu postrzegają świat w inny sposób. Pobocza nie są dla nich małymi trójkącikami wypełnionymi pustką, ponieważ boczne okna otwierają rozległy widok na „spektakl” rozgrywający się na poboczach. Aby ten spektakl zrozumieć, przyjrzyjmy się roślinom, głównym jego aktorom. Te wyniosłe zielone kształty kryją w sobie skomplikowane procesy życiowe, obejmujące wzrost, kołysanie się na wietrze, wypuszczanie kolorowych kwiatów, nęcenie pszczoł i motyli, rywalizowanie z sąsiadami, zżeranie przez robaki, zjadanie przez owłosione ssaki, pobieranie składników mineralnych z ziemi, wchłanianie wody z opadów, w końcu obumieranie aż do postaci czarnej materii organicznej, z pożytkiem dla następnych roślin.

Odczytywanie pobocza

Zacznijmy więc spektakl. Zamiast odczytywać otaczający krajobraz,¹⁰⁰⁷ odczytajmy pobocze (skraj drogi) przy pomocy pierwszego przewodnika terenowego w tej dziedzinie. Przewodnik dostarcza wskazówek niezbędnych do zrozumienia przyrody na poboczach, pokazane również na ryc. 1.1. Jednak detektyw krajobrazowy lub detektyw drogowy zobaczy znacznie więcej, w tym:

- *rząd niskich, drobnych roślin w granicach od 0,5 do 1 metra od skraju drogi.* Mocne, odporne rośliny, które przetrwają zakłócenia, chemikalia oraz przysypywanie, ugniatanie ziemi przez opony, jak również zgniatanie przez sprzęt do utrzymania dróg.
- *Zróznicowane, różnobarwne pobocze.* Tu rządzi przyroda, nie ma chemikaliów, nawozów, czy herbicydów (jeśli występują, to w niewielkiej ilości). Prawdopodobnie duża ilość kolorowych motyli i innych zapylaczy.
- *Płaty dzikich kwiatów, wyraźnie oddzielone, obejmujące jeden lub dwa gatunki w czasie kwitnienia.* Nasadzone.



Ryc. 1.1. Odczytywanie poboczy według klucza ekologicznego.

- *Placki gołego piasku lub żwiru.* Zawierają stosunkowo odmienny zestaw gatunków roślin.
- *Podłużne zagłębienia na zewnętrznej części pobocza.* Prawdopodobnie okresowo (np. wiosną) wypełniane wodą zbiorniki, ze specyficznym zestawem gatunków roślin, które dobrze się rozwijają, ponieważ zbiorniki są suche przez część roku.
- *Rozproszone krzewy (podrost) lub płaty podrostu.* Miejsca o dużej liczebności i różnorodności ptaków zapewniające im możliwość gniazdowania, także schronienie dla zwierząt naziemnych.
- *„Przezroczyście” nasadzenia drzew lub innej roślinności* (pozbawione warstwy podszytu i podrostu). Liczebność i różnorodność zwierząt znacznie niższa niż w naturalnych zbiorowiskach leśnych.
- *Zachowane starsze drzewa.* Siedlisko występowania mchów, porostów, owadów podkorowych oraz ptaków żerujących na tych owadach.
- *Dziuple w starych drzewach.* Prawdopodobnie występują ptaki gniazdujące w dziuplach oraz ssaki wykorzystujące dziuple.
- *Skrzynki lęgowe dla ptaków umieszczone na słupach lub z tyłu znaków drogowych, na zewnętrznej części pobocza.* Można spotkać błękitniki, pustułki oraz inne gatunki zwabione przez taki sposób zagospodarowania pobocza.
- *W otoczeniu drogi intensywnie uprawiane pola lub tereny zabudowane.* Pobocza mogą być niemal jedynym miejscem występowania naturalnej roślinności.
- *Wysokie rośliny rosnące wzdłuż ogrodzeń pastwisk.* Gatunki, którym udało się przetrwać koszenie z jednej strony i obecność bydła z drugiej strony ogrodzenia.
- *Wybijały wzrost roślin w pobliżu drogi w suchym krajobrazie.* Po części związane z nawadnianiem wodą deszczową spływającą z powierzchni drogi.
- *Kuliste, wyglądające na zwiędłe rośliny przemieszczające się po drodze w suchym klimacie* (często zatrzymujące się na ogrodzeniach i w rowach). Solanka kolczysta (ang. Tumbleweed), gatunek obcy, rozsiewający swe nasiona.

Typy roślin

Spójrzmy teraz bardziej systematycznie na roślinność. Jakie są główne typy roślin spotykanych na poboczach? Jak zmienia się roślinność w czasie? Jak jest zorganizowana przestrzennie, w danym miejscu i wzdłuż odcinka drogi? Oczywiście, na milionach kilometrów lub mil poboczy występuje nieskończona ilość różnorodnych przypadków, w większości kształtowanych w warunkach silniejszego lub słabszego nasłonecznienia. Zajmiemy się więc najczęściej spotykanymi wzorcami.

Botanicy oznaczają większość roślin porastających pobocza jako *rośliny kwitnące*, co oznacza, że posiadają one wewnętrzny system transportu wody i substancji chemicznych oraz, że mają kwiaty o widocznych organach rozmnażania.^{941, 942} Większość to gatunki zielne, nieposiadające zdrewniałych łodyg, z tkankami twórczymi na szczycie łodygi, dla których cięcie stanowi zagrożenie. Trawy natomiast, posiadają tkanki twórcze przy podstawie łodygi i koszenie tylko stymuluje ich wzrost. Na poboczach rosną również *rośliny jednoroczne*, przechodzące cykl od nasiona do kwiatu i zamierania w ciągu jednego sezonu, jednakże dominują tu *rośliny wieloletnie*.

Ekolodzy widzieliby na poboczach raczej gatunki generalistyczne niż wyspecjalizowane. Rośliny te mają dużą tolerancję genetyczną na warunki środowiskowe, zmieniające się od wilgotnych do suchych i od zimnych do gorących.^{59, 856, 923} Większość gatunków to gatunki światłolubne, słabo rosnące lub zagłuszane w gęstym cieniu. Gatunki rosnące na poboczach są często odporne na zakłócenia, czego dowodzi zdolność przeżycia lub wręcz czerpania korzyści z powtarzających się zakłóceń, takich jak koszenie.^{724, 1}

Na poboczach daje się zazwyczaj rozpoznać naturalne *zbiorowiska roślin*, składające się głównie z często współwystępujących gatunków rodzimych.^{24, 815, 942} Na mocno zanieczyszczonych lub intensywnie koszonych poboczach lub tam gdzie dominują gatunki nierodzące (zwane także egzotycznymi, introdukowanymi, obcymi), naturalne zbiorowiska są jednak zdegradowane lub nierozpoznawalne. Gatunki nierodzące są szeroko rozpowszechnione na poboczach, w szczególności w obszarach zabudowanych. Chociaż wiele gatunków obcych spotykanych na poboczach występuje tam nielicznie, to istnieje kilka gatunków inwazyjnych, na przykład kudzu (*Puereria thunbergiana*) w południowo-wschodnich Stanach Zjednoczonych lub krwawnica pospolita (*Lythrum salicaria*) występująca bardziej na północ¹⁰³⁶, tworzących na poboczach zauważalne monokultury, w których jeden gatunek przykrywa całą powierzchnię.

Naturalne zbiorowiska różnią się znacznie typową ilością występujących gatunków. W porównaniu z innymi, zbiorowiska roślin na poboczach dróg mogą być mniej różnorodne, ponieważ utraciły wrażliwe gatunki rodzime, nieodporne na warunki przydrożne. Z drugiej strony, gatunki nierodzące, kolonizujące lub nasadzone, zwiększają ogólną liczbę obecnych gatunków. Gatunki nierodzące mogą mieć jednak ograniczone możliwości integracji do łańcucha pokarmowego. Skrajną alternatywą dla typowych, naturalnych zbiorowisk jest monokultura. Większość monokultur na poboczach to inwazyjne rośliny egzotyczne, posiane lub wielokrotnie koszone trawy oraz rodzime gatunki bagienne.

Pobocza są pełne gatunków pospolitych. Gatunki rzadkie dla miast i miasteczek występują stosunkowo często na poboczach, choć badania na ten temat są nieliczne.^{337,356} Na poboczach spotyka się niekiedy rzadkie gatunki roślin znajdujące się na stanowych lub krajowych czerwonych listach, jednak nie występują one tam zbyt często (ryc. 1.1). Na poboczach dróg nieutwardzonych znajdujemy czasami rzadkie gatunki, podczas gdy pobocza dróg utwardzonych zdominowane są przez gatunki pospolite, pławiące się w związkach azotu pochodzącego z samochodów.¹⁰⁷⁷ W skrócie, pobocza dróg zajmują ogromną powierzchnię i są zasiedlone przez znaczą część całej flory występującej w danym krajobrazie.^{1008,897} Tym niemniej, widok pobocza z okien samochodu zdominowany jest przez wyraźnie zarysowany zestaw typów roślin.

Sukcesja roślin w czasie

Budowa drogi wiąże się z powstaniem długich pasów gołej ziemi, na których sukcesja roślin, czyli inaczej sekwencja roślinności na przestrzeni czasu, zaczyna się od zera.^{1064, 856, 923} Powierzchnie te są zwykle obsadzone roślinami jednorocznymi, aby przeciwdziałać erozji. Niezależnie od tego, zarodniki lub nasiona glonów, mchów, porostów i roślin kwiatowych nawiewane są przez wiatr. Poza lokalnymi wyjątkami, rośliny kwiatowe z wiązkowymi systemami korzeniowym i rozłożystymi liśćmi tworzą zieloną pokrywę w ciągu tygodni. W tym czasie struktury ziemne pozostają jednak szczególnie narażone na erozję.

Nasiona kiełkują, wypuszczając kotwiczące korzenie, których zadaniem jest pobieranie wody i składników mineralnych z gleby. Ziemia nawieziona przy budowie drogi zasadniczo nie zawiera humusu, drobnoziarnistego, czarnego składnika organicznego, który zatrzymuje składniki odżywcze blisko powierzchni. Słońce

i wiatr z łatwością przesuszają wierzchnią warstwę gleby, a spływająca woda łatwo ją wypłukuje. W każdym przypadku rośliny giną. Jeżeli sadzonki przeżyją, rozeta liści wykształca się tuż nad powierzchnią ziemi. Energia słoneczna jest wylapywana podczas fotosyntezy i korzenie wrastają głębiej. Umożliwia to szybki przyrost łodygi i liści, tworzących wtedy gęstą pokrywę, która znacznie ogranicza erozję spowodowaną opadami.

W naturalnym procesie sukcesji większość kiełkujących nasion wykształca malutkie rozety listków, tak więc początkowo bogactwo gatunków roślin może być duże.^{59, 923} Gdy rozrastające się rozety zaczynają nachodzić na siebie, konkurencja preferuje najsilniejsze rośliny. Bogactwo gatunków (ich liczba) zmniejsza się więc w pierwszej fazie sukcesji, i w szczelnej pokrywie roślinnej często pozostaje tylko parę dominujących gatunków. To zwykle szybko rosnące, światłolubne rośliny. Większość to jednoroczne chwasty, szybko produkujące kwiaty i przenoszone wiatrem nasiona. Są to te gatunki roślin, które pojawiają się na niemal każdym odsłoniętym kawałku gołej ziemi.

Sukcesja roślin na poboczu drogi zwykle prowadzi do utworzenia pokrywy wieloletnich roślin zielnych. W klimacie suchym te rośliny mogą następnie zmieścić się lub zostać zastąpione przez krzewy i podrost, a następnie drzewa. Jednak poszczególne miejsca wzdłuż pobocza zmieniają się w różnym tempie, tak więc, w danej chwili można z reguły spotkać urozmaiconą mozaikę roślin w różnych stadiach sukcesji.³¹⁶

Po początkowej fazie małej różnorodności roślin jednorocznych, bogactwo gatunków roślin stopniowo wzrasta.^{856, 59, 723} Pojawia się więcej nowych gatunków, mozaika wszystkich stadiów staje się bogatsza, a inne gatunki znikają powoli. Różnorodność w pewnych momentach pozostaje niezmienna lub nawet zmniejsza się nieznacznie, kiedy jeden szczególnie wytrwały gatunek, na przykład jakiś wieloletni gatunek trawy lub roślina drzewiasta zaczyna dominować. Niezależnie od tego, proces glebotwórczy i akumulacja martwej masy organicznej w czasie wczesnych etapów sukcesji znacząco podwyższają stabilność ekosystemu poboczy. Krzewy i drzewa dają również więcej cienia, wpływając na większą stabilność mikroklimatu.

Pielęgnacja poboczy, na przykład koszenie, zmienia sekwencję sukcesji na różne sposoby omówione w dalszej części tego rozdziału. Na przykład, w celu obniżenia ryzyka erozji, nowe pobocza dróg są często obsadzone monokulturą szybko rosnącej trawy lub mieszkanką trawy i roślin motylkowych. Skraca to okres, w którym energia opadających z deszczem kropli może mieć bezpośredni wpływ na glebę i powodować erozję cząstek powierzchniowych.

Pokrywa zasianej trawy daje cień i ochładza powierzchnię gleby. Rośliny przyspieszają proces glebotwórczy, ponieważ opadłe liście i korzenie wytwarzają czarną, martwą masę organiczną, podobną do humusu używanego w ogrodzie. Z kolei, masa organiczna bardzo skutecznie utrzymuje składniki odżywcze, z których korzystają rośliny podczas wzrostu. Zacienienie powoduje, że spośród wszystkich nawiewanych nasion, teren skolonizują jedynie gatunki tolerujące zacienienie. Kolonizujące gatunki muszą jednocześnie umieć rywalizować z siecią systemów korzeniowych, która rozwinęła się już wcześniej. Jeżeli posiana trawa jest jednoroczna, jej korzenie i łodygi obumrą w ciągu paru miesięcy, tak więc te rośliny kolonizujące, które przetrwają pierwotną pokrywą traw mają dobrą pozycję startową wobec innych kolonizatorów.

Sukcesja roślin jest istotnie współzależna od zwierząt.^{856, 653, 923, 776} Na przykład, owocożerne ptaki i inne zwierzęta przenoszą nasiona roślin drzewiastych, które następnie kolonizują i wzbogacają pobocza. Tak więc, im więcej jest roślin o jagodowych owocach, tym więcej jedzących te owoce ptaków, co z kolei prowadzi do dalszego wzrostu ilości roślin jagodowych. Również liczne, widowiskowe kwiaty rosnące na poboczach przyciągają masy pszczoł i motyli. Im więcej zapylających kwiaty pszczoł i motyli, tym więcej pojawia się kwiatów i więcej nasion, co w końcu daje więcej kwiatów na poboczach.

Inne zwierzęta roślinożerne jedzą liście i łodygi. W odróżnieniu do kwiatni, liście w warunkach naturalnej vegetacji mają dziury, swoiste „stemple atestu” zrobione przez zgryzające owady. Im więcej owadów, tym więcej ptaków i innych zwierząt, które z kolei zjadają się owadami. I odwrotnie - im mniej owadów, tym mniej ptaków, co może prowadzić do większej ilości owadów.

Bardziej widoczne skutki takich współzależności podczas sukcesji tworzą niektóre ssaki roślinożerne. Nikt nie je z przypadku: wszystkie roślinożerne zwierzęta wybierają ulubione pożywienie.^{653, 776, 923} Jeleń skonfrontowany z rogiem obfitości roślin na poboczach wybierze najbardziej smaczne lub pożywne gatunki, co powoduje rozprzestrzenianie się mniej smacznych roślin i może mieć wpływ na bogactwo gatunkowe. Jeżeli zwierzęta roślinożerne odżywiają się głównie gatunkami dominującymi, różnorodność roślin może rzeczywiście wzrastać w momencie kolonizowania nowo dostępnej przestrzeni przez inne gatunki. Jeżeli jednak roślinożerne żywią się głównie rzadkim, lecz smacznym gatunkiem roślin, różnorodność może się obniżyć. Jeżeli roślinożerne występują szczególnie licznie, to oczywiście większość roślin zostanie zjedzona i niektóre gatunki znikną.



Ryc. 1.2. Niewielki, wydłużony teren podmokły porośnięty pałkami (*Typha*) w pasie zieleni rozdzielającym pasy autostrady. Widoczny pas drzew rozdzielających (na górze zdjęcia), szeroki, monotonny pas koszonej trawy, mocno narażony na intensywne zasolenie w zimie, oraz różne, typowe dla autostrad struktury - rów odwadniający, bariery ochronne, różne znaki oraz maszt telefonii komórkowej. Zwróć uwagę na niecodzienny kontrast, jaki tworzy rodzina korzystająca z uroków przyrody przy ruchliwej autostradzie. Droga nr 2, Phillipston, Massachusetts. Zdjęcie R.T.T. Forman

Wzorce rozmieszczenia przestrzennego roślinności

Prawdopodobnie najbardziej rzucającym się w oczy wzorcem jest tu *układ strefowy roślinności*, objawiający się jako seria układających się równolegle stref lub pasów^{1026,653} pomiędzy powierzchnią drogi a terenami zagospodarowanymi w jej otoczeniu. Pobocza o nieutwardzonej powierzchni występują rzadko. Pobocza w granicach korony drogi są często rozjeżdżane przez pojazdy i ścierane przez ciężki sprzęt do utrzymania dróg. Do zwalczania kolonizujących roślin bywają używane środki chwastobójcze. Tak więc uboga roślinność poboczy składa się głównie z wytrzymałych, odpornych na suszę, niskich roślin.

Rowy na poboczach są natomiast nawadniane wodą deszczową spływającą z prawie nieprzepuszczalnej nawierzchni drogi. Poza miejscami, gdzie droga opada w dół, woda spływa do rowów także z terenów pobocza położonych dalej niż one od osi drogi oraz z przyległych obszarów położonych poza pasem drogowym. Roślinność w rowach jest zatem zdominowana przez rośliny wymagające wilgoci, takie jak na przykład turzyce (ryc. 1.1). Rośliny typowe dla terenów podmokłych, w tym pałka (*Typha*) mogą tworzyć wyraźne linie wzdłuż rowów (ryc. 1.2). w klimacie suchym rowy na poboczach mogą być miejscem występowania roślin należących do gatunków rzadkich i o większych rozmiarach.⁴²² Rośliny popularne w zachodnich Stanach, jak bylica trójzębowa (*Artemisia tridentata*) są tu bardziej okazałe.

Pobocze po zewnętrznej stronie rowu, gdzie właściwości gleby są zwykle pośrednie pomiędzy tymi dla pobocza a tymi dla rowu, jest zazwyczaj porośnięte roślinnością bardziej typową dla dobrze odwodnionych terenów otwartych. Opiera się to na założeniu, że teren jest koszony rzadko, ponieważ sprzęt do koszenia ubija ziemię, a samo koszenie zmienia zasadniczo roślinność.³⁵⁶

Układ strefowy poboczy dróg poza rowami może być bardziej wyrazisty na długich i bardziej nachylonych zboczach, odzwierciedlając na przykład większą rozpiętość uwilgotnienia gleby (ryc. 1.1 d). Rodzaj i wysokość roślinności na przylegającym terenie także wywiera tu znaczący wpływ. Rodzaj okalającej roślinności ma wpływ na typ i obfitość nasion, zwierząt, siłę wiatru i narażenie na działanie ognia, które - z kolei - mają wpływ na pobocza, szczególnie na ich zewnętrznych krawędziach, blisko sąsiadującej roślinności.⁸¹⁵ Jeżeli okalająca roślinność, na przykład las, jest wyższa niż roślinność na poboczach, to może one zmniejszać nasłonecznienie. Las na południowej stronie drogi biegnącej w kierunku wschód – zachód zacienia i oziębia pobocze drogi, podczas gdy las na stronie północnej tej drogi podnosi temperaturę na drodze (ryc. 1.1 e). Roślinność na obrzeżach poboczy, blisko lasu wygląda całkiem inaczej niż roślinność blisko rowów.

Często na wzdłużny układ strefowy nakładają się małe, wydzielone płaty roślinności (ryc. 1.1 i 1.2). Czasem wynikają one ze specjalnych warunków glebowych w skali lokalnej, na przykład utrudnionego odwodnienia, prowadzącego do powstawania kęp pałki lub trzciny (*Phragmites*), względnie rzadkich roślin rosnących na płacie piasku lub na zakopanym gruzie. Innego rodzaju wydzielone płaty roślinności pojawiają się często w momencie, kiedy pojedyncze, wydłużone lub okrągłe kępy roślin połączonych podziemnymi pędami, na przykład sumak (*Rhus*), zdołają się utrzymać przez czas dłuższy. Aktywność zwierząt, ogień lub ingerencja człowieka mogą również przyczynić się do tworzenia małych, wydzielonych płatów

roślin w układzie strefowym na poboczach.

Przyjrzyjmy się teraz układowi roślinności z punktu widzenia osoby jadącej wzdłuż drogi. Duże płaty pojawiają się jeden za drugim, odzwierciedlając różnice w stopniu nachylenia gruntu, nasłonecznieniu, powierzchni, stadium sukcesji, typie podłoża, sposobie wykorzystania terenu przylegającego itd. Niczym sceny w filmie, te całkiem odmienne obrazy zastępują się wzdłuż drogi szybko, jeden po drugim. Na tym tle, podłużne pasy pojawiają się jak strzały przesywające dany płat, a czasem parę płatów.

W szerszej, regionalnej skali, wnikliwy obserwator może odkryć *gradient zmienności* w roślinności poboczy³⁰² (patrz cytaty na początku rozdziału), przypominający wrażenia podczas wspinaczki górskiej lub przemieszczania się z miasta na tereny poza miastem. Tutaj, powtarzające się zestawy płatów roślinności stopniowo zmieniają się podczas podróży.

Roślinność

Drogi przecinają większość ekosystemów i typów roślinności w krajobrazie.⁹⁷⁴ Każdy typ roślinności składa się z dość odrębnych zestawów gatunków, działających niczym swego rodzaju źródła gatunków „spływających” na pobocza. Nic dziwnego, że na poboczu danego odcinka drogi możemy spotkać wiele gatunków rodzimych. Drogi przecinają także wiele obszarów, w różny sposób zagospodarowanych przez człowieka. Wśród nich znajdują się nie tylko tereny o charakterze płatów, jak obszary rolnicze czy obszary zamieszkałe, ale także tereny o kształcie korytarzy, w tym linie wysokiego napięcia, torowiska czy inne krzyżujące się drogi. Te typy użytkowania ziemi związane są także z nieco odrębnymi zestawami gatunków roślin, często bogatymi w gatunki obce, które mogą kolonizować pobocza dróg. Zauważalnym skutkiem są bogate gatunkowo odcinki dróg przecinające krajobraz.

Na poboczach dróg w Wielkiej Brytanii rośnie 870 gatunków roślin spośród 2000 rozpoznanych w tamtejszej florze.¹⁰⁰⁸ Pobocza wielopasmowej autostrady w Holandii mają prawie 800 gatunków roślin, co stanowi połowę gatunków rosnących w tym kraju.^{897, 640} Pobocza holenderskie zawierają także gatunki określane jako „bardzo rzadkie”. Dwadzieścia procent (160) wszystkich gatunków to gatunki relatywnie słabo rozpowszechnione w innych rejonach, z uwagi na niewielką ilość lub brak zachowanych, odpowiednich dla nich habitatów. Porównując próby pobrane wzdłuż autostrady z taką samą liczbą prób roślinności pobranych

w porównywalnych warunkach na otaczających obszarach rolniczych wykazano, że całkowita liczba gatunków rosnących na poboczach była nieco wyższa (245 gatunków w porównaniu z 200 gatunkami).^{897, 640}

Jednak w mniejszej skali sytuacja wygląda zupełnie inaczej. Porównanie różnorodności gatunkowej roślin na przeciętnym terenie 100 m² pobocza drogi z podobnym terenem w sąsiedztwie pokazało, że lokalna różnorodność gatunkowa poboczy była trzykrotnie wyższa. Innymi słowy, przeciętny wycinek pobocza zawierał 32 gatunki, a położony poza pasem drogowym obszar w sąsiedztwie - 11 gatunków. Tak więc, podczas gdy różnorodność na danym odcinku drogi jest porównywalna lub niewiele wyższa niż w otaczającym krajobrazie, to lokalna różnorodność na poboczu jest dużo wyższa niż w sąsiedztwie (oznacza to wysoki współczynnik alfa-różnorodności na poboczach i wysoki współczynnik beta-różnorodności w otoczeniu¹⁰²⁶).

Wycinkowe dane z innych opracowań na temat różnorodności roślin na poboczach dróg w innych krajach, generalnie wpisują się w opisany tu ogólny obraz układu różnorodności.^{72, 626, 972, 955, 941, 942, 547, 944} Przyjrzyjmy się teraz bliżej wzorcom występowania (1) roślinności, a następnie (2) roślin.

Prawdopodobnie najprostszy opis roślinności poboczy opiera się na wizualnym opisie: zbiorowiska leśne, zbiorowiska krzewów, zbiorowiska roślin zielnych oraz zbiorowiska roślin bagiennych. Pierwsze trzy typy rosną na dobrze odwodnionym podłożu. *Zbiorowiska leśne* są zdominowane przez drzewa, *zbiorowiska krzewów* przez krzewy i / lub małe drzewa, a *roślinność zielna* przez rośliny nie-drzewiaste, często o wysokości do około metra. *Zbiorowiska bagienne* mogą być zdominowane przez rośliny dowolnej wysokości, zanurzone w wodzie sięgającej powyżej poziomu gruntu, zwykle przez dłuższą część roku.

Fragmety poboczy podlegające intensywnemu utrzymaniu są w dużej części pokryte roślinami zielnymi. Jak pokażemy dalej w tym rozdziale, dzieje się tak przede wszystkim ze względu na bezpieczeństwo kierowców. W trakcie sukcesji roślinność krzewiasta zwykle następuje po roślinach zielnych, tak więc krzewy znajdują się często na stromych stokach, lub na zewnętrznych brzegach szerokiego pasa drogowego, lub w innych miejscach, gdzie działania utrzymaniowe są mniej intensywne. Podobnie, zbiorowiska leśne występują najczęściej w trzech wymienionych powyżej okolicznościach oraz przy drogach o niższym natężeniu ruchu. Zbiorowiska leśne są też często spotykane w miejscach, gdzie nie mogą dotrzeć *zabłąkane pojazdy* (tzn. pojazdy, które niespodziewanie zjechały z drogi na pobocze).

Rośliny lub zbiorowiska roślin typowe dla poboczy różnią się silnie,

w zależności od regionu i klimatu. Chociaż nigdzie na świecie nie powstało wyczerpujące opracowanie dotyczące roślinności poboczy, to informacje na temat poboczy są dostępne z wielu krajów: Japonii⁴⁶⁹, Nowej Zelandii^{1043, 941, 547, 942}, Australii^{521, 71, 18, 701, 815}, krajów Bliskiego Wschodu⁵³, Europy^{108, 940}, Czech i Słowacji^{813, 435, 504}, Niemiec^{915, 241, 807, 665, 943, 884}, Finlandii⁹¹⁶, Szwecji⁴⁸⁸, Danii^{384, 385}, Wielkiej Brytanii^{54, 717, 1008, 796, 828, 23}, Belgii^{903, 1076, 1078}, Holandii^{1021, 897}, Francji⁴¹⁰ i Kanady⁵³⁰. W Stanach Zjednoczonych opracowania dotyczą Hawajów¹⁰²⁰, Alaski⁵³⁰, Kalifornii^{337, 123}, Oregonu^{702, 703}, Montany⁹³⁷ i Środkowego Zachodu³⁹⁴.

Istnieje wiele innych opracowań dotyczących poboczy dróg, w szczególności w Niemczech i sąsiadujących krajach. Jednak lektura wybranych opracowań wskazuje na ograniczony i głównie lokalny charakter badań. Stosunkowo trudno jest znaleźć systematyczne badania dotyczące całej sieci dróg, lub nawet odcinków dróg^{1043, 941, 942}.

Roślinność drzewiasta zwykle występuje w wąskich pasach, w zewnętrznych częściach pobocza, wzdłuż płotów i wzdłuż pasa rozdzielającego jezdnie. Nieco szersze płyty są ograniczone do specjalnych miejsc, takich jak skrzyżowania autostrad, miejsca obsługi podróżnych oraz fragmenty z poszerzonym pasem rozdzielającym jezdnie. Tak więc, ogólnie rzecz biorąc, na poboczach rośnie niewiele gatunków związanych z wnętrzem lasu, wymagających dużych płytów leśnych. Obrzeże lasu jest szersze po stronie z ekspozycją południową^{987, 317} niż po stronie z ekspozycją północną, głównie z powodu kąta padania promieni słonecznych. Warstwa krzewiasta (podszytu) i podrostu na obrzeżach lasu jest bardziej gęsta po stronie z ekspozycją południową. Typ roślinności występującej na obszarze sąsiadującym z pasem drogowym ma niewątpliwy wpływ na roślinność na poboczu.^{684, 973, 974, 944} Pasy krzewów są często używane do zmniejszania ryzyka oślepienia przez pojazdy nadjeżdżające z przeciwnika, a czasami do tłumienia energii ze „zblakanych” pojazdów wypadających z jezdni.

Zbiorowiska bagienne, w tym otwarte mokradła i zadrzewione bagna przybierają różne formy na poboczach. Rowy mogą być jedynie wąskimi paskami mokradeł. Niewielkie płyty o spowolnionym odwodnieniu mogą występować praktycznie wszędzie na poboczach. Powstają one na skutek znajdującej się w ziemi gliny, kamieni lub betonu. Niewielkie miejsca mokradłowe występują często przy wylotach przepustów i rur (ryc. 1.2). Lokalne mokradła mogą towarzyszyć rzekom, strumykom i kanałom często przecinającym drogi. Także strumyki, rzeki, jeziora i ujścia rzek wraz towarzyszącymi im mokradłami często przebiegają wzdłuż pasa drogowego.

Poza tym małeńkie płyty wyróżniających się zbiorowisk roślinnych często wykształcają się obok konstrukcji inżynierskich znajdujących się na poboczach, takich jak przepusty i mosty, wypływy drenażu, bariery dźwiękochłonne, płyty przeciwnieźne i bariery ochronne. Warunki mikroklimatyczne oraz następujące czasem wypływy chemikaliów z tych konstrukcji pomagają w kształtowaniu tych skupisk roślinności, które wpływają w ostatecznym rozrachunku na wzrost bioróżnorodności poboczy. Podobne małeńkie, odrębne zbiorowiska często pojawiają się także w miejscach zwykle pomijanych przy koszeniu.

Spotykana na poboczach roślinność zielna, która przetrwała koszenie i ubijanie ziemi jest zwykle bardzo odporna na zakłócenia. Jest ona narażona na całą gamę chemikaliów pochodzących ze spalin, ścierania części samochodowych i nawierzchni oraz na procedury związane z utrzymaniem dróg, takie jak tępienie chwastów i solenie (rozdział 5).⁶³⁹ Obecność gołych plam gleby pomaga w kolonizowaniu terenu przez rośliny. Duże nasłonecznienie w połączeniu ze zwykle dobrą jakością gleby oraz dobrym nawilżeniem sprawia, że wzrost i sukcesja są względnie szybkie. Azot z emisji NO_x, pochodzących ze spalin może wpływać na użyźnienie poboczy.²³

Warto zwrócić uwagę na dwa dodatkowe, specjalne typy roślinności w pasie drogowym: korytarze prerii i naturalne pasy drogowe (rezerwy drogowe). *Korytarze prerii* w Północnej Ameryce to pasy naturalnej, wysokiej lub średniowysokiej roślinności trawiastej wzdłuż dróg i torowisk, zdominowanej przez rośliny rodzime.^{541, 759, 655, 394, 827, 777} W porównaniu do rozpowszechnionej obecnie na poboczach roślinności zielnej, rodzime korytarze prerii wydają się zawierać gatunki roślin, które dobrze konkurują z chwastami, są skuteczne jako pokrywa hamująca erozję, dobrze tolerują suszę i wymagają minimalnego cięcia.⁷⁷⁷

Naturalne pasy drogowe lub rezerwy drogowe są to pasy naturalnej roślinności występującej wzdłuż dróg. Znajdują się głównie w rolniczych krajobrazach Australii^{815, 701, 133, 302, 887}, jak również w Południowej Afryce, w okolicach gdzie występują zarośla fynbos.²⁰⁷ W większości są to pasy roślinności leśnej. Te „pasma upiększające” lub strefy buforowe pełnią taką rolę jak szpalery drzew pozostawionych wzdłuż dróg, by przysłaniać widok na obszary wyciętego lasu znajdującego się za nimi. W Australii naturalne pasy poboczy rozmieszczonych po obu stronach drogi mają od 10 do 40 metrów szerokości (33 do 131 stóp). Pasy do 100 metrów szerokości (328 stóp) zdarzają się rzadko i tylko w niektórych rejonach (np. Nowa Południowa Walia) pasy osiągają paręset metrów szerokości. Są to rejony, gdzie przebiegały główne trasy przepędu bydła.⁶⁸⁷ Opracowano ściśle plany ochrony

i pielęgnacji, do których stosują się projektanci, personel pracujący przy utrzymaniu dróg, sąsiadujący właściciele ziemscy i społeczeństwo.

W intensywnie uprawianych rejonach Australii duże i średniej wielkości płaty naturalnej roślinności należą do rzadkości. Naturalne pasy drogowe są więc szczególnie cenne dla utrzymania bioróżnorodności. Wiele rodzimych gatunków i zbiorowisk charakterystycznych dla naturalnych krajobrazów występuje przede wszystkim w tych naturalnych pasach.⁷² *Gigantyczna zielona sieć* utworzona przez naturalne pasy drogowe jest w tych regionach znaczącym celem strategii ochrony przyrody.^{815, 302} Te struktury pozwalają zachować łączność biologiczną w obrębie krajobrazów znanych jako najsilniej napiętnowane działalnością człowieka.

Wiele ważnych aspektów ekologicznych dotyczących roślinności poboczy pozostaje słabo rozpoznanych. Jak ważna jest szerokość pobocza? Czy z punktu widzenia ekologii istnieje minimalna lub optymalna szerokość w zakresie planowania i utrzymania poboczy? A co ze spójnością? W jakim stopniu pobocze powinno być połączone z drogą i czy ma to znaczenie dla roślin? W jakim stopniu literatura na temat ekologii krajobrazu ostatnich 20 lat, dotycząca linii energetycznych, torowisk, żywopłotów i korytarzy strumieni ma zastosowanie do poboczy?

Rośliny

Przegląd typów roślin rosnących na poboczach dróg prowadzi do bardziej szczegółowej analizy występowania gatunków roślin rodzimych, nierodzimych i inwazyjnych. Analiza ta z kolei posłuży do rozważań na temat rozmieszczenia roślin, zarówno wzdłuż dróg, jak również na przestrzeni od poboczy do otaczających terenów.

Typy roślin

Wśród roślin kwiatowych porastających pobocza występują przede wszystkim rośliny rodzime, choć licznie występują również gatunki nierodzime, w niektórych miejscach są one nawet dominujące. Gatunki rodzime należą głównie do tych pospolitych w otaczającym krajobrazie, ale obecne są też gatunki rzadkie. *Gatunki, których nasiona są przenoszone przez wiatr* (z lekkimi nasionami przenoszonymi przez ruch powietrza) zwykle dominują w warstwie zielnej, a *gatunki, których*

nasiona są przenoszone przez zwierzęta (zwykle przez ptaki i ssaki) mogą być liczne w roślinności drzewiastej.^{488,971} Na przykład ptaki odżywiające się owocami często żerują na jagodach na obrzeżach lasu, przelatują potem i przysiadają na najbliższej gałęzi podszytu lub podrostu lub do znaku drogowego i oddają kał, tym samym przenosząc nasiona z lasu na pobocze i pas drogowy.⁶¹⁰ Rośliny jednoroczne są na poboczach często spotykane, ale większość gatunków to jednak gatunki wieloletnie. Większość roślin wieloletnich rozprzestrzenia się nie tylko poprzez dyspersję nasion, lecz także poprzez reprodukcję wegetatywną, w czasie której poziomo układające się korzenie lub łodygi wypuszczają rozrastające się pędy, tworząc klon z nowymi odrostami.

Niewiele przeprowadzono badań dotyczących niekwiatowych roślin rosnących na poboczach, w tym roślin iglastych, paproci, mchów, grzybów, glonów i porostów.^{626,942} Niektóre z nich są bardzo wrażliwe na zanieczyszczenia chemiczne i nie rosną dobrze przy ruchliwej drodze. Wzbogacone azotem gleby przydrożne odpowiadają niektórym dominującym roślinom kwiatowym,²³ na przykład trawom, kosztem licznych w tej grupie mniejszych gatunków. Gatunki porastające korę drzew występują rzadko, jeżeli na poboczach brak jest dojrzałych drzew. W niektórych intensywnie rolniczo użytkowanych krajobrazach, stare drzewa, będące schronieniem dla wielu rzadkich gatunków, na przykład ssaków nadrzewnych, zachowały się głównie na poboczach dróg.^{994, 71, 72, 73}

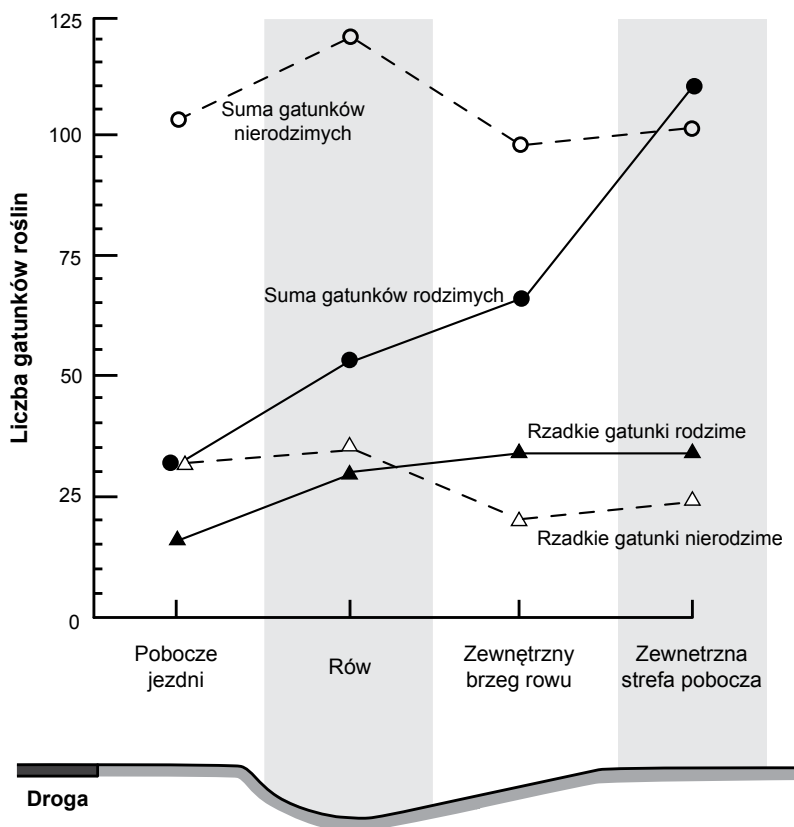
Gatunki rodzime i nierodzime

Podczas spacerów, wycieczek rowerowych lub samochodowych ekolog zauważa często bogactwo gatunków nierodzimych na poboczach dróg (ryc. 1.3). Te „egzotyczne” rośliny, często rozpowszechniające się jako „chwasty”, są powszechnym obrazkiem na naszych poboczach.⁷⁵¹ *Rośliny egzotyczne* są często spotykane w mikrosiedliskach rozciągających się od skraju drogi do zewnętrznego brzegu pasa drogowego. Szeroko zakrojone badania, przeprowadzone na poboczach Nowej Zelandii nie wykazały znaczących różnic w liczbie gatunków egzotycznych występujących przy samej jezdni, w rowie, na zewnętrznym brzegu rowu i na zewnętrznym brzegu pobocza. W każdym miejscu występowało między 100 a 110 gatunków roślin⁹⁴² (ryc. 1.3). Rzadkie gatunki nierodzime (tj. takie, gdzie odnotowano tylko jeden okaz gatunku) stanowiły ok. jedną czwartą wszystkich gatunków, a ich występowanie nie podlegało znaczącemu zróżnicowaniu w różnych częściach pobocza.

Skąd pochodzą te rośliny? Jak są w stanie przeżyć i rozprzestrzeniać się? Jaki mają wpływ na szerszy krajobraz?

Każdy region ma swój zestaw dominujących gatunków obcych. W Stanach Zjednoczonych, w północnozachodniej strefie pacyficznej, roślinność na poboczach dróg jest zdominowana przez nierodzimą tam ostrożeń polny (*Cirsium arvense*), złocien właściwy (*Chrysanthemum leucanthemum*) i żarnowiec miotłasty (*Cytisus scoparius*).^{212, 702, 703} Inne introdukowane gatunki kwitną na poboczach Kalifornii³³⁷, Florydy²⁵², Brytanii⁷¹⁸, Francji⁴¹⁰ i Australii^{357, 563}.

Australijczycy - którzy mają bogatą historię inwazji roślin obcych, o sporym wpływie na gospodarkę, ekologię i społeczeństwo - zwykle odróżniają gatunki



Ryc. 1.3. Różnorodność rodzimych i nierodzimych gatunków roślin w habitatach pasa drogowego. Gatunki rzadkie = odnotowane jednorazowo; liczba prób pobranych w każdym z czterech typach habitatów wynosiła od 99 do 136. Badaniami objęto pobocza o długości 50 km (31 mil) wzdłuż głównych dróg Południowej Wyspy (South Island), Nowa Zelandia. W oparciu o Ullmann et al. (1998).

rodzime i miejscowe (ang. *native and indigenous species*). *Gatunki rodzime* to gatunki wywodzące się z naturalnych zbiorowisk na kontynencie australijskim, podczas gdy *gatunki miejscowe* wywodzą się z danego regionu. To rozróżnienie wydaje się być przydatne dla celów restytucji roślin w odrębnym klimatycznie i kulturowo obszarze tego kontynentu, tak jak na przykład Środkowy Zachód czy Nowa Anglia. Oczywiście, mając na uwadze specjalne cele, można wyróżniać rozmaite wydzielienia w granicach większego regionu, takie jak stany, hrabstwa, miasta czy parki.³⁹³

Z historycznego punktu widzenia, ludzie przynosili pewne rośliny celowo lub przypadkowo wzdłuż szlaków czy dróg.²¹⁸ Jednak zwiększająca się liczba ludzi i ich ekspansja do każdego zakątka świata na przestrzeni wielu wieków, a w szczególności ostatnich kilkuset lat, spowodowały ogromny wzrost przenoszenia i mieszania się roślin rosnących na poboczach. Wiele roślin rosnących na poboczach to gatunki oportunistyczne, których możliwości rozprzestrzeniania się pozwalają na ich przenoszenie wzdłuż dróg na ubraniach, pojazdach i sierści zwierząt należących do podróżujących ludzi. Modyfikacje gruntu dokonane przez człowieka i naturalne zaburzenia mają oczywiście wpływ na rośliny rosnące na poboczach. Inne, często spotykane na poboczach rośliny, to zawleczone rośliny jadalne i ozdobne, których nasiona są zjadane i przenoszone przez owady, ptaki i ssaki.

Większość pospolitych, egzotycznych roślin rosnących na poboczach w Kanadzie i w Stanach Zjednoczonych pochodzi z Europy i Azji. Są one odzwierciedleniem migracji ludzkich i geograficznych wzorców handlu.²¹⁸ Pobocza są często obsiewane roślinnością, w tym również gatunkami nierodzimymi, w celu zmniejszenia erozji. Podobnie, rośliny sadzone w celach pielęgnacyjnych lub ozdobnych mogą rozszerzać swój pierwotny zasięg. Kolcolist zachodni (*Ulex europaeus*), który rośnie wzdłuż niektórych dróg w północnozachodniej strefie pacyficzonej USA to jeden z najbardziej widocznych przykładów rozprzestrzeniających się roślin ozdobnych, pierwotnie posadzonych tylko w paru miejscach.^{702, 703} Jeżyna himalajska (*Rubus discolor*), pierwotnie posadzona w paru miejscach w tej samej okolicy z uwagi na większą żywotność i mniejsze kolce niż rodzima jeżyna, rozprzestrzeniła się szeroko, stając się rośliną występującą powszechnie na obrzeżach pól i na poboczach.

Introdukcja następuje często, kiedy propagule (często nasiona) danego gatunku zostaną przewiezione w opakowaniu jakiegoś produktu o znaczeniu ekonomicznym. Uważa się, że w ten sposób pojawiła się stokłosa dachowa (*Bromus tectorum*), pospolita, jednoroczna, egzotyczna trawa występująca na pastwiskach Stanów Zjednoczonych, której nasiona znajdowały się prawdopodobnie w dawnych transportach siana lub na sierści czy racicach importowanych krów.^{298, 581, 302} Grzyb

(*Phytophthora*) odpowiedzialny za wysoka śmiertelność cedrzyńca kalifornijskiego (*Libocedrus decurrens*) został prawdopodobnie przywieziony w transportach importowanego drewna. Lista takich udokumentowanych i podejrzanych introdukcji jest bardzo długa.

Można powiedzieć, że gatunek nierodzimiy z powodzeniem introdukowany na poboczach to taki, który dotarł tam, przyjął się, zaadaptował do istniejących warunków i doczekał dogodnych warunków do rozprzestrzeniania się.⁶⁴⁸ Tak więc, klasyczna roślina inwazyjna ma łatwe do rozprzestrzeniania nasiona lub zarodniki, ma silne łodygi, jest przystosowana do dużego nasłonecznienia i zmiennej wilgotności gleby. Pobocze przyczynia się do tego procesu, stając się zarówno siedliskiem dla roślin, jak i korytarzem, wzdłuż którego roślina egzotyczna może rozprzestrzenić swoje nasiona. Wiele gatunków produkuje lekkie nasiona o kształcie ułatwiającym przenoszenie przez wiatr.³⁷ Niektórzy czytelnicy pewnie pamiętają mieszaninę dumy i strachu, którą odczuwali na widok własnego dziecka dmuchającego na nasiona mniszka lekarskiego (*Taraxacum officinale*), niesione dalej przez wiatr.

Nierodzime rośliny rosnące na poboczach korzystają także z umiejętności przeczekania w glebie do momentu nadejścia warunków, które dadzą im możliwość zasiedlenia i wzrostu.⁶³⁵ Zakopane nasiona chwastów mogą pozostać zdolne do życia przez 50 lat.^{911, 487} Chociaż większe zagęszczenie nasion, w szczególności gatunków nierodzimych występuje w „bankach nasion” na poboczach⁷⁰², nasiona gatunków egzotycznych rosnących na poboczach są często spotykane w glebie sąsiadującego lasu.^{738, 479, 442, 391} Ponieważ jednoroczne chwasty mogą pozostawać zdolne do życia w glebie leśnej przez wiele lat, w ten sposób rośnie szansa na trafienie się warunków korzystnych do kiełkowania, zasiedlenia i inwazji lasu.

Rośliny rosnące na poboczach muszą być zdolne do przeżycia w warunkach tam panujących. Pobocza w obszarach zalesionych mają większe nasłonecznienie i bardziej zmienne temperatury oraz wilgotność gleby niż las pierwotny. W północnozachodniej strefie pacyficznej USA, dziesięć z trzynastu gatunków egzotycznych występowało znacznie częściej wzdłuż dróg w starodrzewiu w warunkach dużego lub średniego nasłonecznienia niż w warunkach małego nasłonecznienia.⁷⁰³ Z drugiej strony, sałatnik leśny (*Lactuca muralis*), gatunek nierodzimiy, w starodrzewiu spotykany jest jednak częściej wzdłuż strumyków, w warunkach słabego nasłonecznienia.

Chociaż ogólna liczba gatunków nierodzimych występujących przy drogach jest podobna przy samej jezdni i w zewnętrznej strefie pobocza (ryc. 1.3), dużo więcej gatunków rodzimych rośnie w zewnętrznej strefie pobocza. Tak więc

proporcja gatunków egzotycznych jest zazwyczaj większa na poboczu niż przy jezdni.⁹⁴² Wiele ekologicznych cech poboczy wydaje się stwarzać lepsze warunki dla roślin nierodzimych. W Massachusetts zaburzenia w glebie stwarzały lepsze warunki dla gatunku nierodzimego – klonu zwyczajnego (*Acer platanoides*) niż dla rodzimego klonu cukrowego (*Acer saccharum*).²⁰ W jałowej glebie kalifornijskiego stepu, niewykorzystywane do wypasu pobocza zawierały więcej gatunków roślin egzotycznych niż pastwiska położone daleko od drogi.⁸¹⁰ Na ziemi żyznej proporcje były jednak odwrotne. Tak więc, zarówno żyzność gleby jak i intensywność wypasu miały wpływ na występowanie gatunków nierodzimych. Znaczącą rolę odgrywa tu również całkowita wielkość istniejącej biomasy (tkanki roślinnej), jak i stopień nasłonecznienia lub zacienienia. Niewykorzystywane do wypasu pobocza, niezależnie od typu gleby, miały mniejszą różnorodność roślin niż sąsiadujące tereny trawiaste użytkowane w celu wypasu.

Dróżki i pobocza posiadające odrębne cechy fizyczne i biologiczne są powszechnie spotykane dopiero od kilku stuleci. Prawdopodobnie pewna grupa roślin przystosowała się do poboczy, ewoluując wraz z ekspansją sieci dróg na całym świecie²¹⁸ (E. Menges, informacja ustna). Oprócz tego, gatunki pomyślnie introdukowane w środowisko poboczy dróg, w tym nowym siedlisku zapewne jakoś wyzwoliło się spod kontroli wielu naturalnych ograniczeń związanych z siedliskiem, drapieżnikami lub chorobami. Można założyć, że obecny poziom i rodzaje zakłóceń, którym poddawane są ekosystemy, w szczególności te w pobliżu dróg, są znacząco różne od reżimu zakłóceń, w warunkach którego ewoluowały zbiorowiska rodzime (w tym rośliny, owady, zwierzęta i choroby). Jak słusznie zauważono - w naturze nie istnieje nic, co byłoby podobne do drogi.

Rozprzestrzenianie się roślin rosnących na poboczach

Poniżej zostaną omówione dwa sposoby przemieszczania się roślin: (1) rozprzestrzenianie się roślin wzdłuż dróg, (2) rozprzestrzenianie się z poboczy do sąsiadującego krajobrazu.

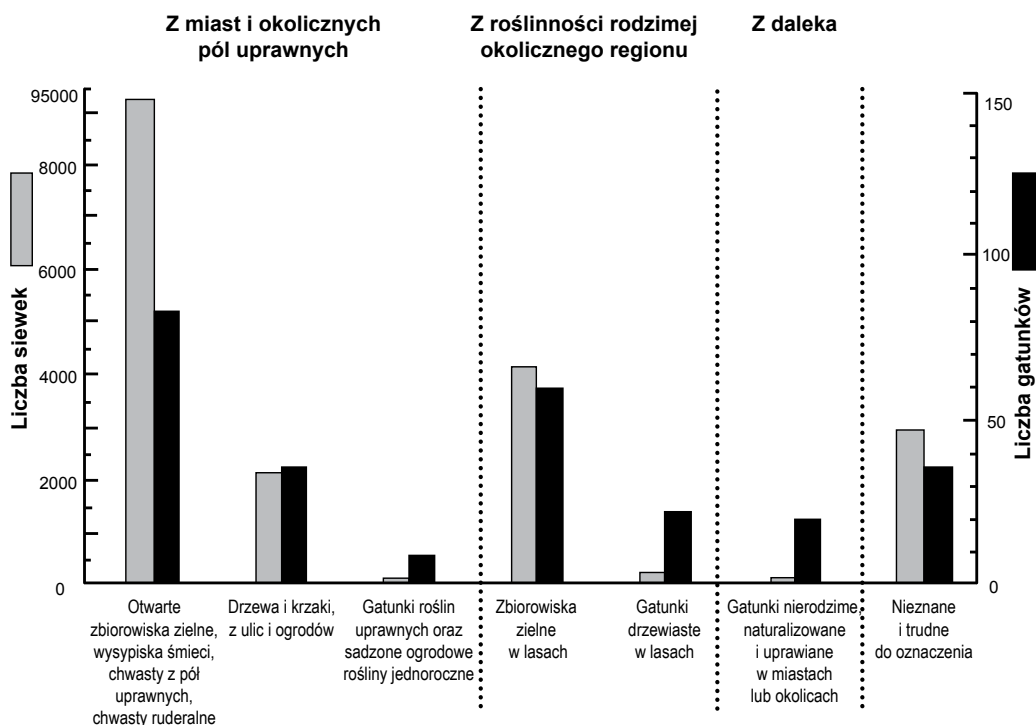
Rozprzestrzenianie się roślin wzdłuż dróg

Wiele badań dowodzi, że od chwili skolonizowania pobocza przez gatunek nierodzimy, gatunek ten może dalej rozprzestrzeniać się wzdłuż drogi. Skutecznym sposobem przemieszczania jest roznoszenie łatwo przylepiających się nasion,

z haczykami lub włoskami.⁴⁸⁸ Nasiona popularnej trojeści amerykańskiej (*Asclepias syriaca*) w południowo-wschodnich Stanach Zjednoczonych, wspomagane przez ruch przejeżdżających pojazdów, pokonują długie odcinki do przydrożnych „przyczołków”.^{1058, 1059} Z tych miejsc gatunek ten rozprzestrzenił się dalej, kolonizując dogodne, otwarte miejsca w lokalnym sąsiedztwie.

W Stanach Zjednoczonych, w północnozachodniej strefie pacyficznej, dojrzały las, obejmujący leśne drogi porośnięte roślinami egzotycznymi, sam nie posiadał zauważalnych gatunków egzotycznych, natomiast gatunki te obecne były w glebowym banku nasion.⁷⁰² Liczba gatunków nierodzimych występujących wzdłuż dróg leśnych o dużym i małym natężeniu ruchu była dużo wyższa niż wzdłuż nieuczęszczanych dróg leśnych. Zaburzenia wierzchniej warstwy gleby sprzyjają rekrutacji siewek. W stanie Nowy Jork nierodzima populacja krwawnicy pospolitej (*Lythrum salicaria*) rozprzestrzeniła się wzdłuż wielopasmowej autostrady, a przemieszczanie się na krótkich dystansach było ułatwione przez rowy i przepusty.¹⁰³⁶ Na piaszczystej Florydzie, w rejonach porośniętych buszem, wprowadzenie wapiennych kamieni jako podkładu pod drogi zmieniło cechy gleb na poboczach dróg, co z kolei dało przewagę gatunkom nierodzimy (które nie są charakterystyczne dla roślinności buszu) oraz doprowadziło do powstania tam gęstszej pokrywy roślin niż na poboczach dróg, na których nie użyto tego importowanego materiału.³⁷² W zachodniej Australii, pożary w zbiorowiskach leśnych w pobliżu drogi pozwoliły na rozprzestrzenienie się dwóch nierodzimych gatunków traw, które z kolei uczyniły teren bardziej podatnym na pożary.⁶³⁴ W australijskim stanie Wiktoria, w bardziej wilgotnych i rzadszych lasach rosnących wzdłuż poboczy znajduje się więcej gatunków nierodzimych niż w lasach suchych i gęstych. Wielu innych autorów sugeruje, że drogi ułatwiają przemieszczanie się gatunków nierodzimych.^{1020, 613, 393, 315, 930}

Wiele badań dowiodło, że pojazdy są znanymi „roznosicielami” roślin. W nigeryjskim Ibadanie pobrano błoto z 75 pojazdów, następnie umieszczono je na mokrym piasku i policzono powstałe siewki.^{173, 547} Zidentyfikowano 40 gatunków roślin. Po porównaniu z listą roślin znajdujących się w próbkach roślinności pobranych z poboczy okazało się, że większość stanowią rośliny typowe dla miejscowych poboczy dróg. Jednak wielu gatunków, na przykład figowca (*Ficus*), nie znaleziono w próbkach pochodzących z poboczy. Średnia wielkość nasion przeniesionych przez pojazdy była znacząco mniejsza niż nasion roślin rosnących na poboczach. Analogiczne badanie przeprowadzone w okolicach Gottingen w Niemczech wykazało 124 rośliny w błocie pochodzącym z samochodu, który przejechał około 10 tysięcy



Ryc. 1.4. Pochodzenie siewek i gatunków roślin pobranych z miejskiej myjni samochodowej w Canberze, w Australii. Nasiona pobierano z przefiltrowanej wody spływającej z myjni przez 26 miesięcy i następnie sadzono w glebie szkółki. Siewki rejestrowano w tym okresie oraz przez 9 późniejszych miesięcy. Według Wace (1977), zmienione.

kilometrów (6200 mil) po drogach utwardzonych i 5000 kilometrów po drogach częściowo nieutwardzonych, wiodących przez pola i lasy.⁸²² Wszystkie gatunki oprócz trzech były gatunkami często spotykanymi na poboczach w tej okolicy. Flora przeniesiona przez samochód obejmowała rośliny roczne, wieloletnie, zielne i drzewiaste. Gatunki te miały różne metody rozsiewania nasion. Nasiona traw i małe nasiona były najbardziej liczne.

W parku Narodowym Kakadu, w Australii, zebrano odkurzaczem ziemię z 304 samochodów należących do turystów. Znalaziono jedynie 10 gatunków nierodzących.⁵⁶³ Częstotliwość występowania gatunków roślinności chwastowej na samochodach nie odpowiadała liczebności chwastów (mierzonej ich pokryciem obszaru) w parku, chociaż chwasty przeniesione przez samochody znajdowały się w trzykrotnie większej liczbie miejsc niż inne gatunki chwastów. To sugeruje, że samochody turystów przyczyniają się do rozprzestrzeniania się chwastów w parku.



Ryc. 1.5. Bydło poruszające się i pasące wzdłuż dróg na poboczach. Zwróć uwagę na ścieżki wydeptane przez bydło i stosunkowo wysoką roślinność, wskazując na małe zagęszczenie zwierząt. Północnozachodnie Kolorado. Zdjęcie R.T.T.Forman.

Samochody z napędem na cztery koła, które mogły zjechać z drogi, przynosiły ogółem więcej nasion (prawdopodobnie w większości należących do gatunków rodzimych) niż samochody z napędem na dwa koła.

W Canberze, w Australii, pobrano nasiona ze ścieków pochodzących z myjni samochodowej. Nasiona pozostawiono do wykiełkowania w celu zidentyfikowania siewek.^{984, 985} Odnotowano w sumie 18 500 siewek obejmujących 259 gatunków. Dominowały gatunki rosnące w miastach na sąsiadujących polach uprawnych i w zbiorowiskach leśnych (ryc. 1.4). Podobnie jak w badaniach wykonanych w Niemczech, znalezione gatunki reprezentowały szeroką gamę cech biologicznych. Nie wyodrębniono żadnej wyraźnej grupy. Dwadzieścia gatunków (7% ogółu) nie występowało w tej okolicy, a większość przewieziona została przez samochody z odległych okolic. Gatunki wrażliwe na przymrozki przejechały co najmniej 100 kilometrów (62 mile), gatunki nadmorskie co najmniej 170 kilometrów (106 mil),

a inne pokonały jeszcze większe odległości.

Biorąc pod uwagę ogromną liczbę poruszających się bez przerwy pojazdów, przenoszenie nasion przez samochody i wynikające z niego mieszanie się roślin rosnących na poboczach jest niewątpliwie podstawowym procesem występującym w systemie dróg.⁹¹⁶ Badania przeprowadzone w parku Kakadu⁵⁶³ sugerują pośrednio, że samochody terenowe¹⁰¹³ mogą przyczyniać się do zwiększania ilości gatunków rodzimych w mieszaninie występującej na poboczach. Badania przeprowadzone w Canberze⁹⁸⁴ sugerują, że samochody przyjeżdżające z rejonów zabudowanych dodają gatunków nierodzimych do tej mieszaniny.

Inne mechanizmy także ułatwiają przemieszczanie się gatunków roślin wzdłuż dróg. Rośliny o jadalnych owocach mogą być przemieszczane na dużych obszarach przez ptaki i ssaki, które jedząc owoc często upuszczają nasiona w zalesionych partiach poboczy. Owady, w tym mrówki, mogą także zbierać i przenosić nasiona. Jednak przenoszenie nasion przez zwierzęta wzdłuż dróg i poboczy ma prawdopodobnie ograniczone znaczenie (ryc. 1.5). Niewiele zwierząt przemieszcza się na odpowiednio długich dystansach wzdłuż dróg, a większość z tych które to robią, to drapieżniki i padlinożerne.³⁰²

W klimatach zimnych, sól rozsypany na drogach (rozdział 5) może pomagać w przemieszczaniu się roślin z gatunków przystosowanych do zasolenia.^{828, 1, 201} W Holandii rośliny tolerujące zasolenie rozprzestrzeniły się wzdłuż poboczy dróg na odcinkach do 150 kilometrów (93 mil) w głąb lądu od wybrzeża.⁹⁵⁵ Woda odprowadzana jest też z poboczy rowami i strumykami. Gatunki roślin o wodoodpornych nasionach mogą się więc przenosić również tą drogą.¹⁰³⁶

Wiatr na wiele sposobów ułatwia ruch lekkich, przenoszonych w powietrzu nasion wzdłuż dróg (rozdział 7).^{18, 796, 1036, 72} Duża prędkość wiatru lub jego porywy mogą podnieść drobinki takie jak nasiona z ziemi. Zawirowania mają jeszcze większą siłę podnoszenia. Pęd powietrza może kanalizować się wzdłuż zagłębienia drogi na obszarze leśnym i przyspieszać w miejscach zwężenia. Wiatr wiejący równoległe do zagłębienia drogi przyspiesza na granicy pobocza i lasu. Wiatr wiejący prostopadle do drogi wytwarza zawirowania i turbulencje na drodze. Wiatr często przyspiesza i tworzy turbulencje w dolinach i na mostach. Poruszające się pojazdy same wytwarzają turbulencje, więc nasiona, jak papierowe kubki na zatłoczonej autostradzie, są niesione w kierunku jazdy pojazdu.^{1058, 1059, 916} Różnice w absorpcji ciepła pomiędzy powierzchnią drogi a poboczem też mogą wytwarzać prądy powietrza wystarczające do podniesienia lekkich nasion.

Charakterystyczne wzorce występowania wiatrów, wynikające z mikroklimatu istniejącego na poboczach mogą częściowo tłumaczyć, dlaczego istnieje duże podobieństwo pomiędzy nierodzimyimi gatunkami znajdującymi się w *bankach nasion* na poboczach dróg (nasiona przechowywane w glebie) i nierodzimyimi gatunkami rosnącymi na poboczach.^{635,702} Z drugiej strony jednak, dla gatunków rodzimych, gatunki obecne w bankach nasion nie są podobne do rosnących na poboczach.

Rozprzestrzenianie się roślin z poboczy na sąsiadujące tereny

Ekspansja nierodzimyich gatunków roślin w krajobrazie budzi obawy. Wiele osób obawia się, że rośliny egzotyczne, które mogą rozprzestrzeniać się wzdłuż dróg (ryc. 1.4) rozpowszechnią się do tego stopnia, że zdominują krajobraz. Rośliny introdukowane na rozległych obrzeżach dróg mogą zmienić funkcjonowanie krajobrazu, wpływając na przykład na zużycie wody, zagrożenie pożarem czy składniki pokarmowe w glebie. Mogą też ułatwiać inwazję niepożądanych szkodników, drapieżników czy chorób. Chociaż te obawy mają głównie charakter nieprzetestowanych spekulacji, istnieją też konkretne dowody. Na przykład krajobraz posiadający wiele barier przeciwko inwazji będzie mniej wrażliwy niż ten z niewieloma barierami.

Najbardziej prawdopodobnym kierunkiem rozprzestrzeniania się roślin nierodzimyich z dróg są sąsiadujące środowiska przekształcone. Krajobraz z poważnymi przekształceniami i zaburzeniami jest łatwiejszym celem inwazji niż krajobraz bez takich przekształceń. Zarówno przekształcenia naturalne jak i te dokonane przez człowieka ułatwiają inwazję roślin egzotycznych z poboczy do krajobrazu. Strumyki, kształtowane przez zaburzenia związane z powodziami, przecinają drogi w wielu miejscach przy pomocy mostów i przepustów. W tych miejscach gatunki introdukowane mogą rozprzestrzeniać się z dróg do sieci strumieni (rozdział 4).⁷⁰³ W stromych, zalesionych krajobrazach wiele osuwisk pochodzi z dróg leśnych. Rośliny egzotyczne mogą zatem rozprzestrzeniać się z drogi wzdłuż skarpy osuwiska. Pola uprawne, podmiejskie podwórza i ogródki, place budowy i obszary uprawne w lasach są przykładami przekształceń dokonanych przez człowieka w pobliżu dróg, pozwalających na rozprzestrzenianie się roślin egzotycznych. Spektakularne rozprzestrzenienie się żarnowca miotlastego na zrębach i skarpach osuwisk w paśmie górskim Oregonu jest dowodem na podatność zrębów na inwazję w pewnych warunkach.⁷⁰²

Rośliny nierodzące w widoczny sposób zmieniają pobocza i lokalne ekosystemy, ale niewiele wiadomo, jaki mają wpływ na krajobraz. Na przykład tamaryszek

(*Tamarix*), rosnący na brzegach cieków w południowozachodniej części Stanów Zjednoczonych, zużywa więcej wody niż gatunki rodzime. Introdukowany sukulenty (*Carpobrotus edulis*) podwyższa zasolenie gleby w niektórych zbiorowiskach roślinnych na wybrzeżu Kalifornii.²⁰¹ Gęsta pokrywa krzaków żarnowca miotlastego i kolcolistu mogą zwiększać niebezpieczeństwo pożaru i intensywność ognia w lasach iglastych w pacyficznych, północno-zachodnich regionach USA. W tym rejonie rośliny egzotyczne występują rzadziej przy nieuczyszczanych drogach leśnych⁷⁰³, co sugeruje, że zarządzanie siecią dróg w skali krajobrazu może pozwolić na lepszą kontrolę rozprzestrzeniania się roślin egzotycznych.

Ważnym, choć niezbadanym problemem jest jak często i jak daleko od pobocza rozprzestrzeniają się chwasty i rośliny nierodzące.^{1020, 937, 613, 372, 930, 315} W niektórych regionach rośliny nierodzące zajmują pastwiska dla bydła, co w niektórych przypadkach kończy się wydaniem przepisów regulujących występowanie chwastów i interwencją „policji anty-chwastowej”, mającej za zadanie powstrzymanie rozprzestrzeniania się tych roślin (np. w Albercie). Pobocza porośnięte chwastami występują wszędzie, ale nie ma dowodów na to, że chwasty przeniosły się na pastwiska z poboczy, a nie z domowych ogródków i okolic zabudowanych. Wielu rolników ma też problem z chwastami na polach uprawnych, a w niektórych rezerwach i parkach istnieje problem inwazyjnych gatunków nierodzących.

Dostępne opracowania dostarczają informacji, na jaką odległość od poboczy mogą rozprzestrzeniać się wybrane rośliny. W trzech zbiorowiskach skórzastolistnych roślin drzewiastych w australijskiej Wiktorii, wysoka częstotliwość występowania roślin nierodzących obejmowała strefę do około 5 metrów (16 stóp) od pobocza drogi ziemnej.¹⁸ Parę gatunków występowało licznie na szerszym obszarze, do 30 metrów (98 stóp). W zachodniej Australii, po pożarze w sąsiednim lesie, nierodzące gatunki chwastów występowały licznie na obszarze do 2 metrów (7 stóp) od otwartego pobocza dwupasmowej autostrady.⁶³⁴ W Parku Narodowym Glacier w Montanie częstotliwość występowania gatunków nierodzących była podwyższona na powierzchniach leśnych położonych od 1 do 2 metrów (3 do 7 stóp) od otwartego pobocza dwupasmowej autostrady.⁹³⁷ Powierzchnie leśne znajdujące się 25 do 100 metrów (82 do 328 stóp) od pobocza charakteryzowały się już niską częstotliwością występowania gatunków nierodzących.

Obszary zalesione blisko dróg ziemnych charakteryzują się również niską częstotliwością występowania gatunków nierodzących. W próbkach gleby pobranych na odcinkach odległości od 0 do 5 metrów od pobocza dróg w lasach iglastych położonych nad Pacyfikiem, północno-zachodnich regionach USA, 95%

nasion stanowiły gatunki egzotyczne, ale 50 metrów w głąb lasu już tylko 3% stanowiły rośliny egzotyczne.⁷⁰² W Massachusetts поблизу двупасмowej, utwardzonej drogi, porośniętej nasadzonymi, nierodzimiymi tam klonami zwyczajnymi, zagęszczenie siewek było wyższe w obszarach leśnych blisko pobocza, niż w lesie znajdującym się 50 metrów (164 stóp) od pobocza.²⁰ Podwyższone zagęszczenie siewek klonu występowało jedynie na poboczach.

Na przedmieściach Bostonu, wzdłuż 25 kilometrowego (16 mil) odcinka wielopasmowej autostrady, o natężeniu ruchu 50 000 pojazdów na dobę, wykryto 22 miejsca na poboczach, gdzie nierodzące, nasadzone gatunki roślin drzewiastych, w wieku zdolnym do produkcji nasion występowały w sąsiedztwie naturalnego ekosystemu leśnego.^{314,315} W połowie tych miejsc wystąpiła wyraźna inwazja tych gatunków do sąsiadującego lasu, przy czym najdłuższa odległość rozprzestrzenienia się roślin inwazyjnych wynosiła od 10 do 120 metrów (33 do 394 stopy). Suche tereny krzaczaste na Florydzie wydają się być jednak odporne na inwazję chwastów przydrożnych.³⁷²

Podsumowując, w badaniach dotyczących rozprzestrzeniania się gatunków na obszary sąsiadujące, najdłuższym wykazanim dystansem było 120 metrów (394 stopy). Większość roślin rozprzestrzeniła się na obszarze nie przekraczającym 10 metrów (933 stopy) od drogi. Dalsze badania tej problematyki są bardzo potrzebne.

Habitaty i zwierzęta na poboczach dróg

Charakterystyczny gatunek ptaka drapieżnego to charakterystyczny widok przy drogach do transportu drewna w tropikalnym lesie w Sierra Imathaca w Wenezueli. Ten niespotykany w gęstym lesie gatunek, myszołów krzykliwy (*Buteo magnirostris*), jest słusznie nazywany jastrzębiem przydrożnym.⁸⁸ Zwierzęta występujące wyłącznie na poboczach to rzadkość. W tej części chcielibyśmy więc przedstawić różnorodność zwierząt na poboczach, typy zwierząt dla których pobocze stanowi dogodnie siedlisko oraz przemieszczanie się zwierząt wzdłuż poboczy. Rozdziały 2 i 3 dostarczają więcej informacji na temat przemieszczania się zwierząt wzdłuż dróg, w szczególności dzikiej fauny zamieszkującej otaczające drogę tereny.

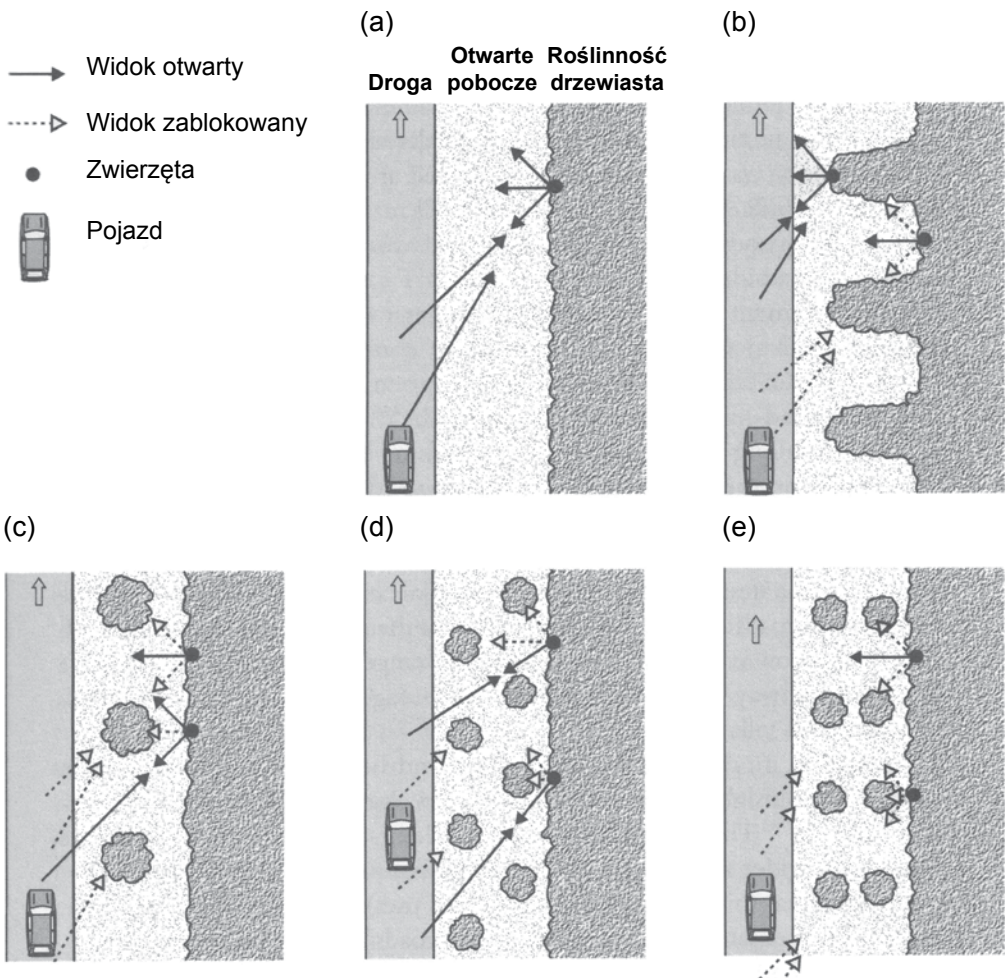
Dawne, obszerne badania¹⁰⁰⁸ wykazały, że pobocza w wielkiej Brytanii zamieszkuje od 20 do 50 gatunków (40%) brytyjskiej fauny ssaków. Pobocza te zamieszkiwało również 20% z 200 gatunków ptaków, 100% z 6 gatunków węży, 83% z 6 gatunków płazów, 42% z 60 gatunków motyli i 32% z 25 gatunków

trzymieli zamieszkujących Wielką Brytanię. W Holandii, 50% gatunków motyli (80 gatunków) jest spotykana na poboczach dróg.⁶⁴⁰ Wśród nich znajduje się 20 gatunków stale zamieszkujących pobocza i parę rzadkich gatunków motyli. Odpowiednie wartości procentowe dla koników polnych, cykad, pszczoł i chrząszczy są wyższe niż w przypadku motyli. Naukowcy holenderscy uważają, że na wysoką różnorodność gatunków ma wpływ spójność krajobrazu poboczny. W skrócie, tam, gdzie utrzymanie poboczny ma na celu zachowanie bioróżnorodności, ogólna różnorodność gatunków jest zaskakująco duża.

W większości krajów pojęcie wartości biologicznej poboczny dróg wciąż praktycznie nie istnieje. W Holandii ustanowiono wiele działań mających na celu ochronę i rozwój naturalnych zbiorowisk na poboczach dróg.⁶³ W Wielkiej Brytanii sześć dróg uzyskało status miejsca o szczególnej wartości naukowej (ang. *Site of Specific Scientific Interest*)⁹⁴⁴, w pewnym sensie analogicznego do najwyższych stopniem na poziomie stanowym rezerwatów natury w Stanach Zjednoczonych. Jedna z dróg ma dodatkowo status Krajowego Rezerwatu Przyrody (*National Nature Reserve*), a dwie drogi są chronione jako Obszary Szczególnej Ochrony (*Special Protection Areas*), wyznaczane przez Wspólnoty Europejskie jako tereny szczególnie istotne dla ochrony ważnych gatunków.

Jako siedlisko lub szereg siedlisk, pobocze drogi stwarza gatunkom dogodne warunki bytowania na szereg sposobów.¹³⁷ Wiele gatunków ptaków ma gniazda w pobliżu i żeruje na poboczach.^{162, 528, 88, 547, 77} Ptaki odżywiające się ziarnem, ale nie owadożerne lub należące do innych grup były zwabiane na pobocza dróg w Punjab, w Indiach.²¹⁶ Niektóre gatunki, włączając w to ptaki wodne, gniazdują na poboczach, w szczególności tych niekoszonych.^{693, 779, 1000, 137} W Iowa, natężenie drapieżnictwa lęgów (jaja lub młode zjedzone przez drapieżniki) na poboczach dróg wiązało się z typem użytkowania gruntów przylegających.⁷⁷ Drapieżnictwo występowało częściej w sąsiedztwie siedliska leśnego niż terenu otwartego.

Często gęsta pokrywa zielna poboczny jest atrakcyjna dla wielu ssaków.²²⁵ Także sadzenie nierodzimych gatunków krzewów pomiędzy rozrzuconymi rodzimymi krzakami wzdłuż poboczny autostrady w Indianie, zmieniło warunki siedliskowe wielu zwierząt.²²⁵ Liczebność królików wzrosła nieznacznie, podczas gdy liczebność ptaków i różnorodność gatunków wzrosła zdecydowanie. Liczba gniazdujących ptaków również wzrosła. Nie zanotowano zmian w ilości zabitych na drodze zwierząt. Inne badania wykazały, że śmiertelność małych ssaków na drodze jest proporcjonalna do zagęszczeń ssaków na poboczach wielopasmowej autostrady.⁸



Ryc. 1.6. Widzialność od strony drogi (kierowcy) i od strony pobocza (zwierzęta) w różnych schematach obsadzenia pobocza roślinnością.

Projektowanie poboczy przyjaznych dla dziko żyjących zwierząt rodzi konflikty. Na przykład, zwierzęta szukają ukrycia, bezpiecznego schronienia w razie ucieczki, widoczności i możliwości przejścia przez drogę, podczas gdy kierowcy oczekują możliwości skutecznej jazdy, bez zderzenia się ze zwierzętami. Na rysunku 4.6 otwarte pobocze (a) daje największą widoczność zarówno dla kierowcy jak i dla zwierząt i byłoby optymalne, jeżeli myślelibyśmy tylko o kierowcach. Pobocze z drzewami posadzonymi pod kątem do nadjeżdżającego samochodu (d) wydaje się być drugie na liście poboczy bezpiecznych dla kierowcy. Jednak falista linia zarośli (b) wydaje się być najlepsza dla zwierząt. Duże plamy drzew (c) to drugie na liście

bezpiecznych rozwiązań dla zwierząt. Inne rozwiązania poboczy mogą dać jeszcze bardziej optymalne rozwiązania korzystne dla transportu i dla bioróżnorodności.

Niewiele wiadomo na temat licznych gatunków owadów występujących na poboczach.^{583, 246, 742, 973, 944} Niektóre owady przenoszą się na pobocza, kiedy zaczynają się opryski pól.⁵⁸³ W Iowie różnorodność motyli, ich zagęszczenie i śmiertelność na drodze były wyższe przy drogach, przy których na poboczach rosły różnorodne, rodzime kwiaty łąkowe charakterystyczne dla prerii, niż przy drogach, przy których rosła monokultura złożona z stokłosa (*Bromus*).⁷⁷⁷ Natężenie ruchu drogowego nie wydaje się mieć wpływu na rozradzające się na poboczach gatunki motyli dziennych i nocnych.^{661, 547} Jednak mnóstwo owadów ginie na szybach samochodów.

W jednym z badań wykazano, że zagęszczenie małych ssaków na pasach dzielących autostradę było najwyższe w miejscach, gdzie nieskoszony pas trawiasty sąsiadował z pasem drzew.⁷ Nie stwierdzono różnic w zagęszczeniu na pasach nieskoszonej trawy i poboczach zewnętrznych. Nie zanotowano także różnic w zagęszczeniu małych ssaków pomiędzy pasem rozdzielającym autostradę i lasem odległym do 400 metrów (1300 stóp) od pobocza.

Przemieszczanie się zwierząt wzdłuż poboczy jest ograniczone, ale ułatwione dużą spójnością siedliska poboczy.^{72, 971, 973} W rozdziale 2 omówione zostały przypadki przemieszczeń na większą skalę, jak na przykład kruków (*Corvus*) żerujących na zabitych zwierzętach leżących na poboczach⁴⁹⁶ i dużych drapieźników podążających nocą wzdłuż rzadko uczęszczanych dróg.³⁰² W tym rozdziale koncentrujemy się na gatunkach żyjących na poboczach lub na obszarach z nimi sąsiadujących. W jednym z badań wykazano, że małe ssaki poruszały się na odcinkach co najmniej 28 metrów (92 stóp) wzdłuż pobocza, w granicach areałów osobniczych.⁷⁷⁴ Rozprzestrzenianie się drobnych ssaków na przestrzeni lat zostało opisane na przykładzie pobocza drogi na pustyni w Kalifornii⁴³¹ i wielopasmowej autostrady w Illinois.³⁴⁷ W tym ostatnim przypadku, nornik (*Microtus*) żyjący na poboczach, który nie mógł pokonać zabudowy wsi i miast, rozprzestrzenił się na odległość 90 kilometrów (56 mil) po zbudowaniu wielopasmowej autostrady, omijającej wsie i miasta, obsadzonej na poboczach ciągłą roślinnością.

Modelowanie symulacyjne przy użyciu danych dotyczących chrząszczy biegaczowatych oraz inne dane dotyczące poboczy dróg dają możliwość poznania procesu rozprzestrzeniania wzdłuż poboczy głównych autostrad.^{973, 974, 959, 983} Autorzy stwierdzili, że rozprzestrzenianie się na dużych dystansach jest częstsze na szerszych niż na wąskich poboczach, ponieważ mniej zwierząt jest traconych na rzecz sąsiadujących terenów (autostrada i tereny otaczające). Dla tych gatunków,

gdzie straty osobników na rzecz sąsiadujących terenów były kompensowane przez rozmnażanie, pobocza dróg stanowiły korytarze rozprzestrzeniania się na odległość kilkuset metrów. Jeżeli pojawiają się okresowe problemy z dostępnością dogodnych, otwartych siedlisk, przemieszczanie się gatunków może być bardziej intensywne. W Północnej Dakocie mrówki (*Pogonomyrmex occidentalis*) rozprzestrzeniły się na obszarze wielu kilometrów w okresie 12 lat, poruszając się prawdopodobnie po poboczach dróg.

Tak więc pomimo niemal zupełnego braku struktur i sposobów zagospodarowania poboczy, które pomogłyby dzikim zwierzętom tam żyjącym, spora liczba gatunków wykorzystuje je. Wiele gatunków trwale zasiedla sąsiadujące siedliska, a jedynie żeruje na poboczach, ale niektóre rzeczywiście żyją w siedliskach usytuowanych na poboczach. Niektóre gatunki przemieszczają się wzdłuż poboczy w granicach swych areałów osobniczych, a nieliczne przemieszczają się na dłuższych dystansach wzdłuż poboczy. Tego typu dyspersja zachodzi głównie poprzez przemieszczenia piesze i w locie. Zdarza się jednak okazjonalne „podwiezienie” przez samochód.⁷² Roślinność drzewiasta na poboczach (ryc. 1.6) mogłaby zostać rozmieszczona tak, aby sprzyjała przemieszczaniu się zwierząt wzdłuż drogi, jednak tworzenie odpowiednich siedlisk i warunków do przemieszczania się w poprzek drogi są tutaj priorytetami.

Utrzymanie poboczy dróg

W Stanach Zjednoczonych pobocza dróg są utrzymywane zgodnie z lokalnymi potrzebami i chęciami. W latach trzydziestych XX wieku zadeklarowano, że „pobocza dróg powinny być utrzymywane tak jakby były frontami amerykańskich domów”.³⁹³ Upiększanie stało się kolejnym celem w latach sześćdziesiątych XX wieku. W latach siedemdziesiątych pojawiło się stopniowo podejście ekologiczne. W skrócie, tendencje zaczęły się od zwykłego trawnika, poprzez piękny trawiasty kobierzec, aż do pasa bioróżnorodności. Ta ostatnia tendencja, która dopiero się rozpoczęła, oznacza przejście od „dywanowych oprysków, dokładnego koszenia i monokulturowego obsiewu” do „ograniczenia użycia herbicydów, ochrony wód gruntowych, faworyzowania pięknych, rodzimych kwiatów, zapobiegania chwastom i zapewnienia warunków do życia dla dzikich zwierząt”.³⁹³ Ta ogólnokrajowa tendencja w myśleniu o poboczach tworzy ramy dotyczące ich wyglądu i utrzymania, tak aby odpowiadały one lokalnym potrzebom i chęciom.

Pielęgnacja roślinności na poboczach stała się szczególnie popularna w połowie lat sześćdziesiątych XX wieku. Przez ponad 30 lat pani Bird Johnson, żona byłego prezydenta Stanów Zjednoczonych, Lyndona B. Johnsona, promowała *upiększanie poboczy*. Lubiła mówić, że „tam gdzie kwitną kwiaty pojawia się nadzieja”. Jej wysiłki utrwalone zostały w 1965 poprzez Dekret o Upiększaniu Autostrad (ang. *Highway Beautification Act*), który wzywał do ulepszania krajobrazu, usuwania billboardów i zasłaniania rozmaitych składowisk przylegających do drogi.

Z kolei ekologiczne cele dla poboczy amerykańskich dotyczyły przede wszystkim zmniejszenia erozji gleby i spływów rumowiska, jak również, ostatnio, na wprowadzaniu rodzimych, dzikich kwiatów i ograniczaniu inwazyjnych roślin nierodzimych.³⁹³ W Holandii, w Australii i w niektórych krajach europejskich istnieje dużo bogatsza lista celów i praktyk ekologicznych.^{63, 310}

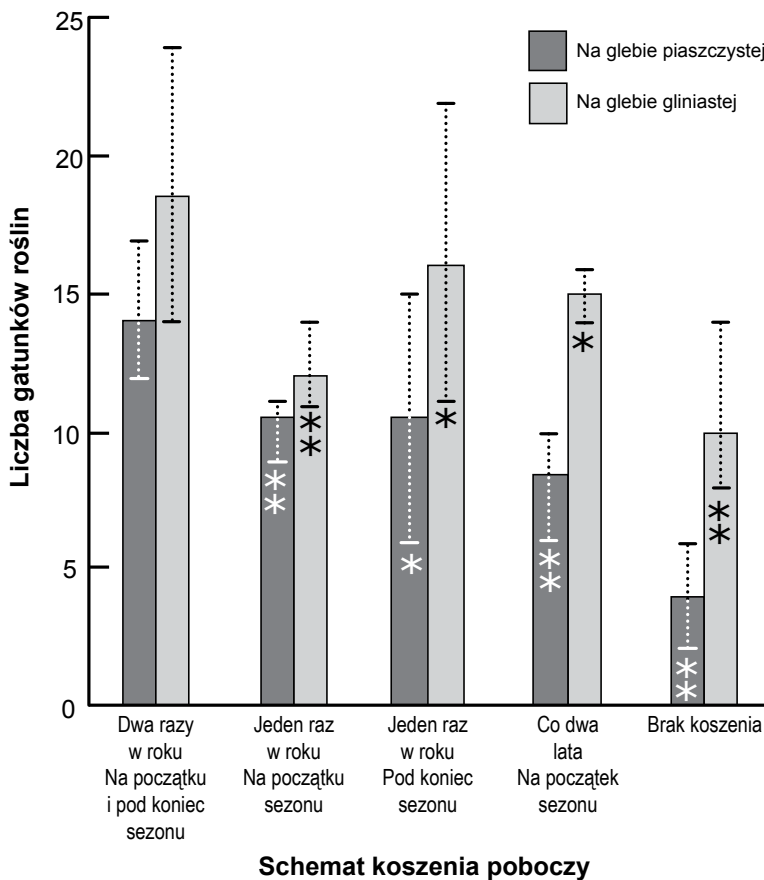
Oto wachlarz szeroko pojętych celów gospodarowania na poboczach:

- Zmniejszyć koszty.
- Zwiększyć do maksimum bezpieczeństwo użytkowników samochodów.
- Poprawić jakość widzenia, przy utrzymaniu korzyści ekologicznych.
- Zmniejszyć erozję i spływ rumowiska.
- Kontrolować gatunki nierodzące.
- Sprzyjać bioróżnorodności.
- Sprzyjać wysokim zagęszczeniom dzikich zwierząt i redukować efekt bariery, aby pomóc zwierzętom w przekraczaniu drogi.
- Zmniejszyć zagęszczenia dzikich zwierząt i potęgować efekt bariery, aby zmniejszyć liczbę zwierząt zabitych na drodze i ilość wypadków z udziałem zwierząt.
- Ustanowić szeroki wachlarz celów społecznych.

Pierwsze dwa to cele, które mogą być osiągnięte samodzielnie, bez realizacji pozostałych. Pozostałe cele wymagają optymalizacji i dokonywania kompromisowych wyborów w obliczu konfliktu interesów. One też zawierają podstawowy wymiar ekologiczny. Biorąc pod uwagę wzrost oczekiwań ekologicznych w Ameryce, ostatnie siedem celów jawi się jako godne uwagi wyzwania w zarządzaniu poboczami.

Na szczęście zarówno ludzie planujący, jak i zarządzający poboczami mają duży wachlarz możliwych rozwiązań i narzędzi do osiągnięcia celów, w tym koszenie w różnych terminach i w różnych odstępach czasu, oczyszczanie z gałęzi, przycinanie krzewów, stosowanie herbicydów, zdejmowanie i cięcie nawierzchni, czyszczenie rowów, wypełnianie zerodowanych brzegów, zmniejszanie lub zwiększanie

zmienności podłoża w zewnętrznej części pobocza pasa drogowego, reperowanie i malowanie konstrukcji, poszerzanie i zwężanie obszaru podlegającemu intensywnemu utrzymaniu, wypasanie bydła, pozyskiwanie siana, ubijanie i przekopywanie ziemi, dodawanie wierzchniej warstwy gleby, nawożenie, sadzenie roślin jednorocznych i wieloletnich, rodzimych, dzikich kwiatów, krzewów i drzew (także inne metody zatrzymywania erozji) oraz wiele innych działań. Dla wielu spośród



Ryc. 1.7. Różnorodność gatunkowa roślin związana z terminem i częstotliwością koszenia poboczny. Na początku sezonu = połowa czerwca, pod koniec sezonu = połowa września, * = istotny spadek, ** = bardzo istotny spadek w porównaniu z koszeniem dwa razy w roku. Kilka dni po koszeniu ścięta trawa była usuwana na kompost i jako karma dla zwierząt. Dziesięcioletnie badania przeprowadzone w Holandii. Piaszczysta gleba przy autostradzie A1 w Voorthuizen. Gleba gliniasta przy autostradzie A15 w Tiel. Pionowa przerywana linia wskazuje zakres wartości. Według Ministry of Transport, Public Works and Water Management (1994b)

tych celów, utrzymanie pobocza koncentruje się na zmniejszaniu lub zwiększaniu oddziaływania naturalnych procesów ekologicznych.

W chwili obecnej, stan Washington stanowi dobry przykład utrzymania poboczy USA. Stanowy departament transportu podzielił system autostrad na 24 obszary utrzymania, każdy z 483 kilometrami dróg (9300 mil) i dwiema lub trzema ekipami pracowników. W sumie, w całym stanie, zatrudnionych jest 250 pracowników utrzymujących pobocza, a ogólny budżet wynosi około 9 milionów dolarów amerykańskich. Około 24% budżetu przypada na zbiórkę śmieci, 27% na środki przeciwhwastowe, 33% na przycinanie, 13% na usługi w zakresie kształtowania krajobrazu i 3% na inne działania.

Stan Washington używa podziału poboczy swych dróg na trzy strefy. Strefa 1 położona jest najbliżej drogi, do niedawna była utrzymywana bez roślin, ma szerokość do 4 metrów (12 stóp). Stosowane jest na nim opryskiwanie przeciwhwastowe, które jednak niszczy rywali dla inwazyjnych gatunków chwastów i tym samym wzmaga rozrost niechcianych roślin. Nowe wytyczne pozwalają pozostawiać roślinność, która nie stanowi zagrożenia pożarowego i nie niszczy krawędzi drogi, w celu ograniczenia zużycia herbicydów i niszczenia chwastów. Strefa 2 jest czasami nazywana „strefą powrotu”, ponieważ jest to obszar, na który - z powodu awarii lub problemów kierowcy - wjeżdżają lub są spychane samochody. Szerokość tego obszaru zależy od dozwolonej prędkości, natężenia ruchu, widoczności, drenażu i bezpieczeństwa przeciwpożarowego. Zazwyczaj strefa ta obejmuje co najmniej 9 metrów (30 stóp) od krawężnika drogi.²

W strefie 2 łodygi roślin nie powinny być wyższe niż 10 cm (4 cale). Ten obszar był zwykle koszony nisko, obecnie planuje się pozostawianie tu roślinności o wysokości 30 do 61 cm (12 do 24 cale). Strefa 3, położona najdalej od drogi, może być intensywnie koszona, albo – coraz częściej - zarośnięta w sposób naturalny, ale zwykle obejmuje dojazd techniczny do drogi, jest zgodna z życzeniami sąsiadów zamieszkujących najbliższe tereny i stanowi przejście do okolicznych obszarów. Chociaż stan posiada olbrzymią sieć dróg, omówione tu pokrótce zmiany w zasadach utrzymania, mające na celu osiągnięcie szeroko pojętych i widocznych korzyści ekologicznych mogą zostać szybko wdrożone.

Podział pobocza na obszary podlegające odmiennym zasadom utrzymania jest szeroko rozpowszechniony w stanach i prowincjach. W dalszej części rozdziału omówimy koszenie, kontrolę gatunków nierodzimych i inwazyjnych, zadrzewianie oraz zróżnicowanie poboczy.

Koszenie i przycinanie roślinności

Najważniejszym powodem koszenia wzdłuż dróg jest bezpieczeństwo. Trawa, chwasty, krzaki i drzewa mogą kierowcom ograniczać widoczność nadjeżdżających pojazdów lub znaków. Bujna roślinność może też skrywać dla kierowców obecne na poboczu osoby piesze i rowerzystów, i odwrotnie. Poszczególne stany USA ustanowiły zatem reguły dotyczące częstotliwości i sposobów koszenia traw w celu utrzymania roślinności do wysokości niezagrażającej bezpieczeństwu. Również przycinanie krzewów i zarośli jest zwykle przeprowadzane regularnie.³⁷⁰ Oprócz poprawy widoczności, roślinność także jest przycinana w celu ograniczenia wzrostu drzew, które mogłyby stać się niebezpieczne dla wypadających z drogi pojazdów.

Ekologiczne skutki koszenia i utrzymania poboczy są zaskakująco słabo udokumentowane. Z pewnością naturalna sukcesja roślinności zielnej w kierunku krzaków i drzew jest powstrzymana, ponieważ taki jest cel koszenia.⁷⁰⁷ Ponadto, pojawienie się, rozrośnięcie i przeżycie niektórych gatunków roślin jest albo przyspieszane albo hamowane przez koszenie. Rzadkie, wrażliwe na zakłócenia rośliny często znikają, podczas gdy trawy stają się zazwyczaj bujniejsze.

Koszenie poboczy wymaga podjęcia ważnych decyzji odnośnie czasu, obszaru i intensywności.^{528, 796, 707, 1, 638, 596} Jak przedstawiono na przykładzie stanu Washington, intensywność koszenia jest zmienna w zależności od wysokości cięcia roślinności. Ma to znaczenie ekologiczne w kontekście wzrostu siewek, dominacji traw, tworzenia zasp śnieżnych, siedlisk zwierząt i innych.

Kluczowe aspekty czasowe to *termin koszenia* (termin koszenia w obrębie sezonu lub roku) i *częstotliwość koszenia* (jak często i w jakich odstępach czasu następuje koszenie). Regularne, coroczne pory koszenia zależą na przykład od terminów sezonu wegetacyjnego roślin, okresu lęgowego ptaków i terminów rozrodu innych zwierząt, kwitnienia kwiatów, sezonów występowania zapylaczy i pylenia roślin, okresu przymrozków oraz możliwego zachowania pokrywy roślinnej dla dzikich zwierząt w okresie niewzrostowym. Dodatkowo należy zachować elastyczność terminów koszenia, biorąc poprawkę na okazjonalne okresy opadów, suszy i innych warunków trudnych do przewidzenia, które mają wpływ na czas koszenia.

Częstotliwość koszenia ma duże znaczenie ekologiczne, ale też wpływ na koszty.^{796, 707, 626} Koszenie raz lub dwa razy w roku jest znacznie tańsze niż koszenie pięć lub sześć razy w roku. Ma też dodatni wpływ na bogactwo gatunkowe roślin, podczas gdy częste koszenie dobrze wpływa na wzrost tylko paru gatunków traw, które wygrywają rywalizację z licznymi gatunkami roślin.

Nic dziwnego, że połączenie terminu i częstotliwości koszenia ma duży wpływ na różnorodność roślin i daje osobom odpowiedzialnym za utrzymanie poboczy szereg opcji do wyboru. Na przykład, w jednym z badań poświęconych szerokim poboczom przy wielopasmowej autostradzie wykazano, że największą różnorodność roślin uzyskuje się przy koszeniu dwa razy w roku, na początku i na końcu sezonu wegetacyjnego (ryc. 1.7). Koszenie raz do roku, na początku lub na końcu sezonu wegetacyjnego dawało liczbę gatunków. Najmniejsza różnorodność wystąpiła przy braku koszenia. Wyniki te są jednak niespójne z oczekiwaniami ekologicznymi. Teoria mówi, że częste zakłócenia powodowane przez człowieka zmniejszają różnorodność, zakłócenia następujące późno w sezonie wegetacyjnym powodują dominację trawy i mniejszą różnorodność, a naturalna sukcesja zbiorowiska roślinności zielnej przy braku zakłóceń dałaby bogate w gatunki zbiorowisko.^{856, 923, 776} Ten przykład podkreśla potrzebę dalszych szczegółowych badań w różnych regionach i na różnych poboczach i uświadamia nam, jak niewiele wiemy na temat ekologii roślinności na poboczach, biorąc pod uwagę dziesięciolecia koszenia i fakt, że regularnie obok nich przejeżdżamy.

Wymiar przestrzenny koszenia na poboczach koncentruje się na strefach układających się w poprzek pasa drogowego, odcinkach drogi oraz miejscach szczególnych.⁶³⁷ Na szerokich poboczach koszenie może obejmować dwa lub trzy równoległe pasy, koszone w różnym czasie i z różną częstotliwością, co prowadzi do większej różnorodności roślinności na przekroju pasa drogowego. Analogicznie, kolejne odcinki lub pasy pobocza wzdłuż drogi mogą być przemiennie koszone w różnym czasie i z różną częstotliwością. W miejscach szczególnych, jak na przykład na stromych zboczach lub skarpach nasypu o niestabilnym podłożu, koszenie może sprzyjać erozji. W przypadkach erozji o mniejszym natężeniu, koszenie może sprzyjać powstawaniu niewielkich płatów zakłóceń, podatnych na kolonizację lub przetrwanie rzadkich gatunków. W skrócie, człowiek odpowiedzialny za utrzymanie poboczy ma do dyspozycji bogatą paletę działań, wynikającą ze składania rozmaitych opcji czasowych i przestrzennych dotyczących koszenia.

W Fort McCoy w środkowym stanie Wisconsin, ginący i zagrożony gatunek motyla - niebieski karner (*Lycaeides melissa samuelis*) jako larwa żyje na dzikim, niebieskim łubinie (*Lupinus*), który często rośnie wzdłuż poboczy podlegających koszeniu. Tak więc corocznie, rozmieszczenie populacji przydrożnych niebieskiego łubinu jest zaznaczane kołkami, a personel jest poinstruowany, by podnosić ostrza kosiarek w oznaczonych miejscach. Dzięki takim zasadom pielęgnacji rzadki gatunek nadal żyje na poboczach.

Siano może być przeznaczone na paszę, na kompost lub na „bardzo czysty kompost”.^{344, 639} W okresach suszy w Stanach Zjednoczonych rolnicy mają czasami prawo kosić pobocza na siano. Przepisy i rozporządzenia różnią się pomiędzy stanami i oparte są na panujących w danym stanie warunkach pogodowych, ukształtowaniu terenu i prawodawstwie. Podczas letniej suszy w lecie 2000 roku, co najmniej cztery stany (Nebraska, Wisconsin, Montana i Georgia) pozwoliły rolnikom kosić pobocza za niewielką opłatą. W innych stanach wydziały transportu sporządziły specjalne wytyczne, często różne dla poszczególnych hrabstw. W wielu krajach było jest wypasane na niektórych poboczach, co jest opłacalne zarówno dla rolników jak i dla instytucji odpowiedzialnych za transport (ryc. 1.5).

Roślinność na poboczach jest pielęgnowana na różne sposoby według odpowiednich wytycznych obowiązujących w poszczególnych krajach. Na przykład w Australii wiele dróg posiada widoczne pasy naturalnej roślinności drzewnej na poboczach i duże drzewa dość blisko jezdni.^{72, 815} Bliskość drzew zapewnia często spójność siedlisk dla zwierząt nadrzewnych, i dodatkowo cień i dobry klimat dla podróżujących. Pobocza z pasami naturalnej roślinności w stanie Victoria podtrzymują 25% ogółu zagrożonych gatunków i obejmują 45% zachowanych, rodzimych obszarów trawiastych (B.L. Harper-Lore, dane niepublikowane). W Australii takie naturalne rezerwy na poboczach mogą być inwentaryzowane, oceniane i chronione przez Komitet Doradcy Ochrony Poboczy (*Roadsides Conservation Advisory Committee*), utworzone w 1975 roku partnerstwo między instytucjami. Podręczniki zarządzania poboczami, oparte na działaniach stanowych i lokalnych oraz, dodatkowo, na pracach Komitetu, sugerują wprowadzenie wielu działań mających cele ekologiczne, w tym „unikanie porządkowania roślinności”. W niektórych przypadkach, modernizacja utwardzonych dróg, nawet na rozwijających się przedmieściach, została zaniechana po inwentaryzacjach poboczy, na których wykryto szczególne walory przyrodnicze.

Kontrola roślin nierodzimych i inwazyjnych

Pani Johnson pracowała nadal na rzecz inicjatyw ekologicznych dodając wymagania zachowania dzikich kwiatów w poprawkach do amerykańskiej ustawy zezwalającej na prowadzenie transportu naziemnego przez obszary zurbanizowane (*Surface Transportation Urban Relocation Authorization Act*) z roku 1987. Rośliny rodzime są zazwyczaj skutecznymi narzędziami w zapobieganiu erozji,

kształtowaniu krajobrazu i utrzymaniu pasów oddzielających jezdnie na autostradzie. Różne gatunki są przystosowane do zróżnicowanych warunków klimatycznych i geologicznych panujących na przebiegu dróg. Rośliny rodzime mogą bujnie rosnąć bez nawozów, i po zasiedleniu mogą skutecznie odpierać inwazje chwastów, tym samym obniżając zapotrzebowanie na herbicydy.

Transport drogowy odgrywa dużą rolę w walce z gatunkami inwazyjnymi, ponieważ drogi mogą pomagać w rozprzestrzenianiu roślin i zwierząt w krajobrazie, poza ich normalny zasięg.⁹⁶² Na przykład nierodzimym gatunkiem inwazyjnym różą wielokwiatową (*Rosa multiflora*) został posadzony wzdłuż autostrad w Wirginii i szybko rozprzestrzenił się do naturalnych siedlisk, stając się szeroko rozpowszechnioną plagą.⁸⁷⁹

Rośliny inwazyjne mogą być usunięte podczas oprysków i koszenia. Chwasty mogą zostać nieumyślnie wprowadzone na pobocza poprzez sprzęt budowlany, użycie ściółki lub importowanej ziemi, żwiru lub darni. Używanie roślin rodzimych dla Ameryki Północnej zamiast miejscowych, właściwych dla danego obszaru (opisane wcześniej w tym rozdziale) spowodowało, że na poboczach Północnej Karoliny rosną maki kalifornijskie. Istnieją inne tego typu przykłady niedopasowania. W latach osiemdziesiątych XX wieku nie istniało wiele amerykańskich szkółek roślin, które mogły dostarczać ogromnych ilości nasion potrzebnych do projektów budowy autostrad. Dzisiaj takie szkółki są popularne w wielu rejonach kraju. Produkują one nasiona i sadzonki dostosowane do poszczególnych obszarów ekologicznych. Dzięki temu znacznie wzrosło użycie rodzimych dzikich kwiatów i traw na poboczach. Niestety inwazyjne gatunki roślin bywają nadal sadzone, w miejscach zagrożonych erozją, z powodów krajobrazowych lub w miejscach, w których zaplanowano występowanie dzikich kwiatów.

W roku 1999 ustanowiono w USA rozporządzenie wykonawcze mające na celu zakaz oraz kontrolę wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków, które mogłyby mieć negatywny wpływ na środowisko, zdrowie ludzkie i gospodarkę.³⁹³ Rozporządzenie jest oparte na Ustawie o Narodowej Polityce Ochrony Środowiska (*National Environmental Policy Act*), Federalnej Ustawie dotyczącej Szkodliwych Chwastów z roku 1974 i Ustawie o Gatunkach Zagrożonych z 1973 roku i ma na celu ograniczenie wprowadzania gatunków inwazyjnych, kontrolę tych gatunków oraz minimalizację ich skutków gospodarczych, ekologicznych i zdrowotnych.

W niektórych przypadkach nie wydaje się możliwe całkowite usunięcie gatunków inwazyjnych. Na przykład malutki, introdukowany owad (mszyca) powoli

niszczy jodły Frasera (*Abies fraseri*), dominujące drzewo lasów jodłowych w południowych Appalachach.⁷⁴⁶ Prawdopodobnie jedynym skutecznym sposobem zwalczania jest opryskiwanie drzew roztworem mydła - metoda czasochłonna i droga. W Great Smoky Mountains National Park, jodły Frasera majestatycznie okalały malowniczą drogę do szczytu Clingmana.¹⁰⁰⁷ Przez kilka lat rozpylano na nie z ciężarówek roztwór mydła w celu ochrony przed mszycami. W końcu, gdy drzewa rosnące na poboczu stały się jedynymi dorosłymi jodłami Frasera w całym parku, stwierdzono, że sztuczne utrzymywanie drzew skazanych na zagładę jest mało realne. Wstrzymano oprysk i teraz jedynie martwe jodły okalają malowniczą drogę.

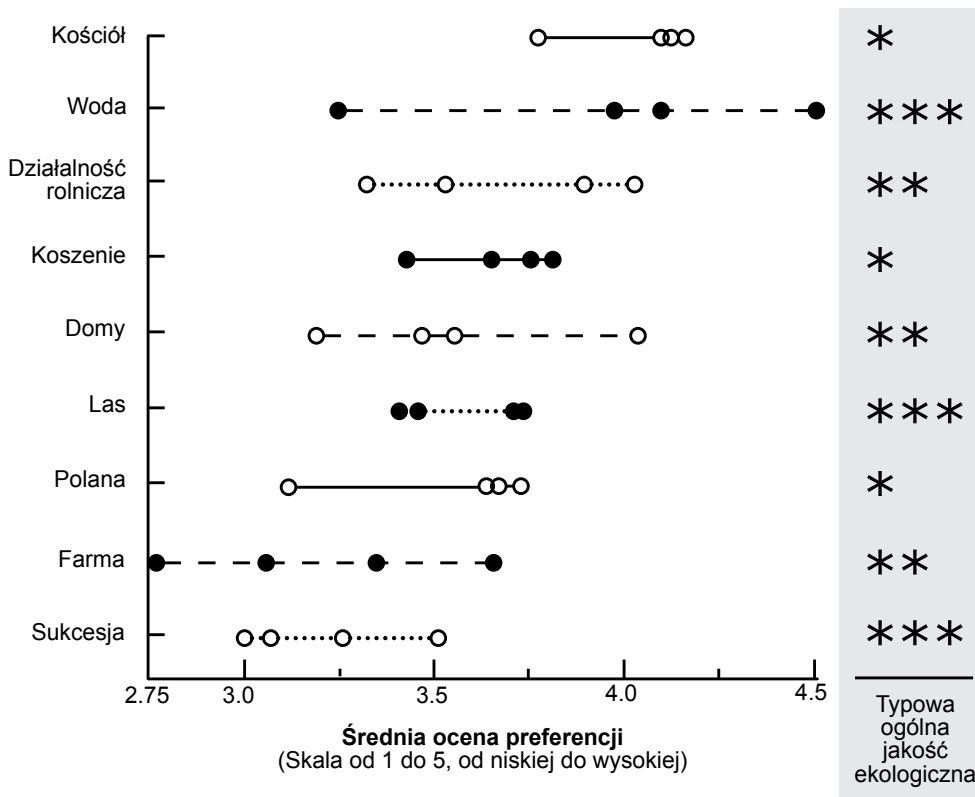
Rozporządzenie wykonawcze z roku 1999 sprawiło, że fundusze federalne nie mogą być użyte na budowę, ponowne obsadzenie czy kształtowanie krajobrazu, które obejmuje świadome wykorzystanie gatunków roślin znanych jako inwazyjne. Jest ono pomocne w kontroli i zapobieganiu rozprzestrzeniania gatunków inwazyjnych. Nowe metody i sprzęt do budowania oraz planowania krajobrazu zostały zaprojektowane tak, aby sprostać celom rozporządzenia. Są to systemy kontroli biologicznej dostaw, myjnie sprzętu, sprzęt do zasiewu na stromych zboczach, sprzęt do kontroli pożarowej, sprzęt do wyznaczania położenia geograficznego istniejących populacji gatunków inwazyjnych a także techniki zmniejszające zakłócenia gleby w czasie prac pielęgnacyjnych roślinności w celu minimalizacji ryzyka introdukcji. Skoordynowane badania i szkolenia także pomagają w przygotowaniu zintegrowanych zasad utrzymania roślinności. Takie tendencje uzupełnione o badania efektów działań pomogą w tworzeniu poboczy przyjaznych środowisku w przyszłości.

Sadzenie

Rośliny na poboczu mogą spełniać co najmniej dziewięć ważnych funkcji^{859, 394}: (1) pomagają w kontroli erozji, (2) zmniejszają koszty utrzymania, (3) zapewniają korzyści estetyczne, (4) osłaniają przed nawiewanym śniegiem, (5) zmniejszają oślepienie reflektorami, (6) wzmacniają niweletę drogi, (7) służą jako bariery tłumiące energię, (8) zmniejszają siłę wiatru i (9) są siedliskami dla zwierząt. Większość posadzonych roślin spełnia więcej niż jedną funkcję.^{779, 1, 954, 63, 393}

Sadzenie jednorocznych i wieloletnich roślin zielnych w celu zminimalizowania ryzyka erozji jest szczególnie często stosowane po zakończeniu budowy drogi. Obsiewa się tu zarówno mieszanki nasion, jak i monokultury, czasami wraz z gatunkami nierodzimymi. Przeprowadzono eksperymenty z użyciem różnych

mieszanek nasion gatunków rodzimych i nierodzimych oraz roślin jednorocznych i wieloletnich¹²³, przede wszystkim w celu oceny przydatności roślin w obronie przed erozją. Celem bywa tu również przyspieszanie naturalnej sukcesji, a użycie mieszanek nasion rodzimych gatunków dokonujących sukcesji lub mieszanek gatunków dokonujących sukcesji z innymi roślinami początkowymi byłoby obiecujące.¹⁰⁶⁴ Czasami, dla ochrony przed erozją, sadzone są również siewki i dojrzałe rośliny zielne, przede wszystkim w miejscach szczególnie narażonych. Siewki kwiatów dzikich, najczęściej gatunków rodzimych, są coraz częściej stosowane na



Ryc. 1.8. Wizualne preferencje ludzi dla dziewięciu typów widoków w południowej Nowej Anglii. Dla każdego z dziewięciu typów widoków, cztery różne krajobrazy wzdłuż dróg (w sumie 36 zdjęć kolorowych) zostało ocenionych przez 249 osób (95 osób mieszkających w pobliżu autostrady, 27 specjalistów ds. transportu, 127 zwykłych obywateli). Widoki zostały uszeregowane w zależności od stopnia atrakcyjności w skali 1 (nieatrakcyjny) do 5 (bardzo atrakcyjny). Ogólna ocena średnia wyniosła 3.61. Według Kent (1993). Typowa jakość ekologiczna (*=najniższa, ***=najwyższa) została zasugerowana przez autorów niniejszej książki.

istniejących poboczach. Celem jest znowu wzbogacenie różnorodności gatunków rodzimych lub przyspieszenie naturalnej sukcesji. Zbiorowiska roślin typowych dla naturalnej sukcesji w danym regionie są z reguły najlepszym siedliskiem dla zwierząt dzikich.

Sadzenie krzewów jest również stosowane w zwalczaniu erozji, szczególnie na stromych zboczach, takich jak skarpy nasypu przy estakadach. Sadzenie krzaków jest stosowane w celu zmniejszania oślepienia reflektorami, a w niektórych miejscach w celu absorbowania siły uderzenia „zabłąkanych” samochodów i zderzeń. Nasadzane krzewy zwykle dorastają do wysokości ludzi siedzących w samochodach, tak więc miejsce posadzenia i pielęgnacja krzewów są szczególnie ważne dla zapewnienia widoczności, jak na przykład na wewnętrznych krawędziach zakrętów i w pobliżu skrzyżowań. Krzewy mają również właściwą wysokość do zapewnienia schronienia prawie wszystkim gatunkom zwierząt. Zapewniają warunki do rozmnażania i są schronieniem w czasie przemieszczeń. W miejscach, w których powinno się odstraszać zwierzęta ze względów bezpieczeństwa, należy ograniczyć ilość krzaków, kontrolować ich wzrost lub sadzić jedynie niskie gatunki.

Drzewa rosnące blisko jezdni są regułą w większości sieci drogowych, jednak 80% z nich ma natężenie ruchu mniejsze niż 400 samochodów na dobę.³ W miejscach, w których prawdopodobieństwo wypadnięcia pojazdu z jezdni jest duże, należy zamontować bariery lub ewentualnie wyciąć duże drzewa i zaniechać sadzenia nowych. Innym wyjściem, bardziej przyjaznym środowisku jest posadzenie kępy krzewów przed filarem wiaduktu, podporą tablicy informacyjnej lub drzewem, w celu absorbowania części energii zderzenia pojazdu. Siła uderzenia w obiekt stały jest obniżona przez pojedynczy krzak. Dwa krzaki, jeden za drugim, obniżają tę siłę jeszcze bardziej, chociaż drugi w mniejszym stopniu niż pierwszy. Trzeci i czwarty krzak też przynoszą korzyści, ale proporcjonalnie mniejsze. Można też zamontować konstrukcję absorbującą energię zderzenia przed obiektem stałym i zasłonić ją krzakami. W rezultacie osiąga się mniejsze zniszczenie pojazdu, mniej uszkodzeń ciała i mniejsze koszty leczenia, mniej ofiar w ludziach oraz większe korzyści dla dzikich zwierząt.

Drzewa i zadrzewienia przy poboczach przynoszą jeszcze inne korzyści. Oprócz korzyści ekologicznych wspomnianych powyżej, nasadzone drzewa obniżają siłę wiatru, dostarczają drzewa na opał^{129, 317}, owoców w przypadku drzew owocowych, dziupli dla ptaków i ssaków, siedlisk dla owadów podkorowych, mchów i porostów, opadłych liści i humusu – źródła składników mineralnych, cienia, korzyści wzrokowych dla jakości widzenia, osłony od przylegających terenów

zagospodarowanych oraz sekwestrują węgiel. Jednak, jak dotąd opublikowano niewiele wyników badań oceniających pod tym kątem gatunki drzew, ich usytuowanie wraz z opisanymi wyżej różnymi korzyściami społecznymi istnienia poboczy.

Drzewa i krzewy odgrywają ważną rolę w redukcji efektu bariery i fragmentacji wywoływanych przez drogi, zapewniając spójność dla zwierząt przekraczających drogę (ryc. 1.6). Korony drzew tworzą możliwość przejścia przez wąską drogę dla zwierząt nadrzewnych. Na drodze średniej szerokości, gałęzie drzew rosnących po przeciwnych stronach drogi stykają się na niektórych odcinkach, dając również serię połączeń.⁷⁵⁰ Na drogach szerokich, gałęzie drzew rosnących po obu stronach nie stykają się i zwierzęta muszą przekraczać drogę bezpośrednio. Wiele zwierząt nadrzewnych pada wtedy ofiarą pojazdów lub drapieżników. Można oczywiście połączyć korony drzew w sztuczne mosty, skonstruować „hamaki” i inne rodzaje przejść dla zwierząt (rozdział 3). Obsadzanie poboczy blisko szosy krzakami i drzewami zapewniającymi schronienie i pożywienie lokalnej faunie powinno zwiększyć skuteczność przekraczania dróg przez zwierzęta latające, nadrzewne i naziemne.

Ekologia a jakość wizualna

Osoby odpowiedzialne za zarządzanie poboczami mogą sadzić lub usuwać roślinność (ryc. 1.6) w celu stworzenia poboczy o wysokiej jakości wizualnej. Sadzenie lub usuwanie roślinności może także odłonić widok z drogi na otaczający krajobraz. Generalnie rzecz biorąc, estetyka to piękno, podczas gdy jakość wizualna obejmuje także widoki i scenię, blisko powiązane z kulturą.^{850, 670, 237} Metody oceny jakości wizualnej lub preferencji wizualnej obejmują ankiety przeprowadzane w różnych grupach społecznych, polegające na klasyfikacji zdjęć, robieniu własnych zdjęć czy rankingu komputerowych symulacji krajobrazu. W licznych ilościowych modelach oceny jakości wizualnej, szczególnie tych przygotowywanych przez rządowe agencje ds. zasobów naturalnych, stosuje się różne kluczowe zmienne, co daje niekiedy podobne, a niekiedy odmienne wyniki.⁸⁷⁷

Większość zgodnych wyników ocen dotyczy wysokiej jakości wizualnej, mniej – niskiej jakości i zazwyczaj bardzo mało zgodności ocen dotyczy pośredniej jakości wizualnej. Krajobraz o wysokiej jakości wizualnej przyciąga spojrzenie, przykuwa uwagę widza, i ma przy tym niezwykłą formę, kolor, strukturę, położenie, układ, osadzenie lub kombinacje tych wszystkich cech. Obiekt może być piękny sam w sobie, a cały krajobraz brzydki i odwrotnie.⁴⁸⁵ Zarówno pierwszy plan, drugi

plan jak i tło są często ważne przy ocenie jakości wizualnej.

Dokładna ocena jakości wizualnej przeprowadzona w Connecticut udowodniła, że obecność wody lub kościoła w krajobrazie była preferowana, stara zabudowa wiejska lub rolnicza uprawa roli z udziałem zwierząt była oceniana jako atrakcyjna, a scenie przedstawiającej efekty sukcesji na polach uprawnych przyznano najniższą jakość wizualną (ryc. 1.8).⁴⁸¹ Jeśli porównamy wyniki uzyskane w dość zróżnicowanej grupie ludzi z wynikami, których oczekiwać mogliby ekolodzy (ryc. 1.8) uzyskujemy ciekawe wnioski. Trzy krajobrazy najwyższej ocenione przez szeroką publiczność pod kątem jakości wizualnej („najlepsze”) plasowały się w szerokim zakresie od bardzo wysokiej do bardzo niskiej w rankingu jakości ekologicznej. Podobnie, trzy „najgorsze” krajobrazy plasowały się w zakresie od wysokich do bardzo niskich pod względem ekologicznym. Jakość wizualna i jakość ekologiczna zdają się nie iść w parze. (C. Steinitz, informacja ustna).²³⁷

Jeżeli wyniki uzyskane w Connecticut są reprezentatywne, specjalista odpowiedzialny za pobocza powinien preferować rzadkie miejsca, którym przyznano wysoką ocenę zarówno za jakość wizualną, jak i ekologiczną. Ale przy zastosowaniu ekologicznych metod utrzymania pobocza, większość miejsc otrzymałoby ocenę średnią lub niską za jakość wizualną. W projektowaniu poboczy, biorącym pod uwagę otaczające tereny³³³, istotna jest dychotomia „widoku z” i „widoku na”. Ludzie podróżujący autostradą zyskują widok z niej na okoliczny krajobraz, a ludzie z okolic mogą zyskać widok na autostradę. Dodanie „widoku z” i „widoku na” w ramach oceny jakości wizualnej dla obu grup ludzi jest ważnym wyzwaniem.

Dla niewymagającego obserwatora, bezkresna naturalna roślinność, którą preferują ekolodzy pozbawiona jest kontrastów i nie posiada wysokiej jakości wizualnej. Większość ludzi woli kontrast niż monotonię. Jednakże nawet najmniejszy objaw świadczący o rozwoju działalności ludzkiej w krajobrazie jest często powodem niższej oceny w rankingu jakości wizualnej, a im więcej takich świadectw rozwoju, tym niższa ocena.

Dwie cechy są oceniane podobnie przez ekologów i grupę zróżnicowanych ludzi. Obecność wody, w postaci strumienia lub jeziora oraz pojawienie lub możliwość pojawienia się dzikich zwierząt w lesie - przydaje jakości wizualnej.^{877, 708} Ale nawet te zjawiska zostaną nisko ocenione w kontekście jakości wizualnej, jeżeli jezioro jest zanieczyszczone, strumień jest w fazie powodzi, a las jest pełen groźnych zwierząt.

Dla niektórych teren skoszony wygląda elegancko, czysto i pod kontrolą, podczas gdy pole podlegające sukcesji, porośnięte wysoką trawą i chwastami wygląda

na źle utrzymane.⁶⁷¹ Dla większości ludzi, pogorzeliska, uschnięte lub powalone drzewa wyglądają źle, podczas gdy wprowadzenie podziałów dużego płata lasu ułatwiających dostęp do niego jest godne pochwały. Dla większości ekologów, jest zupełnie odwrotnie.

Z pozycji pasażera pojazdu mknącego autostradą, przydrożne kwiaty zmieniają się z plamek w paski, a przedmioty rozmazują się.³³³ W samochodzie (w odróżnieniu do pociągu), krajobraz jest tuż przed nami. Droga wiedzie w dół i w górę. Samochód porusza się w różnych kierunkach. Kierowca ma poczucie, że ma wszystko pod kontrolą. Widok przez przednią szybę jest wypełniony drogą i poboczem, a linie zbiegają się gdzieś w oddali. Zmruż oczy, a droga stanie się trójkątem, a pobocze ukośną linią po prawej lub lewej stronie. Widok z boku jest podobny do widoku z pociągu.

Podczas prowadzenia samochodu odczuwana jakość wizualna jest połączeniem jakości poszczególnych scen i kolejności, w jakiej się pojawiają.^{859, 24, 824} Pierwsza scena, sceny początkowe i ostatnie uważane są za najbardziej istotne. Widok istnieje w kontekście poprzedzających go widoków, jak również okolic. W konsekwencji, osoba odpowiedzialna za utrzymanie pobocza ma dylemat. Pobocze, jak film, musi być spójne, ale na jakim odcinku? 100 metrów? 1 kilometra? 100 kilometrów? A może w innych skalach? Nie jest łatwo stworzyć wizualnie zintegrowany fragment drogi bez przekreślenia poprawności ekologicznej.

Temat ekologii i jakości wizualnej nie pojawia się już więcej w tej książce, ale jest ważnym tematem badań. Na pewno istnieją przypadki, kiedy te dwa czynniki mają korelacje dodatnią i przypadki, kiedy mają korelacje ujemną.^{498, 360} Osoba odpowiedzialna za utrzymanie pobocza chciałaby wiedzieć jak najwięcej o obu przypadkach, aby skorzystali podróżujący.

Różnorodne pobocza

Wcześniejsze ekologiczne tendencje w zakresie utrzymania poboczy zdają się najlepiej odpowiadać określeniu „pobocza różnorodne”, charakteryzujące się bogactwem naturalnych wzorców i procesów i przynoszących różnorodne korzyści społeczeństwu. Zróżnicowane pobocze, z obfitością rodzimych gatunków roślin, z heterogeniczną lub płatową mikrotopografią powierzchni, warunkami hydrologicznymi, typami roślinności, różnorodne na swym poprzecznym przekroju, bogate w siedliska i szlaki przemieszczania zwierząt, oferujące liczne korzyści i spełniające

cele społeczne – takie pobocze jest wizją przyszłości. Przyjrzyjmy się temu bliżej.

Książka pt. „Inżynieria przyrodnicza i roboty inżynierskie” (ang. *Nature Engineering and Civil Engineering Works*)¹ wydaje się być pierwszą w tej dziedzinie syntezą wytyczającą taki właśnie kierunek. Autorzy stwierdzili, że w świecie o ograniczonej powierzchni i intensywnym rolnictwie pobocza dróg pokrywają olbrzymią powierzchnię i dają niewiele korzyści społecznych oraz, że przy dobrym zagospodarowaniu można znaleźć i pokazać społeczeństwu cenne alternatywy dla niekończących się pasów koszonych trawników. W oparciu o zróżnicowaną przyrodę i podejście inżynierskie możemy wyobrazić sobie, jak mogłoby wyglądać pobocze różnorodne i jakie korzyści by ono przynosiło.^{852, 63, 613, 640, 777}

Pierwszym krokiem jest ograniczenie częstotliwości i intensywności koszenia. Użycie szeregu opisanych wcześniej schematów czasowych i przestrzennych w odniesieniu do koszenia pomaga w wypracowaniu wzorca dla otwartych odcinków pobocza.⁶³⁷ Ograniczenie występowania gatunków nierodzimych i eliminacja gatunków inwazyjnych pozwala na poszerzenie gamy zbiorowisk roślin rodzimych na poboczach.

Szczególnie ważne są tu warunki glebowe.⁵⁹⁶ Wyeliminowanie nawożenia (i zmniejszenie emisji azotu pochodzącego z pojazdów mechanicznych), z wyłączeniem sytuacji wyjątkowych, pomaga uniknąć dominacji jednego lub dwóch gatunków roślin, minimalizuje eutrofizację zbiorników wodnych, rowów, strumieni i przylegających do nich wód. Wzbogacanie organicznej materii gleby poprzez naturalną sukcesję pozwala zatrzymać składniki odżywcze w glebie i utrzymać bogate zrępowanie zwierząt glebowych. Utrzymanie piaszczystych, kamienistych i ubogich w składniki odżywcze płatów w warunkach ubogich w składniki odżywcze daje szanse roślinom rzadkim, które takie warunki tolerują.

Trudniejsze jest odzyskiwanie naturalnej heterogeniczności powierzchni, utraconej podczas homogenizującego i wygładzającego procesu budowy drogi. Cel ten można osiągnąć poprzez wdrożenie projektów podnoszących standard i udoskalających oraz bardziej ambitne projekty w zakresie utrzymania poboczy. Mikrotopograficzne zróżnicowanie powierzchni gleby jest dość łatwe do osiągnięcia, a roślinność zareaguje natychmiast i stanie się wyjątkowo różnorodna. Bardziej wyrafinowaną realizacją tego celu jest tworzenie lub odtwarzanie stawów, mokradeł oraz inne działania mające na celu wprowadzenie zmian w zbiornikach wodnych, które mają istotny wpływ na typy siedlisk i bogactwo gatunków.

Doprowadzenie do tych zmian w zbiorowiskach roślinnych sprzyja zdecydowanie tworzeniu schronienia i żerowisk dla fauny.^{1064, 852, 137} Heterogeniczność

siedlisk może zostać zwiększona dzięki kępom zarośli, stertom kamieni i tym podobnym. Płoty z krzaków lub pniaków (rozdział 3) pomagają w ukierunkowaniu przemieszczania się fauny w zalecanych kierunkach.

Różnorodne pobocza dają też różne korzyści społeczeństwu. W czasie podróży wzdłuż danego odcinka drogi podróżni mogą wyróżnić kilka odrębnych odcinków, każdy dający inne korzyści. Lista możliwych korzyści jest długa, od kontrolowania zanieczyszczeń pochodzących z wody deszczowej i ochrony rzadkich roślin do produkcji drewna, sekwestracji węgla oraz kulturalnej i przyrodniczej edukacji dojeżdżających do pracy i podróżnych.

Podsumowanie

„Odczytywanie poboczy” daje podróżnemu znaczny wgląd w przyrodę otaczającą drogi, jak również historię, utrzymanie i przyszłość ekosystemów poboczy. Bogactwo gatunków nierodzimych na poboczach może być potencjalnym źródłem gatunków inwazyjnych, które mogą zniszczyć sąsiadujące pastwiska, pola uprawne i rezerваты przyrody. Jednak w chwili obecnej dowody na to są słabe. Na poboczach rosną także rzadkie gatunki rodzime. Do skutecznego gospodarowania i ochrony poboczy potrzebne są jednak dokładne dane na temat ich liczebności i rozmieszczenia.

Rodzima roślinność poboczy jest względnie homogeniczna i uboga. Układ strefowy na poboczu i plamistość są widoczne w co najmniej dwóch skalach przestrzennych wzdłuż pobocza. Szeroko rozpowszechnione częste koszenie ułatwia rozprzestrzenianie traw na niekorzyść większości rodzimych roślin i zwierząt. Zmiany w schemacie i terminach koszenia oraz w innych pracach w zakresie utrzymania poboczy mogą pomóc w tworzeniu szerokiej gamy zbiorowisk roślin, tworzących różnorodne pobocza. Wygląd poboczy oraz sadzenie roślinności mogą zachęcać do podróżowania, ale ponieważ jakość wizualna i warunki ekologiczne nie zawsze idą w parze należy dołożyć starań w kierunku stworzenia wysokiej jakości warunków ekologicznych przy użyciu wysokiej lub średniej jakości wzorów wizualnych. Pobocza to około 0,5% powierzchni Stanów Zjednoczonych. Stanowią one ogromne pole do wdrożenia nowego sposobu myślenia, planowania i gospodarowania z korzyścią dla społeczeństwa. Pobocza Ameryki Północnej w przyszłości mogą połączyć bezpieczeństwo z bogactwem naturalnych ekosystemów.

Rozdział 2

Populacje dzikich zwierząt

Po chwili wszystkie króliki uciekały w popłochu... Hazel zdziwiony spojrzał na drogę. Przez chwilę myślał, że patrzy na rzekę – czarną, gładką, o równych brzegach... „To nie jest naturalne” powiedział, węsząc dziwne, dotkliwe zapachy smoły i oleju. „Co to? Jak to się tu znalazło?” „To zrobił człowiek” powiedział Bigwig. „Położyli to tutaj i samochody mkną po tym szybciej niż my umiemy...”

„To groźne, prawda? Mogą nas złapać?” „Nie, to dziwne, ale nie zwracają na nas uwagi... Myślę nawet, że nie są żywi. Ale muszę przyznać, że nie mogę się w tym połapać.”

- Richard Adams, *Wodnikowe wzgórze*, 1972

Pofragmentowane ssaki: co to znaczy?

- Rob C. van Apeldoorn, tytuł artykułu opublikowanego w tomie *Fragmentacja siedlisk i infrastruktura*, materiałach z jednego z pierwszych sympozjów o ekologii dróg, które miało miejsce w Holandii w 1997 r.

Wyobraź sobie, że drogi to ślady. Jeżeli nasza wyobraźnia jest ograniczona, widzimy tylko ślady fizyczne. Jeżeli bylibyśmy w stanie zobaczyć jak liczba śladów rośnie z czasem, widzielibyśmy krajobraz usiany wciąż rosnącą liczbą śladów. Teraz popuść wodze swojej wyobraźni. Oprócz śladów fizycznych zobaczysz wokół

dróg „śląd wirtualny”. Ten wirtualny ślad to efekt nawarstwiania się - w czasie i przestrzeni - wszystkich działań indukowanych istnieniem dróg lub działań możliwych dzięki ich istnieniu, jak również ekologicznych skutków tych działań. Wirtualny ślad może mieć aspekty pozytywne i negatywne. Pozytywny aspekt dróg to na przykład dostęp do tras turystycznych, ścieżek rowerowych i pięknych miejsc widokowych. Negatywne skutki wirtualnego śladu, takie jak spadki liczebności gatunków blisko dróg, zakłócenia powodowane przez pojazdy terenowe podczas ich przejazdów bezdrożami, zaburzenia reżimów hydrologicznych oraz fragmentacja siedlisk mogą zostać skutecznie ograniczone poprzez przemyślane działania. Ślad wirtualny może mieć wielkość dziecięcego bucika, a niekoniecznie wielkiego buciora. Włączenie środków łagodzących w planowanie i rozwój systemów drogowych może pozwolić na ograniczenie wirtualnego śladu do minimum. Celem budowy „mądrych dróg” jest zminimalizowanie negatywnych skutków istnienia dróg.

Ciągnąc dalej tę metaforę o odciskach butów - celem jest tu możliwie delikatne stąpanie po ziemi. Na tyle, na ile jest to możliwe, jakość życia ludzi powinna się poprawiać. Środki łagodzące zaprojektowane w celu minimalizacji negatywnych skutków wirtualnego śladu, o ile są zastosowane prawidłowo - mogą pomóc utrzymać lub rozwijać system dróg przy jednoczesnym odtwarzaniu usług ekosystemowych. Taka sytuacja jest możliwa, gdy zachowane pozostają ważne szlaki przepływu energii i obiegu składników pokarmowych, kiedy utrzymane są reżimy hydrologiczne i kiedy naturalne przemieszczenia zwierząt pozostają niezakłócone.

Drogi i pojazdy znacząco i na zadziwiający sposób oddziałują na dzikie zwierzęta. Większość z tych oddziaływań jest dobrze rozpoznana^{52, 958, 768, 660} i opisana w literaturze naukowej ostatnich pięćdziesięciu lat.^{882, 403, 290} Drogi mogą powodować bezpośrednią utratę siedlisk, zmieniać jakość sąsiadujących z nimi siedlisk, powodować śmiertelność zwierząt oraz ograniczać możliwości przemieszczania się zwierząt. W miarę jak drogi są unowocześniane w celu przyjęcia coraz większego ruchu, znacznie spada wskaźnik udanych przekroczeń drogi przez zwierzęta.^{882, 403, 290} Drogi mogą więc efektywnie powodować fragmentację siedlisk i rozmieszczonych w sposób ciągły populacji. W rezultacie powstają z reguły mniejsze populacje, narażone na większe ryzyko problemów genetycznych i większe ryzyko lokalnego wyginięcia.

W tym rozdziale opisujemy przede wszystkim główne wzorce, problemy i reguły, zarówno te korzystne jak i niekorzystne, łączące drogi i pojazdy z populacjami zwierząt. Ponadto, zajmujemy się też powszechnie stosowanymi (i czasami przetestowanymi) sposobami zwalczania negatywnych skutków oddziaływania

dróg na zwierzęta. Jakkolwiek wiele cennych informacji jest zawartych w rozproszonych raportach odpowiedzialnych agend, to rozdział ten został napisany w oparciu o literaturę opublikowaną w czasopismach technicznych i naukowych.

Śmiertelność dzikich zwierząt na drogach

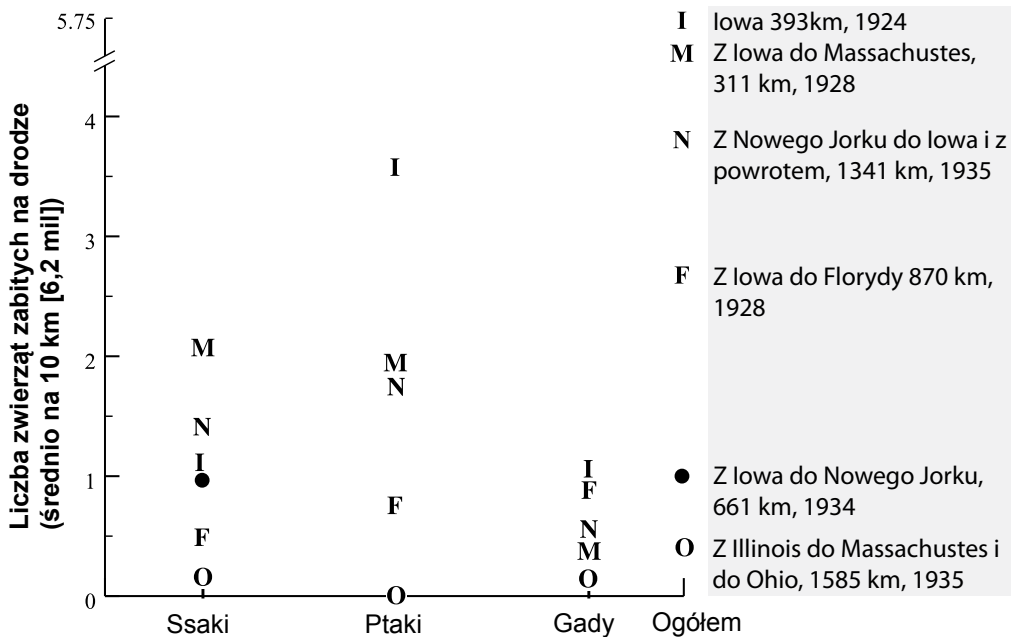
Każdy kto widział jelenia próbującego przekroczyć ruchliwą drogę, lub resztki tego, któremu się to nie udało, może wyobrazić sobie rozmaite skutki zabijania zwierząt przez pojazdy lub śmiertelności drogowej. Chociaż zabicie na drodze jelenia wirginijskiego (*Odocoileus*) lub innych dużych zwierząt, takich jak niedźwiedź (*Ursus*), łos (*Alces alces*) i jelen ślachtetny (*Cervus elaphus*) jest bardziej widoczne, to biomasa małych zwierząt zabitych na drodze jest prawdopodobnie większa. W niektórych przypadkach śmiertelność na drodze może przewyższać wskaźnik naturalnych zgonów powodowanych przez drapieżniki lub choroby.^{585, 134, 163, 92, 406}

Zderzenia pomiędzy dwoma poruszającymi się obiektami, takimi jak zwierzęta i pojazdy (przy czym zwierzęta są z reguły podawane jako drugie w kolejności) niewątpliwie mają miejsce od początków motoryzacji. W połowie dziewiętnastego wieku, Henry David Thoreau opisał przejechanie zółwia przez koła pociągu, a w 1895 roku Barbour odniósł się do śmiertelności ptaków spowodowanej przez pociągi w Nebrascie.⁴⁶ Wiele artykułów pochodzących z początku dwudziestego wieku opisywało śmiertelność kręgowców na drogach.^{1023,1024,98,99,100,164,117,55,805} Większość wczesnych raportów było wynikiem jednej podróży samochodem, często wakacyjnej i jako takie były obciążone sporym błędem próbkowania. Tylko kilka raportów powstało w oparciu o większą liczbę dłuższych podróży lub w oparciu o zaplanowane badania.^{830, 873, 219}

Podobnie, we wczesnych raportach na temat śmiertelności ptaków, większość autorów nie zdołała odpowiedzieć na więcej niż „wyjątkowo małą część postawionych pytań”.⁵⁵⁵ Liczenie zabitych ptaków nie wystarczało do zrozumienia relacji zachodzących pomiędzy drogami a ptakami. Wymieniano wiele powodów, dla których drogi i pobocza są atrakcyjne dla ptaków i powodują pojawianie się ptaków w pobliżu szybko poruszających się pojazdów. W jednym ze szczególnie znaczących opracowań stwierdzono, że podstawowe znaczenie ma nie tyle pytanie „ile ptaków jest zabijanych w wyniku zderzenia z pędzącymi samochodami?” co raczej „ile par ptaków nie zdołało wyprowadzić lęgów?”. Ponieważ utraceni partnerzy rozrodczy są często zastępowani nowymi, to niszczenie noclegowisk, stanowisk łowieckich

czy miejsc gniazdowych podczas budowy i utrzymania dróg ma większy wpływ na dobrobyt miejscowych populacji niż śmierć pojedynczych ptaków na drogach. Wcześni badacze podkreślali też znaczenie zmiennych opisujących siedliska i drogi, które mają wpływ na kolizje ptaków z samochodami. I tak, wysokość osłaniających krzaków, sposób użytkowania terenu, warunki pogodowe oraz wielkość i prędkość pojazdów objaśniają większość kolizji pomiędzy ptakami i samochodami.²⁹⁰

Chociaż większość wczesnych oszacowań śmiertelności zwierząt powstało w oparciu o wyniki pojedynczych kontroli, to jedno z opracowań zawierało poszerzoną analizę co najmniej sześciu badań (ryc. 2.1).⁸⁸³ Autor ustalił, że średnia dla kręgowców to około jedna (0,95) ofiara na każde 10 kilometrów (6 mil). Oszacował on, że na odcinku 1613 km (1000 mil) głównej autostrady w północnych stanach zginęło około 153 kręgowców. Wielu wczesnych autorów obliczało udział poszczególnych grup kręgowców wśród zabitych zwierząt. W jednym z badań podano, że wśród 892 ofiar zarejestrowanych na odcinku 12 115 kilometrów (7529 mil) w Illinois, 24% stanowiły ssaki, 68% ptaki, poniżej 1% płazy, a 7% gady.⁸⁷³ Inny autor naliczył 512 zabitych zwierząt na odcinku 3473 kilometrów (2157 mil) pomiędzy Albany (Nowym Jork) a Iowa City (Iowa) i z powrotem (ryc. 2.1).⁸⁸³



Ryc. 2.1. Liczba zabitych kręgowców na 13 392 km autostrad w Stanach Zjednoczonych. Pozycja „Ogółem” obejmuje niewielką liczbę płazów i „innych” zwierząt. Według Stoner (1936), zmienione.

Wielu autorów porównało śmiertelność różnych gatunków.^{99, 381, 206, 228, 292, 1001, 805, 830, 873, 497, 599, 608} W większości opracowań ptaki wymieniano jako częściej zabijane niż ssaki. Gady i płazy pojawiają się rzadziej w dokumentacji.

Liczebność płazów (żaby i ropuchy) jest najczęściej zaniżana w zestawieniach śmiertelności zwierząt na drodze z powodu ich małych rozmiarów.⁸⁸³ Ponadto, do zaniżania ich frekwencji w zestawieniach mogą też przyczyniać się padlinożercy żerujący na małych kręgowcach. Podsumowując, wczesna literatura przedmiotu w większości potwierdza opinię, że najwyższa śmiertelność na drogach dotyczyła ptaków, następnie ssaków, przy niewielkich liczbach odnotowanych gadów i płazów.

Ekonomiczne koszty wypadków

Stwierdzenie, że liczba wypadków z udziałem zwierząt i samochodów wykazuje tendencję wzrostową w większości regionów nie będzie prawdopodobnie zaskoczeniem. Rosnąca zabudowa terenów, rozrastające się dzielnice podmiejskie wraz ze zwiększającą się liczbą codziennie dojeżdżających osób, rozbudowujące się sieci dróg, wzrastające ogólne natężenie ruchu drogowego, rosnące wczesnoranne i wczesnowieczorne szczyty komunikacyjne (kiedy rośnie zarówno aktywność dojeżdżających jak i aktywność zwierząt) – wszystko to przyczynia się do występowania nieszczęśliwych wypadków, które mają wpływ zarówno na życie ludzkie, jak i życie zwierząt.

Zderzenia pojazdów z dużymi zwierzętami, jak na przykład z jeleniami, pociągają za sobą zniszczenia pojazdów, obrażenia ciała u ludzi i straty w możliwych zyskach ekonomicznych (ryc. 2.2). W latach 1981 – 1991, w 94% wypadków (23 285 przypadków) z udziałem jeleni w Vermont wystąpiły straty materialne (Wydział Transportu Vermont, dane niepublikowane). Średnie szkody materialne przypadające na jeden wypadek w Stanach Zjednoczonych oszacowano na 1577 USD.¹⁸² Bazując na ostrożnych oszacowaniach na poziomie 720 000 corocznych kolizji zwierząt i samochodów (wyłącznie wypadki z udziałem mulaka i jelenia wirginijskiego), w USA corocznie uszkodzenia ciała ponosi około 29 000 ludzi. Liczba ta obejmuje 211 kolizji ze skutkiem śmiertelnym dla człowieka, co stanowi 0,029% wszystkich wypadków śmiertelnych.¹⁸² Dla porównania, w roku 1997 w USA miało miejsce 44 381 zgonów w wyniku wypadków na autostradach. Zgony z powodu wypadków z udziałem zwierząt stanowiły więc 0,5% wszystkich zgonów w wypadkach na autostradach w ciągu



Ryc. 2.2. Jeleń przekraczający mało uczęszczaną, śródleśną drogę gruntową. Na zdjęciu mulak (*Odocoileus hemionus*), sosny żółte (*Pinus ponderosa*) i jałowce (*Juniperus*). Ranczo D.H.Lawrence, Taos, Nowy Meksyk. Zdjęcie R.T.T.Forman.

roku. Badania przeprowadzone w Nowej Funlandii dowiodły, że w latach 1988-94 w 5422 wypadkach samochodowych z udziałem łośi zginęło 14 osób, co stanowi 0,25% zgonów na wypadek.⁴⁶⁶ Z drugiej strony sugerowano, że jelenie dostarczają ludziom więcej korzyści niż jakikolwiek inny gatunek zwierząt w Północnej Ameryce, przy corocznej wartości monetarnej netto szacowanej na ponad 12 miliardów dolarów amerykańskich.

Współczesne badania śmiertelności

Śmiertelność dzikich zwierząt na drogach stanowi dodatek do naturalnej śmiertelności, spowodowanej na przykład przez drapieżniki i choroby. Znaczenie tej śmiertelności drogowej dla populacji dzikich zwierząt zależy więc od jej skali w porównaniu do innych źródeł śmiertelności. Niestety, istnieje tylko niewiele badań porównujących śmiertelność drogową z innymi rodzajami śmiertelności. Jednakże oszacowania całkowitej liczby zwierząt zabitych na drogach w porównaniu do liczebności ich populacji wskazują, że poziom tej śmiertelności jest wysoki, przynajmniej dla niektórych gatunków.

W Stanach Zjednoczonych brak jest planowo zbieranych danych na temat śmiertelności drogowej dla jakiegokolwiek gatunku zwierzęcia, choć istnieją ogólnokrajowe kompilacje niektórych danych dla dużych gatunków, w szczególności dla jeleni (ryc. 5.2). Do roku 1994 istniało tylko 14 badań opisujących sezonową zmienność śmiertelności jeleni na drogach, w rozbiciu na płeć i wiek.⁷⁸⁴ Co istotne, w tych badaniach były reprezentowane tylko cztery stany (Kalifornia, Michigan, Pensylwania i Wyoming). Trzy kolejne badania koncentrowały się na określeniu parametrów populacyjnych zabitych na drodze zwierząt. Jakkolwiek dokładne liczby są rzadko podawane, to oszacowania liczby jeleni ginących corocznie na amerykańskich drogach wynoszą od 720 000 do 1,5 miliona sztuk.¹⁸¹ Dla kolizji z udziałem jelenia lub łosia odpowiednio około 92% i 82% wypadków skończyło się śmiercią zwierzęcia.^{13,466} Oszacowania proporcji jeleni, które zginęły na drogach, ale nie zostały udokumentowane i w konsekwencji pozostają niezarejestrowane, wynoszą od 50% (D. Reed, informacja ustna, cytowany w Romin i Bissonette, 1996b) do sześciokrotności rejestrowanych przypadków.²¹¹ Wskazuje to na znacząco wyższą rzeczywistą śmiertelność jeleni niż wykazują proste liczenia.

205 żółwi malowanych (*Chrysemys picta*) zginęło podczas 4 miesięcy letnich na odcinku 7,2 km (4.5 mil) drogi nr 93, przebiegającej obok Parku Narodowego Ninetipie w Mission Valley w Montanie.³²⁶ Nie licząc zwierząt, które mogły zostać ranne, ale uciekły z drogi, daje to miesięcznie 7 zabitych żółwi na kilometr drogi. Ta dwupasmowa autostrada przecina łańcuch bagnistych mokradeł, licznie zamieszkałych przez żółwie i inne zwierzęta wodne. Jednak, drogi nie muszą wcale przecinać siedlisk wodnych, aby oddziaływać na gatunki spędzające większość swego życia w ekosystemach wodnych. Regularne sezonowe przemieszczanie się z siedlisk wodnych do lądowych jest powodem ciągłej śmiertelności drogowej żółwi błotnych (*Deirochelys reticularia*).¹²⁴ Drogi oddzielające mokradła od terenów zalesionych mogą być miejscem wysokiej śmiertelności wążek, które muszą przemieszczać się pomiędzy swoimi dwoma podstawowymi siedliskami.⁷⁷⁸ (S.K. Riffell, informacja ustna).

Z licznych regionów świata pochodzi obszerna dokumentacja dotycząca sezonowych migracji salamander i ropuch oraz wynikającej z nich masowej śmiertelności na drogach.⁵²² Żaby i ropuchy, jak również wiele gatunków węży są szczególnie narażone na śmierć na drodze. Prawdopodobieństwo zabicia płaza na uczęszczanej autostradzie jest podawane jako 89% do 98%, a na drodze o natężeniu ruchu 3200 samochodów na dobę – jako 34% do 61%.⁴¹² W ciągu dwóch lat badań, na 3,6 km odcinku drogi niedaleko Lake Erie w Kanadzie znaleziono

martwych ponad 32 000 kręgowców (przede wszystkim płazów).³⁰ Podaje się, że około 5,5 miliona gadów i żab ginie co roku na drogach Australii.²³⁹

W badaniach prowadzonych w Ontario zidentyfikowano trzy podstawowe tendencje dotyczące śmiertelności żab i ropuch na drogach.²³⁹ Łączna liczba zabitych i żywych płazów na kilometr dwupasmowej autostrady zmniejszała się wraz z rosnącym natężeniem ruchu drogowego. Ponadto, proporcja zabitych żab i ropuch rosła wraz ze wzrostem natężenia ruchu. Jednak zagęszczenia żab i ropuch na poboczach dróg i w sąsiadujących siedliskach zmniejszały się wraz z rosnącym ruchem pojazdów. Autorzy wnioskuje, że śmiertelność drogowa miała istotny wpływ na lokalną liczebność tych płazów.²⁵⁵ W Danii, około 10% dorosłej populacji huczka (*Pelobates fuscus*) i żab brunatnych (*Rana temporaria* i *R. arvalis*) ginęła corocznie na drogach.⁴¹²

Podobnie, ruch drogowy ma istotny wpływ na faunę węży na mokradłach Pa-hay-okee w Parku Narodowym Everglades na Florydzie.⁷⁹ Spośród 1172 węży zaobserwowanych wzdłuż dróg w okresie dwuletnim, 73% została albo zabita albo zraniona na drodze. W Arizonie (Organ Pipe Cactus National Monument) w czasie czteroletnich obserwacji obejmujących 15000 kilometrów dróg (9315 mil) odnotowano średnio 22,5 zabitego węża na kilometr drogi na rok.⁷⁹³ Co istotne, śmiertelność drogowa miała poważny wpływ na dwa gatunki o specjalnym statusie ochronnym - meksykańskie boa różane (*Lichanura trivirgata*) i lokalną populację węża *Chionactis palarostris*. Oddziaływanie drogi jest poważniejsze, jeśli gatunek jest zagrożony lub narażony na wyginięcie względnie, gdy z innych powodów wymaga ochrony.

Szczególnie narażone na wypadki drogowe są populacje drapieżnych ssaków regularnie penetrujących rozległe obszary. Kolidacje z pojazdami mechanicznymi były powodem 49% przypadków śmierci zagrożonego, florydzkiego podgatunku pumy (*Puma concolor coryi*), do czasu gdy frekwencja ta nie została znacząco zredukowana poprzez budowę przejść pod drogami i grozdzenie drogi.⁵⁸⁵ Wypadki drogowe są jedną z istotniejszych przyczyn śmiertelności zagrożonego ocelota (*Leopardus pardalis*).⁴¹⁴ W południowej Kalifornii najważniejszą przyczyną śmiertelności pumy (*P. concolor*) były kolidacje z samochodami.⁶¹ Śmiertelność na drogach jest też jednym z wiodących czynników śmiertelności rysia iberyjskiego (*Lynx pardalis*) w południowozachodniej Hiszpanii²⁸⁴ i wilków (*Canis lupus*) w Minnesocie.³⁴⁰

Do chwili obecnej istnieje niewiele badań na temat oddziaływania śmiertelności drogowej zwierząt na ich populacje. Dostępne opracowania sugerują, że efekty

mogą być znaczące. Natężenie ruchu drogowego może wpływać na występowanie lub niewystępowanie oraz zagęszczenia lokalnych populacji płazów.^{255, 982, 143} Liczba dróg i ich zagęszczenie były najważniejszymi czynnikami objaśniającymi spadek liczebności borsuka (*Meles meles*) w Holandii⁹⁵⁸, a śmiertelność modrowronki zaroślowej (*Aphelocoma coerulescens*) na Florydzie była niemal dwukrotnie wyższa w populacjach żyjących przy dwupasmowej autostradzie niż w populacjach z dala od autostrady.⁶⁶⁰ Co więcej, odnotowuje się istotny wpływ zagęszczenia sieci drogowej na bogactwo gatunkowe gadów, płazów, ptaków i roślin w promieniu do 2 kilometrów mokradeł.^{255, 288} Badania te podkreślają, że inne ważne czynniki mogą oddziaływać na populacje w powiązaniu (interakcji) ze śmiertelnością na drogach. Na przykład, w badaniach dotyczących płazów i mokradeł wykazano, że hałas i zakłócenia powodowane przez ruch drogowy mogą redukować liczebność populacji w otoczeniu dróg.

W badaniach żółwi malowanych prowadzonych w różnej odległości od dróg stwierdzono, że w pobliżu dróg zagęszczenia są niższe a śmiertelność wyższa.³²⁶ Ponadto, na terenach położonych dalej od drogi udział procentowy dorosłych żółwi był wyższy. Tego typu przesunięcia w strukturze wiekowej, zwiększające udział młodszych klas wieku, są typową konsekwencją nasilonej śmiertelności w populacji. Pośrednim dowodem wpływu dróg na całe populacje są też wyniki badań oceniających ilościowo relatywne znaczenie różnych czynników śmiertelności na określone populacje zwierząt. I tak, kolizje z pojazdami są podawane jako wiodący czynnik śmiertelności dla florydzkich populacji pumy, czarnego niedźwiedzia (*Ursus americanus*), jelenia wirgińskiego (*Odocoileus virginianus clavium*), krokodyla amerykańskiego (*Crocodylus acutus*) i bielika amerykańskiego (*Haliaeetus leucocephalus*).³⁹⁹ Śmiertelne wypadki na drogach są również najważniejszym czynnikiem śmiertelności łosi w National Wildlife Refuge Kenai na Alasce⁴² oraz sów płomykówek (*Tyto alba*) w Wielkiej Brytanii.⁶⁸²

Czynniki wpływające na śmiertelność

Liczne czynniki śmiertelności zwierząt na drogach można podzielić na dwie użyteczne kategorie: (1) wpływ ruchu drogowego, drogi oraz krajobrazu oraz (2) zachowanie gatunku i jego ekologia.

Wpływ ruchu drogowego, drogi i krajobrazu

Zarówno szybkość poruszania się pojazdów jak i natężenie ruchu mają wpływ na wypadki z udziałem zwierząt. Już wczesne badania wskazywały, że samochody poruszające się z prędkością powyżej 64 km/godz. miały większy udział w zderzeniach z udziałem ptaków śpiewających i królików niż samochody jadące wolniej.²¹⁹ W długoterminowych (1967-1985) badaniach śmiertelności drogowej szopów praczy w Indianie odnotowano 14 000 zabitych szopów w trakcie przejazdów o łącznej długości 19,8 miliona kilometrów (12,3 miliona mil).⁷⁸³ Badania te wskazywały, że prędkość jazdy samochodów była najważniejszym czynnikiem śmiertelności. W innych badaniach wykazano, że liczba zabitych na drogach zwierząt nie jest istotnie skorelowana ze średnim dziennym natężeniem ruchu w skali miesiąca lub roku, ale znacząco koreluje z prędkością samochodów.¹⁴⁷ Z drugiej strony, śmiertelność pancerników (*Dasypus novemcinctus*) na Florydzie była jednak wysoce skorelowana z natężeniem ruchu.⁴⁴⁰ Podobnie, na Nowej Fundlandii wypadki drogowe z udziałem łosi zdarzały się w miejscach o największym natężeniu ruchu.⁴⁶⁶

Przedmiotem badań był także wpływ struktury krajobrazu w otoczeniu drogi na wypadki samochodowe z udziałem jeleni. Odnotowano, że prawdopodobieństwo wypadków drogowych z udziałem jeleni malało wraz ze wzrostem gęstości zabudowy w pobliżu dróg.⁵² W Pensylwanii liczba wypadków spadała wraz ze spadkiem dozwolonej prędkości, rosnącą odległością do terenów zalesionych oraz ze wzrostem odległości minimalnej widoczności. W innych badaniach stwierdzono zwiększoną tendencję do wypadków z udziałem jeleni na odcinkach, na których było więcej mostów (będących korytarzami przemieszczeń zwierząt) i więcej pasów ruchu na drodze.⁴³⁰ Podsumowując, badania te sugerują, że oprócz zagęszczenia populacji, wpływ na śmiertelność drogową zwierząt mają dwa kolejne czynniki: (1) natężenie ruchu i prędkość pojazdów oraz (2) bliskość odpowiednich siedlisk i korytarzy migracyjnych dzikich zwierząt.

Zachowanie gatunku i ekologia

Populacje niektórych gatunków są bardziej narażone na śmiertelność na drodze niż innych (ryc. 2.3). Gatunki występujące w niższych zagęszczeniach, posiadające niskie tempo reprodukcji oraz długi czas trwania generacji są bardziej

wrażliwe na dodatkową śmiertelność.^{180, 546, 493} Idealnym przykładem gatunków o takich charakterystykach są niektóre ssaki drapieżne.

Gatunki charakteryzujące się wysoką mobilnością są generalnie bardziej narażone na śmiertelność drogową (ryc. 2.3). Badania teoretyczne wskazują, że natężenie dyspersji maleje z rosnącą śmiertelnością w trakcie dyspersji.^{180, 546, 493} Dlatego gatunki cechujące się wysoką ruchliwością powinny być bardziej wrażliwe na dodatkową śmiertelność w czasie przemieszczania się, jak na przykład śmiertelność na drodze. Ta hipoteza wsparta jest przez dwa przeprowadzone niedawno badania. W pierwszym badaniu stwierdzono, że gatunki węży przemierzające często długie odcinki w poszukiwaniu pożywienia były bardziej narażone na śmiertelność niż gatunki mniej ruchliwe w trakcie żerowania.¹⁰² Drugie badanie poświęcone było wpływowi drogi na liczebność populacji dwóch gatunków żab o różnej mobilności - żaby leopardowej (*Rana pipiens*, bardziej mobilna) i żaby krzykliwej (*Rana clamitans*, mniej mobilna). Stwierdzono, że natężenie ruchu miało znaczący negatywny wpływ na zagęszczenia populacji gatunku bardziej mobilnego, ale nie miało wpływu na liczebność gatunku mniej mobilnego.^{143, 144}

Cechy narażające gatunek na oddziaływania drogi

Atrakcyjność siedlisk pasa drogowego	*		
Naturalnie wysoka mobilność	*		
Niska wybiórczość siedliskowa	*		
Wymagany dostęp do wielu zasobów	*		*
Niskie zagęszczenia/rozległe wymagania terytorialne	*	*	*
Niskie tempo reprodukcji	*	*	*
Gatunek wnętrza lasu		*	*
Behawioralne unikanie drogi			*
	Śmiertelność drogową	Utrata siedliska	Obniżona spójność

Główne typy oddziaływania dróg

Ryc. 2.3. Cechy charakterystyczne narażające gatunek na trzy podstawowe typy oddziaływania dróg

Gatunki niewyspecjalizowane siedliskowo (generalistyczne) są bardziej narażone na śmiertelność drogową niż na inne skutki oddziaływania dróg (rozdział 4). Przykładem mogą służyć badania, w których osobniki reprezentujące dwa gatunki drobnych ssaków były odławiane w określonych zadrzewieniach, a następnie wypuszczane w innych, oddzielonych od tych pierwszych zmienną liczbą dróg o różnym natężeniu ruchu (S. Derrane i wsp., informacja ustna). Jeden z tych gatunków, myszak (*Peromyscus leucopus*) jest siedliskowym generalistą, a drugi – pręgowiec amerykański (*Tamias stratus*) jest siedliskowo wyspecjalizowany. U gatunku niewyspecjalizowanego (generalistycznego) zdolność do powrotu do rodzimych okolic malała wraz ze wzrostem natężenia ruchu drogowego, podczas gdy natężenie ruchu nie miało wpływu na powracalność osobników z gatunku wyspecjalizowanego siedliskowo. Można to interpretować twierdząc, że prawdopodobieństwo zawędrowania do nieznanymi siedlisk, jak na przykład drogi, jest większe dla gatunków generalistycznych, co bardziej naraża je na śmiertelność drogową. Niemniej jednak, gatunki wyspecjalizowane mają z reguły mniej liczne populacje, niższe tempo reprodukcji i mniej dogodnych siedlisk, więc mogą być wciąż zagrożone.

Gatunki wykazujące behawioralne unikanie otwartych siedlisk (lub unikanie drogi) lub hałasu są mniej narażone na śmiertelność na drodze niż te, które chętnie próbują przekraczać drogi (ryc. 2.3). Na przykład odkryto, że małe ssaki leśne niechętnie zapuszczają się na nawierzchnię drogi, jeśli odległość pomiędzy ścianami lasu jest większa niż 20 m (66 stóp).⁷⁰⁰ Eksperyment przeprowadzony na pustyni Mojave dowiódł, że chociaż gryzonie chętnie przemieszczają się na długich dystansach, to niechętnie przekraczają drogi.³⁴¹ W Niemczech, dwa gatunki leśnych myszy rzadko lub nigdy nie przekraczały dwupasmowych autostrad.⁵⁸³ W Ontario, prawdopodobieństwo przekroczenia mało uczęszczanej drogi o szerokości 6 – 15 metrów (20-49 stóp) dla małych ssaków wynosiło mniej niż 10% wszystkich przemieszczeń w obrębie sąsiadujących z nią siedlisk.⁶³⁰ Również wiele dużych zwierząt, w tym baribale, niedźwiedzie grizli (*Ursus arctos*), wapiti, jelenie mulaki (*Odocoileus hemionus*) czy wilki zdaje się unikać dróg.^{797, 374, 615, 115, 913}

Śmiertelność drogową drapieżników jest często powiązana z sezonowymi zmianami ruchliwości. Na przykład, w latach 1982-1986 17 samców łasicy długoogonowej (*Mustela frenata*) zostało zabitych na autostradach i drogach w stanie Waszyngton.¹²⁰ Wszystkie przypadki śmierci na drodze miały miejsce w letnim sezonie rozrodczym, kiedy osobniki męskie zwiększają mobilność.

Na koniec, udokumentowano też przypadki przyciągania zwierząt do dróg,

a tym samym zwiększania ryzyka ich śmiertelności. Niektóre zwierzęta, np. gady oraz niektóre owady są zainteresowane drogą i poboczami jako miejscami do wygrzewania się lub gnieźdżenia, co naraża je zarówno na śmiertelność na drodze jak i na atak drapieżników⁴⁰⁶ (L. Fahrig, obserwacja własna). Gady, które przywdędują na drogę w celu wygrzewania się w ciągu dnia lub ogrzania w nocy szybko stają się ofiarami samochodów i w rezultacie pokarmem dla padlinożerców.^{793, 492} Zwierzęta, które traktują drogę jako źródło pożywienia w postaci zwierząt zabitych, zwierząt wygrzewających się lub rozsypanego ziarna są również narażone na śmierć na drodze.^{334, 179, 887} Na drogach wymagających oczyszczenia ze śniegu i stosowania środków odmrażających na bazie chlorku sodu, problemy mogą się pojawiać nawet długo po okresie zimowym, gdy eksponowane na niedostatek minerałów zwierzęta kopytne podchodzą do drogi, aby zlizywać sól z krawędzi drogi lub ze spękań w nawierzchni drogi.³³⁴

Zmiany w ilości i jakości siedlisk

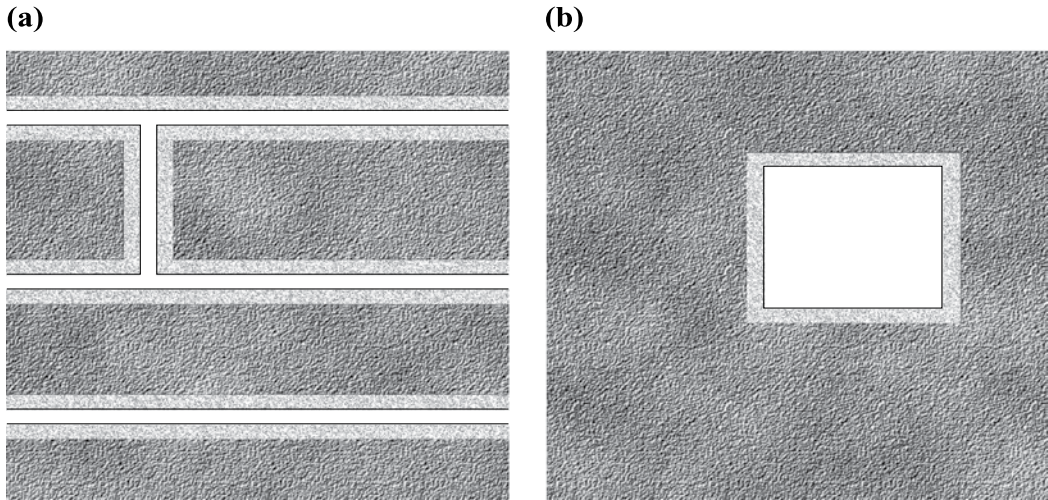
Niektóre inne czynniki oddziałujące na populacje zwierząt zamieszkujące krajobrazy z gęstą siecią dróg mogą mieć większe znaczenie dla zachowania żywych populacji niż śmierć na drodze. Siedlisko jest tu czynnikiem kluczowym, więc zaczniemy od trzech zjawisk dotyczących zmian siedlisk związanej z drogami i samochodami: (1) utrata siedliska, (2) obniżona jakość siedliska i (3) podwyższona jakość siedliska.

Utrata siedliska

Budowa drogi powoduje utratę siedliska, ponieważ zmienia istniejące wcześniej siedliska w nawierzchnię drogi i pobocza (nieutwardzone lub utwardzone). Budowa drogi może też spowodować pośrednie zniszczenie otaczającego siedliska poprzez zamulenie strumieni lub osuszenie mokradeł w wyniku zaburzeń w przepływie wody.⁴⁶³ Przy 6,25 milionach kilometrów dróg publicznych w Stanach Zjednoczonych utrata siedlisk na rzecz dróg nie jest sprawą błahą.

Niektóre gatunki zwierząt są bardziej narażone poprzez utratę siedliska niż inne. Najbardziej narażone są duże, długowieczne gatunki, potrzebujące dużej przestrzeni i mające małe tempo reprodukcji, jak na przykład wiele dużych

drapieżników (ryc. 2.3.).^{342, 325} W oparciu o istniejące dowody żywotne biologicznie populacje dużych drapieżników mogą występować jedynie w krajobrazie, w którym zagęszczenie dróg nie przekracza 0,6 km/km² (1,0 mil/milę²).^{320, 310} Dla porównania, średnie zagęszczenie dróg w Stanach Zjednoczonych wynosi 1,2 km/km² (1,9 mil/milę²)³¹⁰, a zagęszczenie dróg w wielu krajach europejskich wynosi ponad 2 km/km² (3,2 mil/milę²) (patrz ryc. 2.6).



Ryc. 2.4. Utrata siedlisk wnętrza lasu w rezultacie budowy drogi i zabudowy zwartej. Ciemne zacielenianie = wnętrze lasu, jasne zacielenianie = obszar skraju lasu, białe = zabudowa. Powierzchnia biała jest równa na obu rycinach. (a) Drogi w lesie, gdzie zachowane pozostaje 66% pierwotnego siedliska wnętrza lasu, podzielone na 5 osobnych części; (b) Zwarta zabudowa w lesie, gdzie zachowane pozostaje 84% pierwotnego siedliska wnętrza lasu w postaci jednego, dużego i ciągłego obszaru.

Gatunki, których siedliska ograniczają się do wnętrza lasu są szczególnie narażone na zmniejszanie się wielkości płatów lasu, ponieważ w mniejszych płatach większy jest udział siedlisk brzegowych (lub skraju lasu), zwykle unikanych przez gatunki żyjące we wnętrzu lasu.⁶⁶ Wycięcie lasu powoduje zwykle proporcjonalne zwiększenie obszaru siedlisk brzegowych w krajobrazie. Dla gatunków, które nie mogą żyć na skraju lasu, oznacza to nieproporcjonalne zmniejszenie obszaru dostępnego siedliska.²⁵⁴ Z uwagi na długi, cienki kształt dróg, wycięcie lasu pod drogę stwarza rozległe obszary skraju lasu, co powoduje dodatkową utratę siedlisk w przypadku gatunków typowych dla wnętrza lasu.^{752, 760} Dla gatunków ściśle związanych z wnętrzem lasu oznacza to więc utratę siedlisk na obszarze kilkukrotnie

większym niż sam obszar objęty bezpośrednim wyrębem lasu (ryc. 2.4). Innymi słowy, wirtualny ślad drogi jest w tym przypadku duży.

Także mobilność gatunku może wpływać na jego wrażliwość na utratę siedlisk spowodowaną budową dróg. Teoria metapopulacji sugeruje, że gatunki bardziej mobilne lepiej radzą sobie z utratą siedlisk.³⁸⁷ Jednakże teoria metapopulacji nie uwzględnia śmiertelności zwierząt na obszarach położonych poza siedliskami docelowymi, w otaczającym je krajobrazie (ang. *matrix*).³⁰² Symulacje sugerują⁸², że gdy śmiertelność w tak rozumianym otoczeniu jest wysoka (na przykład z powodu istniejących dróg), to gatunki bardzo mobilne są bardziej wrażliwe na utratę siedlisk. Ta teza została potwierdzona w badaniach nad płazami, w których gatunki najbardziej mobilne były najbardziej zagrożone utratą siedliska.³⁴⁹

Obniżona jakość siedliska

Drogi nie tylko powodują bezpośrednią likwidację siedlisk zajmowanych pod ich budowę, ale też zmieniają jakość siedlisk przydrożnych. Korytarze drogowe i zakłócenia nimi spowodowane mogą prowadzić do obniżenia jakości siedliska wyrażonej jako: (1) reakcja ilościowa, polegająca na obniżeniu liczebności lub zagęszczenia osobników przystępujących do rozrodu, lub (2) reakcja behawioralna, polegająca na unikaniu drogi. W ekstremalnym przypadku, kiedy powierzchnia „używalnego” siedliska spadnie do zera i/lub unikanie wynosi 100%, obniżenie jakości siedliska jest tożsame z dalszą jego utratą.

Podczas badań wpływu nieutwardzonych dróg leśnych na zagęszczenie populacji lasówki złotogłowej (*Seiurus aurocapillus*) na rozległych obszarach leśnych w Vermont, badacze odkryli, że wielkość terytorium tych ptaków malała wraz z odległością od drogi.⁶⁹⁹ Stwierdzono, że jakość siedliska dla lasówki jest niższa w promieniu do 150 m (492 stopy) od nieutwardzonej drogi, co wymaga zwiększonej powierzchni żerowisk i przekłada się na mniejsze zagęszczenie terytoriów i prawdopodobnie obniżony sukces rozrodczy. W podobnych badaniach przeprowadzonych na Florydzie stwierdzono, że położenie terytorium modrowronki kalifornijskiej blisko utwardzonej drogi, po której przejeżdża prawdopodobnie od 500 do 700 samochodów dziennie, nie wpływało na sukces lęgowy.⁶⁶⁰ Jednak terytoria położone na poboczach dróg funkcjonowały jako tzw. populacje ujściowe, wymagające imigracji dla utrzymania liczebności.

Ptaki lęgowe wydają się być szczególnie narażone na zakłócenia wynikające z ruchu drogowego, w szczególności hałas drogowy. W serii trzech nowatorskich prac,

R. Reijnen i wsp. (1995), Reijnen and Foppen (1994) oraz Foppen and Reijnen (1994) wykazali, że spośród 43 lęgowych gatunków ptaków leśnych aż 26 (60%) wykazywało zmniejszone zagęszczenia w pobliżu autostrad. Krytyczna odległość (ang. distance effect) wynosiła od 1500 m do 2800 m (4920 do 9184 stóp) dla dróg o natężeniu ruchu od 10 000 do 60 000 samochodów na dobę. Istniały dowody, że autostrada istotnie wpłynęła na zmniejszenie populacji piecuszka (*Phylloscopus trochilus*). Modelowanie za pomocą regresji pokazywało, że hałas drogowy był tą zmienną, która najlepiej pozwalała wyjaśnić zmniejszone zagęszczenie populacji ptaków w pobliżu drogi. Nawet, gdy uwzględniano ograniczenia w widzialności pojazdów, redukcja zagęszczenia była znacznie większa na powierzchniach o wyższym poziomie hałasu.

W innym opracowaniu z tej serii stwierdzono, że odległość występowania zakłóceń i tym samym zagęszczenia populacji ptaków łąkowych były związane z natężeniem ruchu drogowego i z hałasem drogowym (określonym ilościowo we wcześniejszych opracowaniach).⁷⁷⁰ Przy 5000 pojazdach na dobę strefy występowania zakłóceń rozciągały się od 20 do 1700 m (66 do 5576 stóp) od drogi. Przy 50 000 pojazdach na dobę, progowa odległość występowania zakłóceń wynosiła od 65 do 3530 m (213 do 11578 stóp) od drogi. Istotnie zredukowana była również liczba gatunków ptaków przy drogach. Późniejsze badania dotyczące podmiejskich terenów w Massachusetts dowiodły, że istotne oddziaływanie na ptaki łąkowe istnieje przy drogach z natężeniem ruchu od 8000 do ponad 30000 pojazdów na dobę, ale nie wykryto go przy lokalnych drogach wyprowadzających ruch o natężeniu od 3000 do 8000 pojazdów na dobę³²² (rozdział 10, ryc. 10.7).

Wcześniejsze badania holenderskie prowadzone na otwartych terenach łąkowych dowiodły, że strefa występowania zakłóceń obejmowała tereny w promieniu od 500 do 600 m (1640 do 1968 stóp) od dróg wiejskich i 1600 do 1800 m ((5248 do 5904 stóp) od ruchliwych autostrad.^{967, 956} Łączne straty w populacjach w tym promieniu wynosiły około 60%. Na obszarach rolniczych w Illinois (Stany Zjednoczone) zagęszczenie skowronka górniczka (*Eremophila alpestris*) w miesiącach letnich wzrastało wraz z odległością od międzystanowych autostrad i dróg lokalnych.¹⁶² Okoliczne siedliska to uprawy kukurydzy i soi (*Zea*, *Glycine*). Podobne wzorce zmian zagęszczenia ptaków w relacji do dróg były podawane z Finlandii.⁵¹⁴ Obserwowano też, że stada gęsi krótkodziobej (*Anser brachyrhynchus*) i gęsi gęgawy (*A. anser*) unikały dróg podczas żerowania. Stad nie obserwowano w promieniu 100 m (328 stóp) od najbliższej drogi. Co więcej, pola, których środek był bliżej niż 100 m od drogi nie były w ogóle odwiedzane przez gęsi.⁴⁷⁷

Fizjologiczne miary stresu mogą być ważnym narzędziem do oceny wpływu zakłóceń, również tych pochodzących z dróg. Niedawne badania wykazują, że puszczyki plamiste (*Strix occidentalis caurina*) zasiedlające tereny położone blisko dróg leśnych mają wyższy poziom hormonu wywoływanego przez stres, niż sowy mieszkające na obszarach bez dróg.¹⁰⁰⁴

W odróżnieniu od podanych wyżej przykładów, badacze w północnym Maine stwierdzili, że całkowita liczba ptaków lęgowych przy czteropasmowej, międzystanowej autostradzie nie różni się istotnie od liczby ptaków w dalszej odległości od drogi.²⁸⁵ Jednak w pasie pobocza i pasie środkowym występowało o połowę mniej ptaków lęgowych niż na tej samej wielkości obszarze w środowisku leśnym. Zagęszczenie ptaków lęgowych na obrzeżach dwupasmowej autostrady stanowiło 79% zagęszczenia w środowisku leśnym.

W przypadku dużych ssaków o dużym arealach osobniczych, behawioralne reakcje na drogi są łatwiejsze do wykrycia niż reakcje ilościowe. Badania radiotelemetryczne przeprowadzone w ostatnich 30 latach pozwoliły naukowcom poznać zachowania zwierząt związane z drogami i ruchem drogowym. Wszystkie badania ssaków kopytnych i dużych drapieżników zgodnie wykazują, że strefy buforowe wzdłuż dróg są generalnie omijane. Szerokość tego obszaru unikanego zdaje się zależeć od natężenia ruchu drogowego. Co więcej, drogi bardzo uczęszczane są mało używane jako szlaki przemieszczeń samych dzikich zwierząt, w odróżnieniu od dróg mało uczęszczanych.^{797, 615, 913, 579, 350, 302}

Zagęszczenie sieci dróg było czynnikiem objaśniającym grupowanie terytoriów i rozmieszczenie rysy rudych (*Lynx rufus*) w północnozachodnim Wisconsin, niedźwiedzi grizli w górach Swan w Montanie oraz płazów przy intensywnie używanych drogach.^{565, 579, 982} Niedźwiedzie reagują na zwiększenie zagęszczenia dróg przenosząc areały osobnicze w okolice o mniejszym zagęszczeniu dróg.¹¹⁵ Jeżeli główne drogi oddziałują jedynie na granice arealów osobniczych i użytkowanej przestrzeni, bez dodatkowego efektu brzegowego, wtedy oddziaływanie dróg wpisanych w areały osobnicze może być mniejsze.²⁵

W przypadku dużych zwierząt, drogi mogą być pośrednią przyczyną podwyższonej śmiertelności w siedliskach położonych w pobliżu dróg, obniżając w konsekwencji jakość tych siedlisk. Drogi zwiększają szanse kontaktu człowieka z dzikimi zwierzętami, tym samym pośrednio przyczyniając się do śmiertelności zwierząt poprzez celowe lub przypadkowe zabijanie, szczególnie w przypadku dużych drapieżników. W dolinie Swan w Montanie, w okresie sześciu lat, osiem niedźwiedzi grizli zostało zabitych przez człowieka, a wszystkie przypadki

były możliwe dzięki dostępowi stworzonemu przez drogi.⁵⁷⁹ W południowych Appalachach wzrost zagęszczenia dróg zwiększa prawdopodobieństwo spotkania czarnego niedźwiedzia przez myśliwych.¹¹⁵

W przypadku gatunków stanowiących potencjalne ofiary, większe zagęszczenie dróg przekłada się na zwiększoną ich dostępność dla drapieżników i ludzi. W pewnym industrialnym terenie położonym w granicach zasięgu występowania karibu (*Rangifer tarandus*), osobniki znajdujące się bliżej korytarzy liniowych narażone były na większe ryzyko, iż padną ofiarą drapieżnictwa ze strony wilka.⁴⁵¹ Sieć dróg przemysłowych miała więc istotny wpływ na dynamikę populacji karibu poprzez zwiększoną presję drapieżniczą. Może to oznaczać, że dla niektórych gatunków obszary o dużym zagęszczeniu dróg są tzw. obszarami ujściowymi (ang. *sinks*)⁷⁴², tj. obszarami siedlisk niskiej jakości, w których populacje zwierząt nie mogą przetrwać bez ciągłego dopływu nowych osobników z zewnątrz.⁶⁴⁴

Podwyższona jakość siedliska

Jakkolwiek większość oddziaływań dróg na jakość siedlisk ma charakter negatywny, to niektóre gatunki reagują pozytywnie na siedliska istniejące w pobliżu dróg. Korytarze drogowe mogą dostarczać dodatkowych siedlisk dla niektórych dzikich zwierząt. Na przykład, w niektórych okresach, epoletnik krasnoskrzydły (*Agelaius phoeniceus*) może występować liczniej w pobliżu dróg.¹⁶² Dawny paradigmat gospodarowania populacjami dzikich zwierząt⁵⁴⁰ zalecał tworzenie siedlisk skraju lasu (np. wzdłuż dróg) dla zwiększenia tempa wzrostu populacji głównych zwierząt łownych. Terytoria osobnicze rysia (*Lynx canadensis*) przylegają do głównej autostrady w Albercie.²⁵ Obecność drogi albo nie wpływa na gryzonie albo pozytywnie oddziałuje na ich występowanie.

Tworzenie nowych mikrosiedlisk wzdłuż dróg sprzyja występowaniu niektórych gatunków, na przykład płazom zasiedlającym rowy, roślinom rosnącym na betonowym gruzie i nietoperzom występującym pod mostami. W jednym z badań stwierdzono, że na 211 konstrukcjach autostradowych w 25 stanach amerykańskich (stanowiących 1% kontrolowanych konstrukcji) występowało 4 250 000 nietoperzy, należących do 24 gatunków.⁴⁷² Większość z nich żyła w szczelinach betonu, zasklepionych u góry, o głębokości co najmniej 15-30 cm, szerokości 1,3 – 3,2 cm, usytuowanych przynajmniej 3 metry nad ziemią, na drogach nie będących ruchliwymi autostradami.

Zwierzęta mogą być przyciągane do korytarzy transportowych lub samych dróg z wielu powodów, z których większość związana jest z siedliskami (gniazdowanie, przestrzeń życiowa), łatwością poruszania się i zasobami pokarmowymi. Ulepszenia siedliska mogą mieć postać dodatkowych czatowni dla ptaków żerujących w korytarzu drogowym. W jednym z badań liczniejsze występowanie ptaków drapieżnych na poboczach drogi niż w sąsiadujących siedliskach było objaśniane nie przez większą obfitość ofiar, ale przez większą dostępność miejsc czatowania w połączeniu z szerokimi poboczami.⁶³³ Z tego samego powodu kruki (*Corvus corax*) występują liczniej przy utwardzonych drogach niż na bezdrożach.⁴⁹⁶

Budowa dróg połączona z jej grodzeniem może tworzyć wysokiej jakości siedlisko lub znacząco poprawić jakość istniejącego siedliska dla niektórych gatunków. Dzieje się tak przede wszystkim, kiedy pasy pobocza i pas środkowy pozostają niekoszone, pozwalając na naturalne zarastanie.⁷ Ogrodzenia ochronne, zaprojektowane jako zabezpieczenie przed wtargnięciem jeleni na drogę, mogą stwarzać doskonałe miejsca żerowania i schronienia dla małych ssaków po tej stronie płotu, która jest położona bliżej autostrady. Takie pozornie małe zmiany w korytarzu drogowym mogą mieć pozytywny wpływ na strukturę i zagęszczenie zgrupowania małych ssaków. Szeroko zakrojone badania przeprowadzone na międzystanowych autostradach w Stanach Zjednoczonych wykazały więcej gatunków małych ssaków i ich większe zagęszczenia w siedliskach na pasach pobocza niż w siedliskach sąsiadujących.⁸ Badania te wykazały również, że siedlisko utworzone na poboczu oraz sąsiadujące siedlisko brzegowe były atrakcyjne nie tylko dla gatunków żyjących na terenach trawiastych, ale także dla gatunków o mniej specyficznych wymogach siedliskowych. Zagęszczenie świszczki (*Marmota monax*) na hektar w obrębie sześciu węzłów autostrady nr 417 w Ottawie było wyższe niż jakiegokolwiek odnotowane wcześniej zagęszczenie tego gatunku w jakimkolwiek siedlisku.¹⁰⁵⁵

Drogi o dużym natężeniu ruchu charakteryzują się również wyższym niż normalne poziomem azotu w otaczających siedliskach²³ (rozdział 5). Wysoka zawartość azotu w przydrożnej roślinności wzdłuż ruchliwej drogi w Wielkiej Brytanii była przypuszczalnie powodem szybkiego tempa wzrostu lokalnych populacji owadów połączonych z masowymi pojawami.⁷³⁷ Stwierdzono również, że zagęszczenia populacji konika polnego (*Chorthippus brunneus*) są wyższe przy autostradach niż na obszarach położonych z dala od nich.⁷³⁷

Drogi i ich budowa mogą prowadzić do powstania wysokiej jakości siedlisk, w których zasoby pokarmowe są obfitsze niż na pobliskich terenach. Bujnie porośnięte pasy rozdzielające autostrad oraz ich pobocza, stworzone przez ogrodzenia

zabezpieczające, są atrakcją dla roślinożerców, od jeleni po norniki. Liczne tam populacje małych ssaków stają się celem dla drapieżników, takich jak myszołowy czy kojoty (*Canis latrans*), szukających łatwo dostępnych ofiar (ryc. 2.5). Przy jeleniach, sarnach i rozmaitych drapieżnikach żerujących w pobliżu jezdni, kolizje z pojazdami są nieuniknione. To z kolei prowadzi do powstawania padliny,



Ryc. 2.5. Drogi polne używane przez samochody i pojazdy poruszające się poza drogami, wzdłuż których duże drapieżniki poruszają się w nocy. W tym krajobrazie, ślady kojota (*Canis latrans*) często ciągną się wzdłuż drogi na odcinkach od kilkudziesięciu do kilkuset metrów. Natomiast ślady dużo liczniejszego mulaka (*Odocoileus hemionus*) i jelenia wapiti (*Cervus elaphus*) często przecinają drogę, ale rzadko ciągną się wzdłuż kolein więcej niż 10 m (33 stopy). Na tym terenie porośniętym trawą, bylicą pontyjską (*Artemisia tridentata*) i zaroślami sosny i jałowca (*Pinus edulis*, *Juniperus spp.*) rzadko notowano również ślady rysia rudego (*Lynx rufus*) i pumy (*Puma concolor*) prowadzące wzdłuż drogi. Odchody kojotów są skoncentrowane w obrębie 30 m (98 stóp) od większych skrzyżowań i rozgałęzień drogi. Tres Piedras, Nowy Meksyk. Zdjęcie i niepublikowane dane – R.T.T. Forman.

atrakcyjnej dla padlinożerców zarówno skrzydlatych (orły, kruki), jak i czworonożnych (niedźwiedzie, rosomaki [*Gulo gulo*], kojoty). Na terenach intensywnie zalesionych, pobocze drogi może być jedynym z niewielu istniejących siedlisk otwartych, oraz pierwszym miejscem, które zazielenia się po zimie, przyciągając jelenie i pokrewne gatunki. Pobocze drogi jest idealnym siedliskiem dla mniszka lekarskiego (*Taraxacum officinale*) i wielu krzewów o jagodowych owocach, które smakują wielu zwierzętom, w tym niedźwiedziom. Korytarze drogowe mogą być atrakcyjniejsze niż tereny otaczające dla niektórych ptaków, w tym skowronków polnych (*Alauda arvensis*), które lokalnie żywią się i gniazdują prawie wyłącznie na poboczach dróg.⁵²⁸

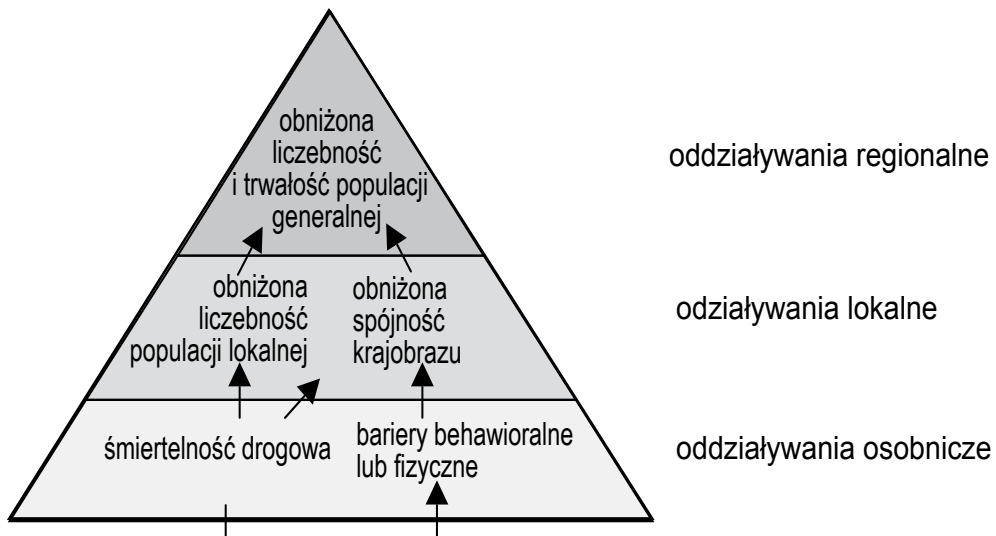
Karmienie zwierząt z samochodów, wyrzucanie jedzenia z przejeżdżających pojazdów oraz przydrożne pojemniki na śmieci stają się łatwymi, w znacznej mierze przewidywalnymi źródłami nienaturalnego pokarmu dla dzikich zwierząt, w tym kojotów, niedźwiedzi, kruków, wron, wiewiórek oraz szopów pracy. W Parku Narodowym Banff w Albercie, w samym tylko roku 1997, odnotowano ponad 80 korków spowodowanych przez niedźwiedzie przebywające na poboczach dróg (ponieważ kierowcy zatrzymują się, aby na nie popatrzeć).³⁵¹ Taka ekspozycja niedźwiedzi na obecność ludzi i ich pokarmów powoduje, że niedźwiedzie stają się uzależnione od tych pokarmów i przyzwyczajają się do ludzi.

Jakkolwiek pobocza dróg dostarczają niektórym gatunkom pewnych korzyści, to te zyski muszą być rozpatrywane w kontekście równoczesnych negatywnych skutków ekologicznych. Na przykład w Parku Narodowym Banff, wyższa jakość położonego wzdłuż drogi siedliska dla niedźwiedzi, musi być postrzegana w kontekście zwiększonego ryzyka zabicia niedźwiedzia na drodze lub jego usunięcia z parku (z powodu zagrożenia dla turystów).³⁵¹

Oddziaływanie na spójność krajobrazu

Spójność krajobrazu jest pojęciem określającym, w jakim stopniu krajobraz ułatwia przemieszczanie się zwierząt oraz innego rodzaju przepływy ekologiczne.^{494, 905, 302, 400, 73} Wysoki stopień spójności krajobrazu istnieje wtedy, kiedy dominujące w krajobrazie siedliska (tworzące swego rodzaju „tło” lub „morze”, w którym zanurzone są płyty rzadziej spotykanych siedlisk) składają się ze stosunkowo przyjaznych habitatów pozbawionych barier, umożliwiając swobodne przemieszczenia organizmów.^{919, 920} Wysoki stopień spójności krajobrazu jest istotny z dwóch

zasadniczych powodów. Po pierwsze, wiele gatunków związanych z więcej niż jednym typem siedliska regularnie przemieszcza się w krajobrazie, pomiędzy różnymi typami siedlisk, zaspokajając dzienne i życiowe potrzeby.⁴⁶⁴ Na przykład ważki regularnie przemieszczają się pomiędzy terenami przylegającymi do cieków wodnych (gdzie się rozmnażają) a siedliskami leśnymi, gdzie szukają pożywienia. Niektóre płazy, jak na przykład żaby leopardowe, zmieniają w trakcie sezonu siedliska bytowania ze zbiorników wodnych, gdzie rozmnażają się wiosną, na łąki w okresie letnim i na miejsca zimowania jesienią.⁷³⁶ Bariery utrudniające tego typu przemieszczenia, jak na przykład drogi, są przyczyną wyższej śmiertelności i obniżonej reprodukcji, a w rezultacie - mniejszej liczebności oraz obniżonej żywotności populacji.¹⁴⁴



Ryc. 2.6. Oddziaływania sieci drogowej na osobniki i populacje dzikich zwierząt.

Po drugie, wysoka spójność krajobrazu pozwala na przemieszczenia umożliwiające odbudowę populacji w rejonach, gdzie liczebność gatunku spadła lub lokalna populacja wymarła, a także pozwala zminimalizować negatywne skutki chowu wsobnego.^{1035, 520, 73} Wysoka spójność krajobrazu pozwala regionalnej populacji na pełne wykorzystanie wszystkich dostępnych siedlisk. Ograniczenie możliwości przemieszczania się w krajobrazie owocuje istnieniem „pustych” (niezasiedlonych) płatów dogodnych siedlisk lub płatów o populacjach mniej licznych niż mogłyby się w nich utrzymać w innych warunkach^{970, 144} (ryc. 2.6). W konsekwencji, mniejsze populacje lokalne zwiększają ryzyko wyginięcia gatunku w całym rejonie.

Działając jako bariery dla przemieszczania, drogi obniżają spójność krajobrazu i zdolność regionalnej populacji do zasiedlenia wszystkich dogodnych dla niej miejsc.⁴⁵⁰ Daje to efekt w postaci mniejszej liczebności regionalnej populacji i jej obniżonej zdolności przetrwania w dłuższej perspektywie czasowej.

Oddziaływanie dróg na spójność krajobrazu jest najbardziej bezpośrednio w przypadku gatunków unikających dróg (ryc. 2.3). Są to zwykle gatunki żyjące we wnętrzu lasu, których siedliska zostają funkcjonalnie rozdzielone drogami. W przypadku gatunków nieunikających dróg, mogą być one barierami dla przemieszczania się, jeżeli związana z tym śmiertelność jest wysoka. W przypadku regionalnych populacji nie jest jednak możliwe, aby bez przeprowadzenia badań eksperymentalnych, odzielić skutki podwyższonej śmiertelności od skutków zmniejszonej spójności krajobrazu. Reasumując, gatunki najbardziej narażone na efekt bariery spowodowany przez drogi to te, które unikają dróg, ale posiadają zróżnicowane wymagania względem jakichś zasobów, względnie wymagają dużych ilości tych zasobów, co zmusza je do przemieszczania się na rozległych obszarach. Natomiast dla zwierząt żerujących w granicach swojego terytorium, wysoka spójność krajobrazu jest ważna dla przemieszczania się w celu założenia nowego terytorium (dyspersji) oraz do migracji pomiędzy odległymi miejscami.

Efekt bariery

Drogi są głównym zagrożeniem dla odbudowy populacji drapieżników nie tylko z powodu kolizji drogowych z udziałem tych zwierząt, ale także poprzez pośredni efekt bariery⁶⁸⁶ (ryc. 2.3 i 5.6). I choć bezpośrednio oddziaływanie, jak na przykład zabicie zwierzęcia na drodze, jest tu łatwe do udokumentowania, to oddziaływania pośrednie są dużo trudniejsze do zademonstrowania.

Niewiele wiadomo na temat długofalowych skutków ekologicznych w populacjach zwierząt wywołanych przez drogi i dotyczących ograniczenia mobilności, zwiększenia izolacji i / lub rozdzielania puli genowych.³⁹ Ostatnio, przedmiotem szczególnej uwagi jest wpływ barier stworzonych przez ludzi, takich jak międzystanowe autostrady, na normalne wzorce rozmieszczenia ssaków i możliwą w końcu specjację (powstawanie nowych gatunków).³⁹ Jakkolwiek wciąż nieliczne, istnieją badania wykazujące, że drogi mogą działać jak bariery dla przemieszczeń drobnych ssaków^{700, 48, 583}, jak również dużych ssaków.^{78, 350} W praktyce są to bariery częściowe lub bariery filtrujące, które blokują niektóre, ale nie wszystkie przemieszczenia.

Izolacja spowodowana barierami fizycznymi, jak na przykład drogi, może ograniczyć przepływ genów i spowodować skutki genetyczne.^{31, 1009} Ograniczenie przepływu genów pomiędzy populacjami przynosi negatywne efekty chowu wsobnego lub depresję wsobną, objawiającą się słabym lub bezpłodnym potomstwem (jak również dryfem genetycznym). Badania przeprowadzone niedawno w Niemczech wykazały po raz pierwszy genetyczne efekty różnych barier drogowych.³⁴⁵ Autorzy stwierdzili znaczące różnice genetyczne w populacjach nornicy rudej (*Clethrionomys glareolus*) żyjących po dwóch stronach autostrady, ale nie w przypadku populacji rozdzielonych drogą wiejską lub torami kolejowymi. Podobne badania obejmujące wpływ użytkowania terenu i dróg na genetyczną strukturę populacji żaby trawnej (*Rana temporaria*) dowiodły, że rozdzielenie autostradami obniża średnią heterozygotyczność (zmiennność genetyczną) w populacji.^{764, 765} Zmniejszył się również genetyczny polimorfizm lokalnej populacji żab.

Przekraczanie dróg przez zwierzęta podlega w takim samym stopniu osobniczej zmienności zachowania, co uwarunkowaniom siedliskowym (ryc. 2.6). Niewiele wiadomo na temat zachowań zwierząt przekraczających drogi, choć kilka istniejących badań dostarcza interesujących obserwacji. W badaniach dotyczącym wpływu dróg na przemieszczanie się niedźwiedzi grizli w mocno zagospodarowanym Parku Narodowym Banff w Albercie, natężenie ruchu okazało się być kluczowym czynnikiem odpowiadającym za przepuszczalność korytarza (możliwość przekraczania) dla dróg każdego typu.³⁵⁰ Czteropasmowa transkanadyjska autostrada okazała się szczelną barierą w przypadku przemieszczeń dorosłych samic niedźwiedzia grizli oraz częściową, filtrującą barierą dla dorosłych samców. Czarne niedźwiedzie zasiedlające gęsto usiane drogami tereny wojskowe w Północnej Karolinie wołały przekraczać drogi podczas małego natężenia ruchu.¹⁰⁷ Natomiast niedźwiedzie grizli w Albercie przekraczały główne drogi za dnia i bez względu na natężeniu ruchu.³⁵⁰ Miejsca przekroczeń nie były przypadkowe w żadnym z tych badań, ponieważ czarne niedźwiedzie wołały przekraczać drogę w rejonie większych cieków i w miejscach gęsto zarośniętych, podczas gdy niedźwiedzie grizli wybierały miejsca przekroczeń w pobliżu dużych cieków, w dobrej jakości siedlisku i w terenie pofałdowanym.³⁵⁰

Badania prowadzone w innych regionach pokazały, że czarne niedźwiedzie przekraczały częściej drogi o niskim natężeniu ruchu niż drogi o dużym natężeniu ruchu.^{115, 78, 107} Częstotliwość przekraczania dróg nie była zależna od wieku, płci lub pory roku. Podobnie rysie rude w Wisconsin i rysie kanadyjskie w Albercie przekraczały utwardzone drogi mniej często niż można by oczekiwać, co sugeruje,

że autostrady mają wpływ na przemieszczenia rysie.^{565, 25}

Inne badania dowodzą jednak, że jednojezdniowe i nieutwardzone drogi mają mały wpływ na przemieszczanie zwierząt i są bardziej przepuszczalne dla zwierząt niż drogi główne.^{115, 78, 107, 350} Rysie rude przekraczają jednojezdniowe i nieutwardzone drogi proporcjonalnie do frekwencji ich występowania⁵⁶⁵, a rysie kanadyjskie regularnie przekraczają drogi jednojezdniowe i drogi o małym natężeniu ruchu.^{614, 656}

Powyższe przykłady dotyczą dużych ssaków. Jednak jako bariery dla przemieszczeń drogi inaczej oddziałują na małe zwierzęta. W przypadku małych zwierząt większą rolę odgrywa prawdopodobnie szerokość drogi niż liczba przejeżdżających pojazdów. W końcowym rachunku właśnie szerokość dróg może wyznaczać stopień przepuszczalności korytarza transportowego lub sieci drogowej. Na przykład w Australii, częstotliwość przekraczania dróg przez małe ssaki naziemne była odwrotnie proporcjonalna do szerokości dróg.⁴⁸ Wąskie drogi, o szerokości poniżej 3 m (10 stóp), miały wpływ na małe ssaki, jak nornice lub szczury.⁸⁹⁶

Świszce żyjące w obrębie węzłów autostrad często i z powodzeniem przekraczały jezdnie jednopasmowe i zjazdy, ale rzadko przekraczały szersze drogi.¹⁰⁵⁵

Uważa się, że drogi zdecydowanie ograniczają lub hamują przemieszczenia niektórych małych australijskich ssaków, nawet w przypadku dróg nieutwardzonych i częściowo zarośniętych roślinnością.⁴⁸ Szeroko zakrojone badania dowiodły, że czteropasmowa, rozdzielona pasem zieleni autostrada jest równie skuteczną barierą dla dyspersji małych ssaków leśnych jak dwa razy szerszy ciek wodny.⁷⁰⁰

Efekt bariery w przypadku drogi będzie w różny sposób oddziaływał na różne gatunki, w zależności od zachowań zwierząt, zdolności dyspersyjnych oraz zagęszczenia populacji (ryc. 2.6). Autostrady nie hamują kompletnie dyspersji niektórych gatunków gryzoni.^{700, 505, 1038} W badaniach przeprowadzonych w Ontario, średniej wielkości ssaki były w zasadzie jedynymi zwierzętami czworonożnymi, które przekraczały najszersze drogi.⁷⁰⁰ Drogi leśne nie ograniczały i nie hamowały przemieszczeń myszy leśnej (*Apodemus flavicollis*), ale ograniczały wędrówki nornic.⁴⁰ W Kansas, drobne ssaki niechętnie przekraczały drogi, ale powracały do swoich pierwotnie wybranych płatów siedlisk na poboczach, jeżeli zostały przez drogę przeniesione.⁵⁰⁵ Prawdopodobnie te gatunki ustanawiały areale osobnicze, względem których wykazywały przywiązanie.

Nierzadko zdarza się, że taka struktura krajobrazowa jak droga, wyznacza u niektórych gatunków granicę terytoriów osobniczych. Autostrady w południowo-zachodnim Teksasie, jak się wydaje, nie hamują kompletnie rozprzestrzeniania się niektórych gatunków gryzoni.^{505, 1038} Tendencja do przekraczania drogi przez

gryzonie zależy przynajmniej częściowo od podobieństwa siedlisk po obu stronach drogi. Gryzonie unikają przekraczania drogi jeżeli te siedliska się różnią, lecz przekraczają drogę, gdy siedliska są podobne.

Struktury liniowe takie jak drogi, mogą blokować i przeszkadzać w rozprzestrzenianiu się nawet najmniejszych zwierząt i obniżać tempo migracji do odizolowanych płatów naturalnych i półnaturalnych siedlisk.⁵⁸⁴ W centralnej Szwecji badacze stwierdzili, że przemieszczenia ślimaka zaroślowego (*Arianta arbustorum*) są w większości ograniczone do poboczy dróg.⁵⁶ Tylko jeden spośród oznakowanych, a następnie skontrolowanych ślimaków przekroczył utwardzoną drogę, a dwa przekroczyły nieutwardzoną drogę. Jednocześnie, zarośnięte ścieżki i drogi gruntowe nie miały wpływu na wędrówki ślimaków. W odróżnieniu od lądowych bezkręgowców, duże i ruchliwe drogi nie stanowią barier dla motyli w populacjach otwartych demograficznie (reprodukcja może zachodzić pomiędzy populacjami), chociaż ruchliwe drogi w pewnym stopniu przeszkadzały motylom z populacji zamkniętych (reprodukcja w obrębie jednej populacji).⁶⁶¹ Badania prowadzone z użyciem technik znakowania i powtórnych odłowów wykazały, że od 10 do 30% dorosłych osobników z trzech gatunków tworzących populacje zamknięte przekraczało drogę. Dla żadnego z badanych gatunków drogi nie stanowiły bariery dla przepływu genów. Natężenie przemieszczeń naziemnych stawonogów wzdłuż krawędzi dróg było niskie w porównaniu z natężeniami notowanymi w terenie otwartym. Jednak w pewnych warunkach dyspersja wzdłuż krawędzi dróg sprzyja zachowaniu metapopulacji naziemnych stawonogów.⁹⁷³

Względna przepuszczalność pobocza drogi i sąsiadującego siedliska skraju jest dodatkowym czynnikiem wpływającym na efekt bariery wywierany przez drogi. Istotność tego czynnika zależy od „ostrości” tego skraju i wymogów siedliskowych gatunku. Otwarty korytarz drogowy z trawiastymi poboczami może stanowić ogromną przeszkodę dla drobnych ssaków leśnych lub salamander, nawet pomijając ryzyko śmiertelności na drodze. W ostatnim dziesięcioleciu wykonano dużo badań poświęconych ocenom przepuszczalności bariery i udatności dyspersji zwierząt leśnych w krajobrazie zdominowanym przez obszary rolnicze.^{871, 625, 552} Pomimo, że drogi są dominującym i stałym elementem naszego krajobrazu, wciąż zadziwiająco mało jest badań koncentrujących się na przepuszczalności systemów drogowych i ich roli we fragmentacji siedlisk.³⁴⁹

Dla niektórych gatunków, przemieszczenia i przepuszczalność sieci dróg są kształtowane przez łączny albo skumulowany efekt różnych zjawisk, jak na przykład drogi i korytarze elektrycznych linii przesyłowych. Karibu przekraczały

drogi i obszar kontrolny z podobną częstotliwością, ale po wybudowaniu wzdłuż drogi rurociągu, częstotliwość przekroczeń znacznie spadła.¹⁹⁴ Wilki często przekraczały wielopasmowe autostrady w Hiszpanii, ale robiły to rzadziej, gdy autostradzie towarzyszyła równoległa droga serwisowa (J. C. Blanco, informacja ustna). W wielu miejscach drogi biegną równoległe do linii elektrycznych, torów kolejowych czy wodociągów. Skumulowane oddziaływania równoległych, liniowych struktur na całkowitą przepuszczalność dróg jest nieznaną i z pewnością zasługuje na badania.^{494,302}

W niektórych przypadkach, drogi - zamiast blokować przemieszczenia w poprzek ich osi – mogą kanalizować ruchy zwierząt w kierunku wzdłuż osi. Na przykład, niektóre migrujące zwierzęta po napotkaniu drogi poruszają się na krótkim odcinku równoległe do niej, zanim w końcu ją przekroczą.^{741,52} W niektórych okolicach topografia, w szczególności rozmieszczenie przecięć dróg i większych cieków, miały duży wpływ na przemieszczenia jeleni w kierunku dróg i poprzez drogi.^{65,142,592,282,761} Utwardzone i szutrowe drogi stymulowały stawonogi (biegaczowate i pająki) do przemieszczeń wzdłuż drogi, redukując natężenie jej przekroczeń.^{584,973}

Wzmoczone przemieszczenia

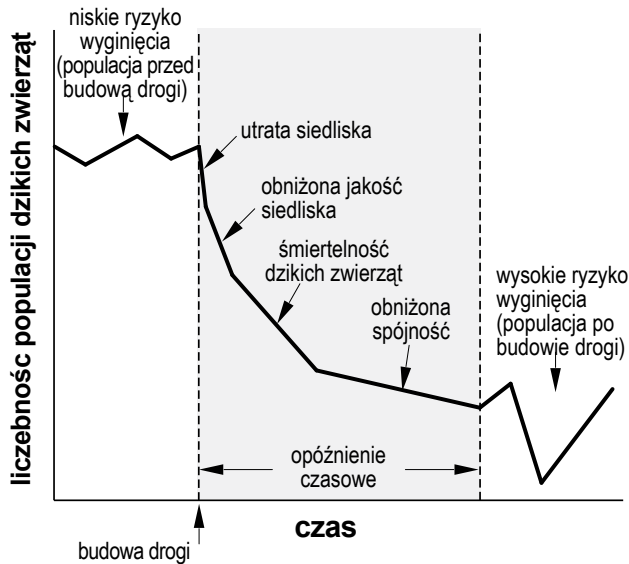
Chociaż drogi pełnią rolę barier dla wielu gatunków, sądzi się, że mogą one pomagać w rozprzestrzenianiu się niektórych innych gatunków, zarówno rodzimych jak i obcego pochodzenia. Budowa 69 000 km (43 000 mil) systemu autostrad międzystanowych w Stanach Zjednoczonych, otoczonych w wielu regionach gęstą trawą, stworzyła rozległy wachlarz możliwych tras służących rozprzestrzenianiu się po całym kraju gatunków żyjących na terenach trawiastych.³⁴⁷ Chociaż dobre dowody na przemieszczenia zwierząt wzdłuż dróg w trakcie żerowania istnieją tylko dla ograniczonej liczby gatunków, to istnieją dowody na przemieszczenia dzikich zwierząt wzdłuż krawędzi dróg w ramach dyspersji lub migracji.⁸⁶³

W Illinois, populacja nornika pensylwańskiego (*Microtus pennsylvanicus*) była w stanie powiększyć zasięg swego występowania po wykształceniu szpalerów bujnej roślinności wzdłuż międzystanowej autostrady.³⁴⁷ Podobnie, goffernik Botty (*Thomomys bottae*) rozprzestrzenił się wzdłuż pustynnej autostrady na odcinku 60 km (37 mil) w ciągu 12 lat, dzięki zwiększonej wilgotności ziemi na poboczu w porównaniu do sąsiadujących terenów.⁴³¹ W tym przypadku utwardzona

nawierzchnia drogi służyła jako miniaturowy system nawadniania pobocza, podczas gdy deszcz spadający na otwarty teren wyparowywał szybko zanim dotarł w głąb ziemi. Co więcej, rozprzestrzenianie się wzdłuż autostrady było ułatwione poprzez podziemny tryb życia gofferników. Gofferniki nie pojawiają się często na powierzchni ziemi i dzięki temu rzadko ulegają śmiertelnym wypadkom na drodze. Prawdopodobnie zwiększona wilgotność ziemi ułatwiała drażnienie nor i przemieszczenia.

Linijowe korytarze mogą oddziaływać na drapieżniki i ich ofiary. Wilki są często mniej liczne na obszarach o gęstej sieci dróg.^{908, 456, 618, 644} Jednak drogi i inne korytarze rzadko uczęszczane przez człowieka mogą przyciągać wilki jako szlaki łatwego przemieszczania się, ułatwiając dostęp do zdobyczy.^{913, 451} W Nowej Szkocji rysie kanadyjskie pokonywały duże odległości wędrując wzdłuż skrajów dróg i duk-tów leśnych.⁷⁰⁵ Podobne obserwacje istnieją ze stanu Waszyngton dla warunków zimowych i dróg węższych niż 15 m (49 stóp).⁵⁰⁰

Ropucha aga (*Bufo marinus*), gatunek introdukowany do Australii, występuje



Ryc. 2.7. Cztery rodzaje ekologicznego oddziaływania dróg na populacje zwierząt oraz opóźnienie czasowe efektu skumulowanego. Cztery następujące po sobie, ale pokrywające się częściowo oddziaływania drogi są oznaczone zacięciem. Po opóźnieniu czasowym liczebność populacji jest zwykle mniejsza i wykazuje relatywnie większe fluktuacje w czasie.

liczniej na drogach i nieutwardzonych szlakach niż w wielu typach roślinności w otoczeniu.⁸³³ Ropuchy używają dróg jako korytarzy dyspersji i podstawowych miejsc aktywności, szczególnie w siedliskach leśnych lub w innych miejscach o gęstym podszyciu i dużym zwarciu koron drzew. Drogi ułatwiły inwazję ropuch i powiększenie ich zasięgu na tereny uprzednio niedostępne. Jednak zakres oddziaływania dróg na rozmieszczenie i liczebność innych obcych gatunków w Australii (na przykład lisów, kotów i psów dingo) oraz ich wpływ na rodzimą faunę są słabo zbadane.⁶⁰⁴

Efekty skumulowane a gęstość dróg

Większość systemów ekologicznych wykazuje charakterystyczne opóźnienie czasowe (czasami nazywane długiem wyginięcia, ang. extinction debt) pomiędzy degradacją siedliska a okresem, kiedy w pełni wykrywalne są jej skutki ekologiczne.^{917, 562, 43, 185} Oddziaływanie dróg również charakteryzuje się taką „opóźnioną reakcją”, ponieważ różne skutki oddziaływania dróg na zgrupowania i populacje dzikich zwierząt - na przykład utrata siedlisk, obniżenie jakości siedlisk, śmiertelność oraz ograniczenie spójności - zwykle ujawniają się w odmiennym tempie. (ryc. 2.7). Utrata siedliska ma najszybsze skutki. Kiedy siedlisko zostaje utracone na rzecz drogi, można oczekiwać wystąpienia ekwiwalentnych strat w liczebności populacji. Jednak obniżona jakość siedliska, jak na przykład efekt skraju, może rozciągać się na populacje żyjące w głębi lasu. Ponadto, oddziaływania występujące w szerszej skali mogą powodować nieliniowe spadki liczebności lub utratę populacji i gatunku w momencie osiągnięcia progowej wartości gęstości dróg.

Ujawnienie się wzrostu śmiertelności populacji w wyniku kolizji zwierząt i pojazdów zajmuje trochę więcej czasu, wraz z narastaniem natężenia ruchu i akumulacją liczby śmiertelnych wypadków. Przy wysokim poziomie śmiertelności, jego oddziaływanie na populację będzie możliwe do zaobserwowania po upływie czasu trwania jednego lub dwóch pokoleń zwierząt od momentu powstania drogi. Wreszcie, efekty drogi jako bariery obniżającej spójność krajobrazu można zaobserwować po upływie kilku pokoleń. Zależec to będzie od odstępu czasu pomiędzy wymarciami lokalnych populacji zachodzącymi naturalnie w ramach regionalnej populacji. Ogólnie rzecz biorąc, oddziaływanie na liczebność populacji może być obserwowane wcześniej niż oddziaływanie na różnorodność gatunków.

Opóźnienia czasowe w utracie bioróżnorodności w odpowiedzi na budowę drogi wykazano dla ekosystemów mokradłowych.²⁸⁷ Ustalono, że aktualny poziom

bogactwa gatunkowego na mokradłach jest lepiej objaśniany przy pomocy oszacowań gęstości dróg sprzed 30 lub 40 lat niż przy pomocy aktualnej gęstości dróg. Jeżeli tak jest w istocie, a gęstość dróg jest najważniejszym czynnikiem, to szacowane opóźnienie dla efektu oddziaływania dróg wynosi około 30 – 40 lat. To odkrycie sugeruje, że wykształcenie pełnej odpowiedzi zgrupowań gatunków (naturalnych zbiorowisk) na oddziaływania dróg może zachodzić ze sporym opóźnieniem czasowym. W niektórych regionach liczba dróg i natężenie ruchu drogowego gwałtownie wzrosły w ostatnich latach. Oznacza to, że próby złagodzenia widocznych obecnie skutków oddziaływania mogą dotyczyć jedynie oddziaływań, które nastąpiły dziesiątki lat temu. W tej sytuacji, skuteczne łagodzenie skutków ekologicznych współcześnie wywoływanych przez drogi musi obejmować działania wyprzedzające, skoncentrowane na efektach niemożliwych obecnie do zaobserwowania, które mogą się pojawić w następnych dziesięcioleciach.

W przypadku gatunków o niekorzystnym statusie ochronnym, drogi zwykle wpływają na obniżenie liczebności populacji i wzrost ryzyka wyginięcia populacji. Jednak większość populacji może przetrwać w obecności co najmniej paru dróg. Dlatego, w kontekście skutków oddziaływania dróg na dzikie zwierzęta najważniejszą kwestią jest ustalenie krytycznej gęstości dróg, powyżej której populacja nie jest w stanie przetrwać.

Z uwagi na złożoność przestrzennych i czasowych skutków oddziaływania dróg, nie ma łatwej odpowiedzi na to pytanie. Wraz ze wzrostem zagęszczenia dróg, siedliska dzikich zwierząt znikają, podlegają zmianom lub fragmentacji.⁴⁵⁰ Wzrost zagęszczenia dróg powoduje, że ongiś rozległe i ciągłe siedliska stają się coraz mniejszymi, coraz bardziej odizolowanymi płacami, często szczątkami siedliska. Chociaż tak zwane gatunki skraju (np. jeleni wirginijski *Odocoileus virginianus*, większość kuraków czy króliki) zyskują na zwiększonej heterogeniczności siedlisk, to gatunki zamieszkujące obszary w głębi płata siedliska, są poszkodowane. Co więcej, wraz z powstawaniem coraz mniejszych fragmentów siedlisk zaczynamy rozumieć, że gatunki mają określone wymagania przestrzenne, bez względu na to, czy są to gatunki żyjące „na skraju” czy też gatunki żyjące „w głębi”. Reakcje gatunków na jakiegokolwiek warunki siedliskowe, w jakich przyjdzie im żyć są mediowane poprzez wzorce przemieszczeń.^{626, 627} Wraz z postępującą fragmentacją populacji danego gatunku, wzrasta prawdopodobieństwo wyginięcia lokalnych populacji, szczególnie jeżeli dyspersja pomiędzy populacjami jest utrudniona. Łączne działanie gęstej sieci dróg i krajobrazu podzielonego na płaty siedlisk zagraża przetrwaniu kluczowych populacji.^{401, 390, 388, 386, 1032}

Przegląd teorii ekologii krajobrazu sugeruje, że przy krajobrazach zmieniających się w czasie, w określonych warunkach tempo zmian ma dużo większe znaczenie dla czasu przetrwania i przeżywalności gatunku niż wzorzec przestrzenny tych zmian.⁴⁰² Dlatego wzorce zakłóceń odgrywają zasadniczą rolę w zdolności gatunku do przetrwania.^{253,413,402} Kluczowe znaczenie ma tu uświadomienie sobie, że tempo zmian siedliskowych może przewyższyć genetycznie uwarunkowaną zdolność gatunku do skutecznej adaptacji. Jednak częstotliwość występowania zakłóceń jest tylko jednym z kluczy do zrozumienia takiej, a nie innej reakcji gatunków. Innym kluczem jest wzorzec przestrzenny krajobrazu, który stosunkowo silniej wpływa na gatunki przy wyższej częstotliwości zakłóceń.

Reakcje ilościowe dużych ssaków na obecność dróg są generalnie interpretowane w kategoriach progowych wartości zagęszczenia dróg, koniecznych do podtrzymania samoodtwarzających się populacji i koegzystencji. Opracowano kilka modeli pozwalających przewidywać występowanie lub możliwości przeżycia sfor wilków w relacji do zagęszczenia dróg w Minnesocie i Wisconsin.^{908,618,643,644} Progowy poziom zagęszczenia dróg, wynoszący 0,45 km/km² (0,72 mil/mil²) pozwalał najlepiej sklasyfikować obszary, na których przebywały watahy wilków i takie na których ich nie było.⁶⁴³ Podobny poziom progowy zagęszczenia dróg ustalono w odniesieniu do pum (*Puma concolor*) i niedźwiedzi brunatnych.^{960,171} Jednak te badania zaledwie dotykają rozległej problematyki badawczej związanej z ustalaniem krytycznych progów zagęszczenia dróg.

Podsumowanie

Długość dróg w Stanach Zjednoczonych wynosi 24 km (15 mil) na 1000 osób, przy ogólnej długości 6,5 milionów km (4 milionów mil) przecinających powierzchnię kraju. Oznacza to, że na każdy kilometr kwadratowy ziemi przypada 1,1 km drogi. Cofnijmy się do wirtualnego ekologicznego śladu opisanego na początku tego rozdziału. Jakie są ekologiczne implikacje? Zagęszczenie dróg jest różne w różnych częściach kraju. W bardziej zagospodarowanych krajobrazach drogi stały się podstawowymi barierami dla poruszania się dzikich zwierząt.³⁹⁸ Bariery te upośledzają normalne przemieszczanie zwierząt, prowadząc do powstania małych płatów siedlisk, dodatkowo utrudniając poruszanie się pomiędzy tymi płatami. Te podstawowe oddziaływania wywołują kaskadę dalszych efektów w populacjach zwierząt. Wpływają na ich codzienne aktywności, w nieunikniony

sposób prowadząc do podwyższonej śmiertelności i zmniejszonej rozrodczości oraz zmniejszonej przeżywalności. Końcowym efektem silnie rozbudowanego systemu drogowego jest spadek bogactwa gatunkowego i liczebności poszczególnych gatunków pierwotnie zamieszkujących te obszary.

Jednak dla społeczeństwa i sektora transportu drogi stanowią życiodajne połączenia pomiędzy ludźmi, społecznościami i miastami. Bez tych życiodajnych połączeń jakość życia spadłaby dramatycznie. Jak więc można rozwiązać ten paradoksalny konflikt interesów pomiędzy przyrodą a społeczeństwem?

Wszyscy ludzie, którzy mają stosowną wiedzę i na których ciąży odpowiedzialność za rozwiązanie tego problemu powinni dogłębnie zbadać jego naturę. Szeroki punkt widzenia sektora transportowego różni się - co naturalne - od punktu widzenia działaczy ekologicznych czy ludzi zarządzających danym terenem. Można to porównać do hologramu. Jego ukryty wzór jest widoczny jedynie w momencie spojrzenia z dobrej perspektywy. Niektórzy nawet pomimo wielu starań nie są w stanie dostrzec wzoru. Ale jeżeli go ujrzymy, stanie się coś ważnego. Zostanie nawiązane połączenie neuronowe, odkrywające coś nowego.

Ukryty wzorzec krajobrazu to wirtualny ślad ekologiczny. Uświadomienie sobie, że zmniejszenie oddziaływania tego śladu jest istotne, stanowi mądrość, którą zyskujemy wraz z dojrzeniem wzoru. Wtedy jasne się staje, że w dużym stopniu krajobraz ekologiczny jest odbiciem sieci dróg. Im bardziej system dróg jest spójny i nieprzepuszczalny, tym mniej spójne jest tło krajobrazowe, w które wpisane są te drogi. Wzrost gęstości dróg powoduje postępującą fragmentację krajobrazu poprzez tworzenie tylko częściowo przepuszczalnych lub nieprzepuszczalnych barier (np. bariery ochronne typu Jersey) dla przemieszczeń zwierząt. Rezultatem jest fragmentacja populacji dzikich zwierząt, zagrażająca ich długoterminowej trwałości i w coraz większej mierze narażająca szanse ich przeżycia na losowe zdarzenia.

Ekolog Reed Noss napisał: „Strategia rozwoju korytarzy drogowych musi być powiązana ze strategią zmniejszania barier [dla zwierząt i krajobrazu] niczym orzeł i reszka”.⁶⁸⁵ Kluczem jest zdolność odczytywania hologramu, zdolność widzenia odwrotnej strony monety – wirtualnego śladu. Dokładniej, kluczem jest umiejętność dokonywania właściwych wyborów w celu utrzymania życiodajnych linii, od których zależą ludzie i społeczności, ale równocześnie uczynienia krajobrazu bardziej przepuszczalnym, podtrzymującym linie życia, od których zależą procesy ekologiczne i przemieszczenia zwierząt.

Dokonane wybory powinny wpływać zarówno na obniżenie bezpośredniej śmiertelności zwierząt jak i zmniejszenie efektu bariery. Obniżenie śmiertelności

wymaga instalowania i utrzymywania ogrodzeń, przejść pod drogami i nad drogami (często dalej nazywanych konstrukcjami dla dzikich zwierząt lub przejściami) oraz innych metod. Instalowanie ogrodzeń i konstrukcji pozwalających zwierzętom na uniknięcie pierwszeństwa przejazdu jest koniecznym dodatkiem do przejść pod lub nad drogą. Takie rozwiązania łagodzące zostały już zaprojektowane i są instalowane, przybliżając nas tym samym do stworzenia idealnej, przyjaznej środowisku, „zielonej” sieci dróg.

Z wyżej omówionych pojęć wynika kilka zasad i wskazówek:

- Większy, wirtualny ślad ekologiczny jest związany z fizycznym śladem dróg. Planiści i budowniczy dróg oraz działacze ekologiczni powinni brać pod uwagę szeroki pas krajobrazu, a nie tylko wąski, jednowymiarowy korytarz drogowy.
- Śmiertelność zwierząt na drogach zależy od związków pomiędzy zachowaniem kierowcy, zwyczajami zwierzęcia w czasie przemieszczeń, strukturą drogi oraz strukturą otaczającego krajobrazu.
- Aby populacje zwierząt były żywotne i miały perspektywę długiej egzystencji, zwierzęta muszą mieć możliwość przemieszczania się w krajobrazie, przemieszczania pomiędzy populacjami, rozprzestrzeniania się bez ograniczeń i możliwości powtórnej kolonizacji utraconych miejsc.
- Skutki oddziaływania śmiertelności drogowej na populacje dzikich zwierząt są widoczne w jedno lub dwa pokolenia po powstaniu drogi, podczas gdy skutki oddziaływania drogi jako bariery będą prawdopodobnie możliwe do zaobserwowania po upływie kilku pokoleń dzikich zwierząt.

Rozdział 3

Łagodzenie skutków oddziaływania dróg na dzikie zwierzęta

Nadjechała limuzyna kierowana przez kobietę w średnim wieku. Kobieta dostrzegła żółwia i skręciła gwałtownie ze środka szosy w prawo, aż przenikliwie zapiszczały opony i wzniósł się tuman kurzu... Żółw schował się na chwilę gwałtownie pod pancierz, teraz jednak znowu pośpieszał naprzód, bo parzyła go rozgrzana szosa.

Nadjechała nieduża ciężarówka, kierowca dojrzał żółwia i zboczył by go potraścić. Przednie koło uderzyło w brzeg skorupy, szturchnęło zwierzątko jak pchełkę w dziecinnej grze, obróciło niby monetę i strąciło z jezdni... Przez dłuższy czas żółw leżał na grzbiecie skurczony w swej skorupie. W końcu jednak począł przebierać łapkami w powietrzu szukając oparcia, by się obrócić. Przednią łapka uczeplił się grudki kwarcu i oto z wolna skorupa odwróciła się dźwigając grzbiet do góry... Żółw wszedł na polną drogę posuwając się naprzód urywanymi ruchami i rysując w piasku swoją skorupą falistą, płytką bruzdę. Starcze, śmieszne oczka patrzyły przed siebie, zrogowaciały pyszczek był z lekka rozchylony.

- John Steinbeck, *Grona gniewu*, 1939

„Przed motelem w Ottumwa zdrapywałem palcami suche, sztywne pozostałości po bąkach, osach i motylach z przedniej maski i reflektorów. Pocierałem wilgotną ściereczką, aby zmiękczyć i zetrzeć przyklejone resztki owadów, powietrzny plankton złożony z pajaków i roztoczy. Nie czuję się w porządku wożąc tylu zabitych. Jatka jest tak jawna.”

- Barry Lopez, *Ofiary na drogach*, 1998

Poprzedni rozdział omawia różne rodzaje oddziaływania dróg na dziką faunę, nie tylko na poszczególne osobniki, ale również na całe populacje. Skutki tych oddziaływań zależą zarówno od charakterystyki systemu drogowego, jak i od populacji dzikich zwierząt pozostających w zasięgu tego oddziaływania. Niektóre skutki są subtelne, niemal niezauważalne dla ludzkiego oka, ale inne, jak na przykład zabite na drodze zwierzęta, są niewątpliwie widoczne dla przejeżdżających.

Chociaż zdarza się, że niektóre rzadko uczęszczane drogi są likwidowane,^{35, 376} to jednak zarówno nowych dróg, jak i samochodów przybywa w dużo większym tempie.⁴⁴ W wyniku tego procesu tworzy się gęsta sieć drogowa, od której w dużej mierze zależy gospodarka i z którą nie mogą sobie poradzić dzikie zwierzęta. Nowe podejście do planowania systemów transportowych uwzględnia skutki oddziaływania dróg na lokalną ekologię i ekosystemy^{799, 674, 725, 675} oraz podkreśla kluczową rolę ludzi odpowiedzialnych za planowanie tych systemów w promowaniu zrównoważonego rozwoju.

Środki łagodzące, zaprojektowane by zmniejszyć zagrożenia dzikich zwierząt ze strony dróg, są niezbędnym składnikiem strategii zrównoważonego transportu.^{654, 611} Środki służące zmniejszaniu ilości wypadków z udziałem zwierząt i zapewniające bezpieczne przejścia przez drogi stosowano od dziesięcioleci. Jednak, aby te środki łagodzące rzeczywiście przyczyniały się do stworzenia zrównoważonego lub „przyjaznego środowisku” systemu transportowego, same muszą być skuteczne. Źle zaprojektowane działania w niewielkim stopniu łagodzą lub minimalizują skutki oddziaływania dróg i są głównie marnowaniem pieniędzy podatników. Co więcej, potencjalnie mogą one nawet zaburzać naturalne procesy, jak na przykład wzorce przemieszczeń zwierząt w krajobrazie, co może prowadzić do nadmiernego spasaniania wybranych terenów, wzmożonej erozji czy spadku liczebności populacji.

Niniejszy rozdział rozpoczyna się podrozdziałami dotyczącymi łagodzenia ryzyka śmiertelności, ryzyka utraty siedliska lub ryzyka obniżenia jego jakości. W części następnej omówiono przejścia dla zwierząt pod drogami i nad drogami,

wraz z ich projektami i oceną skuteczności. W części końcowej zaprezentowano analizy konkretnych przykładów.

Łagodzenie ryzyka śmiertelności, utraty siedliska lub obniżenia jego jakości

Przedstawiamy tu metody zmniejszania śmiertelności zwierząt na drogach oraz metody zapobiegania utracie siedliska lub jego degradacji.

Łagodzenie ryzyka śmiertelności

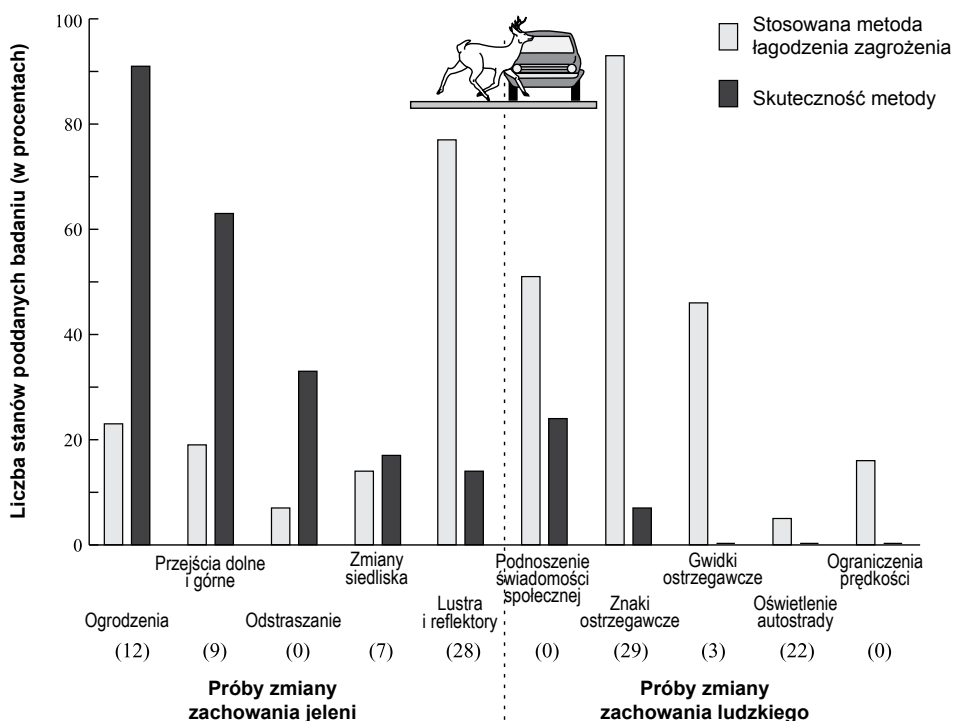
W ostatnich kilkudziesięciu latach stosowano rozmaite metody zmniejszania śmiertelności zwierząt na drogach (ryc. 3.1). Większość z nich, choć nie wszystkie, były ukierunkowane na zmniejszanie liczby wypadków z udziałem *dużych zwierząt*. W 42 stanach Ameryki Północnej zastosowano jedenaście szczególnie istotnych metod zmniejszania liczby wypadków z udziałem jeleni, takich jak: grodzenie dróg, przejścia dolne i górne, znaki ostrzegawcze, ograniczenie prędkości, lustra, reflektory, oświetlenie autostrad, ultradźwiękowe gwizdki ostrzegawcze, zmiany siedlisk, odstraszenie zwierząt od dróg oraz programy podnoszenia świadomości społecznej w tym zakresie.⁷⁸⁵

Co ciekawe, metody najczęściej używane w poszczególnych stanach nie odpowiadają metodom o największej stwierdzonej skuteczności (ryc. 3.1). Ogólnie, najbardziej obiecujące metody były stosowane najrzadziej. Co więcej, w wielu przypadkach, oceny skuteczności były oparte raczej na opiniach niż na badaniach. Spośród metod wymienionych na ryc. 3.1, ogrodzenia i przejścia dla zwierząt uważane były za najskuteczniejsze (odpowiednio 91% i 63%), jednak w niewielu stanach te wnioski opierały się na wynikach badań. Istnieje pilna potrzeba dokładnej oceny skuteczności wymienionych działań, jak również nowych, które mogą się pojawić, w ramach elastycznego procesu łagodzenia zagrożenia. Taki proces pozwoli na wdrożenie wyników nowych badań w przyszłe schematy zmniejszania zagrożenia, dalsze ich sprawdzanie i ocenę. Stopniowo, w miarę upływu czasu, pozwoli to na usunięcie braków i poprawę skuteczności metod łagodzenia zagrożenia.

Większość stosowanych metod jest całkiem prosta. Ogrodzenia stosowane w Ameryce Północnej do blokowania dostępu zwierząt składają się z siatki

metalowej o wysokości od 2 do 2,4 m (7-8 stóp), często z bramkami otwieranymi w jedną stronę lub rampami pozwalającymi jeleniom lub innym kopytnym na szybkie wydostanie się z pasa drogowego autostrady.^{757, 570, 170} Płoty i bramki wymagają stałego nadzoru, aby zapobiec uszkodzeniom, które pozwoliłyby na przedostanie się zwierząt na drogę. Obsuwanie się ziemi na nachyleniach terenu, nieskuteczne sposoby zamontowania siatki, pozostawiające prześwit pomiędzy ogrodzeniem i gruntem, uszkodzenia siatki przez ludzi (np. myśliwych lub skutery śnieżne) pozwalają zwierzętom na przedostanie się na drogę. Niestety, utrzymanie ogrodzeń jest zwykle zaniedbywane wkrótce po ich zamontowaniu, i jest sporym problemem, z uwagi na zmiany priorytetów i budżetu. Zniszczone i dziurawe ogrodzenia są więc ciągle nierozwiązanym problemem.

Poprawnie zbudowane i utrzymane ogrodzenia, zastosowane w połączeniu



Ryc. 3.1. Metody łagodzenia zagrożenia stosowane w stanach amerykańskich w celu obniżenia liczby kolizji jeleni z samochodami na autostradach. Dane oparte na wynikach badań wykonanych w roku 1992 przez stanowe agendy ds. zasobów naturalnych w 43 stanach USA. W nawiasach podano liczbę stanów, w których stosowana technika łagodzenia zagrożenia opiera się na jednym lub kilku badaniach naukowych. Według Romina i Bissonette (1996a).



Ryc. 3.2. Wyjątkowo skuteczne przejście dolne pod wielopasmową autostradą, przeznaczone dla dużych drapieżników i roślinożerców. Należy zwrócić uwagę na duży prześwit, otwierający widok na roślinność po drugiej stronie. Przejście ma 11 m (39 stóp) szerokości, 3 m (10 stóp) wysokości i 40 m (131 stóp) długości (od jednej krawędzi autostrady do drugiej) i usytuowane jest pod czteropasmową autostradą w Parku Narodowym Banff w Albercie. Przejście jest często używane przez wilki, czarne niedźwiedzie i pумы. Tabela 6.6 zawiera dane dotyczące częstotliwości używania przejść dla zwierząt przez różne gatunki. Zdjęcie A.P. Clevenger

z przejściami dolnymi i górnymi, opisanymi w dalszej części rozdziału, mogą skutecznie powstrzymać jelenie próbujące dotrzeć do roślinności na poboczach drogi^{256,570,282} (ryc. 3.2). Jelenie i inne kopytne unikają jednak sytuacji, w których stają się narażone i raczej niechętnie użytkują ciasne struktury. Mogą się ich bać po części dlatego^{757,997}, że miejsca te ograniczają możliwości ucieczki. Podobnie, wąskie i długie przejścia dolne mogą silnie odstraszać kopytne.

Z tej i innych przyczyn, planowanie i projektowanie struktur dla zwierząt w obrębie pasa drogowego może być skuteczne jedynie przy głębokim zrozumieniu

zachowań zwierząt. *Bramki otwierane w jedną stronę*, które wymagają od jeleni i innych dużych zwierząt przecięnięcia się pomiędzy siatką splecionych, stalowych prętów, nie są najlepszym projektem zabezpieczającym kopytnym możliwość ucieczki z pobocza drogi. Jednokierunkowe, ziemne rampy zastosowano w Wyoming, Utah, w Holandii i w innych krajach.^{63, 792} Rampy te usytuowane są prostopadle do ogrodzenia i są zaprojektowane tak, by umożliwić zwierzętom przeskoczenie ogrodzenia i ucieczkę z pasa drogowego. Jednokierunkowe rampy są 10-12 razy skuteczniejsze niż jednokierunkowe bramki.⁹²

Skuteczność niektórych innych metod łagodzących (ryc. 3.1) również była przedmiotem badań. Wprowadzenie oświetlenia autostrad⁷⁵⁵, czy ultradźwiękowych gwizdków⁷⁸⁷ okazało się nieskuteczne w zmniejszaniu liczby kolizji z udziałem jeleni. Popularny system redukujący ryzyko wypadku „Swareflex” składa się z czerwonych reflektorów (odblasków) montowanych na słupkach, na wysokości świateł samochodowych. Słupki instalowane są w równych odstępach wzdłuż drogi, na której chce się zredukować liczbę wypadków z udziałem jeleni. System wykorzystuje odblask światła reflektorów samochodowych, tworząc snop czerwonego światła o niskiej intensywności, działający jak ruchoma „ściana światła”. Jednak, leżące u podstawy tego pomysłu, założenie o unikaniu przez jelenie czerwonego światła zostało poważnie zakwestionowane.^{1066, 999} Badania skuteczności czerwonych odblasków przyniosły rozbieżne wyniki, prawdopodobnie z uwagi na fakt, że zwierzęta szybko przyzwyczajają się do odbitych snopów światła.^{819, 762, 938}

Do tej pory przeprowadzono niewiele ocen skuteczności stosowania znaków ostrzegawczych dla kierowców, zmian w obrębie siedliska, *odstraszania zwierząt* od drogi (dokonywane przez służby drogowe) lub prób zwiększania świadomości kierowców (ryc. 3.1).^{538, 632} Jednak jasne jest, że znaki ostrzegawcze będą skuteczne jedynie, jeśli będą wywoływać zwiększenie ostrożności u kierowcy i ograniczenie prędkości w miejscach występowania wysokiej śmiertelności zwierząt. Znaki powszechnie stosowane w niektórych regionach, jak na przykład skaczący jeleni na żółtym tle, nie są zwykle skuteczne (nawet jeżeli powiesi się na nich poroże jelenia pozostają prawie niezauważalne dla kierowców). Jednakże nowe znaki i, być może, zmiana miejsc ich ustawienia w celu przyciągnięcia uwagi, w połączeniu ze wzmocnionym egzekwowaniem przepisów mogą spowodować, że kierowcy ograniczą prędkość w miejscach przekraczania drogi przez zwierzęta.

Zmiany siedlisk, jak na przykład sadzenie niejadalnych roślin lub usuwanie roślinności wzdłuż drogi, szczególnie w bardziej suchych regionach kontynentu może pomóc w ograniczeniu atrakcyjności poboczy dla jeleni i innych roślinożernych.⁷⁴⁴

Istnieją w tym zakresie duże możliwości prowadzenia edukacji społecznej. Broszury informacyjne oraz lokalnie organizowane warsztaty lub sesje informacyjne to mało jeszcze zbadane metody szerzenia wiedzy. Tego typu edukacja społeczna mogłaby być opłacana przez kompetentne agendy ds. transportu i inne zainteresowane strony.

W północnym Utah zbadano skuteczność *przejsć na poziomie jezdni* (przejścia w miejscach, w których droga i otaczający teren znajdują się na tym samym poziomie) zastosowanych w połączeniu z ogrodzeniami, naprowadzającymi pasami betonowych przeszkód na poboczach oraz pasami oznaczającymi te przejścia na nawierzchni. Obniżyły one śmiertelność jeleni na drogach o 36 – 40%.⁵³⁹ Jednak ponieważ tak wydzielone przejścia tylko kanalizują przekraczanie drogi przez jelenie, to nie pozwalają one znacznie zmniejszyć liczby wypadków w miejscach dużego natężenia ruchu i autostradach o wydzielonych pasach ruchu. Zastosowanie przejsć na poziomie jezdni daje jednak pewną nadzieję na obniżenie liczby wypadków z udziałem jeleni na drogach dwupasmowych o małym natężeniu ruchu.

Wcześniejsze badania wykazały, że główne czynniki mające wpływ na zderzenia drogowe z udziałem zwierząt obejmują prędkość samochodów, natężenie ruchu oraz czasowy wzorzec występowania okresów nasilonego ruchu. Są to czynniki, które stosowne agendy ds. transportu mogą w pewnym stopniu kontrolować poprzez alternatywy konstrukcyjne, znaki drogowe itp. Dozwolona prędkość powyżej 90 km/h (55 mil/h) znacznie zwiększa ryzyko wystąpienia kolizji ze zwierzętami. Czas reakcji kierowcy i odległość, z której pędzący kierowca może dostrzec ochronnie ubarwione zwierzęta dodatkowo przyczyniają się do wysokiej częstotliwości kolizji z udziałem zwierząt. Jeżeli możliwe byłoby powszechne ograniczenie tych podstawowych czynników, sukces byłby znaczny. W szczególności, samo ograniczenie prędkości w miejscach o dużej śmiertelności zwierząt przełożyłoby się na znaczne ograniczenie liczby kolizji drogowych z udziałem zwierząt.

Metody łagodzenia wysokiej śmiertelności dzikich zwierząt na drogach można podzielić na dwie kategorie: (1) zmiany wpływające na zachowania kierowców oraz (2) zmiany wpływające na zachowania zwierząt w rejonie drogi. Wyniki badań dowodzą, że współcześnie podejmowane próby łagodzenia ryzyka koncentrują się na próbach zmian zachowania ludzi (ryc. 6.1). Metody wpływające na zachowania zwierząt są stosowane w mniejszym stopniu, pomimo że są one postrzegane jako bardziej skuteczne, co w rezultacie stwarza szanse na zauważalny postęp. Na reakcje kierowców można wpływać poprzez:

- Kształtowanie zachowania kierowców (edukacja, oznakowanie, reagujące na ruch lampy sygnalizacyjne na poboczach, wypukłe pasy - patrz

część poświęcona hałasowi i zwierzętom w rozdziale 7, bardzo dobrze widoczne znaki ograniczające prędkość, egzekwowanie prawa).

- Poprawienie pola widzenia kierowców, by łatwiej mogli dostrzec zwierzęta na poboczach (szersze, otwarte pobocza w kluczowych miejscach, oświetlenie reagujące na ruch i oznaczenia wzdłuż drogi).
- Zarządzanie ruchem na drogach (ograniczenie użytkowania drogi podczas krytycznych okresów rozrodu lub migracji względnie w okresie największego ryzyka wypadków).
- Wdrażanie metod ograniczających ruch kołowy (montowanie urządzeń obniżających prędkość, dostosowanie drogi do mniejszych prędkości, kanalizowanie rozproszonego ruchu na wybranych drogach).

Zachowanie zwierząt można zmienić poprzez:

- Infrastrukturę drogową (szersze pobocza w kluczowych miejscach, przejścia dla zwierząt, częściowe lub całkowite grodzenie, jednokierunkowe rampy, reflektory, oświetlenie dróg)
- Zmiany siedliska (niejadalna roślinność wzdłuż poboczy, skupianie przemieszczeń dzikich zwierząt w wyznaczonych przejściach drogowych).

Łagodzenie ryzyka utraty siedliska lub obniżenia jego jakości

Pierwszym krokiem w celu uniknięcia negatywnego oddziaływania dróg i pojazdów na wrażliwe siedliska jest dokonanie zmian w projekcie drogowym, zapobiegających możliwości powstania konfliktów (tabela 3.1). Jeżeli nie można tego zrobić, drugim krokiem będzie zminimalizowanie lub wyeliminowanie skutków utraty siedliska lub obniżenia jego jakości poprzez użycie ekologicznych działań łagodzących w miejscu, w którym występuje problem. Jeżeli ani wprowadzenie zmian, ani łagodzenie oddziaływania nie jest możliwe, trzecim krokiem będzie zastosowanie środków kompensujących, zwykle w innym miejscu. Zasada kompensacji ekologicznej zakłada, że w przypadku budowy nowych dróg celem jest efektywny brak strat w odniesieniu do utrzymania naturalnych procesów i bioróżnorodności. W Holandii ta zasada jest prawem od roku 1993 i zaczyna być wdrażana jako taka w innych krajach.^{191, 192, 193} Wyniki sześciu projektów holenderskich wskazują, że (1) koszty kompensacji są często marginalne w porównaniu z całkowitymi kosztami projektu oraz, że (2) zasada kompensacji może odgrywać ważną rolę w projektowaniu alternatywnych przebiegów dróg.¹⁹²

Tabela 3.1. Trzy kroki w ekologicznym planowaniu dróg. W każdym przypadku podano przykłady.^{192, 193, 191}

Unikanie: zapobieganie lub unikanie oddziaływania na środowisko

- Odstąpienie od budowy drogi
- Zmiana przebiegu drogi
- Budowa drogi w tunelu
- Zamknięcie drogi dla ruchu pojazdów mechanicznych
- Usunięcie drogi.

Łagodzenie: minimalizowanie oddziaływania na środowisko

- Przekucie korytarza drogowego dolnymi lub górnymi przejściami umożliwiającymi przemieszczenia zwierząt
- Konstrukcja drogi w wykopie lub wykonanie wałów ziemnych w celu zmniejszenia zakłóceń spowodowanych ruchem drogowym i hałasem
- Stosowanie cichych nawierzchni drogowych, cichych opon, silników i karoserii aerodynamicznych
- Stosowanie najlepszych praktyk w zakresie odprowadzania wody deszczowej, w celu ograniczenia rozprzestrzeniania substancji zanieczyszczających
- Stosowanie czystego paliwa i nowoczesnych silników w celu zmniejszenia emisji spalin i gazów cieplarnianych
- Ograniczanie pracy przewozowej pojazdów (pojazdokilometry), szczególnie na drogach drugorzędnych

Kompensacja: dostarczenie w danym regionie równocennej ilości zasobów środowiskowych w celu zrównoważenia oddziaływania na środowisko, którego nie można było uniknąć lub złagodzić

- Wskazówki dotyczące utraty siedliska, degradacji siedliska i izolacji siedliska:
 - lepiej objąć działaniami kompensującymi obszar większy od obszaru zdegradowanego niż obszar jemu równy
 - lepiej wybrać obszar bliski miejscu degradacji (ale raczej nie w strefie oddziaływania drogi lub w miejscu gdzie takie oddziaływania mogą mieć miejsce w przyszłości)
 - lepiej wprowadzać te same warunki ekologiczne niż poprawiać odmienne
 - lepiej poprawiać warunki panujące przed degradacją niż przywracać te same warunki
- Utworzenie obszaru chronionego obejmującego dobre siedliska ptaków

- o powierzchni większej niż obszar zdegradowany hałasem drogowym
 - Powiększenie pobliskiego obszaru porośniętego naturalną roślinnością
 - Doprowadzenie do naturalnego stanu zdegradowanych strumyków lub mokradeł w pobliżu
 - Ustanowienie odpowiednich korytarzy oraz obszarów łącznikowych w celu ułatwienia przemieszczeń dzikich zwierząt
 - Poprawienie warunków siedliskowych dla gatunków rzadkich oraz zakładanie specjalnych obszarów o wysokiej bioróżnorodności
-

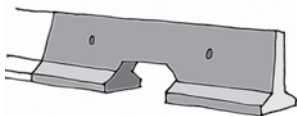
Inne metody łagodzenia utraty siedliska lub obniżenia jego jakości koncentrują się na dostosowywaniu terenów w otoczeniu dróg do potrzeb zwierząt. Tworzenie mokradeł i zbiorników wodnych może poprawić warunki siedliskowe dla płazów (ryc. 3.3). Na przejściach górnych bywają budowane małe zbiorniki wodne, przez co wzrasta wartość tych terenów dla płazów bytujących w okolicy.⁶³ Usypywanie obsadzonych roślinnością wałów ziemnych wzdłuż dróg graniczących z mokradłami oraz nad przejściami dolnymi dla zwierząt może pomóc w redukcji hałasu drogowego i płoszeniu dzikich zwierząt. Ponadto, odbudowa ciągłości krajobrazu i przepuszczalności dróg (rozdział 2), częściowo łagodzi utratę siedlisk.

Rodzaje górnych i dolnych przejść dla zwierząt

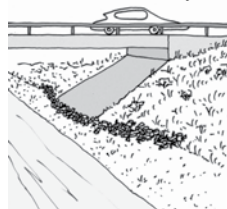
Próby łagodzenia efektu bariery można odnaleźć na istniejących lub przebudowywanych drogach w Stanach Zjednoczonych, Kanadzie i innych krajach. Pierwsze udokumentowane przejście dla zwierząt zostało zbudowane na Florydzie w latach 1950-tych.²⁴⁷ Obecnie, przejścia mające na celu łagodzenie niekorzystnego wpływu dróg budowane są w wielu regionach świata. Jednak wciąż niewiele dostępnych jest ocen efektywności przejść. Sprawdzone projekty struktur łagodzących powinny być wykorzystywane w planowaniu infrastruktury drogowej, aby zapewnić bardziej skuteczne łagodzenie ryzyka wypadków z udziałem zwierząt. Inicjatywy w zakresie transportu, jak na przykład akt prawny TEA-21 w Stanach Zjednoczonych lub program COST-341 w Unii Europejskiej podkreślają potrzebę tworzenia zrównoważonych systemów transportowych, na stałe uwzględniających przejścia dla zwierząt w procesie planowania.^{131, 946, 792, 725, 279}

Podstawową funkcją przejść jest zapewnienie zwierzętom bezpiecznego

a) Bariera typu Jersey z przejściem dla zwierząt



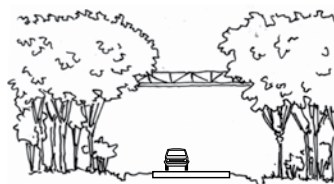
b) Rząd pniaków dla małych i średnich zwierząt



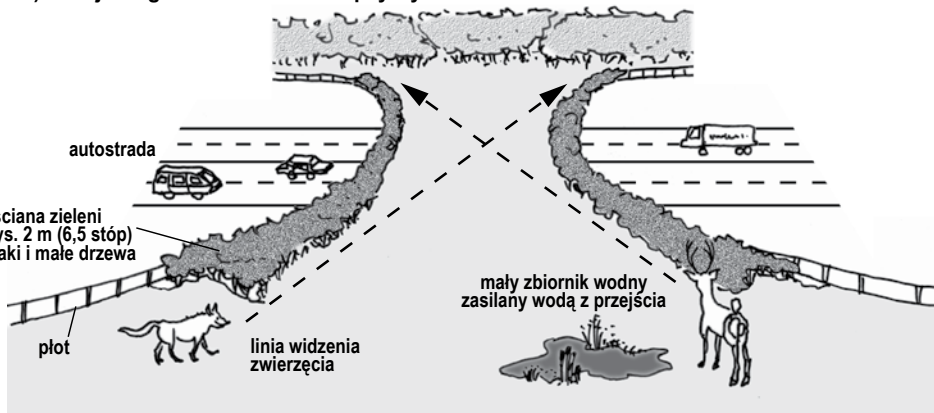
c) Przepust dla dzikich zwierząt



d) Połączenie pomiędzy koronami drzew dla zwierząt nadrzewnych



e) Przejście górne w kształcie klepsydry



Ryc. 3.3. Różne struktury wykorzystywane do ułatwiania przekraczania drogi przez zwierzęta. (a) Betonowa bariera typu Jersey do oddzielania pasów drogi, dostosowana do przechodzenia dzikich zwierząt i przepływu wody. Zastosowano w Kalifornii oraz na Autostradzie Transkanadyjskiej w Albercie; (b) Rząd lub płotek z pniaków, kłód i gałęzi znacznie ułatwiający przemieszczenia zwierząt, Holandia; (c) Przepust z dwoma 40 cm szerokości (16 stóp) półkami dla przechodzących zwierząt; po ulewnych deszczach półki mogą być przejściowo przykryte wodą, Holandia; (d) Połączenie pomiędzy koronami drzew umożliwiające wędrówki zwierząt nadrzewnych przez barierę drogową, las deszczowy w Australii; (e) Przejście górne o kształcie klepsydry, porośnięte trawą (mogą też być zbliżone do sawanny lub zadrzewione), z systemem odwodnienia doprowadzającym wodę do małego zbiornika, który przyciąga zwierzęta, Holandia i Francja (– przejście o równoległych bokach). Zwróć uwagę na szerokie pole widzenia nadchodzących zwierząt.

przejścia przez drogę, a tym samym zabezpieczenie naturalnych wzorców przemieszczeń oraz obniżanie śmiertelności zwierząt na drogach.⁷²² Osiągnięcie tego celu służy zarówno pojedynczym osobnikom, jak i całym populacjom. Zabezpieczone zostają podstawowe potrzeby biologiczne obejmujące znajdowanie pożywienia, schronienia i partnera, jak również ułatwione rozprzestrzenianie się młodych osobników i rekolonizację opuszczonych terenów. Możliwość rekolonizacji jest istotna, by populacje mogły pozostać żywotne w poddanym fragmentacji i zmienionym przez człowieka krajobrazie. Obecnie stosuje się wiele typów przejść dla zwierząt. Wybór typu przejścia zwykle zależy od kluczowego gatunku (np. pumy) lub grupy gatunków (np. drapieżne ssaki) będących potencjalnymi użytkownikami przejścia.

Wiele czynników wpływa na przemieszczenia zwierząt przez przejście, wśród nich rodzaj konstrukcji, otaczający krajobraz i stopień ludzkiej aktywności w najbliższym otoczeniu.^{1060, 722, 168} Monitoring i oceny efektywności pokazują, w jakim stopniu przejścia spełniają kryteria skuteczności i czy konieczne są uzupełnienia konstrukcyjne lub wprowadzenie zmian w otaczającym krajobrazie. Co ważniejsze, pokazują one także, jakie cechy konstrukcji są niezbędne w budowie następnych przejść. Wiele cennych informacji można wciąż uzyskać analizując liczne przejścia dla zwierząt zbudowane w ostatnich dwudziestu latach.⁷⁸⁵

Małe przejścia

Małe przejścia (mniej niż 1,5 m średnicy lub wysokości (5 stóp) obejmują tunele dla płazów oraz przepusty lub rury. Tunele dla płazów są powszechnie budowane i użytkowane w Europie, gdzie coroczne wędrówki migracyjne do i z miejsc rozrodu są blokowane przez drogi.^{522, 445, 339, 792} Jednak do tej pory niewiele zastosowano ich w Ameryce Północnej. Średnica takiego tunelu waha się od 30 do 100 cm (1 do 3,3 stopy) dla przejść krótszych niż 20 m (164 stopy). W przypadku tuneli dłuższych niż 50 m (164 stóp) średnica wynosi co najmniej 150 cm (5 stóp). Tunele betonowe są lepsze niż metalowe lub plastikowe, zalecane jest również by dno tunelu było pokryte ziemią, z uwagi na wymagane przez większość płazów wilgotne warunki. W Europie stosuje się wiele różnych typów tuneli dla płazów.

Ekorury (ecopipe) dla zwierząt to małe, suche tunele (30-40 cm lub 1-1,3 stopy średnicy), przeznaczone przede wszystkim dla małych i średnich ssaków.^{63, 339, 64} Umieszczone są z reguły w sposób uniemożliwiający zalanie wodą.

Rury o średnicy do 90 cm (3 stóp) instalowano jako przejścia dla wydr (*Lutra lutra*) w Wielkiej Brytanii.⁸³² Ponad 300 ekorur zainstalowano przy autostradach w Holandii, gdzie pierwotnie znane jako “tunele borsukowe” przyczyniły się do spektakularnej odbudowy populacji tego zwierzęcia.⁶⁴

Przepusty lub ekoprzepusty są konstrukcjami przypominającymi ekorury, lecz umieszczane są w miejscach przejść cieków wodnych. Konstrukcje te mają do 120 cm (4 stopy) szerokości i posiadają wyniesione półki usytuowane po obu stronach koryta ciek, ułatwiające przejście zwierząt⁹⁶⁸(ryc. 3.3 c). Monitoring konstrukcji dowodzi, że najskuteczniejsze są przepusty z półkami o szerokości powyżej 40 cm (1,3 stopy). W użyciu jest jednak wiele modeli przepustów dla zwierząt.^{683,792} W Australii, w przypadku karłowatych oposów górskich (*Burramys parvus*), gatunku zagrożonego, mogącego przeżyć jedynie na skalistych zboczach, zaprojektowano skalne konstrukcje zwane niekiedy „tunelami miłości”, ponieważ umożliwiają samcom dotarcie do terenów zasiedlonych przez samice.⁵⁹¹

Powyżej opisane przejścia zaprojektowano specjalnie dla zwierząt. Zwierzęta korzystają również z niezliczonych rur odwadniających, przepustów i innych przejść niekoniecznie dla nich przeznaczonych. Przeprowadzony w niewielkim zakresie monitoring przejść nie projektowanych dla dzikich zwierząt dowodzi, że mogą one również stanowić połączenia istotne dla lokalnych zwierząt.^{1060, 781, 791, 167, 846} Małe przejścia często stosuje się w połączeniu z ogrodzeniami uniemożliwiającymi zwierzętom wkroczenie na jezdnię oraz naprowadzającymi je do wejść do tuneli. *Ogrodzenie naprowadzające* (bariera ukierunkowująca poruszanie się zwierząt), nasypy ziemne lub roślinność są skutecznymi metodami naprowadzania zwierząt do wejścia do tunelu.^{522, 63, 432}

W badaniach przeprowadzonych w Hiszpanii małe ssaki, króliki i małe zwierzęta drapieżne preferowały krótkie przepusty (poniżej 15 m lub 49 stóp) niż długie tunele.^{1060, 792} Odpowiednia roślinność, zapewniająca schronienie w pobliżu wejść do przejść dolnych była ważna dla małych ssaków, w tym drapieżników. Małe ssaki korzystały z przepustów o małej średnicy (poniżej 1 m lub 3 stóp) chętniej niż z tuneli o dużej średnicy.^{433, 781, 167} Gady przechodziły częściej przez konstrukcje o przekroju okrągłym niż prostokątnym, podczas gdy płazy, króliki i zwierzęta domowe wolały konstrukcje o przekroju prostokątnym. Natomiast wśród małych ssaków i drapieżników nie odnotowano preferencji w tym zakresie.⁷⁹¹

Duże przejścia

Duże przejścia (powyżej 1,5 m lub 5 stóp średnicy lub wysokości) obejmują przejścia górne oraz dolne i są projektowane głównie z myślą o dużych ssakach, lub o szerokim wachlarzu gatunków zwierząt.^{318, 310, 63, 446} Duże przejścia są wciąż jeszcze dość rzadko spotykane w Północnej Ameryce i Europie, ale są regularnie budowane w wielu rejonach Europy i na Florydzie, a także planowane do budowy w wielu innych regionach.

Dolne przejścia dla zwierząt, w tym również wąskie tunele, obejmują szeroki zestaw konstrukcji budowanych pod drogami, od metalowych lub betonowych przepustów o średnicy od 2 m (6,5 stóp), aż po rozległe przejścia pod mostami i wiaduktami o szerokości ponad 100 m (328 stóp).^{324, 168} Wysokość większości przejść dolnych wynosi ok. 2 m i może sięgać do 4-5 m (13-16 stóp). Istnieje wiele rodzajów konstrukcji przejść dolnych, ale w Ameryce Północnej większość obecnie budowanych dolnych przejść dla zwierząt należy do jednej z trzech wymienionych niżej kategorii: (1) przepust z blachy falistej (o przekroju okrągłym lub eliptycznym), (2) prefabrykowane przejście betonowe o przekroju prostokątnym, (3) przejście pod estakadą lub mostem (ryc. 3.2). Najlepsze przejścia dolne tworzą wiadukty zaprojektowane z myślą o minimalizacji hałasu.

Górne przejścia dla zwierząt lub inaczej mosty ekologiczne są również projektowane dla dużych ssaków. Większość ma szerokość od 30 do 50 m (98 do 164 stopy) (mierzone z perspektywy zwierzęcia przekraczającego drogę szybkiego ruchu), ale ich szerokość może sięgać 200 m (656 stóp) lub więcej (ryc. 3.3 e). Na szerszych przejściach mogą być lokalizowane drogi gruntowe, choć pierwszorzędą funkcją konstrukcji jest zapewnienie przejścia dla zwierząt. Na świecie istnieje ok. 50 górnych przejść, z tego jedynie 6 w Ameryce Północnej. Dwa z nich, szerokości ok. 30 m (100 stóp) znajdują się w New Jersey, jedno w Utah o szerokości 8 m (26 stóp), jedno w British Columbia o szerokości 5 m (16,4 stopy) oraz dwa w Albercie o szerokości 52 m (171 stóp). Z uwagi na budowę coraz szerszych autostrad oraz rosnące natężenie ruchu, zainteresowanie górnymi przejściami dla zwierząt jako połączeniami siedliskowymi nad korytarzami transportowymi łączącymi obszary siedliskowe stale rośnie.

Określenie *zielony most* jest czasami stosowane w odniesieniu do przejścia górnego dla zwierząt o stosunkowo szerokim pasie naturalnej roślinności (w tym drzewiastej).^{63, 475} Konstrukcje te projektowane są z reguły dla ułatwienia przechodzenia przez duże zwierzęta, ale wiele z nich dodatkowo ułatwia



Ryc. 3.4. Dwa zielone mosty lub przejścia górne o charakterze łączników krajobrazowych na obrzeżach dużego miasta. Te przejścia, porośnięte bujną roślinnością, z mało uczęszczaną nieutwardzoną drogą, zapewniają łączność dla okolicznych mieszkańców, jak również dla zwierząt i roślin. W promieniu 50 km (30 mil) od miasta istnieje pięć innych zielonych mostów nad dwujezdniowymi autostradami. Carretera de los Tuneles, Barcelona, Hiszpania. Zdjęcie R.T.T. Forman.

pokonanie drogi okolicznym mieszkańcom oraz turystom (ryc. 3.4). Przejścia dolne oraz zielone mosty są wyposażone w ogrodzenia uniemożliwiające wejście na drogę i nakierowujące zwierzęta do przejścia. Krajobraz w otoczeniu przejścia i w jego obrębie jest ukształtowany w sposób atrakcyjny i stwarzający wrażenie bezpieczeństwa dla zbliżających się zwierząt (J. Weader, informacja ustna).

Określenie łącznik krajobrazowy jest czasami traktowane jako synonim zielonego mostu. Ten termin bywa stosowany dla szczególnie szerokiego przejścia górnego, skutecznie utrzymującego spójność wielu horyzontalnych ciągów ekologicznych w krajobrazie, w tym przemieszczeń zwierząt.³²⁰ Szczególnie skutecznym przejściem górnym, funkcjonującym jako łącznik krajobrazowy, jest miejsce, w którym autostrada biegnie w dość długim tunelu, porośniętym na górze roślinnością, jak na przykład w Niemczech lub w północnej Minnesocie.

Przejścia pierwotnie zaprojektowane dla innych celów

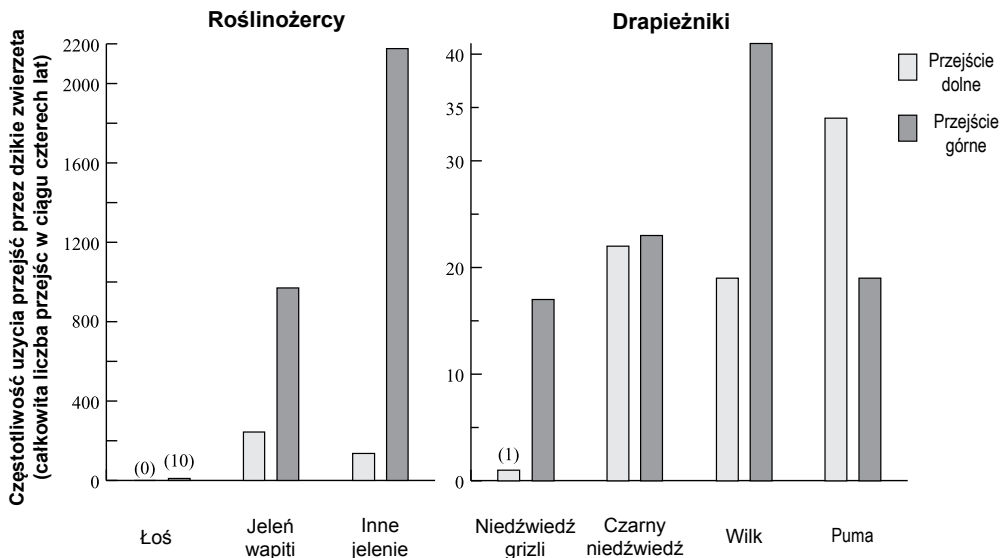
Opisane wyżej małe i duże przejścia zostały zaprojektowane specjalnie pod kątem dzikich zwierząt. Istnieją jednak dosłownie miliony przejść pod drogami, które zostały zaprojektowane jako odprowadzenia spływów powierzchniowych, przejścia do przepędzania bydła, przepusty cieków wodnych oraz przejścia dla ludzi (rozdział 6). Najprawdopodobniej są one wykorzystywane także przez dzikie zwierzęta, przynajmniej w pewnym zakresie (patrz ryc. 6.8 w rozdziale 6). Nieliczne badania polegające na monitoringu przejść zaprojektowanych do innych celów lub przejść wielofunkcyjnych pokazały, że konstrukcje te mogą stanowić ważne połączenia dla dzikich zwierząt.^{135, 167, 846, 792, 169}

Wiele z niezliczonych przejść pod drogami mogłoby być bardziej efektywnie wykorzystywanych przez dziko żyjące zwierzęta. Rozpoznanie potrzeb siedliskowych i szlaków przemieszczeń zwierząt żyjących w pobliżu tych konstrukcji mogłoby pomóc w złagodzeniu skutków oddziaływania dróg na lokalne populacje zwierząt. Zarówno instytucje odpowiedzialne za transport jak i agendy zajmujące się ochroną zasobów naturalnych zbyt często zapominają o istniejących przejściach wraz z ich potencjałem lepszego wykorzystania, choć można tu sporo osiągnąć przy niewielkich nakładach. W ramach projektu planowania ekologicznego, Departament Transportu na Florydzie wskazał „regionalne strefy ekologiczne” (zwane też „wąskimi gardłami”) w stanowym systemie drogowym.⁸⁵¹ Obszary te zostały ocenione według ich znaczenia ekologicznego (na przykład strefy nadbrzeżne i / lub wymagające ochrony). Następnie, z wykorzystaniem modeli systemu informacji przestrzennej (GIS) zidentyfikowane zostały korytarze ekologiczne i miejsca przekraczania dróg przez zwierzęta. Wskazano istniejące już w wielu projektach drogowych dogodne przejścia, a dla przejść zidentyfikowanych jako niedogodne sporządzono zalecenia w zakresie konstrukcji i planowania przestrzennego, by dostosować je do przemieszczeń dzikich zwierząt. Podobnie, następujące co jakiś czas przebudowy autostradowych mostów nad ciekami wodnymi stwarzają spore możliwości poprawy warunków przemieszczania zwierząt wzdłuż linii brzegu poprzez poszerzenie światła pomiędzy przyczółkami mostu, a tym samym poprawę warunków siedliskowych.

Czynniki wpływające na użytkowanie przejść przez zwierzęta

Wiedza na temat skuteczności poszczególnych rodzajów przejść, szczególnie w kontekście kosztów i zysków, ma oczywistą wartość. Bezpośrednie porównania są jednak trudne z uwagi na spore zróżnicowanie w typie siedlisk w otoczeniu przejść, występujących lokalnie populacjach zwierząt i rozmiarach konstrukcji. Ustawienie różnych konstrukcji obok siebie pomogłoby zminimalizować wpływ czynników zakłócających, ale taka sytuacja zdarza się rzadko i z reguły jej utrzymywanie nie jest opłacalne.

Jednakże, zbliżony do opisanego wyżej układ blisko usytuowanych przejść znajduje się w Parku Narodowym Banff w Albercie. W dwóch przypadkach przejście dolne znajduje się tam w promieniu 200 m (656 stóp) od przejścia górnego. Czteroletnie badania pozwoliły wykryć tu interesujące, specyficzne gatunkowo wzorce zachowań. Niedźwiedzie grizli, wilki i wszystkie kopytne (wapiti, inne



Ryc. 3.5. Porównanie częstotliwości wykorzystania przejść dolnych i górnych na wielopasmowej autostradzie przez dzikie zwierzęta. Próby pochodzą z dwóch przejść górnych o szerokości 52 m (171 stóp) i najbliższego im przejścia dolnego (odległość poniżej 200 m (656 stóp) o szerokości 3 i 7 m) badanych przez okres czterech lat (1997 – 2001). Autostrada transkanadyjska, Park Narodowy Banff, Alberta. W oparciu o dane Clevelera (2001).

gatunki jeleni, owce gruborogie) preferowały przejścia górne (ryc. 3.5), podczas gdy pумы wołały przejścia dolne. Czarne niedźwiedzie nie wykazywały preferencji (ryc. 3.5). Późniejsze analizy danych z pojedynczych przejść w tym rejonie potwierdziły ten obraz³⁵⁹ (A.P. Clevenger and N. Waltho, niepublikowane dane).

Niektóre zalecenia w zakresie konstrukcji przejść dolnych oparte są na obserwacjach częstotliwości wykorzystywania danej konstrukcji przez zwierzęta. Na przykład, jelenie i inne kopytne zdają się preferować przejścia dolne o szerokości co najmniej 7 m (23 stopy) i wysokości 2,4 m (8 stóp), z roślinnością zapewniającą ukrycie w pobliżu.^{758, 145, 63, 324, 611} Chociaż trudno byłoby wskazać optymalny typ przejścia, to możemy poznać czynniki ułatwiające przejście dzikim zwierzętom.^{1060, 781, 168} Jest to kluczowy krok w zdobywaniu informacji na temat konstrukcji przejść, pozwalający na dokonywanie dalszych udoskonaleń.

W tym celu zaproponowano wykorzystanie prostego wskaźnika, uwzględniającego szerokość, wysokość i długość konstrukcji, charakteryzującego ilość światła docierającego w głąb przejścia dolnego lub jego "otwartość" (szerokość x wysokość/długość).^{756, 792} Autorzy tego indeksu stwierdzili, że przejścia dolne o wskaźniku poniżej pewnej wartości nie były używane przez kopytne. W konsekwencji użyli tę wartość jako zalecane minimum w celu poprawy częstotliwości wykorzystania przejść dolnych przez zwierzęta. Nieliczne dostępne testy podanego wskaźnika dostarczają mieszanych wyników. Na przykład wartość wskaźnika nie odgrywała istotnej roli w badaniach 11 starych przejść dolnych w Albercie, ale wskaźnik był jednym z kilku istotnych czynników korelujących z przekraczaniem w badaniach nowych przejść dolnych w tym samym krajobrazie¹⁶⁸ (A.P. Clevenger and N. Waltho, dane niepublikowane).

Wymagania w zakresie projektowania przejść dla gatunków ofiar, takich jak jeleni wapiti i inne gatunki zwierzyny płowej, nie będą identyczne z wymaganiami dla dużych drapieżników. Pумы z Florydy (*Puma concolor coryi*) używały przejść dolnych o wysokości 2,1 m (7 stóp). Jednak, znaczącym czynnikiem konsekwentnie wpływającym na wykorzystywanie 11 przejść dolnych w Parku Narodowym Banff przez drapieżniki i kopytne było nasilenie i bliskość aktywności ludzi.¹⁶⁸ Wymiary przejść dolnych mogły mieć niewielki wpływ na wykorzystanie przejść przez zwierzęta, ponieważ mogły one przystosować swoje zachowania do istniejących od 12 lat przejść. Zwierzęta wymagają czasu, aby nauczyć się dopasowywać własne zachowania do istnienia przejść drogowych.^{758, 1005, 125, 696} Kiedy takie dostosowanie już się rozwinię, zmienność aktywności ludzi i cechy wpływające na różnorodność krajobrazu mogą stać się czynnikami ważniejszymi niż same wymiary w określaniu

Rodzaj przejścia	Drapieżniki					Roślinożercy			Ogółem	Użytkowanie przez człowieka	
	Niedźwiedź grizi	Niedźwiedź czarny	Wilk	Kojot	Puma	Jeleń wapiti	Mniejsze jelenie	Łoś			Owca gruboroga
a) Stare konstrukcje (zbudowane w latach 1986 - 88)											
Most z półka	2	37	131	50	73	425	158	0	0	876	83
Przejście dolne z szerokim prześwitem	*13	*148	*285	57	*272	1804	915	0	9	3503	26
Przejście dolne z szerokim prześwitem	*5	89	*823	*81	167	2185	578	0	0	3928	54
Przejście dolne z szerokim prześwitem	2	17	118	*79	116	1504	*1229	0	*175	3240	*2368
Przejście dolne z szerokim prześwitem	2	6	185	64	*219	*3236	448	0	*727	*4887	554
Przejście dolne z szerokim prześwitem	0	1	237	13	197	*3989	215	0	0	*4652	*1553
Przejście dolne z szerokim prześwitem	0	31	140	69	159	1425	*1937	0	1	3762	19
Przejście dolne z szerokim prześwitem	2	33	252	41	86	1713	553	0	2	2682	933
Przepust okrągły o średnicy 4 m	0	*99	146	61	68	490	949	0	0	1813	42
Ogółem	26	461	2317	515	1357	16 771	6982	0	914	29 343	5632
b) Nowe konstrukcje (zbudowane w 1997)											
Przejście górne szer. 52 m	*15	14	*29	18	57	206	*1025	*6	0	*1370	23
Przejście dolne z szerokim prześwitem	2	9	*19	1	73	*795	*1327	*8	0	*2234	18
Most z półka	2	4	14	17	50	139	177	0	0	403	*152
Most z półka	1	4	7	*29	95	218	41	0	0	395	18
Przepust eliptyczny 7x4 m	2	*19	17	0	51	*942	281	0	0	1312	*115
Przepust eliptyczny 7x4 m	0	5	9	17	*113	234	236	1	0	390	5
Przepust eliptyczny 7x4 m	1	8	1	7	73	232	201	0	0	523	9
Przepust eliptyczny 7x4 m	0	6	7	*22	36	135	111	0	0	317	13
Przepust prostokątny 3x2,5 m	1	18	13	14	88	142	36	0	0	312	29
Przepust prostokątny 3x2,5 m	1	*22	3	8	62	107	41	0	0	244	19
Przepust prostokątny 3x2,5 m	0	17	10	17	*176	27	18	0	0	265	7
Przepust prostokątny 3x2,5 m	0	2	3	2	38	83	27	0	0	155	23
Przepust okrągły 1,8 m średnicy	0	14	0	18	73	8	3	0	0	116	5
Ogółem	25	142	132	170	985	3268	3524	15	0	8036	436
Suma ogólna	51	603	2449	685	2342	20 039	10 506	15	914	37 379	6068

*=Jedno z dwóch przejść najczęściej używanych przez dany gatunek w każdej grupie

optymalnego wykorzystania przejścia. Uzyskane wyniki pokazują, że nawet najlepiej zaprojektowane i najlepiej zlokalizowane w krajobrazie przejścia dolne mogą być nieskuteczne, jeżeli aktywność ludzka w pobliżu pozostaje poza kontrolą.

Najnowsze badania w Banff, będące kontynuacją prac wykonanych wcześniej, przeprowadzono w oparciu o zupełnie nowy zestaw przejść dolnych i górnych, do których zwierzęta nie miały czasu się przystosować (A.P. Clevenger i N. Waltho, dane niepublikowane). W odróżnieniu od poprzednio uzyskanych wniosków, wymiary przejść miały największy wpływ na częstotliwość użytkowania przejść zarówno przez drapieżniki, jak i ich ofiary (ryc. 3.6), podczas gdy cechy krajobrazu i aktywność ludzka nie miały większego znaczenia. Niedźwiedzie grizli, wilki, jelenie wapiti oraz inne gatunki jeleni preferowały szerokie, otwarte przejścia, podczas gdy czarne niedźwiedzie i pумы wołały używać małych, ciasniejszych przejść. Te schematy użytkowania przejść pasują do ewolucyjnie wykształconych zachowań i cech historii życiowych gatunków - niektóre gatunki preferują tereny otwarte, a inne potrzebują schronienia. Nowe wyniki badań podkreślają, że zwierzęta potrzebują czasu żeby dostosować swe zachowania oraz, że różne gatunki wybierają różne rodzaje przejść w zależności od cech behawioralnych i wymogów historii życiowych.

Przy stosunkowo niewielkiej liczbie istniejących przejść górnych, dane ich dotyczące pozostają ograniczone, przy czym większość z nich pochodzi z Europy. W jednym z badań porównano różne rodzaje przejść istniejących w Europie.⁷²² W przypadku dużych ssaków, usytuowanie i szerokość przejścia miały większe znaczenie niż typ podłoża lub typ porastającej roślinności. Przejścia węższe niż 20 m (66 stóp) używane były przez dzikie zwierzęta zdecydowanie rzadziej niż przejścia szerokie. Monitoring prowadzony przy pomocy kamery działającej na podczerwień dowiódł, że zwierzęta były spokojniejsze na przejściach szerokich niż na wąskich. Kluczowym wnioskiem jest stwierdzenie, że skuteczne przejścia

Ryc. 3.6. (*poprzednia strona*) Częstotliwość użycia różnych rodzajów przejść dla zwierząt przez duże drapieżniki i roślinożerców na autostradzie w Parku Narodowym Banff w Albercie. Stare konstrukcje monitorowano przez pięć lat i trzy miesiące, począwszy od listopada 1996. Nowe konstrukcje monitorowano przez cztery lata i trzy miesiące, począwszy od listopada 1997. Ryc. 3.2 pokazuje pierwsze na liście przejście dolne o dużym prześwicie. Most z półką oznacza most o szerokości 11-25 m (36-49 stóp) nad rzeczką, z półką wzdłuż jednego boku. W oparciu o Clevenger i Waltho (2000) oraz Clevenger (2001).

zapewniały ciągłość krajobrazu nie tylko w skali sąsiadujących płatów siedlisk, ale również na dużo większą, krajobrazową skalę. Autorzy konkludują, że standardowa szerokość przejścia górnego zależy od celu konstrukcji i wymagań gatunku docelowego. Niemniej jednak, w omawianych badaniach, przejścia o szerokości od 50 do 60 m (164 do 197 stóp) zdawały się spełniać wymagania wszystkich lokalnie występujących gatunków zwierząt.

W Europie budowano niekiedy przejścia górne w kształcie klepsydry (lub paraboli)^{63,792} (ryc. 3.3). We Francji stwierdzono, że nie są one skuteczne w przypadku jeleni szlachetnych (*Cervus elaphus*), bliskich krewnych amerykańskiego wapiti.^{964,965} Jednak dziki (*Sus scrofa*) używały ich regularnie. Pierwsze przejście górne zbudowane w Holandii miało kształt klepsydry, 15 m (49 stóp) szerokości w części środkowej i 30 m (98 stóp) na brzegach. Gatunki docelowe używały go w niewielkim stopniu, a wiele z nich płożyło się zbliżając do części środkowej. Najnowsze przejście górne o szerokości 30 m (98 stóp) w części środkowej i 80 m



Ryc. 3.7. Przejście dolne o przekroju prostokątnym, używane przez pumy florydzkie (*Puma concolor coryi*), czarne niedźwiedzie (*Ursus americanus*) i wiele innych zwierząt. Prefabrykowana konstrukcja z otworem o wymiarach 8x25 stóp (2,4x8 m) została wstawiona w dwujezdniową autostradę i wyposażona w ogrodzenia naprowadzające. Podczas robienia fotografii, w przejściu znajdowały się ślady pumy i aparat fotograficzny wyzwalany przez czujnik podczerwieni. Droga nr 29, Południowa Floryda. Fotografia: R.T.T. Forman.

(262 stopy) na brzegach uważane jest przez holenderskie Ministerstwo Transportu za optymalną konstrukcję dla dużych ssaków i innych występujących tam gatunków.

Zgromadzone jak dotąd dane sugerują, że lokalizacja jest krytycznym czynnikiem determinującym funkcjonowanie przejść.^{62, 324, 722} Dla drapieźników szczególnie istotny jest otwarty widok na siedliska po przeciwnej stronie przejścia (ryc. 3.2 i 3.7). W badaniach prowadzonych na Florydzie stwierdzono, że otwarty widok jest dla zwierząt zbliżających się do przejścia czynnikiem równie ważnym jak szerokość czy wysokość przejścia.³²⁴

Z uwagi na fakt, że różne gatunki reagują w odmienny sposób na zróżnicowane typy przejść i otaczający krajobraz, w przypadku wielogatunkowych ekosystemów projektowanie konstrukcji łagodzących efekty drogi nie jest proste. Ponadto, skuteczność konstrukcji jest uwarunkowana skutecznym zarządzaniem gruntami i zasobami przyrodniczymi w ich otoczeniu. Aby przejścia pełniły swoje funkcje, strategie łagodzenia skutków istnienia drogi muszą być rozpatrywane na dwóch poziomach. *Lokalne oddziaływania* związane z zabudową terenu i aktywnością ludzi w pobliżu przejścia dla zwierząt będą obniżać jakość siedlisk i zakłócać przemieszczenia zwierząt, w szczególności dużych drapieźników.^{851, 168} Podobnie, *oddziaływania w szerszej skali* lub zakłócenia w siedliskach mogą utrudnić lub uniemożliwić przemieszczenia zwierząt w kierunku przejść, tym samym wpływając negatywnie na ich skuteczność. Łagodzenie skutków oddziaływania sieci autostrad na dzikie zwierzęta jest procesem długofalowym, trwającym przez dziesięciolecia i dotyczącym zarówno osobników jak i całych populacji.⁶⁹⁶ Stąd też strategie łagodzenia oddziaływania autostrad, będące częścią planowania przestrzennego, nie kończą się wraz z końcem budowy, lecz są procesem proaktywnym w obu skalach przestrzennych, tak by zapewnić utrzymanie skuteczności przejść wraz z upływem czasu.

Przy planowaniu i realizacji przejść łagodzących skutki oddziaływania dróg, należy pamiętać, że każdy schemat łagodzenia ma swoje indywidualne właściwości. To, co działa na Florydzie, niekoniecznie będzie dawać dobre efekty w Quebecu i vice versa. Każdy schemat łagodzenia ma swój skład fauny, odmienne problemy w zakresie utrzymania ciągłości krajobrazu oraz odmienne priorytety odnośnie zarządzania gruntami. Niemniej jednak, istniejące przejścia i badania pozwalają formułować podstawowe zasady i wskazówki, które tworzą coraz lepsze podstawy dla planowania działań łagodzących w przyszłości.

Przejścia dla zwierząt: Podsumowanie i skuteczność

Podsumujemy tu obecny stan wiedzy oraz przeanalizujemy kryteria identyfikacji oraz projektowania skutecznych przejść dla zwierząt.

Stan wiedzy

Mając na celu ocenę obecnego stanu wiedzy i identyfikację braków w tej wiedzy, w tabeli 6.2 podsumowano 17 opublikowanych wyników badań oceniających przejścia dla zwierząt. Lista publikacji nie jest kompletna, ale zawiera większość artykułów dostępnych w międzynarodowych czasopismach i materiałach konferencyjnych. W zestawieniu podano sposób zaprojektowania badań, sposób pozyskania danych oraz rodzaj zebranych danych, jak również sposób analizy tych danych. Badania przeprowadzono na trzech kontynentach: w Europie, w Australii i Północnej Ameryce. Z 17 badań, 15 miało zadeklarowane cele, a 3 - hipotezy do przetestowania. Przejścia były oceniane średnio przez 15 miesięcy (zakres 1-56), z wykorzystaniem transektów pokrytych piaskiem (n=12), 35 mm aparatów fotograficznych wyzwalanych przez czujniki podczerwieni (n=4) oraz bezpośrednich obserwacji (n=1), w celu rejestracji przejść zwierząt. We wszystkich badaniach, oprócz trzech, oceniono udział poszczególnych gatunków, w czterech badaniach przyjrano się grupom gatunków (np. małe ssaki, płazy) a w jednym oceniono zachowania na poziomie zgrupowania (duże ssaki). Wśród badań poświęconych poszczególnym gatunkom, 75% badań zanalizowało zachowania jednego lub dwóch gatunków.

We wszystkich badaniach, wyjąwszy jedno, analizowano przede wszystkim wykorzystanie przejść przez ssaki, w sześciu - przechodzenie gadów, w dwóch - ptaków i w jednym - płazów (tabela 6.2). Z badań poświęconych ssakom, jedenaście dostarczyło informacji na temat małych i średnich ssaków oraz kopytnych, podczas gdy pięć oceniło przydatność przejść dla drapieżników. Tylko w trzech badaniach z góry ustalono kryteria oceny skuteczności przejść. We wszystkich badaniach, oprócz jednego, oceniono skuteczność na podstawie częstotliwości użycia przejść przez zwierzęta. Niestety, nie brano pod uwagę, jaka może być oczekiwana częstotliwość użycia ustalona w oparciu o liczebność populacji i liczbę osobników pojawiających się w pobliżu przejść (patrz niżej). Z siedemnastu badań, tylko cztery oceniały jak aktywność ludzi może wpływać na wykorzystanie przejść przez zwierzęta.

Stan wiedzy, jak i brakujące informacje można podsumować w dziewięciu punktach:

1. Dostępne wyniki badań potwierdzają przekonanie, że do tej pory przeprowadzono niewiele dogłębnych analiz.⁷⁸⁵ Testowanie sformułowanych z góry hipotez nie było celem większości badań. Równie rzadko naukowcy z góry ustalali kryteria oceny skuteczności przejścia. Poprawna analiza skuteczności przejścia wymaga wcześniejszego ustalenia kryteriów, niezależnie od skali badania, w celu oceny, w jakim stopniu dane przejście spełnia postawione kryteria. Tak uzyskane wyniki mogą zostać później wykorzystane przy projektowaniu następnych przejść.
2. Wiele badań zawęziło swoje analizy do jednego gatunku, podczas gdy nieliczne przyjęły szersze podejście wielogatunkowe. Gatunki nie funkcjonują w izolacji, lecz są w różnym stopniu ze sobą związane w wymiarze przestrzennym i czasowym.^{690, 286} Koncentrowanie się wyłącznie na jednym gatunku nie daje możliwości uwzględnienia wymagań innych gatunków czy procesów ekologicznych.
3. Istnieje rozległa luka w ocenie czynników wpływających na wykorzystanie przejść przez duże drapieżniki (ryc. 6.2, 6.3, 6.7). Podobne braki wiedzy istnieją w zakresie wykorzystania przejść przez gady i płazy. Główne korytarze transportowe przecinają oraz powodują potencjalną fragmentację większości głównych ekosystemów, podtrzymujących duże drapieżniki o dużych wymaganiach przestrzennych.^{803, 152} Kompetentne organy administracji odpowiedzialne za kwestie transportu i ochrony zasobów naturalnych wykazują rosnące zainteresowanie planowaniem struktur łagodzących skutki oddziaływania dróg na duże drapieżniki, podkreślając jednocześnie potrzebę uzyskania dodatkowych informacji i przeprowadzenia badań w tym zakresie.
4. Zdziwiająco mało badań poświęcono ocenie oddziaływania aktywności ludzi na wykorzystywanie przejść przez zwierzęta. Ludzie są integralną częścią większości krajobrazów i ekosystemów, więc zarządzanie aktywnością ludzi w sąsiedztwie ważnych przejść dla zwierząt może zwiększyć przepuszczalność dróg dla dzikiej fauny.
5. W większości ocen, jako miarę skuteczności wykorzystano obserwowaną częstotliwość przekroczeń. Mierzenie skuteczności nie może jednak opierać się jedynie na sumarycznych liczebnościach zwierząt korzystających z przejścia, lecz musi być rozpatrywane również

w kontekście liczebności lokalnej populacji oraz jej rozmieszczenia w sąsiedztwie przejścia. Na przykład, 300 przekroczeń jednego przejścia przez jelenie wobec tylko 10 przekroczeń na innym przejściu może po prostu odzwierciedlać rzadkość jeleni w okolicy drugiego przejścia. Również trzystukrotne wykorzystanie przejścia przez jelenie nie może być bezpośrednio porównane do dwukrotnego przekroczenia przez niedźwiedzie grizli. Oczekiwana częstotliwość wykorzystania przejścia oparta na miarach prawdopodobieństwa występowania w rejonie danego przejścia jest bardziej miarodajna i odzwierciedla rzeczywisty potencjał wykorzystania przejścia oraz preferencje w zakresie konstrukcji. Prawdopodobieństwo przekroczenia drogi można szacować w oparciu o dane o relatywnej liczebności zwierząt, pochodzące z bezpośrednich obserwacji terenowych, badań telemetrycznych oraz map rozmieszczenia dogodnego siedliska.⁹⁴⁸ Jednocześnie, zmiany zachodzące w areałach osobniczych oraz we wzorach przemieszczeń zwierząt¹² mogą też być użytecznymi miarami skuteczności dla struktur łagodzących skutki oddziaływania dróg. Rola przejść w obniżaniu śmiertelności zwierząt może być tym samym ukazana w szerszym kontekście.

6. Badania zgodnie stwierdzały, że struktury łagodzące skutki oddziaływania drogi są funkcjonalne i skuteczne, jeżeli „zwierzęta wykorzystują je do przekraczania drogi”. Jednak bardziej istotna jest tu częstotliwość ich wykorzystywania. Czy wykorzystanie raz dziennie, raz na miesiąc, raz na rok czy raz w życiu zwierzęcia jest świadectwem skuteczności? Ta ostatnia częstotliwość może wystarczyć do zachowania zmienności genetycznej w populacji, ale większa częstotliwość jest bardziej wskazana w celu utrzymania liczebności populacji i minimalizacji ryzyka lokalnego wymarcia.
7. Dowody na to, że drapieżniki oczekują przy przejściach na swoje roślinożerne ofiary są słabe, mają raczej charakter jednostkowy i są bardziej dowodami na rzadkie przypadki oportunistów niż tworzą wzorzec przewidywalnej strategii żerowania.⁵⁵⁷ Większość badań nie dostarcza dowodów takiego drapieżnictwa. Siedliska blisko ruchliwych dróg mogą być po prostu mało atrakcyjne. Ponadto, drapieżniki wolą używać innych rodzajów przejść niż ich ofiary.^{222, 169}
8. W literaturze dotkliwie brakuje porównawczych badań skuteczności różnych rodzajów przejść, w szczególności porównań przejść dolnych

Tabela 3.2 Badania oceniające skuteczność przejść łączących skutki oddziaływania dróg na dziką faunę.

ZAŁOŻENIA				ZBIERANIE DANYCH				ANALIZA		
<i>Źródło i lokalizacja</i>	<i>Postawiona hipoteza?</i>	<i>Postawione cele?</i>	<i>Liczba przejść a)</i>	<i>Metoda b)</i>	<i>Czas trwania (miesiące)</i>	<i>Częstotliwość kontroli b)</i>	<i>Poziom Gatunek c)</i>	<i>Kryteria skuteczności</i>	<i>Obserwowane/oczekiwane</i>	
Reed et al., 1975, Wyoming, USA	Nie	Tak. Czy jelenie wykorzystują przejście i jaki jest stopień behawioralnej niechęci?	1	Liczniki Transekty	48	Tygodniowa	S (S)	Ssaki (k)	Nie	Obs. s
Ballon 1985, Górnym Ren, Francja	Nie	Nie	4	Transekty	9	Tygodniowa	S (M)	Ssaki (u)	Nie	Obs.
Hunt et al. 1987, NSW, Australia	Nie	Tak. Czy tunele ułatwiają prze-mieszczanie?	5	Pułapki Transekty	2	1 na 8 dni	S (M)	Ssaki (s, m)	Nie	Obs.
Jackson i Tynning, 1989, Massachusetts, USA	Nie	Tak. Czy tunele są skuteczne?	2	Obserw.	<1	Codziennie	S (S)	Plazy	Tak	ZObs.
Woods, 1990, Alberta, Kanada	Nie	Tak. Czy używane są przejścia dolne i czy umożliwiają dostęp do sezonowo wykorzystywanych części arealów?	8	Transekty telemetry	36	1 raz na 3 dni	S (M)	Ssaki (k)	Tak	Obs.
Foster i Humphrey, 1995, Floryda, USA	Nie	Tak. Czy przejścia dolne pozwalają pumom przekraczać autostrady?	4	35mm aparat foto	2-16	Ciągła	S (M)	Ssaki (m, dd, k) praki, gady, ludzie	Nie	Obs
Yanes et al., 1995, Centralna Hiszpania	Nie	Tak. Czy przejścia są wykorzystywane i jakie czynniki na to wpływają?	17	Transekty	12	16 dni w roku	G (M)	Ssaki (s, m) gady	Nie	Obs.
Land i Lotz, 1996, Floryda, USA	Nie	Tak. Czy przejścia dolne są skuteczne?	4	35mm aparat foto Transekty	24	Nie podano	S (M)	Ssaki (m, dd, k) gady	Nie	Obs.

ZBIERANIE DANYCH				ANALIZA						
Źródło i lokalizacja	Postawiona hipoteza?	Postawione cele?	Liczba przejść	Metoda a)	Czas trwania (miesiące)	Częstotliwość kontroli b)	Poziom c)	Gatunek	Kryteria skuteczności	Obserwowane/oczekiwane
Rodríguez et al., 1996, Poł-centr. Hiszpania	Tak	Tak. Jakże gatunki wykorzystują przejścia dolne, jak często, jakie czynniki wpływają na użytkowanie przejścia?	17	Transekty	11	1 raz na 3 dni	G (M)	Ssaki (s, m, k), gady, płazy, ludzie	Nic	Obs.
Roof i Wooding, 1996, Floryda, USA	Nie	Nie	1	Transekty, 35mm aparat foto, telemetria	12	1 raz na 3 dni	S (M)	Ssaki (s, m, dd)	Nie	Obs.
AMBS Consulting, 1997, Nowa Południowa Walia, Australia	Nie	Tak. Inwentaryzacja gatunków w rejonie opracowania. Oszacowanie intensywności wykorzystania przejścia dolnego.	3	35mm aparat foto	9	ciągła	S (M)	Ssaki (s, m)	Nie	Obs.
Pfister et al., 1997, Szwajcaria, Niemcy, Francja, Holandia	Nie	Tak. Jakże gatunki wykorzystują przejścia górne? Jak często? Czy przejścia są skuteczne?	16	Kamera video	24	Nie podano	S (M)	Ssaki (s, m, k), ptaki, gady, płazy, bezkręgowce	Tak	Obs.
Rodríguez et al., 1997, Poł-centr. Hiszpania	Tak	Tak. Jakże gatunki wykorzystują przejścia dolne, jak często, jakie czynniki wpływają na skuteczne wykorzystywanie przejścia?	17	Transekty	10	1 raz na 3 dni	S (M)	Ssaki (m), ludzie	Nie	Obs.
Rosell et al., 1997, Katalonia, Hiszpania	Nie	Tak. Identyfikacja czynników, które objaśniają wykorzystanie przejścia dolnego.	56	Transekty	11	16 dni w roku	G (M)	Ssaki (s, m, k), gady, płazy	Nie	Obs.

Clevenger, 1998, Alberta, Kanada	Nie	Tak. Określenie relatywnego znaczenia poszczególnych czynników.	11	Transekty	12	1 raz na 3 dni	S (M)	Ssaki (dd, k) ludzie	Nie	Obs.
Veenbaas i Brandjes, 1999, Holandia	Nie	Tak. Czy przejścia dolne są używane? Jakte czynniki mają na to wpływ?	31	Transekty	5	Nie podano	S (M)	Ssaki (s, m, k)	Nie	Obs.
Clevenger i Waltho, 2000, Alberta, Kanada	Tak	Tak. Czy różne gatunki reagują podobnie na czynniki wybrane charakterystyki przejścia? Jakte czynniki ułatwiają wykorzystanie przejścia?	11	Transekty	35	1 raz na 3 dni	S (M), G, C	Ssaki (dd, k), ludzie	Nie	Oczek.

- a. Metody: Transekty = rejestracja śladów na pasach piasku (patrz Bider 1968; Clevenger i Waltho 2000), pułapki = przyżyciowe odłowy osobników, obserwacja= obserwacje bezpośrednie; 35 mm aparat foto = monitoring przy pomocy zdalnie sterowanego aparatu fotograficznego (patrz Kucera i Bar rett 1993); telemetria = radiotelemetria; liczniki = wyzwalane ruchem liczniki do liczenia zwierząt (patrz Kucera i Barrett 1993); kamera video= zdalnie sterowana kamera video do monitoringu.
- b. Poziom = poziom analizy; pojedynczy gatunek (S) [jeden gatunek S(S)]; kilka pojedynczo analizowanych gatunków S (M)]; grupa gatunków (G); zgrupowa nie gatunków (C)
- c. Typy gatunków; s = małe ssaki; m = średnie ssaki, dd = duże drapieżniki; k = kopytne; ludzie = wpływ ludzi na przejście poddany analizie
- d. Obserwowane / Oczekiwane: Obs. = liczenie faktycznej częstotliwości wykorzystania przejścia; Exp. = oczekiwana częstotliwość wykorzystania przejścia oparta na prawdopodobieństwie występowania w pobliżu przejścia.

i górnych. Podstawowym czynnikiem w planowaniu struktur łagodzących skutki oddziaływania dróg jest koszt i wybór najlepszej lokalizacji dla inwestowania przeznaczonych na ten cel funduszy. Czy lepiej jest zbudować kilka drogowych przejść dla zwierząt czy więcej małych i tańszych? Co będzie bardziej skuteczne dla poszczególnych gatunków i lokalizacji?

9. Wiedza na temat kryteriów wyboru lokalizacji przejść oraz odległości pomiędzy nimi jest niewystarczająca. Pewne pojęcie dają dostępne dane w połączeniu z ogólniejszymi zasadami. Tak więc, dla rozproszenia ryzyka, dwa przejścia są lepsze niż jedno, trzy lepsze niż dwa, ale sześć daje niewiele więcej korzyści niż pięć.

Kryteria skuteczności i założenia w projektowaniu przejść dla zwierząt

Jakie są możliwe metody oceny efektywności przejścia dla zwierząt? Istotne jest, aby znać cel budowy przejścia, kluczowy gatunek lub ich grupę oraz wielkość zasobów finansowych przeznaczonych na monitoring i badania porealizacyjne. Nadrzędnym celem budowy przejść dla dzikich zwierząt jest zwiększenie *przepuszczalności korytarzy drogowych*. Sukcesem jest tu obniżenie efektów bariery i zwykle redukcja liczby zwierząt ginących na drodze (ryc. 3.8). Oceniając stopień spełnienia dwóch głównych kryteriów, można zastosować jedno lub więcej podkryteriów. Spełnienie pierwszych trzech kryteriów wymienionych na ryc. 3.8 oznacza, że przejście funkcjonuje. Działania pozwalające na ocenę sukcesu w realizacji podkryteriów wymienionych na ryc. 3.8 są stosunkowo proste. Natomiast ocena trzech pozostałych podkryteriów jasno określa wydajność przejścia oraz jego funkcję. Pomiar stopnia realizacji tych podkryteriów wymagają więcej czasu i większych nakładów finansowych. Wymagany jest długofalowy monitoring wraz z równoległe prowadzonymi badaniami populacji zwierząt w korytarzach transportowych. Inną metodą pomiaru skuteczności przejść może być porównanie obszarów poddanych działaniom łagodzącym skutki oddziaływania dróg (przejścia) z obszarami kontrolnymi (nie poddane działaniom łagodzącym), choć randomizacja i replikacja jednostek eksperymentalnych jest tu często niemożliwa. Istnieje jednak szeroki wachlarz nowych technik modelowania danych i analizy statystycznej, które są szczególnie użyteczne w sytuacjach, kiedy przeprowadzenie w pełni kontrolowanych eksperymentów nie jest możliwe.^{935, 441, 130}

Porównanie wykorzystania przejść przez duże ssaki w Parku Narodowym Banff (ryc. 3.6) pokazuje wyraźnie, że częstotliwość przekraczania danego przejścia jest zdecydowanie odmienna dla różnych gatunków zwierząt, ale także różni się dla danego gatunku na różnych przejściach. Istotnym zagadnieniem jest więc, czy konieczne jest budowanie drogich przejść górnych, czy też wystarczy budować tańsze przejścia dolne (tabela 3.3). Jeżeli tańsze środki są równie skuteczne jak drogie, to częstsze ich używanie pozwoli zwiększyć przepuszczalność dróg.

Wyniki monitoringu prowadzonego w Banff pokazują, że częstotliwość przekroczeń przez duże ssaki była najwyższa na przejściach górnych (średnio 1105 przekroczeń) (ryc. 3.6). Druga w kolejności częstotliwość przekroczeń występowała w metalowych przepustach o szerokości 7m (23 stopy) i wysokości 4m (13 stóp) (średnio 245 przekroczeń), następnie na suchych półkach pod mostami (średnio 183 przekroczenia), a najniższa w przepustach betonowych o wymiarach 2m x 2m (6,5 x 6,5 stóp) (średnio 111 przekroczeń). Częstotliwość przekroczeń dużych drapieźników różniła się od częstotliwości przekroczeń dużych zwierząt roślinożernych, chociaż struktury były odpowiednie dla obu grup. Średnia częstotliwość przekroczeń drapieźników była podobna na wszystkich przejściach górnych, ścieżkach pod mostami oraz przepustach o przekroju prostokątnym (średnie wynosiły odpowiednio: 32, 30 i 30 przekroczeń)(ryc. 3.6). Przekroczenia drapieźników były dużo rzadsze w metalowych przepustach o wymiarach 4m x 7m (13 x 23 stopy) (średnio = 19).

Dane dotyczące cech strukturalnych, które ułatwiają wykorzystanie przejścia przez duże ssaki sugerują, że krytyczne znaczenie dla skuteczności funkcjonowanie przejścia ma jego lokalizacja.^{62,324,167} Tanie struktury postawione w dobrych lokalizacjach (siedliska optymalne dla przejść) będą prawdopodobnie bardziej skuteczne niż drogie struktury, usytuowane w siedliskach suboptymalnych. Badania przedinvestycyjne wykonane na potrzeby projektów transportowych są niezbędne dla dobrego wyboru lokalizacji struktur łagodzących efekty drogi.

Lokalizacja przejść dla zwierząt była często określana w oparciu o przestrzenne rozmieszczenie wypadków śmiertelnych z udziałem zwierząt, szczególnie w rejonach o najwyższej śmiertelności zwierząt.^{758,247} Inne metody wyboru lokalizacji polegają na monitorowaniu telemetrycznym przemieszczeń zwierząt lub rejestracji tropów zwierząt wzdłuż dróg. Dane dotyczące śmiertelności drogowej zwierząt i tropienia są użyteczne, trzeba jednak brać pod uwagę, że zwierzęta uczą się i mogą dostosować trasy przemieszczeń do sytuacji. W rezultacie, przejście usytuowane w miejscu o wysokiej śmiertelności zwierząt może okazać się mniej

skuteczne niż takie, które pozwala pokonać barierę drogową pomiędzy dwoma płatami siedlisk wysokiej jakości, względnie takie, które pozwala odtworzyć ważny szlak przemieszczeń zwierząt. Cyfrowe dane dotyczące jakości siedliska i użytkowania terenu, w powiązaniu z narzędziami i aplikacjami GIS mogą być pomocne w wytyczaniu lokalizacji przejść dla zwierząt.^{928, 172}

W budowie przejść dla dzikich zwierząt istnieje potrzeba wdrożenia innowacyjnych projektów i technologii inżynierskich, w szczególności dla przejść górnych. Jakkolwiek na świecie nie istnieje obecnie wiele przejść górnych, to wciąż powstają nowe, a zainteresowanie tymi strukturami jako łącznikami krajobrazu i łącznikami pomiędzy siedliskami stale rośnie. Jednakże wykorzystuje się tu z reguły kilka starych projektów przejść górnych, co daje małe zróżnicowanie konstrukcyjne pomiędzy przejściami. Co więcej, przeprowadzono niewiele analiz dotyczących nowych modeli przejść górnych i dolnych, które mogłyby wpłynąć na znaczące obniżenie kosztów budowy. Na przykład, zastosowanie lekkiej, przepuszczalnej i piaszczystej gleby pomogłoby zredukować ciężar ziemi i wody spoczywający na konstrukcji, a jednocześnie stanowić dobre podłoże dla wytrzymałych na suszę roślin, które z kolei zapewniają dobre schronienie dla zwierząt. Wzmocnienia wykonane z lin w gliniastej glebie na skarpie mogłyby stworzyć lepsze warunki dla krzewów i drzew. Konstrukcje inżynierskie lub naturalne mogłyby uniemożliwić dostęp pojazdów mechanicznych i ułatwić przekraczanie przejścia przez zwierzęta. Możliwe wydają się też nowe projekty, które umożliwiłyby przekraczanie przejść przez ludzi (a nawet psy) bez wpływu na wykorzystywanie tych przejść przez dzikie zwierzęta czy bez zakłócania ciągłości krajobrazu.

Co więcej, kreatywne i niedroge projekty przejść mogą też przynieść korzyści dla dzikich zwierząt. Proste i tanie kształtowanie krajobrazu może obejmować tworzenie małych zbiorników wodnych i kęp krzaków na przejściu górnym. Rzędy pniaków lub gałęzi mogą być stosowane w przejściach dolnych jako ścianki ułatwiające przemieszczenia i poprawiające spójność siedlisk dla naziemnych owadów, pajaków, małych ssaków i płazów (ryc. 3.3).^{463, 475} W Holandii, rzędy pniaków i gałęzi znacznie zwiększyły przemieszczenia tych zwierząt pod mostami na terenach zalewowych.

Stosowanie środków łagodzących – analiza przypadków

Wiele przypadków zastosowania skutecznych środków łagodzących jest wartych opisanie. Chyba najczęściej cytowanym przykładem jest odbudowa siedliska karłowatego oposa górskiego poprzez kamienne tunele pod drogami.⁵⁹¹ Siedlisko tego rzadkiego australijskiego torbacza uległo fragmentacji na skutek powstania dróg i innej zabudowy, co doprowadziło do zaburzeń w proporcjach płci oraz obniżenia przeżywalności. Budowa tuneli wypełnionych kamieniami, imitujących naturalne siedliska tego maleńkiego zwierzaka zlokalizowane w rumowiskach skalnych, pozwoliła przywrócić naturalne przemieszczenia i strukturę populacji, jak również naturalny poziom przeżywalności.

Na wyspach Bożego Narodzenia na Oceanie Indyjskim, miliony wielkich czerwonych krabów migrują corocznie z głębi łądu na wybrzeże w celu rozrodu. Większość krabów musi przekraczać główne drogi, co powoduje, że co roku setki tysięcy krabów giną pod kołami samochodów (P.S. Lake i P. Green, informacja ustna; także *Ranger Rick*, styczeń 1988). Zastosowano trzy metody postępowania w celu obniżenia śmiertelności krabów oraz redukcji efektu bariery drogowej podczas szczytu migracyjnego. Drogi, na które dociera największy strumień krabów są czasowo zamykane szlabanami i oznakowaniem. Rozpina się wiele przenośnych, plastikowych ogrodzeń, usytuowanych prostopadle do drogi w celu ukierunkowania wędrówek krabów do specjalnych przejść na drogach (czasami dobrze jest też mieć osobę, która przy pomocy miotły popędza kraby). Buduje się także betonowe rynny wzdłuż drogi, służące do ukierunkowania wędrówki krabów do specjalnych przepustów, przez które kraby mogą przekroczyć drogę. Przepusty dla krabów, przykryte metalowymi prętami na poziomie drogi, okazały się bardzo skuteczne w zapewnianiu ciągłości migracyjnej dla tych oryginalnych przedstawicieli fauny.

W latach osiemdziesiątych, w Holandii, śmiertelność drogowa borsuków (*Meles meles*) stanowiła 20 – 25% całkowitej rocznej śmiertelności tych zwierząt.^{958, 64} W całej sieci drogowej Holandii zainstalowano tzw. ekorury lub „tunele dla borsuków”. Dzięki temu populacja borsuków wzrosła z 1500 do 2500, a śmiertelność na drogach spadła do 10%.

Podobnie, śmiertelność powodowana przez samochody oraz fragmentacja siedlisk stanowiły zagrożenie izolowanej populacji pumy na południu Florydy. Kolizje z pojazdami stanowiły tu 49% wszystkich udokumentowanych przypadków śmierci tych zwierząt.⁵⁸⁵ Zanim dwupasmową drogę szybkiego ruchu

przebudowano na czteropasmową, międzystanową autostradę z oddzielającym jezdnie pasem zieleni (I-75), corocznie ginęło na niej 5 pum z populacji liczącej około 50 osobników. Dziesięć lat po zbudowaniu przejścia dolnego oraz wymianie mostów, pozwalającej pumom na przejście autostrady I-75, ich śmiertelność na drogach ograniczona znacznie spadła, a udane przekroczenia drogi stały się częste^{324, 518} (G. Evink, informacja ustna). Przejścia dolne (2,4 lub 8 stóp wysokości, 7,6m lub 25 stóp szerokości) zostały też zbudowane na pobliskiej dwupasmowej drodze szybkiego ruchu (nr 29) i są użytkowane przez te zwierzęta. Liczebność populacji florydzkich pum powoli wzrasta.

W południowej Francji, budowa dużej autostrady spowodowała zagrożenie dla już wcześniej narażonej populacji żółwia greckiego (*Testudo hermanni*).³⁸⁰ Jedną z metod zastosowanych w celu zmniejszenia skutków oddziaływania budowy drogi było ustawienie odgradzeń i zbudowanie tuneli, umożliwiających przemieszczenia pomiędzy silnie pofragmentowanymi przez autostradę siedliskami. Cztery lata po zbudowaniu drogi tylko 5 żółwi zginęło na autostradzie, roczna przeżywalność reintrodukowanych żółwi wyniosła 78%, badania znakowanych osobników wykazywały że tunele są często wykorzystywane, a populacja osobników dorosłych ustabilizowała się. Projekt ten, przynajmniej w okresie krótkoterminowym, okazał się bardzo skuteczny.

Uważa się, że zwierzęta potrafiące fruwać nie są zależne od przejść drogowych, chociaż zakłócenia wynikające z ruchu drogowego i fragmentacja siedlisk spowodowana drogami mogą również zaburzać przemieszczenia i rozród.^{285, 771, 514, 699} Niemniej jednak, badania dotyczące przekraczania wielopasmowej autostrady przez ptaki, przeprowadzone w Szwajcarii dowiodły, że ptaki leśne przekraczały drogę dużo częściej przy wykorzystaniu przejścia górnego, niż w miejscach otwartych, gdzie nie było takiego przejścia.⁴⁷⁶ Dalsze badania przejść potwierdziły tę tezę. Stwierdzono, że przejścia górne mogą służyć jako linia naprowadzająca ptaki, a nawet motyle do miejsca przekroczenia drogi.⁷²²

Podsumowanie

Przedstawione wyżej wnioski z istniejących projektów łagodzenia skutków budowy korytarzy transportowych pozwalają na sformułowanie ośmiu zasad lub wskazówek:

1. Istnieje zasadnicza rozbieżność pomiędzy stosowanymi obecnie środkami łagodzącymi, a ich rejestrowaną skutecznością w obniżaniu liczby kolizji drogowych z udziałem zwierząt. Bardziej systematyczne monitorowanie i ocena skuteczności tych środków oraz zbadanie interakcji pomiędzy systemami drogowymi, a populacjami dzikich zwierząt, dałoby lepsze narzędzia do prognozowania problemów i wypracowania środków zapobiegawczych osobom odpowiedzialnym za planowanie sieci dróg oraz zarządzanie przestrzenne.
2. Najbardziej skuteczne środki łagodzące nie muszą być ani drogie ani trudne do wdrożenia.
3. Planowanie rozbudowy systemu dróg lub ich przebudowy przed rozpoczęciem prac budowlanych jest bardziej ekonomiczną metodą wdrażania środków łagodzących skutki oddziaływania dróg na zwierzęta niż wprowadzanie tych środków na etapie istniejącej już autostrady. Również przebudowa mostu lub rozbudowa sieci autostrad stwarzają ekonomicznie uzasadnioną okazję do wprowadzenia środków łagodzących skutki oddziaływania drogi na zwierzęta.
4. Podczas planowania i oceny środków łagodzących należy brać pod uwagę skumulowane skutki oddziaływania dróg na populację i bioróżnorodność wraz z odłożonym w czasie okresem ich ujawniania się.
5. Łagodzenie oddziaływań poprzez wprowadzanie zintegrowanych systemów przejść dla zwierząt wraz z ogrodzeniami (z możliwością ucieczki dla zwierząt) jest bardziej skuteczne niż zastosowanie tylko jednego środka dla zachowania ciągłości siedliska i zmniejszenia śmiertelności zwierząt na drogach.
6. Nie istnieje jeden gotowy przepis na przejścia dla zwierząt, skuteczny w każdych okolicznościach. Gatunki zwierząt różnią się między sobą w możliwościach adaptacji do różnych typów przejść.
7. Wybór lokalizacji przejścia dla zwierząt jest kluczową decyzją dla osiągnięcia celów. Lokalizacja przejść nie powinna być oparta wyłącznie na danych dotyczących śmiertelności na drodze i śledzeniu aktualnych tras przemieszczeń zwierząt. W dłuższej perspektywie czasowej przejścia będą bardziej skuteczne, jeżeli będą zlokalizowane zgodnie ze strukturą krajobrazu i będą się pokrywać z lub tworzyć strefy ciągłości krajobrazu.
8. Przejścia dla zwierząt są trwałymi konstrukcjami. Dostosowywanie ich do zmian zachodzących w populacjach zwierząt, ich demografii,

w zachowaniach, warunkach siedliskowych oraz aktywności ludzkiej na terenach przyległych jest istotne dla utrzymania ich skuteczności.

Zastosowanie tych podstawowych zasad tworzenia dróg bardziej przepuszczalnych pod względem ich przekraczania, spełnia dwojaki cel: zmniejsza efekt fragmentacji siedlisk przez bariery drogowe oraz obniża śmiertelność zwierząt na drogach. Takie postępowanie służy w rezultacie podtrzymywaniu spójności krajobrazu dla fauny, zarówno na teraz jak i na przyszłość.

Rozdział 4

Spływy wód i rumowiska

Każda ścieżka ma swoją kałużę.
- Przysłowie angielskie

Po obu stronach głównych dróg w starożytnym Rzymie ciągnęły się starannie wykonane, podłużne rowy odpływowe. Tam, gdzie drogi spełniały również funkcje wojskowe, oba pobocza były oczyszczane z roślinności, aby uniemożliwić łucznikom atak z ukrycia.

Następnym krokiem było utworzenie specjalnego nasypu ziemnego o nazwie agger, sięgającego jednego metra od ziemi i... szerokiego na jakieś 15 metrów, na który składały się zazwyczaj dwa pięciometrowe pasy skrajne i pięciometrowa nawierzchnia główna pomiędzy nimi. W tym względzie ten przekrój poprzeczny jest bardzo podobny do współczesnej konstrukcji jezdni.

- M.G. Lay, *Ways of the World*, 1992

Każdy, kto jechał samochodem w ulewnym deszczu dobrze rozumie, jakim problemem jest zbyt duża ilość wody na jezdni. Jeśli woda nie spływa szybko z utwardzonej jezdni, to nawet jej najmniejsza ilość pozostająca na drodze może doprowadzić do zdradliwych warunków jazdy. Dwie takie najbardziej powszechne i jednocześnie niebezpieczne sytuacje to akwaplaning oraz woda pryskająca na

przednią szybę spod kół przejeżdżających samochodów. Akwaplaning prowadzi do utraty kontroli nad pojazdem, podczas gdy rozpylona woda zalewająca szyby może całkowicie oślepić kierowcę, i to czasami na zbyt długo. Nadmierna ilość wody na drodze nieutwardzonej może spowodować utratę przyczepności i wpadnięcie w poślizg, a nawet utknięcie w błocie. Właśnie tego typu kłopoty doprowadziły w pierwszej kolejności do utwardzania dróg.

Drogi mają również wpływ na przepływ wód. Ileż to razy możemy zaobserwować, szczególnie na płaskim terenie, że jezioro lub teren podmokły przylegający do drogi z jednej strony, różni się nieco od podobnego terenu znajdującego się po jej drugiej stronie? Zanim została wybudowana droga, te dwa zbiorniki wodne były najprawdopodobniej jedną całością. Nawet po zainstalowaniu przepustów mających na celu połączenie rozdzielonych akwenów, drogi zazwyczaj zakłócają naturalny przepływ i cyrkulację wody. Analogicznie, tam gdzie drogi przecinają strumienie w terenie pagórkowatym lub górzystym, *obszary nadbrzeżne* (tereny zalewowe lub ich fragmenty w pobliżu strumieni i rzek) w górze rzeki wydają się trochę różnić od tych położonych poniżej mostu czy też przepustu. Różnica ta jest prawdopodobnie spowodowana przez przebiegającą tam drogę, która mogła wpłynąć na naturalne przepływy wód i być może na skład chemiczny strumienia.

Obecność i przepływ wód oddziałują na drogi a drogi oddziałują na przepływ wody i materiałów przez nią transportowanych. Woda przenosi substancje chemiczne, które się w niej rozpuszczają (*materiał rozpuszczony*). Transportuje również substancje stałe, które są w niej zawieszone (*materiał zawieszony*) lub też przenoszone po dnie rzeki (*materiał wleczony*). Na materiał stały mogą składać się obiekty wszelkiego rodzaju i wielkości, od grud gliny do głazów i od liści do całych drzew. Drogi mogą wpływać na przepływ wody i tych materiałów poprzez zablokowanie i/ lub zmianę tras tego przepływu. Z kolei woda może oddziaływać na drogi poprzez (1) zalanie, (2) zniszczenie mostów i przepustów, (3) erozję dróg nieutwardzonych i poboczy dróg utwardzonych, (4) obsuwanie się ziemi na drogi lub też obsuwanie się samej drogi, (5) niszczenie powierzchni dróg poprzez naprzemienne zamarzanie i odmarzanie w niektórych typach klimatu, a także (6) spływy wód gruntowych, które mogą nasycić nasyp drogi i obniżyć jego stabilność.

Rozdział ten skupia się na przepływach wody i transportowanego przez nią materiału, ponieważ proces ten stanowi integralną część funkcjonowania ekosystemów lądowych i wodnych. Ilość i natężenie przepływów wody, rumowiska i substancji chemicznych w „naturalnym” krajobrazie mogą mieć wysoce istotne znaczenie dla tego, jak funkcjonują naturalne ekosystemy. Zwiększanie i zmniejszanie

naturalnych przepływów wód oraz charakteru przenoszonego materiału może zasadniczo zmieniać ekosystemy, lecz jednocześnie są to naturalne procesy ich zaburzania i odnowy. Przykładowo, obsunięcia się ziemi, powodzie, spływający detrytus oraz osadzanie rumowiska mogą uśmiercić niektóre organizmy, ale mogą one również stworzyć siedlisko sprzyjające powrotowi jakiegoś zagrożonego gatunku, czy pojawieniu się innych gatunków. Zatem powodzie, osunięcia ziemi, przepływ substancji chemicznych, osadów lub drewna mogą być postrzegane jako naturalne procesy zachodzące w ekosystemach lądowych i wodnych w wielu krajobrazach. Z drugiej strony, znaczące nasilenie czy przyhamowanie tych procesów przez człowieka, spowodowane na przykład budową dróg, może pociągać za sobą poważne konsekwencje ekologiczne.

Rozpocniemy od kontroli erozji i osadów. Pozostała część rozdziału odnosi się do wielu ważnych aspektów związanych z wzajemnym oddziaływaniem na siebie systemów drogowych i wody.

Kontrola erozji i osadów

Drogi są kluczowym czynnikiem promującym procesy erozji z uwagi na znaczne ilości odsłoniętej gleby na poboczach i nieutwardzonych powierzchniach dróg. Erozja i sedymentacja to naturalne procesy, które mogą być jednak przyspieszane wskutek działalności człowieka.^{184, 516, 267} (ryc. 4.1)

Erozja pojawia się na powierzchni i można ją opisać jako odrywanie cząsteczek gleby czy skał przez wodę czy wiatr. Po tym oddzieleniu mamy do czynienia z *transportem osadów*, który powoduje przenoszenie cząsteczek przy udziale trzech sił sprawczych. Na większości terenów dominuje erozja deszczowa. W suchym klimacie często przeważa erozja wiatrowa¹¹⁰ (rozdział 7). Wreszcie, erozja korytowa, następuje wzdłuż rzek, strumieni oraz okresowych kanałów. Produktem końcowym transportu jest *sedymentacja*, czyli proces osadzania się cząsteczek.

Procesy erozji deszczowej

Na *erozję deszczową* składają się cztery procesy, które mogą występować oddzielnie lub też kolejno, jeden po drugim^{231, 184, 766, 516, 267}: rozbryzg spowodowany

kroplami deszczu, warstwowe spłukiwanie powierzchniowe, erozja żłobinowa i wąwózowa. Wszystkie te procesy są istotne w przypadku poboczy dróg i dróg gruntowych. *Rozbryzg* kropli deszczu zapoczątkowuje erozję, jako że krople deszczu uderzające z ogromną siłą przemieszczają lub odrywają cząsteczki glebowe. Spadając z prędkością od 6 do 9 m/s., krople deszczu są w stanie wybić cząsteczki glebowe na wysokość 60 cm i 1,5 m w bok. Na gołej ziemi ulewny deszcz może rozbryzgiwać w powietrze cząsteczki gleby o masie sięgającej nawet do 205 000 kg/ha. Opady deszczu na gołej ziemi, takiej jak pobocza dróg, nasilają także ubijanie powierzchni gruntu, co z kolei może spowolnić tempo pojawiania się roślinności. *Stabilizacja* powierzchni ziemi przy pomocy roślinności lub innych odpowiednich materiałów minimalizuje ilość kropli deszczu spadających bezpośrednio na cząsteczki glebowe.

Warstwowe spłukiwanie powierzchniowe to przemieszczanie cząsteczek glebowych w postaci cienkiej warstwy po nachylnym terenie.^{231,186} Spłukiwanie warstw



Ryc. 4.1. Erozja drogi i procesy transportu rumowiska związane z jej wykorzystaniem przez zwierzęta i pojazdy w zestawieniu z wiatrem i spływami wody. Środkowa Nikaragua. Zdjęcie: R.T.T. Forman.

powierzchniowych jest powszechnie występującym mechanizmem transportu gleby rozluźnionej przez rozbryzgujące się krople deszczu, i jako takie jest szczególnie istotne przy konstrukcji dróg, ze względu na częstotliwość występowania stromych podcięć i nasypów przy wielu drogach. Podatność na ten typ erozji zależy od rodzaju gleby a także od prędkości i grubości warstwy wody spływającej po stoku. W przypadku gleby szczególnie podatnej na erozję, zagrożenie erozją wzrasta również wraz z długością i kątem nachylenia stoku oraz z wielkością zlewni zasilającej spływ.⁵¹⁶ Stabilizacja podłoża, podobnie jak w przypadku rozbryzgiwania się kropli deszczu, oraz odprowadzenie jak największej ilości wody poza obszar wrażliwy są głównymi metodami kontroli spłukiwania powierzchniowego.

Erozja żłobinowa pojawia się wtedy, gdy przemieszczająca się w postaci ciągłej warstwy woda ze spływu powierzchniowego koncentruje się w niewielkich i zazwyczaj głębokich na parę centymetrów strużkach.^{231, 186, 516} Tego typu strugi występują często na stromych nasypach przy drogach i mogą w efekcie końcowym transportować więcej ziemi niż inne procesy erozji deszczowej. Działania prewencyjne to stabilizacja gruntu a często także odprowadzanie wody poza teren, podczas gdy metody naprawcze to mechaniczna orka lub bronowanie. Stabilizacja i zabiegi przeciwoerozyjne są tu bardzo ważne, by zapobiec erozji wąwozowej.

Erozja wąwozowa powstaje w wyniku skoncentrowania wody ze spływu powierzchniowego w strugach o wiele większych niż w przypadku erozji żłobinowej, i gdy powstałe wąwozy nie mogą być zniwelowane przy pomocy orki czy też bronowania. Wąwozy często tworzą się na nasypach ze względu na skoncentrowany spływ wody poniżej ujść przepustów drogowych. Usuwanie erozji wąwozowej, będącej często następstwem niezabezpieczonych strużek, jest kosztowne.

Czynniki wpływające na erozję deszczową

Procesy erozji deszczowej są funkcją czterech kluczowych składników „uniwersalnego” *równania strat glebowych*:^{231, 455, 516, 267} klimatu, gleby, ukształtowania terenu i roślinności. Po pierwsze, klimat decyduje o częstotliwości intensywnych opadów deszczu, jak również o obecności wystarczająco wilgotnych warunków dla utrzymania względnie pełnej pokrywy roślinnej. Równie istotna jest sezonowość, na przykład prace budowlane mogą się odbywać wtedy, gdy ekosystemy wodne są najmniej uszkodzone a sadzenie roślinności nie odbywa się w porze suchej czy zimnej.

Po drugie, duży wpływ na erodowalność ma struktura gleby, zawartość substancji organicznych, budowa i przepuszczalność.⁴⁵⁵ *Tekstura gleby* odnosi się do proporcji cząstek piasku, mułu i gliny. *Substancje organiczne gleby*, składające się przeważnie z gnijących liści, łądyg i korzeni przyczyniają się do spajania cząstek gleby i poprawy jej żyzności. *Struktura gleby*, uporządkowanie cząstek gleby w agregaty, zmniejsza odpływ wód powierzchniowych i może przyczynić się do zwiększenia zdolności gleby do zatrzymywania wody. *Przepuszczalność* poprawia penetrację gleby przez wodę, a co za tym idzie redukuje odpływ wód powierzchniowych, który może powodować erozję gleby wzdłuż dróg.

Po trzecie, jeśli chodzi o ukształtowanie terenu, kluczowym czynnikiem zwiększającym ryzyko erozji jest *długość zbocza* i jego *stromość*.^{231, 186, 516} Na bardziej płaskich zboczach przeważa spłukiwanie powierzchniowe, podczas gdy bardziej strome stoki dotknięte są częściej erozją żłobinową i wąwozową. Na przykład, stabilizacja zbocza o średnim bądź wysokim nachyleniu dłuższego niż 30 m jest trudna.²⁶⁷ Kierunek ekspozycji (względem słońca) ma wpływ na ciepło i wilgotność, które w dużym stopniu determinują możliwości wykształcenia pokrywy roślinnej. Ponadto, na podatność na erozję ma też wpływ wielkość, kształt i nachylenie zlewni danego miejsca.⁶⁴⁷

I na koniec, pokrywa roślinna, jako najważniejszy czynnik wpływający na erozję.^{726, 516} Roślinność dostarcza nam sześciu głównych korzyści:²⁶⁷

- Zmniejsza siłę uderzenia kropli deszczu
- Zmniejsza prędkość spływu
- Zapewnia, poprzez system korzeni, strukturalną integralność gleby
- Odfiltruje spływającą wodę z zanieczyszczeń chemicznych i osadów
- Zwiększa przenikanie wody do gleby
- Zwiększa ewapotranspirację, pionowy ruch wody do atmosfery

Korzyści te łatwo jest sobie wyobrazić. Impet uderzających kropli deszczu jest redukowany przez pokrywę listowia i zalegającą warstwę ściółki. Prędkość spływu oraz transport osadów zmniejszają się wraz z gęstością łądyg i pokryciem ściółką. Integralność strukturalna gleby poprawia się przy mieszaninie gatunków, które zapewniają zarówno płytkie jak i głębokie, gęste sieci korzeni.⁴⁵⁵ *Filtrowanie substancji zanieczyszczających* zwiększa się przy zwiększaniu zawartości czarniawych związków organicznych, przy założeniu, że woda przenika do gleby. Przenikanie zwiększa się wraz z niższą prędkością spływu oraz dużą liczbą porów wytwarzanych przez zwierzęta żyjące w glebie, takie jak dżdżownice.⁴⁵⁵ Ewapotranspiracja wypompowuje więcej wody, gdy pokrywa roślinna i jej gęstość rośnie.

Różnorodne działania człowieka najczęściej przyspieszają erozję (ryc. 4.1), głównie poprzez modyfikowanie lub niszczenie pokrywy roślinnej.

Istnieją liczne rodzaje gleby, które można z łatwością pogrupować i sklasyfikować w oparciu o potencjał generowania powierzchniowych spływów wody.^{860, 861, 421} *Gleby o niskim odpływie* mają wysokie wskaźniki infiltracji nawet w przypadku silnego zalania, są głębokie i piaszczyste lub żwirowate. Woda bez trudu przenika przez te dobrze a nawet nadmiernie zdrenowane gleby. Weźmy przykładowo pod uwagę jak szybko piasek na plaży wysycha po opadach deszczu lub wylaniu na niego wiaderka wody. Na drugim biegunie znajdują się *gleby o bardzo wysokim odpływie*, charakteryzujące się niezmiernie słabą infiltracją w stanie nasycenia. Do tego rodzaju gleb należą przede wszystkim gleby gliniaste (o wysokim współczynniku pęcznienia). Charakteryzują się one stałym, wysokim poziomem wód gruntowych lub pojawiają się jako płytka warstwa na glinie lub podłożu skały macierzystej. Woda przenika przez tego typu gleby powoli, a kałuże i błoto przywierające do butów powszechnie występują na ich powierzchni.

Kontrola osadów

Zapobieganie erozji to podstawowa zasada kontroli transportu osadów. Przynosi to o wiele lepsze efekty aniżeli filtrowanie i wychwytywanie osadów lub też stosowanie innych środków kontroli. Stabilizowanie zboczy i dróg wodnych przy pomocy roślinności, na przykład obsiewanie nasypów i wykopów roślinami szybko rosnącymi, to podstawowy krok w zapobieganiu erozji.^{726, 516} Cel nadrzędny to wysoki procent pokrywy roślinnej, sieć gęstych korzeni, zarówno płytkich jak i głębokich oraz gruba warstwa czarniawych substancji organicznych w glebie. Mulczowanie oraz kontrolujące erozję maty i koce, wyprodukowane z różnych rozkładających się materiałów włóknistych, to działania doraźne, mające na celu szybsze osiągnięcie tych celów.

Główna zasada zapobiegania erozji jest wspomagana jeszcze trzema innymi zasadami.^{267, 1068, 578} Pierwsza z nich to *ograniczenie ekspozycji* polegające na zmniejszeniu obszaru jak i czasu ekspozycji gleby. Druga, *zatrzymywanie osadów* na miejscu, osiągnięta jest przy użyciu urządzeń filtrujących osady w czasie niewielkich spływów powierzchniowych, takich jak przegrody przeciwxamulające, zbalowana słoma czy też zapory zbudowane z pozostałości po oczyszczeniu i zgrabieniu terenu. Trzecia, *zarządzanie spływem wody*, oznacza zapobieganie takiej sytuacji, w której spływ wody spoza danego obszaru dostaje się na obszar docelowy. Celem jest tu walka tylko

i wyłącznie ze spływem i osadami powstającymi w obrębie danego obszaru. Woda spoza tego terenu jest przekierowywana przy pomocy wałów lub kanałów a wszelkie podmokłe zagłębienia i zbiorniki wodne są zachowywane w ich naturalnym stanie, by przez dany teren lub obok niego przepływała czysta woda. Te zasady mogą być stosowane w różnych kombinacjach w każdej fazie budowy dróg: wstępnym oczyszczaniu terenu, niwelowaniu pochyłości czy też końcowej fazie stabilizacji.

Tam, gdzie zagrożenie erozją jest niskie, pobocza dróg mogą być stabilizowane poprzez naturalną kolonizację roślin i ich sukcesję. Na terenach o wyższym zagrożeniu erozją, można stosować *sadzenie tymczasowe* w celu stabilizacji огоłoconych powierzchni, które pozostaną w takim stanie zaburzenia przez stosunkowo krótki czas. Mogą to być zbocza, które nie są jeszcze przygotowane na trwałą stabilizację, tereny, które mają być ponownie naruszane czy składowiska ziemi.²⁶⁷ *Sadzenie trwałe* jest zabiegiem odpowiednim w przypadku obszarów pozbawionych roślinności, które pozostaną nienaruszane przez dłuższy czas.

Przygotowanie rozsadnika na poboczach dróg może wymagać spulchnienia gleby o zwartej strukturze, nawożenia gleby ubogiej w substancje organiczne, wapnowania lub zakwaszania w celu wyregulowania pH, dodania wierzchniej warstwy gleby na skłonach o ubogiej glebie lub też mulczowania w celu redukcji erozji i wspomoczenia kiełkowania. Jednakże niektóre z tych technik są często niewłaściwe, w kontekście zapobiegania zanieczyszczeniu lub degradacji cieku wodnego, jeziora czy wód gruntowych lub też w kontekście ułatwiania kolonizacji terenu przez gatunki rodzime i naturalne zbiorowiska roślin. Przykładowo, spulchnianie gleby o zwartej strukturze może spowodować wzrost tempa erozji i mętności wody, a z kolei nawożenie gleby ubogiej w nutrienty może prowadzić do eliminacji gatunków rodzimych przez ekspansywne trawy lub gatunki nierodzące.

Obecnie proces obsiewania poboczy dróg często odbywa się albo przy pomocy roślin jednorocznych, albo wieloletnich, choć badania wykazują istnienie mieszanek zapewniających korzyści płynące ze stosowania każdego z tych typów roślin.^{516, 267, 123} Jednoroczne trawy lub rośliny strączkowe, takie jak żyto ozime, owies i jednoroczna lepedeza (*Secale*, *Avena*, *Lespedeza*) zazwyczaj szybko kiełkują i zapewniają rozległą pokrywą roślinną. Rośliny jednoroczne zapewniają tymczasową pokrywą roślinną, jako że po roku obumierają, lecz służą również jako rośliny osłonowe dla wolniej rosnących roślin wieloletnich. Wieloletnie trawy i rośliny strączkowe, takie jak kostrzewa trzcinowa, życica wieloletnia oraz cieciora pstra (*Festuca*, *Elymus*, *Vicia*) wymagają ogólnie więcej wilgoci i słabo rywalizują z jednorocznymi trawami. Rośliny strączkowe dostarczające azotu do gleby są w szczególności sadzone na

glebach nieurodzajnych.

W sytuacjach specjalnych stosuje się wzdłuż dróg wiele *działań strukturalnych* w celu redukcji erozji lub transportu osadów (patrz rozdział 5). Należą do nich zapory przeciwrumowiskowe, przekierowania przepływu wody, tymczasowe studzienki odpływowe, rozpraszacze energii, przegrody przeciwarzmulające, zbalowana słoma, bariery z zarośli, protektory dopływu i odpływu wody.²⁶⁷ W miejscach o wysokim spływie powierzchniowym mogą być okresowo stosowane stosunkowo niewielkie wychwytniki osadów; w miejscach o większym spływie niezbędne bywają całe zbiorniki osadowe.

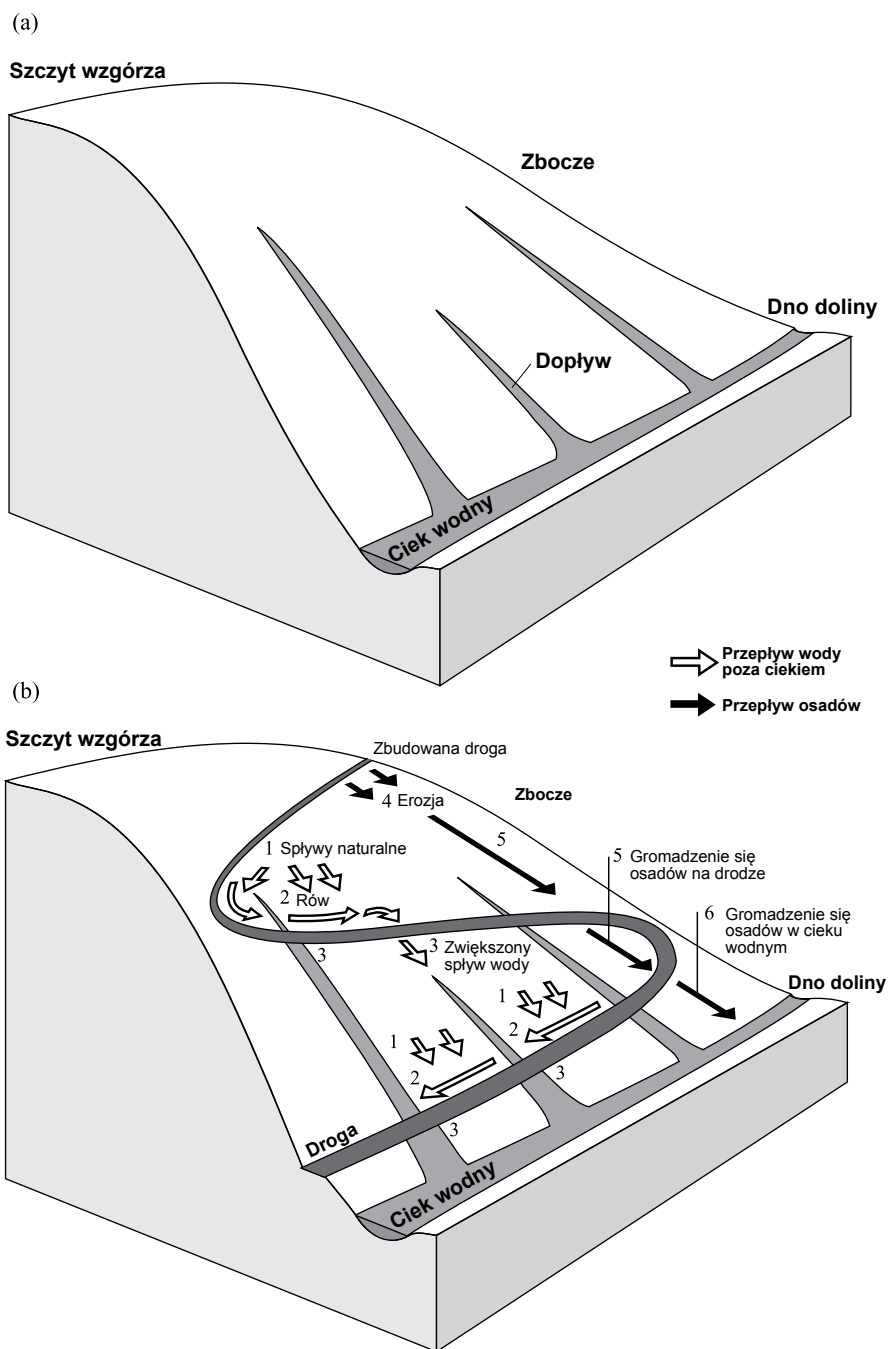
Podsumowując, erozja i transport osadów to główne problemy zarówno podczas budowy drogi jak i później. W celu kontroli lub zmniejszenia zagrożenia stosuje się stabilizację zboczy i rowów przy pomocy roślinności a także dodatkowe rozwiązania technologiczne. Takie działania są ważne, by zminimalizować zanieczyszczenie chemiczne wód gruntowych oraz zminimalizować przedostawanie się zarówno substancji chemicznych jak i osadów do wód powierzchniowych na poboczach dróg i terenie przylegającym. Działania zabezpieczające są równie istotne dla szybkiego wzrostu naturalnych zbiorowisk roślinnych, charakteryzujących się dużym bogactwem gatunków, głęboką i gęstą siecią korzeni oraz pokaźną ilością czarniawych substancji organicznych w glebie.

Wzajemne oddziaływania systemów drogowych i wody

System drogowy i woda działają w układzie sprzężenia zwrotnego. Obie części składowe tego układu są dość specyficzne i w związku z tym zostaną przedstawione oddzielnie. Zaczniemy od wpływu, jaki woda wywiera na drogi a potem przejdziemy do wpływu dróg na wodę i osady.

Wpływ wody na drogi i ruch drogowy

Przepływ wody przez powierzchnię dróg może prowadzić do pogorszenia stanu ich nawierzchni, w szczególności, gdy droga jest nieutwardzona.¹⁰⁶⁸ Na drogach żwirowych ślady pojazdów mogą się wcinać w podłoże, co z kolei może prowadzić do powstawania kolein na drodze. W innych przypadkach powierzchniowy spływ wody z nachylonej powierzchni drogi może prowadzić do erozji



Ryc. 4.2. Przepływy wody i osadów na zboczu przed wybudowaniem drogi (a) i po jej wybudowaniu (b). Liczby odnoszą się do procesów opisanych w tym rozdziale. Na podstawie: Jones et al.(2000)

wąwozowej nasypu. Tego typu zjawiska mogą powszechnie występować na drogach zlokalizowanych poza terenami zabudowanymi, takich jak drogi zrywkowe.¹⁰¹⁸ Pogorszenie stanu powierzchni dróg może również być skutkiem opadów atmosferycznych, mrozów i odwilży. Obfite opady mogą doprowadzić do zalania dróg lub spowodować pokrycie jezdni warstwą wody dostatecznie głęboką, by spowodować utratę przyczepności przez pojazdy. Woda przedostaje się również do szczelin znajdujących się w jezdni powodując tym pogorszenie się stanu nawierzchni drogi. Jest to szczególnie poważny problem w klimacie, w którym woda przechodzi przez cykle mrozów i odwilży. Jeśli duża ilość wody przedostanie się do łożyska drogi, może to doprowadzić do erozji części jego materiału. Drogi znajdujące się na terenach o znacznym wypływie wód gruntowych mogą być niestabilne, jeśli podstawa drogi nie jest przystosowana do usuwania nadmiaru wody. Tego typu sytuacje często pojawiają się tam, gdzie lokalne systemy wód gruntowych znajdują ujście w pobliżu skraju większych dolin rzecznych.

Drogi usytuowane na zboczach gór mogą zakłócać spływ wód powierzchniowych i powodować erozję oraz zniszczenia powierzchni dróg, o ile nie są odpowiednio zaprojektowane, by kontrolować spływ i przeprowadzać go pod nasypem drogi (ryc. 4.2) Tak może się zdarzyć, jeśli ilość wody dostająca się na drogę jest większa niż zakładał projekt rowów, gdy dojdzie do zapchania przepustu lub tam gdzie przepusty są zbyt małe by poradzić sobie z napływającą wodą. Taki napływ może powodować wcinanie się żłobin oraz saturację zbocza nasypu, co z kolei może prowadzić do jego obsuwania.¹⁰¹⁸ Tam, gdzie drogi gruntowe znajdują ujście w dolnych partiach zbocza, trudno jest budować drogi z powodu ciągle nasyconej wodą gleby. Drogi budowane na płaskim terenie, na przykład na dnach dolin, na tarasach i obszarach zalewowych mogą być osłabiane przez podtapianie i erozję brzegów.

Pokaźny spływ niektórych wód powodziowych może równie dobrze znieść most lub groblę komunikacyjną, jeśli ich konstrukcja nie została tak zaprojektowana by wytrzymać znaczny napływ wody. Podczas burz możemy mieć również do czynienia z niszczeniem fragmentów dróg w wyniku obsunięć ziemi na zboczach stoku.⁹³² Tego typu zdarzenia mogą mieć duży wpływ na funkcjonowanie większej sieci komunikacyjnej, jeśli dany fragment drogi, most czy też grobla komunikacyjna są jedynym łącznikiem w tej sieci dróg.

Wpływ dróg na wodę i materiał przez nią przenoszony

Drogi często wywierają spory wpływ na to, jak woda i wszelki niesiony przez nią materiał przemieszczają się przez zlewnię. Odcinek drogi spełnia względem wody cztery podstawowe funkcje charakterystyczne dla wszelkich korytarzy krajobrazowych:³⁰²

1. *Źródło wody*, gdy woda ucieka z drogi, szczególnie w przypadku drogi utwardzonej (w niektórych sytuacjach nieprzepuszczalne powierzchnie dróg prowadzą do wysokiego natężenia spływów powierzchniowych, co w następstwie powoduje zalewanie terenów położonych poniżej)
2. *Zbiornik* dla wody, gdy woda gromadzi się na drodze, choć objętość wody zbierającej się na drodze nie jest zazwyczaj duża
3. *Bariera* dla wody spływającej w dół zbocza
4. *Przewód*, lub korytarz, dla przepływu wody, gdy woda spływa w dół koleinami i zagłębieniami utworzonymi na powierzchni drogi^{463, 1068}

Wymienione wyżej sposoby drogi mogą zakłócać naturalny spływ wód powierzchniowych i gruntowych, tworzyć nowe szlaki spływu lub też być źródłem substancji chemicznych i osadów przenoszonych potem do wód powierzchniowych i gruntowych. Funkcje te pomagają zdefiniować ekologię dróg, lecz jednocześnie budzą wielki niepokój w kontekście ekologii krajobrazu.

Drogi mogą przerywać spływ powierzchniowy i podpowierzchniowy a także zmieniać ich trasę wzdłuż rowów przydrożnych.⁵⁷⁸ Woda przechwycona przez rowy przydrożne może być skierowana do strumieni, przyczyniając się w ten sposób do efektywnego wzrostu gęstości cieków w danej zlewni. Potencjalnie, ta zmiana trasy spływu wody może w czasie burz przyspieszać przepływy w całej sieci cieków, składającej się na dorzecze, a przez to zwiększać stopień i częstotliwość zalewania terenów.^{1017, 517} Drogi są w stanie zmienić kierunek spływu z jednej małej zlewni do drugiej, a w konsekwencji zwiększać przepływy w cieku pełniącym rolę odbiornika, potęgując zagrożenie lokalną erozją na tym obszarze. Niekiedy, rowy przydrożne mogą zakłócać przepływ wód gruntowych dostarczając więcej wody do sieci rowów przeznaczonych tylko i wyłącznie do usuwania nadmiaru wody z powierzchni.

Drogi często były budowane w poprzek niewielkich mokradeł a także płytkich jezior, lecz w niektórych miejscach przecinają one duże jeziora, rozległe tereny podmokłe oraz ujścia rzek do morza. Obecność takich dróg może zakłócać wzorce cyrkulacji wody a w niektórych przypadkach również i przemieszczanie się organizmów żywych, i to w takim stopniu, że tak oddzielone zbiorniki wodne wykazują

całkiem odmienne cechy ekologiczne.⁸⁹³ Do różnic tych należą najczęściej różnice w: (1) kolorze wody ze względu na zawartość glonów i osadów zawieszonych, (2) gatunkach *wodnych makrofitów* (roślin zakorzenionych w wodzie), oraz (3) gatunkach drzew, w przypadku zadrzewionych mokradeł lub bagien.

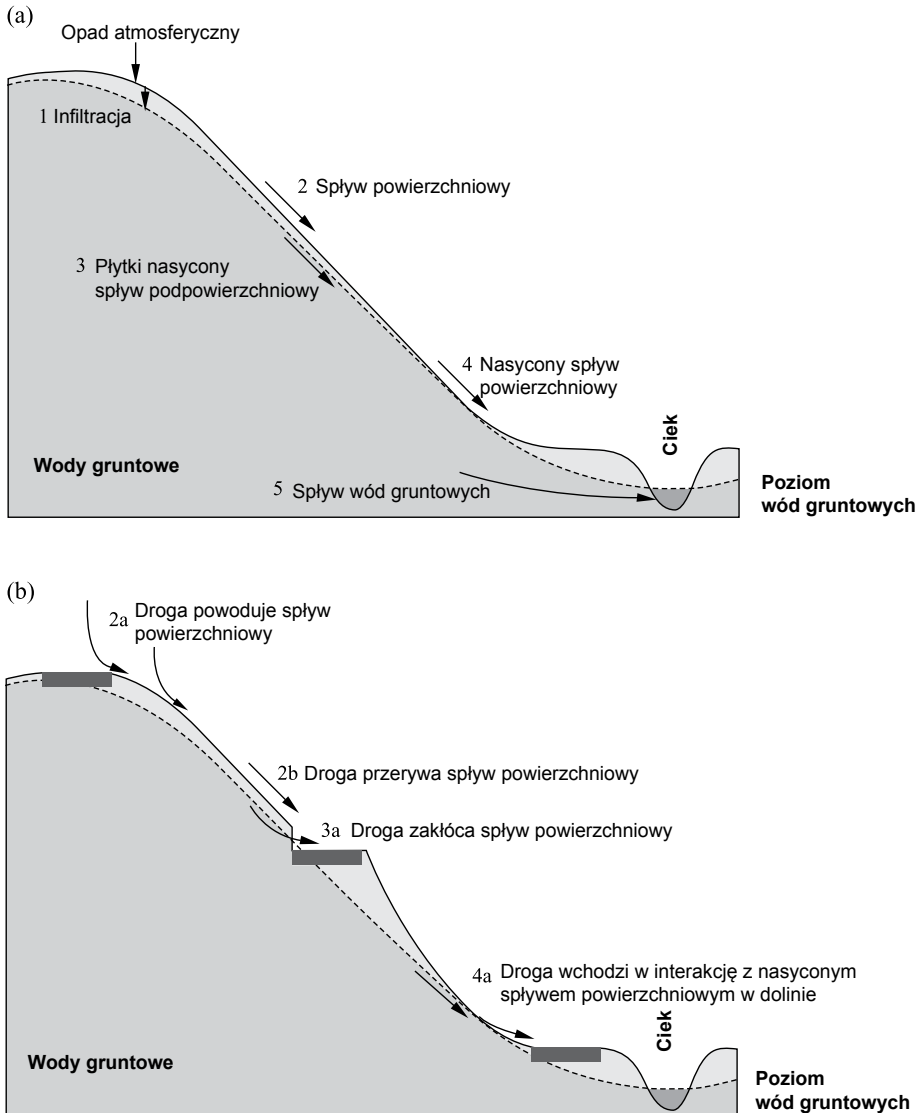
Woda spływająca z dróg często transportuje substancje chemiczne do wód powierzchniowych i gruntowych (rozdział 5). Te substancje chemiczne pochodzą z (1) materiałów, z których buduje się podkłady oraz powierzchnie dróg; (2) emisji, płynów, części samochodowych oraz osadów z opon, które pojazdy pozostawiają na drogach; a także (3) ze stosowanych na drogach różnych substancji chemicznych, takich jak odładzacz (w celu zapewnienia bezpieczeństwa jazdy) lub płynnego chlorku wapnia (w celu redukcji pylenia na drogach żwirowych). Wpływ pochodzących z drogi substancji chemicznych na środowisko wodne omówiony zostanie w rozdziale 5.

W tym podrozdziale zasygnalizowano liczne sposoby wzajemnych oddziaływań dróg i wody. W dalszej części tego rozdziału przedstawione zostaną bardziej szczegółowo niektóre podstawowe koncepcje, wkomponowane w spójny model koncepcyjny, tak by umożliwić zrozumienie i spójne zarządzanie interakcjami pomiędzy drogami i wodą. Ponadto przedstawione zostaną zasady budowy dróg w różnych rodzajach krajobrazu.

Model koncepcyjny dla dróg i spływów wody

Dla zobrazowania wzajemnych interakcji dróg i wody, włączając w to różne materiały transportowane przez wodę, wygodnie będzie oprzeć się na schematycznym diagramie przedstawiającym zbocze wzgórza (ryc. 4.2).^{463, 1018} W naturalnych warunkach trzy cieki o statusie dopływów spływają w dół zbocza i łączą się z większym ciekim płynącym wzdłuż dna doliny (ryc. 4.2a). Wybudowanie na tym zboczu drogi może znacząco zmienić spływy wody w dół stoku (ryc. 4.2b). Zmieniony spływ cieków może prowadzić do zniszczenia dróg, zagrożenia dla kierowców oraz degradacji siedlisk rzecznych. Droga może przerywać naturalny spływ (nr 1 na ryc. 4.2b) oraz przekierować wodę za pomocą przydrożnych rowów z jednego cieku do drugiego (nr 2 na ryc. 4.2b). To rozbudowuje sieć cieków oraz zmienia charakterystyki przepływów i koryt w poszczególnych odcinkach cieków zasilających (nr 3 na ryc. 4.2b). Drogi mogą również zmieniać wzorce przemieszczania rumowiska. Budowa drogi może zapoczątkować procesy erozyjne w nieustabilizowanych

nasypach drogowych (nr 4 na ryc. 4.2b), a następnie doprowadzać do depozycji tego materiału na drogach (nr 5 na ryc. 4.2b) lub na dnie doliny (nr 6 na ryc. 4.2b). Ogólnie rzecz biorąc, drogi mogą zmieniać szlaki, którymi woda i osady przemieszczają się w naturalnym krajobrazie, jak również inicjować liczne nowe szlaki spływów.



Ryc. 4.3. Lokalizacja drogi wpływająca na oddziaływania pomiędzy wodą a drogą. Czarne pola = droga; nachylenie jest wyolbrzymione na potrzeby ilustracji. (a) Naturalne spływy wody; (b) naturalne spływy zakłócone przez drogi. Na podstawie: Dunne and Leopold 1978, Jones et al. 2000 i Wemple et al. 2001

Zazwyczaj rozpatrujemy działanie dróg na przemieszczenia wody i transportowanego przez nią materiału tak, jak pokazano na ryc. 4.2 tylko w odniesieniu do spływu powierzchniowego. Woda przenikająca w głąb powierzchni ziemi i spływająca w dół stoku pod powierzchnią także może wpływać na drogi, tak jak drogi mogą z kolei oddziaływać na wody podpowierzchniowe.⁴⁶³ Widok przekrojowy pozwala nam przedstawić uogólniony obraz przepływu w dół stoku zarówno wód powierzchniowych jak i podpowierzchniowych oraz wzajemne oddziaływania wody i dróg (ryc. 4.3).^{231, 463}

Naturalne szlaki przepływu wody po zboczu i przez zbocze obejmują *infiltrację* (nr 1 na ryc. 4.3a), *spływ powierzchniowy* (nr 2), *płytki nasycony spływ podpowierzchniowy* (nr 3), *nasycony spływ powierzchniowy* (nr 4), oraz *przepływ wód gruntowych* (nr 5). Na ryc. 4.3b droga istnieje na szczycie wzgórza, na jego zboczu i w dolnych partiach wzgórza. Drogi mogą generować spływ powierzchniowy (2a na ryc. 4.3b), przerywać spływ powierzchniowy (2b) i spływ podpowierzchniowy (3a), lub też wchodzić w interakcje z nasyconym spływem powierzchniowym na dnie doliny (4a). W wielu przypadkach płytki nasycony spływ podpowierzchniowy powoduje obsunięcia ziemi na drogę; na naszym diagramie mogłoby się to wydarzyć w punkcie 3a na ryc. 4.3b.

Wysięki wód gruntowych, tak jak w przypadku punktu 4a na ryc. 4.3b, mogą powodować ciągłe problemy ze stabilnością podstawy drogi. W zimnym klimacie wypływająca woda gruntowa często zamarza, gdy dociera do powierzchni ziemi, co z kolei powoduje gromadzenie się lodu w pobliżu dróg, a czasem i na samych drogach. Takie warunki wymagają specjalnego zaprojektowania podstawy drogi w celu odprowadzania spod niej wód gruntowych.

Spływy wody i transportowanego przez nią materiału po zboczach wzgórz nie wyczerpują całego zakresu interakcji między drogami a wodą. Drugie ekstremum wiele tworzy szereg miejsc, które są względnie płaskie, i jako takie są terenami szczególnie poszukiwanymi pod budowę dróg. Woda oddziałuje na drogi i odwrotnie zarówno na terenie płaskim, jak i na zboczach. Prawdopodobnie największym skutkiem oddziaływania wody na drogi w płaskim terenie jest jej niszczenie powodowane zalewaniem. Powtarzająca się saturacja podłoża drogi często powoduje obsuwanie się drogi połączone z pękaniem i destabilizacją jej powierzchni. Najczęściej dzieje się tak z drogami wybudowanymi na płaskich terenach nizinnych. Z kolei główne oddziaływanie dróg na wodę w płaskim krajobrazie związane jest z budowaniem dróg na obszarach podmokłych i w poprzek płytkich jezior. Często doprowadza to do powstawania w rozdzielonych zbiornikach wyraźnie odmiennych

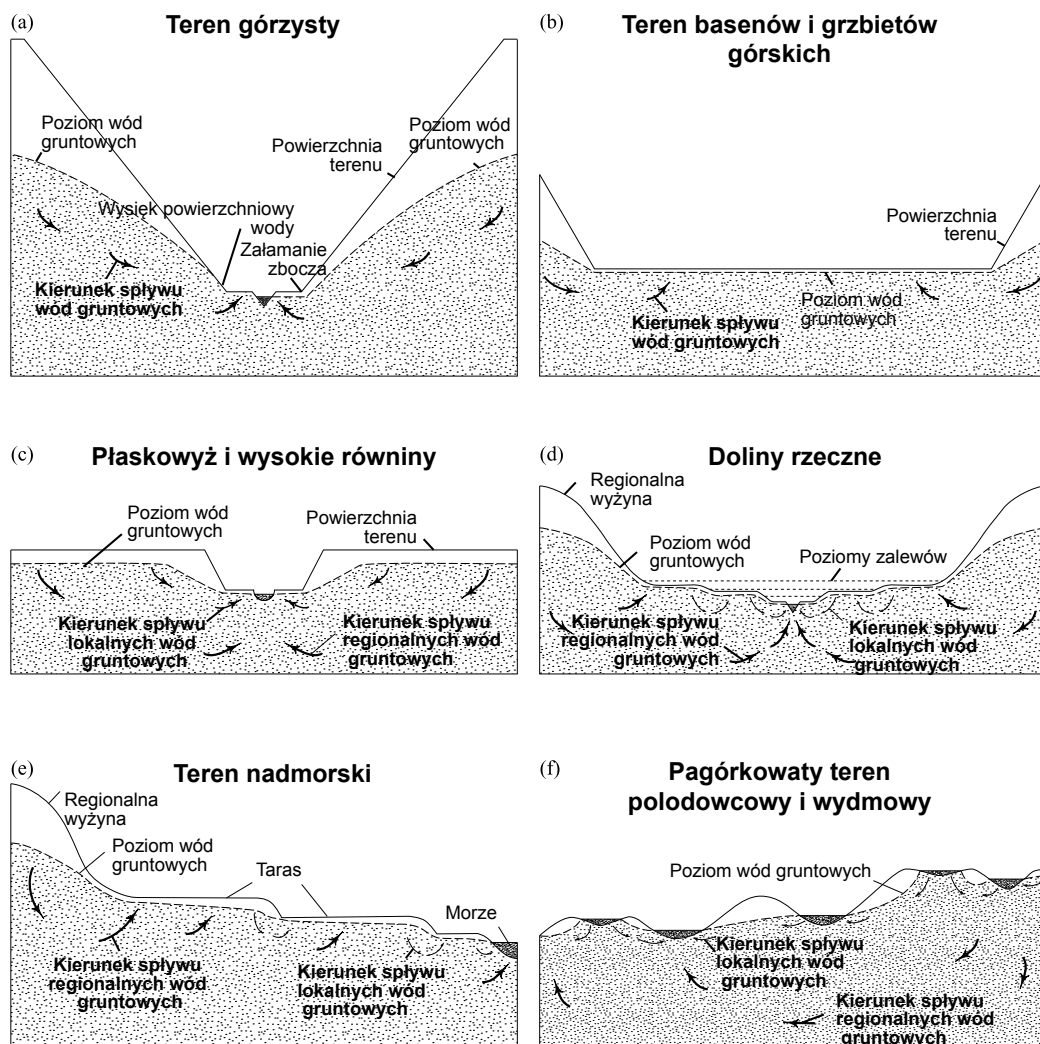
ekosystemów wodnych, nawet wtedy, gdy są one połączone przepustami.

Powierzchnia Ziemi charakteryzuje się bogatą różnorodnością kształtów, poczynając od stromo opadających górskich zboczy a skończywszy na szerokich połaciach terenów równinnych. Kształty te są do pewnego stopnia kontrolowane przez formacje skalne tworzącymi powierzchnię Ziemi w danym miejscu, lecz są też powiązane z procesami geologicznymi, takimi jak wypiętrzanie i wietrzenie skał oraz z działaniem klimatu. Choć skały i ukształtowanie terenu znacznie się różnią w różnych miejscach, mają też pewne cechy wspólne. Jeżeli zrozumienie wzajemnych oddziaływań dróg i wód ma mieć cechy uniwersalne, to użyteczne byłoby wypracowanie ram koncepcyjnych dla przepływu wody we wszystkich typach krajobrazu. Kolejnym krokiem w budowaniu takiego modelu koncepcyjnego jest umiejscowienie dróg w kontekście tego, jak woda przepływa ponad i przez warstwy podpowierzchniowe we wszystkich uogólnionych typach krajobrazu, które występują na powierzchni Ziemi.^{885, 1046}

Większość krajobrazów składa się z terenów wyżynnych przylegających do nizin, oddzielonych od siebie bardziej stromymi stokami. Wyżyny i niziny mogą być różne, od wąskich po bardzo szerokie, i mogą charakteryzować się bardzo zróżnicowanymi stokami. Ponadto, mniejsze tereny wyżynne i nizinne mogą być zagnieżdżone w obrębie większych. Na Ziemi rozpowszechnionych jest sześć głównych typów krajobrazów (ryc. 4.4):

- *Teren górzysty*, składający się z wąskich obszarów nizinnych i wyżynnych oddzielonych wysokimi i stromymi zboczami dolin (ryc. 4.4a).
- *Teren basenów i grzbietów górskich*, składający się z bardzo szerokich nizin oddzielonych od o wiele węższych wyżyn stromymi zboczami dolin, a także z basenów wewnętrznych zlewni zazwyczaj zawierających odsonięte dna, czyli playa (ryc. 4.4b).
- *Płaskowyż i wysokie równiny*, składające się z wąskich nizin oddzielonych od bardzo rozległych terenów wyżynnych przez zbocza dolin o różnym nachyleniu i wysokości (ryc. 4.4c).
- *Doliny rzeczne*, składające się z jednej lub kilku niewielkich wyżyn i nizin zagnieżdżonych w większej nizinnej dolinie rzecznej (ryc. 4.4d).
- *Teren nadmorski*, składający się z jednej lub więcej niewielkich wyżyn i nizin zagnieżdżonych w obrębie większej nadmorskiej niziny (ryc. 4.4e).
- *Pagórkowaty teren polodowcowy i wymowy*, składający się z licznych niewielkich wyżyn i nizin nałożonych na większe tereny wyżynne i nizinne (ryc. 4.4f).

Ponieważ skupiamy się tu na przepływie wody, jako kluczowym procesie



Ryc. 4.4. Sześć głównych krajobrazów hydrologicznych wyróżnionych w oparciu o połączenie charakterystyk przepływów wody i ukształtowania terenu. Drogi umiejscowione w różnych lokalizacjach w obszarze danego krajobrazu ulegają działaniu różnych warunków hydrologicznych i same też na nie oddziałują. Na podstawie: Winter (2001).

powiązanych ze strukturą terenu, te sześć podstawowych typów jest często określanych nazwą *krajobrazów hydrologicznych*.¹⁰⁴⁶ Nachylenie, chropowatość i przepuszczalność ich powierzchni kontrolują przepływ wody po powierzchni.^{885, 231} Na przykład, przy danej chropowatości powierzchni, odpływ powierzchniowy będzie szybszy dla powierzchni krajobrazu o bardziej nachylonych zboczach niż

dla powierzchni o zboczach łagodniejszych. Co więcej, ilość i tempo spływu względem infiltracji zależy od przepuszczalności powierzchniowego materiału geologicznego.^{556, 336} Topograficzna rzeźba terenu oraz przepuszczalność hydrologiczna materiału geologicznego kontrolują ruch wód gruntowych pod powierzchnią tych krajobrazów hydrologicznych. Jeśli zwierciadło wód gruntowych znajduje się na wyższej wysokości w terenie wyżynnym to wody gruntowe będą płynęły z wyżyny do niziny. Jest to rzeczą oczywistą dla układów wyżyn i nizin występujących w różnych skalach w sześciu przykładach uogólnionych krajobrazów hydrologicznych (ryc. 4.4). Oprócz wpływu ukształtowania powierzchni terenu i geologii na odpływ powierzchniowy i przepływ wód gruntowych, wymiana wody z atmosferą (opady atmosferyczne i ewapotranspiracja) także oddziałuje na ruch wody.

Opisywanie Ziemi w kategorii uogólnionych krajobrazów hydrologicznych umożliwia rozważanie na temat interakcji dróg i wody w powiązaniu z cechami wspólnych dla różnych typów krajobrazu. Na przykład, zbocza są obecne we wszystkich krajobrazach (ryc. 4.4), podobnie jak drogi są budowane na zboczach we wszystkich tych typach. Zatem, przedyskutowane powyżej, ogólne interakcje dróg z systemem hydrologicznym na stokach dotyczą zboczy we wszystkich typach krajobrazów. Analogicznie, większość krajobrazów hydrologicznych posiada płaskie tereny a ogólne interakcje dróg z systemem hydrologicznym w płaskim terenie, przedyskutowane powyżej, odnoszą się do płaskich obszarów we wszystkich krajobrazach. Dlatego też dwie kolejne części tego rozdziału prezentują bardziej szczegółowe informacje i przykłady na temat tego, jak drogi i wody oddziałują na siebie na zboczach, a jak w terenie płaskim. Wszystkie przykłady umieszczone są w kontekście uogólnionych krajobrazów, zatem możliwości zastosowania tych informacji do konkretnych przypadków powinny być bez trudu widoczne.

Drogi i woda na zboczach wzgórz oraz terenach płaskich

Biorąc pod uwagę te główne, zróżnicowane krajobrazy hydrologiczne, wzajemne oddziaływanie systemów dróg i wody jest powiązane z topografią terenu lub jego nachyleniem. Rozważymy więc najpierw drogi i wody na zboczach wzgórz a następnie drogi i wody na terenach płaskich.

Zbocza wzgórz

Drogi wybudowane na zboczach wzgórz we wszystkich typach krajobrazu wywierają wpływ na naturalne *szlaki przepływu wód powierzchniowych* (ryc. 4.2 i 4.3).⁴⁶³ Drogi te muszą być bardzo starannie zaprojektowane by kierować przepływ cieków z góry stoku na tereny położone w dole stoku względem drogi. Jednakże nawet przy prawidłowej konstrukcji, sam proces budowy drogi i związane z nim zmiany zbocza wzgórz mogą prowadzić do przemieszczania się sporej ilości osadów do cieków wodnych, na skutek erozji powierzchniowej lub obsunięć ziemi. Duża część tych osadów jest uruchamiana na skutek erozji powierzchniowej powstającej po usunięciu ziemi i skał na zboczu powyżej drogi i zdeponowaniu tego materiału na zboczu poniżej drogi.

Drogi przecinające podstawę stoków, gdzie wody gruntowe wydostają się na powierzchnię, mogą zakłócać naturalny drenaż wód gruntowych (ryc. 4.3). Technologia niezbędna do stabilizacji podstawy drogi na takim terenie może zmniejszać lub odciąć źródło dopływu wód gruntowych dla zbiorowisk roślinnych na mokradłach mogących znajdować się u podstawy stoków. W innych przypadkach woda przechwytywana przez przydrożne rowy może być kierowana do cieków, co z kolei może wpłynąć na poziomy zalewów w całej sieci cieków w danej zlewni.¹⁰¹⁷ Drogi mogą zmieniać kierunek przepływu cieku z jednej małej zlewni do drugiej, a w następstwie zwiększać natężenie przepływu w spiętrzonej korycie i zwiększać ryzyko tworzenia się wąwozów lub wystąpienia małych, gwałtownych obsunięć ziemi w dolnym biegu tego cieku.^{647, 1018}

Budowa dróg na zboczach górskich może również prowadzić do obsunięć ziemi po obu stronach drogi.^{647, 932} *Osuwiska* szczególnie często występują tam, gdzie poziom wód gruntowych znajduje się na lub blisko powierzchni ziemi. Gleby nasycone wodami gruntowymi w górę zbocza od drogi mogą prowadzić do osuwisk zasypujących drogę. Saturacja gleb od strony położonej w dół zbocza może powodować uszkodzenia podstawy drogi i jej obsunięcia w dół zbocza. Osady i gałęzie transportowane przez wodę mogą oddziaływać na drogi, gdyż osuwiska na zboczach wzgórz (lub spływy ściółki wzdłuż koryta cieku) powodują odkładanie się osadów i gałęzi na drogach.

Drogi mogą być narażone na oddziaływanie rozmaitych typów osuwisk, od takich o objętości kilku metrów sześciennych do liczonych w milionach metrów sześciennych, od przemieszczających się bardzo wolno do przemieszczających się bardzo szybko i gwałtownie.¹⁸⁸ Lawiny (obsunięcia się pokrywy śnieżnej),

powszechnie występujące w stromych górach, również dostarczają na drogi znaczne ilości śniegu oraz innych szczątków. Choć lawiny w większości przypadków nie niszczą dróg w jakiś znaczący sposób, to często zakłócają ruch drogowy.

Wpływ dróg na tworzenie się, transport i gromadzenie osadów jest dobrze udokumentowany w ramach badań nad szlakami zrywkowymi w Górach Kaskadowych w Oregonie.¹⁰¹⁸ Badania te wykazały, że usytuowanie odcinka drogi na zboczu silnie wpływa na typ oraz częstotliwość występowania erozji i depozycji. Odcinki dróg w pobliżu grzbietów górskich spełniają przede wszystkim funkcję źródła osadów w stosunku do obszarów w dole zbocza lub dolnych odcinków cieków. Odcinki dróg znajdujące się w dolnych partiach stoku mogą zatrzymywać osady transportowane z górnych partii zbocza lub cieku. Drogi mogą zmieniać procesy transportu osadów, tak jak w przypadku, gdy osuwisko zatka przepust, kierując przepływ wody przez drogę i tworząc w ten sposób wąwóz. W tej sytuacji droga wymusza przejście od procesu transportu osadów wraz z osuwiskiem do procesu erozyjnego spowodowanego nadmiernym spływem wody.

Wpływ dróg na *wytwarzanie osadów* był rozważany w wielu badaniach, szczególnie w odniesieniu do dróg nieutwardzonych w górzystych krajobrazach leśnych.^{85, 766, 621, 1068} Na amerykańskim obszarze Pacific Northwest (czyli części terytorium Ameryki Północnej obejmującej stany Alaska, Waszyngton i Oregon oraz zachodnie prowincje Kanady), obecność leśnych dróg zwirowych jest związana z podwyższonym wytwarzaniem osadów w wyniku erozji powierzchni dróg oraz osuwisk, zarówno w czasie budowy dróg, jak i w ciągu wielu dziesięcioleci po zakończeniu budowy. Podczas czteroletnich badań po wybudowaniu leśnej drogi w górach Idaho, tempo erozji w ciągu pierwszej zimy było około pięć razy szybsze niż w kolejnych trzech latach (przy braku danych o tempie erozji przed budową drogi).⁶²¹ W stanach Kalifornia i Waszyngton, erozja powierzchniowa na drogach zwirowych wybudowanych wiele lat wstecz doprowadziła do zwiększonego powstawania osadów w porównaniu z terenami pozbawionymi dróg.^{85, 766}

Erozja powierzchniowa pochodząca z dróg jest bardziej powiązana z natężeniem ruchu aniżeli z czasem, który minął od zakończenia budowy danej drogi.^{766, 578, 1068} Na drogach nieutwardzonych, opony przejeżdżających pojazdów mają tendencję do niszczenia agregatów glebowych i odrywania drobnych cząsteczek. Niektóre z tych cząsteczek są przenoszone w powietrzu w postaci pyłu (rozdział 7), a niektóre mogą być transportowane przez spływ wody. Im większe natężenie ruchu i liczba przejeżdżających samochodów ciężarowych, tym większej erozji powierzchniowej z dróg można się spodziewać.

Podczas *burz generujących powodzie*, leśne drogi na stromych zboczach w Oregonie, mające od dwudziestu do pięćdziesięciu lat, były źródłem podwyższonego wytwarzania osadów w postaci częstych obsunięć ziemi.^{891,892} Z ponad 3224 osunięć ziemi zarejestrowanych w obszarze Pacific Northwest, ponad połowa była powiązana z drogami.⁶⁴⁷ Przeprowadzone w Oregonie badania dotyczące dróg leśnych w okresie wielkiej powodzi wykazały, że największy ruch osadów był powodowany przez uszkodzenia nasypu drogi w obrębie cieków przecinających ją w środkowej części zbocza (ryc.4.3)¹⁰¹⁸

Również podczas burz generujących powodzie, drogi zwirowe na stromych stokach leśnych są włączone w złożone procesy nazywane kaskadami zakłóceń.⁶⁶⁸ W ich trakcie, drogi zakłócają spływy wody i osadów w dół zboczy oraz w korytach cieków a także zmieniają ich bieg poprzez drogowe systemy odwadniające, powodując nasiloną erozję większych koryt rzecznych w dole zbocza, w wyniku zwiększonych przepływów (ryc. 4.2).¹⁰¹⁸ Zerodowany materiał, w połączeniu z niewielkimi obsunięciami ziemi spowodowanymi zwiększonymi przepływami wody, jest odkładany na drogach położonych w niższych partiach zbocza, co z kolei prowadzi do blokady ruchu pojazdów.

Drogi najczęściej zwiększają częstotliwość występowania osuwisk w terenie o dużym nachyleniu, podatnym na tego typu zjawiska, na którego podłoże składa się zazwyczaj słabo skonsolidowana gleba i skały.⁹³² Na takim terenie budowa nasypów drogowych na stromych zboczach stwarza ryzyko osuwisk, które mogą przemieszczać się w dół stoków, wpadać do cieków wodnych lub innych zbiorników znajdujących się poniżej dróg. Takie sytuacje mogą się zdarzać nawet w okolicy głównych, dobrze utrzymanych autostrad, takich jak Kalifornijska Autostrada Stanowa nr 1 wzdłuż wybrzeża Big Sur, która przebiega przez strome zbocza górskie składające się ze słabo skonsolidowanych skał. W niektórych rejonach na przykład, leśne drogi są głównym źródłem osuwisk, pomimo że zajmują jedynie znikomy procent całego obszaru zlewni.^{891,843} Źle skonstruowane drogi, zbyt szerokie lub wybudowane w niestabilnych miejscach, mogą być wyjątkowo podatne na osuwanie się. Drogi mogą zwiększać ryzyko zapoczątkowania osuwisk poprzez: (1) umieszczanie materiału glebowego i skalnego na stromych, prawie niestabilnych zboczach; (2) materiał użyty do budowy nasypu drogi, który nie jest sprasowany lub zawiera rozkładające się związki organiczne i może być mniej stabilny aniżeli naturalna gleba na danym stoku; (3) gromadzenie wód powierzchniowych i podpowierzchniowych w glebie oraz materiałów skalnych, które podlegają osuwaniu; a także (4) zatykanie drogowych systemów odwadniających (np. przepustów)

przez osady i inne zanieczyszczenia, a w konsekwencji przekierowanie spływu na tereny o niestabilnym podłożu.

Drogi wybudowane na dnach dolin w terenie górzystym zazwyczaj nie znajdują się wiele wyżej aniżeli ciekły wodne (ryc. 4.3). Z tego powodu mogą być zalewane przy wysokich stanach wody w czasie odwilży lub obfitych opadów. W przypadku poważnego wezbrania, woda może powodować erozję drogi lub nawet doszczętnie zniszczyć jej fragmenty. Na przykład w roku 1976 wielka powódź w Kanionie Big Thompson w Górach Skalistych w Kolorado zmyła duże odcinki U.S Highway 34 (Autostrady nr 34) w następstwie wezbrania na rzece Big Thompson.⁸⁴¹ Ta nagła powódź została spowodowana bardzo wysokim poziomem opadów, sięgającym w niektórych częściach kanionu nawet 0,3 m. Taka powódź, w której prędkość przepływu wody sięgała aż 7 m na sekundę, znacznie przekroczyła prawdopodobieństwo wystąpienia raz na 100 lat.

Większość informacji przedstawionych w tej części rozdziału i dotyczących interakcji dróg i wód na zboczach wzgórz koncentrowało się na stromych stokach w terenie górzystym. Właśnie w takim typie krajobrazu interakcje te są najbardziej wyraziste i stąd dostępna jest całkiem pokaźna i aktualna baza literatury przedmiotu. Jednakże takie same interakcje między drogami a wodami pojawiają się na zboczach we wszystkich typach terenu, włączając krajobraz dolin rzecznych, nadmorski, polodowcowy, wydmy, basenów i płaskowyżu (ryc. 4.4). W terenie o słabiej rozwiniętej rzeźbie powierzchni wzajemne oddziaływania dróg i wody są zazwyczaj bardziej ograniczone przestrzennie, choć interakcje te są wciąż bardzo ważne i mogą mieć znaczące efekty lokalne. Na przykład na północnym zachodzie stanu Wisconsin, gdzie złoża glin są porozcinane przez doliny rzek przy wcięciu terenu mniejszym niż 30 m, fragmenty dróg wybudowanych na zboczach dolin zawierających glinę, często obsuwają się w dół stoku i niszczą sieć dróg. Osunięcia gruntu na drogi i ześlizgiwanie się odcinków dróg w dół stoku należą do powszechnych problemów związanych z budową i utrzymaniem dróg wszędzie tam, gdzie drogi są posadowione na silnie nawodnionych iłach, łupkach ilastych oraz innych słabo skonsolidowanych skałach.

Tereny płaskie

Pomimo tego, że tereny płaskie mają niskie stoki, erozja i ruch osadów nadal może stanowić poważny problem. Ponadto, kopanie rowów i przekierowanie spływów wody należą do powszechnych praktyk inżynierskich w płaskim terenie.

Niektóre interakcje między drogami a wodą, które pojawiają się na zboczach wzgórz mają również miejsce na płaskim terenie. Na przykład, woda niszczy powierzchnię dróg (w szczególności dróg żwirowych) i może podmywać ich podstawę. Drogi oddziałują na wody poprzez naruszanie naturalnych szlaków spływu powierzchniowego i spływu wód gruntowych oraz tworzenie nowych szlaków spływu. Drogi są również źródłem osadów dla wód powierzchniowych, jak również źródłem zanieczyszczeń chemicznych dla wód powierzchniowych i gruntowych. W terenie płaskim, takim jak obszar równinny, dolin rzecznych, nadmorski i postglacjalny (ryc. 4.4), kopanie rozległej sieci rowów i zmiany kierunku przepływu wód powierzchniowych są wyjątkowo powszechne.

Podstawowa różnica w przemieszczaniu się wody i transportowanego przez nią materiału pomiędzy krajobrazem o stromych zboczach a płaskim jest jednak związana z różnicami w poziomie energii zużywanej do transportu materiału. Przy przepływie wody o takiej samej głębokości oraz chropowatości koryta lub powierzchni, zdolność cieku do porywania i transportu osadów zmniejsza się wraz ze zmniejszeniem nachylenia lustra wody. Z tego powodu siła erozji i zdolność do przemieszczania gruboziarnistych osadów oraz innych większych materiałów jest mniejsza w terenie płaskim aniżeli w terenie o stromych zboczach. Nie oznacza to jednak, że siła erozyjna nie występuje w płaskim terenie, ponieważ nawet tam wody powodziowe, szczególnie dużych rzek, mogą spowodować znaczne zniszczenia filarów mostów i wałów przeciwpowodziowych. Z drugiej strony, niewielkie gradienty nachylenia terenu skutkują częstym zalewaniem dróg i w takim krajobrazie stanowi ono główny problem związany z wodą.

Oddziaływanie wody na drogi

W terenie płaskim woda często zalewa drogi lub też przesycza podstawy dróg, co prowadzi do ich niestabilności. W nasyconym wodą korpusie drogi woda wypełniająca drobniutkie przestrzenie między ziarnami działa jak substancja smarująca, zmniejszając integralność strukturalną korpusu, zwłaszcza jeśli występuje tam glina. Woda stojąca długi czas (ze względu na niewielki kąt nachylenia) na powierzchni drogi, doprowadza do uszkodzenia tej powierzchni, jeśli ruch pojazdów jest duży (szczególnie w przypadku dróg żwirowych). Powodzie często zalewają drogi położone w dolinach rzek, lecz po ustąpieniu wód powodziowych drogi - zazwyczaj po pewnych naprawach - znów mogą być użytkowane.

Jednakże drogi znajdujące się na płaskich terenach nadmorskich, eksponowane na uderzenia gwałtownych fal sztormowych wywołanych przez huragany

i inne silne burze, mogą ulegać rozległym zniszczeniom, po których trzeba je czasem budować od nowa. Na przykład, w roku 1999, huragan Dennis zerwał część nadmorskiej drogi w Outer Banks w Północnej Karolinie. Wylewy rzek w powiązaniu z obfitymi opadami atmosferycznymi również mogą poważnie uszkodzić drogi na terenach nadmorskich. I tak, wylew rzeki Perl w następstwie potężnych burz w roku 1980 i 1983 spowodował znaczne zniszczenia na U.S. Highway 90 (Autostrada nr 90) w pobliżu miasta Slidell w Luizjanie.³⁵⁵

Powodzie w dolinach rzek mogą zalewać drogi i zmywać ich fragmenty, lecz najbardziej powszechnym skutkiem wód powodziowych jest *scouring*, czyli rozmywanie przez spływającą wodę koryta rzeki i brzegów w pobliżu filarów mostów oraz ich przyczółków.⁶⁵⁷ Problemy te ulegają nasileniu tam, gdzie z rzek wydobywano żwir na potrzeby, między innymi, budowy dróg. Koszty gospodarcze podmywania mostów są znaczne. W latach 1980 - 1990 rząd Stanów Zjednoczonych wydawał rocznie około 20 milionów dolarów na finansowanie projektów renowacji mostów. W następstwie wielkiej powodzi w centralnej części USA w roku 1993, ponad 2500



Ryc. 4.5. Zawalenie się mostu spowodowane wymywaniem koryta rzeki podczas powodzi. Wielopasmowa autostrada międzystanowa nr 90 na rzece Schoharie Greek, Fort Hunter, Nowy Jork, 1987. Zdjęcie udostępnione dzięki uprzejmości D.S. Mueller, Sidney Brown oraz U.S. Geological Survey.

mostów zostało uszkodzonych lub doszczętnie zniszczonych, co wymagało 173 milionów dolarów na pokrycie kosztów napraw. Podmywanie mostów jest problemem tak powszechnym, że U.S. Geological Survey (USGS), wraz z Federalnym Zarządem Dróg Publicznych (FHWA) oraz departamentami zajmującymi się autostradami stanowymi na terenie całego kraju, uruchomił program pozyskiwania danych na temat największych przepływów wody i w niektórych przypadkach, na temat wymywania koryt rzek. Dane te są później wykorzystywane przez inżynierów drogowych do projektowania mostów na większych ciekach wodnych i do budowania odpowiedniej wielkości przepustów w przypadku skrzyżowania autostrady z mniejszymi ciekami.

Choć problem podmywania istnieje od chwili wybudowania pierwszych mostów, kluczowe znaczenie dla jego nagłośnienia w USA uwagę miał wypadek, gdy w roku 1987 na Międzystanowej Autostradzie nr 90 (New York State Thruway) runął most na rzece Schoharie Creek w pobliżu miasta Fort Hunter w stanie Nowy Jork.¹⁰⁶⁸ (ryc. 4.5). Wypadek ten doprowadził do śmierci 10 osób i w rezultacie do powstania wymienionego wyżej programu USGS/FHWA.

W okolicach nadrzecznych drogi są najczęściej zalewane tylko na parę dni lub tygodni, jako że woda spływa z powrotem do rzeki po obniżeniu się poziomu wody w korycie. Jednakże sprawy mają się zupełnie inaczej, gdy podnosi się poziom wody w zamkniętym basenie jeziornym czy mokradłowym i zostają zalane pobliskie drogi. Przy braku kanału odpływowego, drogi w takim krajobrazie mogą być zalane całymi miesiącami a nawet latami.¹⁰³¹ W ostatnich latach był to poważny i kosztowny problem w południowo-środkowej Kanadzie oraz sąsiadujących północno-środkowych Stanach Zjednoczonych. Region ten stanowi teren polodowcowy charakteryzujący się obecnością tysięcy niewielkich zagłębień, w których znajdują się jeziora i mokradła zwane *prairie potholes*. Woda zalega w tych obniżeniach, ponieważ nie wykształciła się tu zintegrowana sieć odpływowa. Gdy w regionie następują obfite opady, poziom wody w zagłębieniach po prostu się podnosi. W większości tego obszaru podłoże geologiczne słabo przepuszcza wodę, przez co zgromadzona woda trudno wsiąka. *Prairie potholes* są płytkie i rozmieszczone blisko siebie, więc łatwiej i taniej jest budować drogi w poprzek nich aniżeli dookoła poszczególnych zbiorników. Drogi, które wiją się wokół obniżen zazwyczaj nie leżą o wiele wyżej niż jeziora i mokradła.

W normalnych warunkach klimatycznych drogi w takim krajobrazie są czasami lokalnie zalewane przez podnoszący się poziom wody. Jednakże w następstwie potężnego oberwania chmury, która miało miejsce w środkowej części USA w roku

1993, mieliśmy do czynienia z wyjątkowo nietypowym okresem zawilgocenia, utrzymującym się przez kolejne osiem lat. Taka sytuacja nie zdarzyła się przez ponad 150 lat.¹⁰³⁰ Wiele odcinków dróg na rozległych obszarach prairii z okresowymi zbiornikami wodnymi zostało zalanych. W rezultacie sieć dróg w tym regionie została mocno naruszona. Zablokowanie dróg przez wody powodziowe niemal odizolowało niektóre farmy od świata, zmniejszyło zagęszczenie dróg i znacznie zmodyfikowało szlaki ruchu drogowego w całym regionie. Powszechnie stosowanym rozwiązaniem tego problemu jest podniesienie poziomu dróg poprzez dodanie nasypów i nowej powierzchni. Od roku 1993, 844 projekty dotyczące podwyższenia poziomu dróg w samej tylko wschodniej części Północnej Dakoty kosztowały ponad 175 mln USD (R. Hartl, informacja ustna).

Oddziaływanie dróg na wody

Drogi mogą stanowić barierę dla (1) efektywnego odprowadzania wód powodziowych, (2) przedarcia się wód podczas wysokiego poziomu wody, oraz (3) naturalnego przepływu wody. Często doprowadzają one też do rozdzielania płytkich wód powierzchniowych na oddzielne zbiorniki wodne.

Powódź w zlewni rzeki Red River of the North w Północnej Dakocie stanowi doskonały przykład na to, jak drogi mogą stać się barierą do usuwania wód powodziowych.⁵⁸⁰ Rzeka Red River of the North płynie w starym korycie glacialnym jeziora, które jest wyjątkowo płaskie. Kąt nachylenia wynosi w niektórych miejscach zaledwie 0.02%. W obszarze tym jest mocno rozwinięte rolnictwo, a co za tym idzie, istnieje rozległa sieć dróg znajdujących się od siebie w odległości około 1,6 km i tworzących coś na kształt siatki kwadratów o powierzchni ok. 2,6 km². Drogi są zbudowane około metra wyżej niż otaczające pola. W czasie poważnych powodzi woda rozlewa się na dużym obszarze, przepływając również ponad drogami. Jednak gdy poziom wody w rzece opada, woda na polach jest zatrzymywana przez drogi tworząc okresowe, kwadratowe i prostokątne jeziora (ryc. 4.6). Woda może powrócić do rzeki tylko za pomocą przydrożnych rowów i przepustów drogowych. Ponieważ jednak przepusty nie są zaprojektowane tak, by przepuszczać szybko duże ilości wody, często dochodzi do ich zablokowania lub zatkania. W konsekwencji, pola mogą pozostawać zalane całymi tygodniami, opóźniając tym samym lub uniemożliwiając uprawę roli.

Tak samo, jak drogi mogą stanowić przeszkodę w odprowadzaniu wody, mogą one być również barierą przed jej wtargnięciem.¹⁰³¹ Wyjątkowo deszczowy okres w północno-środkowej części Stanów Zjednoczonych, o którym pisaliśmy



Ryc. 4.6. Okresowe jeziora utworzone przez wyniesione korpusy dróg stanowiące barierę dla odpływu wody po przejściu najwyższej fali powodziowej. Zalane prostokątne pola w pobliżu rzeki Red River of the North w Północnej Dakocie. Zdjęcie uzyskane dzięki uprzejmości U.S. Geological Survey.

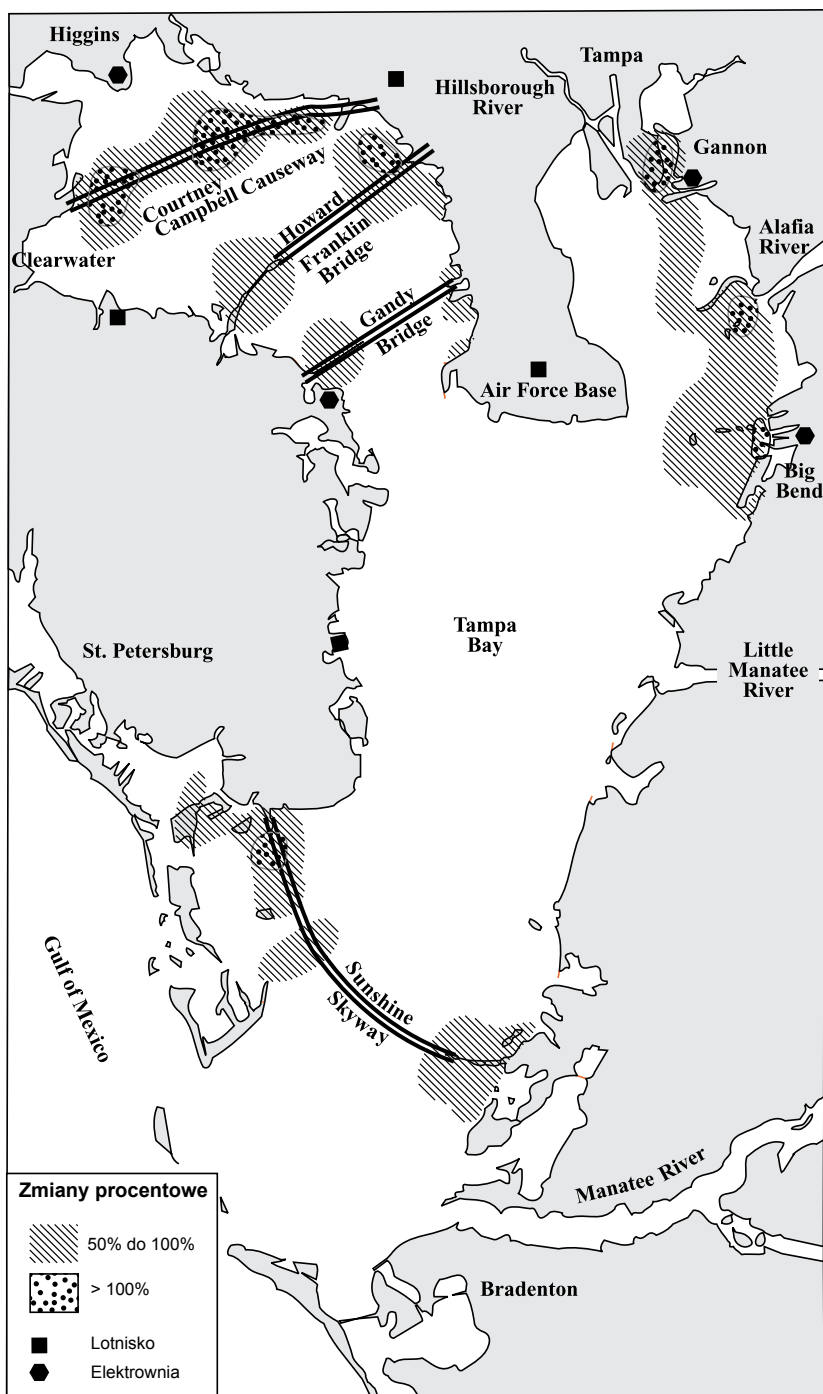
już wcześniej stanowi dobry przykład. W północno-wschodniej Dakocie Północnej, zlewnia jeziora Devils Lake zajmuje obszar 8600 km². Podobnie jak w przypadku okresowych zbiorników preriowych (*prairie potholes*), zlewnia nie posiada żadnego odpływu wody. Zatem większe opady atmosferyczne w rejonie tego zbiornika podnoszą poziom wody w jeziorze Devils Lake. Od roku 1992 poziom jeziora podniósł się o ponad 7,5 m zalewając ponad 12 150 hektarów ziemi, włączając w to drogi. Zalane obszary były w większości terenami uprawnymi, lecz zalana została również część miasta Devils Lake. Przewidując dalszy wzrost poziomu wody w jeziorze, drogi otaczające jezioro zostały podwyższone tak, by nie trzeba ich było podwyższać w pośpiechu, gdy będzie nadciągająca powódź. Jako, że poziom wody ciągle się podnosił, niektóre drogi stały się w zasadzie tamami, uniemożliwiając dalsze rozszerzanie się jeziora w najbliższej okolicy tych dróg. Korpusy dróg są zazwyczaj zbudowane z materiałów porowatych by ułatwić odprowadzanie wody, podczas gdy tamy są tak zaprojektowane i skonstruowane by blokować przepływ wody. Ponieważ

drogi nie były projektowane jako zapory, przedmiotem dyskusji stało się bezpieczeństwo dróg, zarówno w kontekście transportu jak i ochrony mienia znajdującego się po drugiej stronie drogi. Korpus Inżynieryjny Armii Stanów Zjednoczonych (USACE) oszacował, iż konstrukcja wałów przeciwpowodziowych chroniących te drogi kosztowałyby aż 50 mln USD (V.F. Schimmoller, informacja ustna).

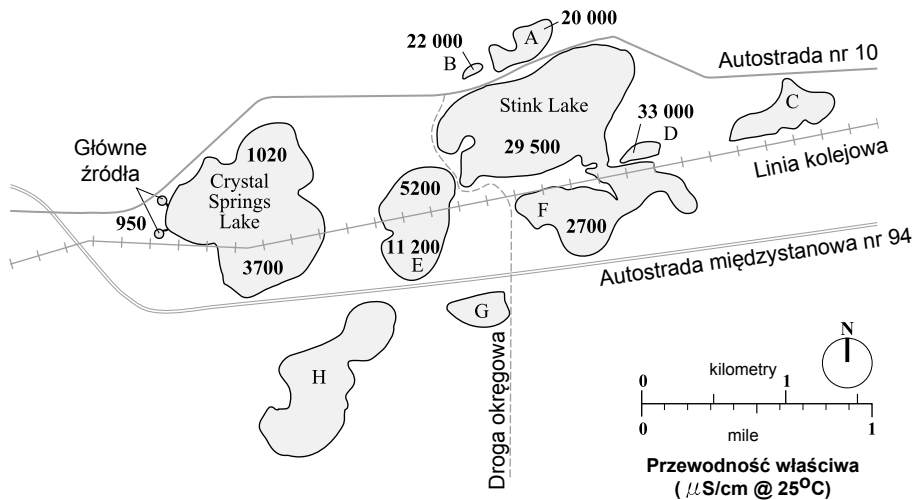
Na terenach nadbrzeżnych niektórych stanów graniczących z Zatoką Meksykańską, takich jak Luizjana i Floryda, płytką wodą przemieszcza się w postaci powierzchniowego spływu warstwowego przez trawy bagienne z głębi łądu w kierunku wybrzeża. Na Florydzie, właśnie taki spływ powierzchniowy stanowił główne źródło zaopatrzenia w wodę dla mokradł Everglades. Drogi przecinające takie obszary zwykle blokują przepływ, oddziałując tym samym na ekosystemy po obu stronach drogi. Wpływ na ekosystemy znajdujące się po tej stronie drogi skąd napływa woda jest bardziej widoczny w pobliżu drogi, gdyż działa on zasadniczo jak tama i gromadzi wodę. Wpływ na ekosystemy znajdujące się po tej stronie drogi gdzie woda odpływa jest bardziej rozległy, ponieważ droga odcina dopływ wody do tego ekosystemu. Nawet, jeśli rozproszone przepusty drogowe i mosty są wbudowane w system drogowy, woda jest kierowana przez nie poza drogę, co też znacznie zmienia naturalne szlaki przepływu i spójność ekosystemu. W takiej sytuacji duża ilość przepływów pod drogami byłaby pomocna w utrzymaniu względnie naturalnych warunków w ekosystemach po obu stronach drogi.

Tam, gdzie droga przecina płytkie jezioro, mokradła lub estuarium, powszechnym zjawiskiem jest, że zbiorniki wodne po przeciwnych stronach drogi wyglądają całkiem odmiennie. Na przykład kolor wody może być inny lub zbiorniki mogą charakteryzować się różnymi zbiorowiskami roślinnymi (ryc. 6.8, rozdział 6). Co ciekawe, istnieje niewiele danych i badań dokumentujących zmienione cechy ekologiczne rozdzielonych zbiorników wodnych. Kilka poniższych przykładów ilustruje związane z tym, uderzające efekty ekologiczne.

Jezioro Great Salt Lake w stanie Utah otrzymuje większość świeżej wody z cieków wpływających do południowej części jeziora.⁵⁶⁷ W roku 1903, zbudowano na słupach estakadę kolejową linii przebiegającą w osi wschód-zachód w poprzek całego jeziora. Jednak w roku 1959 zastąpiono ją ziemną groblą komunikacyjną. Estakada pozwalała wodzie swobodnie cyrkulować po całym wielkim jeziorze, natomiast grobla została wybudowana z zaledwie dwoma 4.5-metrowymi przepustami oraz 88-metrowym prześwitem na most. Taki projekt znacznie ograniczył ruch wody między północną a południową częścią jeziora, więc obie te części szybko zaczęły się znacznie różnić.



Ryc. 4.7. Zmiany wzorca obiegu wody dla typowego przyływu, związane z budową nasypów grobli w dużej zatoce. Zmiany opierają się na modelach symulacyjnych Tampa Bay, Floryda, od roku 1880 do 1972. Na podstawie Goodwin (1987), ze zmianami.



Ryc. 4.8. Jakość wody zmieniona przez korytarze transportowe na obszarze, gdzie płytkie jeziora zależą od dopływu wód gruntowych. Wysoka przewodność właściwa odzwierciedla nagromadzenie rozpuszczonych substancji chemicznych, wynikające tu przede wszystkim z obecności dróg, które zaburzają obieg wody w jeziorach w taki sposób, że woda dopływająca z wód gruntowych w wyżej położonej części jeziora nie jest w stanie swobodnie krążyć po całym jeziorze. Okolice Crystal Springs, Dakota Północna. Na podstawie: Swanson et al. (1998)

Zanim wybudowano groblę komunikacyjną, stężenie rozpuszczonej soli (w dużej mierze chlorku sodowego) w części północnej i południowej było prawie takie samo. W ciągu zaledwie kilku lat zarejestrowano, że efektem netto jest napływ słonej wody z części południowej do północnej¹⁰, skutkiem czego na dnie jeziora w części północnej została zgromadzona gruba warstwa soli. Ponieważ prawie wszystkie cieką zasilające są po stronie południowej jeziora, grobla spowodowała, że właśnie ta część ma wyższy poziom wody, co wymusza spływ na północ i uniemożliwia powrót wody na południe. Ostatnie badania wykazały, że w roku 1972 stężenie soli w części północnej było o 200 g/L (gramów na liter) wyższe niżeli w części południowej, a w roku 1998 – było to już 250g/L różnicy.⁵⁶⁷ Takie różnice w stężeniu prowadzą do różnej gęstości wody w obu częściach jeziora. To z kolei powoduje niezwykle, dwukierunkowy przepływ przez przepusty. Gęstsza, bardziej zasolona woda z części północnej płynie w kierunku południowym poniżej bardziej słodkiej wody z południowej części płynącej na północ.

W zachodniej części Florydy znajduje się Tampa Bay - duże, płytkie estuarium w kształcie litery Y. Jedno ramię zatoki, Old Tampa Bay, jest przecięte przez

trzy główne groble komunikacyjne zbudowane na skalnym nasypie, a każda z nich posiada duży most (ryc. 4.7) Drugie ramię, Hillsborough Bay, posiada na swym górnym krańcu niewielkie groble. Czwarta główna grobla znajduje się w pobliżu ujścia Tampa Bay. Te prace inżynierskie w połączeniu z pracami pogłębieniowymi, budową grobli oraz nasypów wzdłuż linii brzegowej wywarły znaczny wpływ na wzorce cyrkulacji wody w zatoce. USGS, we współpracy z władzami portu Tampa oraz USACE, przeprowadziło badania mające na celu oszacowanie zakresu wpływu prac inżynierskich na układ cyrkulacji wody.³⁶⁸ Jednym z celów tych badań było utworzenie modelu komputerowego obecnego układu cyrkulacji wody, a następnie powtórzenie tego modelu przy symulowanym usunięciu wszelkich wykonanych prac inżynierskich, czyli przedstawienie warunków z okresu przed zabudową, tj. około 1880 roku. Jak można się spodziewać, największe zmiany w cyrkulacji wody dla typowego przypływu, które zaszły w latach 1880-1972 obserwujemy w bezpośrednim sąsiedztwie grobli komunikacyjnych i mostów (ryc. 4.7).

W następstwie tych zmian zasadniczemu przekierunkowaniu uległy naturalne szlaki przepływu wody od wejścia do Tampa Bay aż po ujście, zwiększając w ten sposób prędkość, z jaką woda oraz materiał transportowany przez wodę przemieszczają się przez zatokę. W konsekwencji, wszelkie substancje zanieczyszczające, które wpadają do górnej części zatoki docierają do Zatoki Meksykańskiej znacznie szybciej niż działoby się to przed ingerencją człowieka. Ponadto, choć nie zbadano tego dokładnie, wodny ekosystem w miejscach o zmodyfikowanym wzorcu cyrkulacji wody zmienił się prawdopodobnie w następstwie budowy grobli (ryc. 4.7). Zapewne dotyczy to szczególnie organizmów żyjących na dnie, gdyż typy osadów i ich transport mogą różnić się w tych częściach zatoki, gdzie groble uniemożliwiają swobodną cyrkulację wody w obrębie całej zatoki.

Oprócz zakłócania szlaków spływu powierzchniowego, drogi mogą także oddziaływać na zbiorniki wód powierzchniowych, które ze względu na swoje cechy ekologiczne, są zależne od wód gruntowych.⁸⁹³ Na przykład, w pobliżu Crystal Springs w Dakocie Północnej, linia kolejowa, autostrada okręgowa, autostrada krajowa oraz autostrada międzystanowa przecinają dwa niewielkie jeziora na prerii (ryc. 4.8). W warunkach naturalnych, oba te jeziora były zasilane wodami gruntowymi wraz z rozpuszczonymi w nich substancjami chemicznymi, które następnie swobodnie przemieszczały się w toni obu zbiorników wodnych. Zaburzenie wzorca obiegu wody przez korpusy dróg spowodowało sytuację, w której każdy ze zbiorników ma inne właściwości chemiczne i biologiczne, ponieważ niektóre z nich zostały odcięte od składniki dostarczanych przez wody gruntowe.⁸⁹³

W zbiornikach, które po zakończeniu budowy dróg nadal miały dopływ wód gruntowych, czyli jezioro Crystal Springs Lake położone na północ od linii kolejowej oraz zbiornik F jeziora Stink Lake, woda pozostała najbardziej słodka (ryc. 4.8). Jezioro Crystal Springs Lake pozostało bogate w ryby. W następstwie budowy drogi słodka woda gruntowa dopływająca do zbiornika F jeziora Stink Lake nie mogła dalej swobodnie krążyć po całym jeziorze, i w związku z tym skład chemiczny w głównym zbiorniku jeziora Stink Lake oraz w zbiornikach A i B uległ drastycznym zmianom (osiągając przewodność na poziomie 20 000 lub więcej mikrosimensów/cm). Stopień zasolenia w jeziorze Stink Lake podniósł się na tyle, aby zapewnić siedlisko dla artemii.

Typy dróg, użytkowanie gruntów i woda

Drogi budowane są z wielu różnych powodów i we wszelkich typach terenu. W niektórych przypadkach drogi powstają w celu pozyskiwania zasobów naturalnych, takich jak minerały lub drewno, a w innych mogą być budowane w celu połączenia dwóch punktów w jak najkrótszy sposób, przy jak najniższym koszcie. Przeznaczenie drogi ma bezpośredni związek z jej rodzajem oraz lokalizacją w obrębie krajobrazu. Ogólne zależności między drogami, użytkowaniem gruntu a wodami można przeanalizować przyglądając się czterem typom dróg, które różnią się od siebie nakładami prac inżynierskich zastosowanych przy ich budowie: (1) polne drogi i trakty, (2) wybudowane drogi żwirowe, (3) utwardzone drogi drugorzędne oraz (4) utwardzone drogi pierwszorzędne. Wszystkie te typy dróg podlegają działaniu wody a także same mają wpływ na przepływ wody oraz materiału transportowanego przez wodę, choć stopień tego oddziaływania jest różny.

Trakty, drogi polne oraz wybudowane drogi żwirowe

Drogi polne, czyli *drogi nieutwardzone* oraz *trakty* to gruntowe drogi charakteryzujące się mało skomplikowanym projektem technicznym i konstrukcją, bez specjalnie przygotowanego korpusu drogi czy też wykorzystania mostów i przepustów drogowych. Większość dróg tego typu powstaje po prostu na skutek ciągłego jeżdżenia tą samą trasą. Drogi polne są powszechnie spotykane na obszarach rolniczych a zatem głównie w terenie płaskim. Trakty są zazwyczaj wykorzystywane

do okazjonalnego dojeżdżania do danego miejsca, takiego jak na przykład ulubione miejsce do wędkowania lub odległy zakątek gospodarstwa. Trakty spotykane są w terenach niezagospodarowanych, we wszelkich typach krajobrazu, od terenu nadmorskiego aż po góry. Woda może okresowo zalewać polne drogi na płaskim terenie, czyniąc je błotnistymi i utrudniając ich użytkowanie. Drogi tego typu w zasadzie nie wpływają specjalnie na przepływ wody. Jednak, jeśli gruntowe drogi mają choć niewielkie nachylenie, to koleiny samochodowe mogą pod wpływem erozji przeistoczyć się w wąwozy i zmieniać w pewnym stopniu kierunek wody. W terenie o większym nachyleniu, takim jak górskie zbocza, płaskowyże i doliny rzek, strumyczki płynące w wąwozach spowodowanych erozją dróg gruntowych mogą przybierać całkiem spore rozmiary, nieść znaczne ilości osadów oraz powodować poważne zmiany w kierunkach splotów wody.

Drogi polne pełnią parę ważnych funkcji ekologicznych. Na przykład duże zwierzęta, takie jak kojoty, wilki, pumy, lwy i dingo, mogą wykorzystywać drogi gruntowe o niewielkim natężeniu ruchu jako główne szlaki przemieszczeń podczas żerowania.³⁰² W ciepłych porach roku owady, w tym też motyle, wabione są do błotnistych kałuż często występujących na polnych drogach.

Drogi żwirowe budowane są z wielu powodów. Większość z nich powstaje prawdopodobnie by zapewnić ogólnie dostępne szlaki komunikacyjne w obszarze wiejskim (ryc. 4.1), lecz niektóre wykorzystywane są do wydobywania surowców. Drogi żwirowe mające służyć transportowi na terenach wiejskich to w założeniu drogi trwałe. W związku z tym wykonuje się zazwyczaj wyniesioną podstawę drogi (w przeciwieństwie do dróg polnych) a sama droga, mosty i przepusty projektowane są i budowane tak, by przetrwać rozsądnie długi czas. Z drugiej strony zakłada się, że większość dróg żwirowych nie będzie miała dużego natężenia ruchu.³ Kierowanie wody poprzez rowy i przepusty wzdłuż wiejskich dróg trwale oddziałuje na przepływ wody. Drogi budowane w celu wydobywania nieodnawialnych surowców są zazwyczaj drogami tymczasowymi, gdyż nie są często wykorzystywane po zakończeniu eksploatacji danego surowca. Dodatkowo, koszt takich dróg musi być dostosowany do korzyści wynikających z surowca. Jakość tych dróg wskazuje zazwyczaj, że nie są one zaprojektowane, by trwać w nieustaloną, odległą przyszłość. Jednak, choć nie są one drogami na stałe, to muszą być wystarczająco dobrze zaprojektowane i wykonane, by wielokrotnie przewozić sprzęt ciężki. W odróżnieniu od nich, drogi żwirowe wybudowane w celu eksploatacji surowców odnawialnych, są zazwyczaj starannie zaprojektowane i wykonane, ponieważ w zamierzeniu mają być w użyciu przez długi czas.

W sytuacji, gdy drogi żwirowe w terenie płaskim zostają zalane, woda nie odpływa szybko a co za tym idzie, przesiąknięte wodą drogi mogą stać się niestabilne, co powoduje rozległe uszkodzenia struktury drogi. Drogi tego typu są zazwyczaj dostosowane do topografii powierzchni terenu. Zatem podcięcia i nasypy są nieliczne i niewielkie, a erozja i transport osadów z tych stoków nie stanowią poważnego problemu. Jednakże ilość osadów uwalnianych z powierzchni dróg może być kształtowana przez natężenie ruchu drogowego, ponieważ opony odrywają i ścierają na proch cząsteczki drogi. Niektóre cząstki są transportowane w powietrzu w postaci pyłu (rozdział 7). Odpływ z powierzchni dróg żwirowych oraz erozja poboczy przyczyniają się do zasilania płynącej wody w osady, lecz jedynie najdrobniejsze osady są transportowane bardzo daleko, przede wszystkim z powodu niskiego spadku rowów i cieków. Jednakże w przypadku dróg żwirowych wybudowanych na obszarach o dużym stopniu nachylenia może dojść do znaczących zmian w szlakach spływu wody na terenach położonych w dole stoku. W rezultacie osady pochodzą nie tylko z powierzchni dróg, lecz również z rozległego przemieszczania ziemi niezbędnej do budowy tych dróg. Stanowi to problem szczególnie w sytuacjach, gdy drogi są budowane na potrzeby wycinki drzew w terenach górskich, ponieważ sieć takich dróg może być dość gęsta.

Drugorzędne i pierwszorzędne drogi utwardzone

Drugorzędne drogi utwardzone, takie jak drogi okręgowe i niektóre drogi stanowe w USA, przecinają wszelkie możliwe typy krajobrazu i terenów o różnym sposobie użytkowania. W zamierzeniu drogi te mają być użytkowane przez długi okres czasu, przez wszystkie rodzaje pojazdów poruszające się z większą prędkością aniżeli po drogach żwirowych. Takie drogi są lepiej zaprojektowane technicznie niż drogi żwirowe, włączając lepszy korpus i elementy wyznaczające trasę przepływu wody, takie jak rowy, przepusty i mosty.^{2,3} Drogi te nie są dostosowane aż tak do topografii terenu jak drogi żwirowe, a co za tym idzie wymagają budowy o wiele większej liczby wykopów i nasypów. W rezultacie może dochodzić do wytwarzania znacznej ilości osadów. Co więcej, mimo tego, że powierzchnia samej drogi jest twarda, pobocza dróg utwardzonych często ulegają erozji, co tworzy stałe źródło osadów dla odbiorników wód powierzchniowych. Problem ten występuje szczególnie często w terenie o sporym nachyleniu stoków, takim jak góry oraz

zbozcza płaskowyżów i dolin rzecznych. Duża prędkość wody spływającej po twardej powierzchni drogi, zanim dotrze do nieutwardzonych poboczy, ma znaczny potencjał erozji.

Pierwszorzędne drogi utwardzone to drogi szybkiego ruchu oraz inne główne autostrady krajowe i stanowe. Drogi te budowane są tak, by poradzić sobie z dużym natężeniem ruchu we wszystkich typach krajobrazu i różnym użytkowaniu terenu.² Ponadto są one zaprojektowane tak, by przewozić duże ilości ciężkich pojazdów ciężarowych poruszających się z dużą prędkością. Główne autostrady prawdopodobnie są najlepiej zaprojektowane technicznie pod względem odprowadzania wody. Projekty mostów i przepustów drogowych wykonywane są z najwyższą możliwą starannością i przy dużym nakładzie środków technicznych oraz finansowych, zaś przydrożne rowy są tak zaprojektowane, by mogły przeprowadzać duże ilości wody.

W rezultacie, budowa pierwszorzędnych dróg utwardzonych wymaga zazwyczaj wykonania nasypów i wykopów na dużą skalę. W terenach górskich, usuwanie całych zboczy w celu wybudowania głównych autostrad nie należy do rzadkości. Nawet w terenie płaskim, konstrukcja tego typu dróg zazwyczaj wymaga przemieszczenia dużych ilości materiału ziemnego dla wyrównania terenu tam, gdzie zostanie wybudowany korpus drogi oraz usytuowane duże rowy. Co więcej, olbrzymie ilości materiału na budowę korpusu drogi są transportowane ze zwirowni lub kamieniołomów. Oba te działania mogą prowadzić do znaczących dostaw osadów do wód powierzchniowych, choć zazwyczaj w dużych projektach konstrukcyjnych największą wagę przykładają się właśnie do łagodzenia tego problemu. W niektórych krajach o zimnym klimacie piasek oraz inne środki używane na oblodzonych autostradach stanowią dodatkowe źródło osadów.

Podsumowanie

Interakcje między systemami dróg a wodami są liczne i złożone. Większość uszkodzeń, jakim ulega nawierzchnia drogi oraz większość oddziaływań dróg na środowisko powiązane są z wodą. Spływająca, zamarzająca i przesączająca się woda może poważnie uszkadzać drogi. Drogi z kolei, zmieniają szlaki przemieszczania się wody, osadów i substancji zanieczyszczających w krajobrazie. Niektóre drogi i rowy przydrożne mogą efektywnie stać się częścią sieci hydrologicznych.

Struktura i funkcje systemów dróg są stosunkowo łatwe do zrozumienia,

jako że są one dziełem zaprojektowanym przez człowieka i stworzonym do konkretnych celów. Struktura i funkcje naturalnych systemów hydrologicznych, takich jak przemieszczenia wody w atmosferze, działanie systemów wód powierzchniowych i gruntowych oraz ich wzajemne oddziaływanie są o wiele trudniejsze do zrozumienia. Jednak zrozumienie wzajemnego oddziaływania dróg i wody musi być oparte na zrozumieniu funkcjonowania każdego systemu z osobna. Na system hydrologiczny składają się ciekłe wodne, jeziora, obszary podmokłe, odpływ powierzchniowy, woda glebowa i woda gruntowa. Ponieważ ilość wody i niesionego przez nią materiału różni się w zależności od szlaków przepływu, interakcje systemów dróg i wody silnie zależą od tego, gdzie droga jest umiejscowiona w danym krajobrazie. Pewne ogólne zasady są oczywiste w odniesieniu do interakcji dróg i wody w różnych częściach uogólnionych typów krajobrazów.

Drogi na wyżynach, czy to przebiegające wzdłuż grzbietów górskich, płaskowyżów, wyżyn przylegających do dolin rzek, czy też wysokich tarasów rzecznych, zazwyczaj nie są specjalnie kształtowane przez działanie wody, nawet podczas powodzi. Lecz chemiczne substancje zanieczyszczające oraz osady z dróg w takich lokalizacjach mogą mieć wpływ na źródła cieków i mogą zanieczyszczać obszary zasilania regionalnych systemów wód gruntowych. W związku z powyższym, należy bardzo starannie projektować i budować drogi w tego typu wyżynnych warunkach, aby ograniczyć chemiczne substancje zanieczyszczające i uniemożliwić ich przedostawanie się do systemów wód powierzchniowych i gruntowych.

Woda może oddziaływać na drogi położone na zboczach z powodu wartkich niekiedy spływów występujących w takich okolicznościach. Woda może powodować erozję wykopów i nasypów, rozmywać przepusty i odcinki drogi, zamieniać na skutek erozji rowy w wąwozy, wywoływać osuwiska, które zasypują drogi lub niszczą jej fragmenty. Drogi na zboczach wzgórz oddziałują też na przemieszczanie się wody blokując naturalne szlaki jej przepływu. Substancje zanieczyszczające z dróg położonych na zboczach mogą łatwo przedostawać się do cieków i szybko przemieszczać się na dalekie odległości. Jednak zanieczyszczenia wód gruntowych mają zazwyczaj jedynie lokalny zakres, z powodu przewagi szlaków spływu powierzchniowego i płytkiego spływu podpowierzchniowego na zboczach wzgórz. Najważniejszą kwestią jest kontrola wody w pobliżu dróg na zboczach, ze względu na zarówno drogi jak i środowisko. Budowle kontrolujące kierunek przepływu wody oraz systemy odwadniania wód podpowierzchniowych mogą być projektowane w celu ochrony dróg przed wymywaniem i osuwiskami, zagrażającymi zarówno z góry, jak i z dołu stoku.

Drogi położone na terenach nizinnych są narażone na działanie wody głównie na skutek zalewania i sporadycznego rozmywania. Drogi w takich warunkach mogą stanowić barierę dla odprowadzania wody powodziowej lub też wtargnięcia wody powodziowej. Skuteczne poprowadzenie szlaków spływu powierzchniowego oraz kontrolowanie wypływów wód gruntowych na powierzchnię są ważnymi czynnikami przy budowie dróg na nizinach. Ponadto ograniczanie ilości substancji zanieczyszczających pochodzących od dróg jest sprawą wyjątkowo ważną, jeśli chodzi o zapobieganie zanieczyszczeniu wód gruntowych i pobliskich wód powierzchniowych.

Na koniec trzeba podkreślić, że woda jest głównym wrogiem dróg. W związku z tym wypracowano szeroki wachlarz praktyk projektowania i konstruowania dróg, mających na celu zwalczanie problemów związanych z wodą. Jednak, jak na ironię, drogi są głównym wrogiem zbiorników wodnych. Zatem zapobieganie i niwelowanie związków między nimi stanowi teraz dla nas zarówno techniczne jak i ekologiczne wyzwanie.

Rozdział 5

Substancje chemiczne wzdłuż dróg

Odjechał w chmurze kurzu
Z piskiem opon, plując rdzą
I na każdej drodze, którą obrał
Miał nogę na pedale a moje serce na hamulcu-
Mary Chapin Carpenter, *'A Road Is Just a Road'*
(*'Droga Jest Tylko Droga'*), 1987

Mam naklejkę 'Teraz Ekologia' na samochodzie,
z którego cieknie olej gdziekolwiek jest zaparkowany.
- Mark Sagoff, *Earth Ethics (Etyka Ziemi)*, 1990

Wzdłuż dróg gromadzi się bogaty asortyment niewidzialnych substancji chemicznych. Źródłem tej mieszaniny są samochody, zarządzanie poboczami dróg i same drogi. W niewielkich ilościach substancje te są tak łagodne jak paleta chemikaliów spotykanych w warunkach naturalnych. Jednak w dużych ilościach, czyli przy poziomie niepożądanym przez społeczeństwo, nagromadzone substancje chemiczne stają się *zanieczyszczeniami* lub *substancjami skażającymi środowisko*.

Niektóre substancje chemiczne gromadzące się przy drogach są przenoszone na krótkich dystansach przez powietrze, lecz większość jest niesiona przez wodę zmywającą lub przesączającą się przez drogę. Oddziaływania chemiczne w ekosystemach wodnych są przedmiotem szczególnej uwagi w rozdziale 6, natomiast efekty działań substancji chemicznych transportowanych na dłuższe odległości

przez atmosferę są omówione w rozdziale 7.

Wpływ dróg na jakość wody stanowi poważny problem dla osób odpowiedzialnych za zarządzanie zasobami wodnymi, podmiotów odpowiedzialnych za autostrady oraz wielu innych osób zajmujących się warunkami środowiskowymi.^{243, 268, 227} Kilka obszernych przeglądów i pozycji bibliograficznych dotyczących odpływu burzowego z dróg jest szczególnie użytecznych, włączając syntezę wcześniejszych dokumentacji i badań¹⁰⁶³; podręcznik użytkownika na temat oceny wpływu autostrad na jakość wody i sposobów łagodzenia tego problemu⁴⁹⁹; oszacowanie stężenia substancji zanieczyszczających pochodzących z dróg miejskich i wiejskich²³⁰; oraz ocena na krajową skalę stężeń związków chemicznych w odpływie z dróg (strona internetowa U.S. Geological Survey, 2002). Jednak substancje chemiczne nagromadzone wzdłuż dróg mają o wiele większe oddziaływanie aniżeli woda. Gromadzą się one w glebie, w roślinach i zwierzętach, i prowadzą w konsekwencji do kaskadowych efektów w ekosystemach lądowych.

Źródła zanieczyszczeń chemicznych

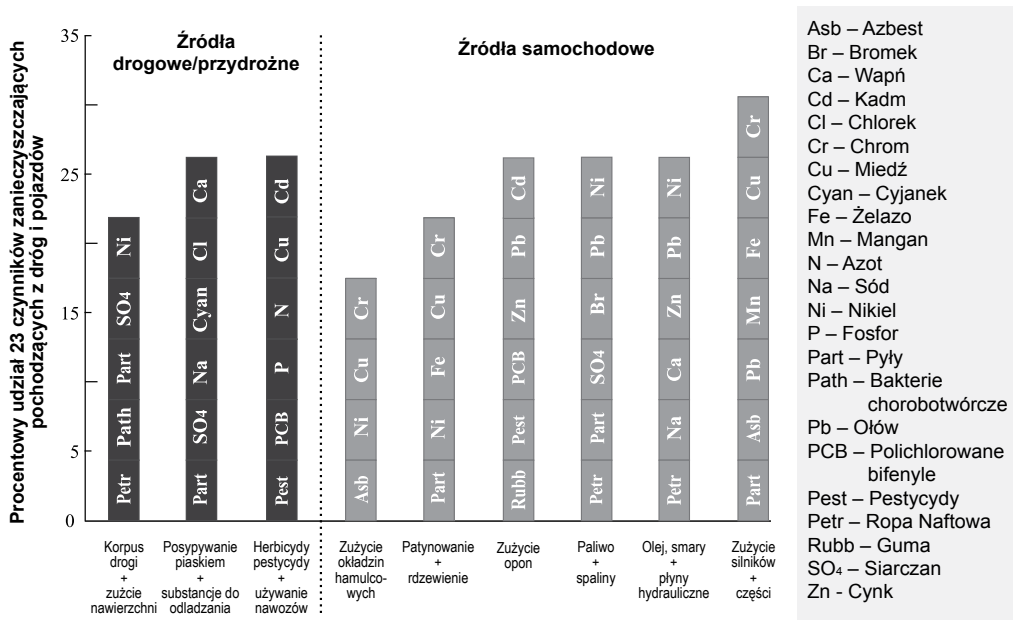
Substancje chemiczne znajdują się oczywiście w każdym miejscu na Ziemi, lecz ich obecność w stężeniach określanych jako zanieczyszczenia powoduje szkody lub reakcje toksyczne w odniesieniu do zdrowia ludzkiego, systemów ekologicznych, lub obu naraz.⁶⁷⁵ Tutaj skupimy się na substancjach chemicznych, które wpływają negatywnie na naturalne procesy i rodzime gatunki. Głównym źródłem przydrożnych zanieczyszczeń są samochody, drogi i mosty, a także sucha i mokra depozycja atmosferyczna (kurz i deszcz). Lokalnie i rzadziej występujące źródła to wycieki ropy, benzyny, chemikaliów przemysłowych i innych substancji, a także straty materiałów w wypadkach z udziałem pojazdów i struktur przydrożnych. Ponadto wzdłuż wielu dróg zbierają się przedmioty wyrzucone z samochodów. Praktyki utrzymania dróg, takie jak posypywanie powierzchni dróg piaskiem i odladzanie, a także stosowanie środków chwastobójczych na poboczach zazwyczaj dodatkowo zwiększają poziom chemicznych zanieczyszczeń. Do tego zarówno powierzchnia drogowa jak i toczące się po niej opony samochodowe stopniowo się niszczą.

Jedno z badań dotyczących substancji chemicznych rejestrowanych wzdłuż dróg wskazuje, że 19 z 23 głównych czynników zanieczyszczających (83%) pochodzi z pojazdów^{499, 268} (ryc. 5.1). W obrębie samochodów możemy wyróżnić kilka najważniejszych źródeł zanieczyszczeń, zaś konkretny rodzaj zanieczyszczenia

może pochodzić z wielu różnych źródeł. Jedna trzecia (35%) rodzajów zanieczyszczeń przydrożnych bierze się z olejów, smarów i płynów hydraulicznych. Zużycie silnika i części wytwarza 30% typów czynników zanieczyszczających; patynowanie i rdzewienie – 22%; zużycie opon – 22%, paliwo i spaliny – 22%, zużycie okładzin hamulcowych – 17%. Również źródła niezwiązane bezpośrednio z samochodami wytwarzają wiele rodzajów zanieczyszczeń. Czynniki związane z piaskowaniem i odladzaniem są odpowiedzialne za jedną piątą (22%) rodzajów zanieczyszczeń; zużycie korpusu drogi i jej nawierzchni – 17%, stosowanie środków chwastobójczych i owadobójczych – 13%. Liczby te nie obejmują metali ciężkich oraz innych chemikaliów, które są spłukiwane z mostów i dostają się bezpośrednio do cieków i innych zbiorników wodnych. Krótko mówiąc, chemiczne substancje zanieczyszczające wzdłuż dróg pochodzą z różnych źródeł, i znacząca redukcja nawet pojedynczego związku z reguły wymaga kontroli wielu źródeł.

Drogi, pobocza oraz ich utrzymanie

Z uwagi na fakt, iż sieci dróg przecinają lub otaczają większość ekosystemów oraz, że nawierzchnia dróg ulega degradacji między kolejnymi jej wymianami, skład nawierzchni drogowych jest ważny z punktu widzenia ekologicznego. Corocznie w Stanach Zjednoczonych produkuje się dwa miliardy ton odpadów stałych.²⁷⁷ 80% to odpady mineralne z górnictwa, 10% to odpady komunalne stałe, a 5% (około 100 000 ton) to asfalt zrywany corocznie z nawierzchni drogowych. W celu zmniejszenia ilości odpadów do usunięcia oraz ilości nowego asfaltu zawierającego produkty naftowe, 80% materiału nawierzchni drogowych jest odzyskiwanych i powtórnie wykorzystywanych w nowych nawierzchniach. W niektórych przypadkach projekty recyklingu dróg i wymiany nawierzchni drogowej wykorzystują poddaną recyklingowi asfaltową jezdnię, żużel wielkopiecowy, popiół lotny, pył z pieca cementowego lub żużel stalowniczy, choć łatwo dostępnych danych na temat ilości i częstotliwości występowania takiego podejścia jest niewiele.²⁷⁷ Jak się wydaje, niewielkie ilości żużli hutniczych nieżelaznych, betonu zrekultywowanego, popiołu paleniskowego, odpadów paleniskowych mogą także wchodzić w skład powtórnie wykorzystywanego materiału drogowego. W licznych krajach europejskich wiele innych materiałów wchodzi w skład pochodzących z recyklingu materiałów drogowych, włączając odpady komunalne stałe, odpady górnicze, materiały wydobyte podczas pogłębiania dna (np. z portów), gips, żużel fosforowy, lekko



Ryc. 5.1. Źródła 23 substancji zanieczyszczających w odpływie wód burzowych. Na podstawie: Kobringer (1984) i FHWA (1996a), ze zmianami.

zanieczyszczoną glebę (oraz silnie zanieczyszczoną glebę po oczyszczeniu), odpady rozbiórkowe, popiół lotny (silikonowo-aluminiowy), opony i tworzywa sztuczne.

Trwająca latami degradacja nawierzchni drogi doprowadza ją do fatalnego stanu, deformacji lub pęknięć powierzchni.²⁷⁴ To może pozwalać wodzie opadowej lub topniejącemu śniegowi na wniknięcie w głąb nawierzchni i podbudowy drogowej, uwalniając tym samym substancje chemiczne do otaczających ekosystemów. W następstwie mamy do czynienia z wymianą nawierzchni drogowej, wykorzystującą w USA w coraz większym stopniu materiały pochodzące z recyklingu. Woda i wiatr przemieszczają się i obmiatają powierzchnie dróg, transportując fragmenty nawierzchni drogowej do pobliskich lub położonych na linii wiatru ekosystemów. Zerodowane cząsteczki drogi są unoszone również w powietrze wskutek turbulencji wywoływanej przez przejeżdżające pojazdy. Niestety, niewiele jest dostępnych informacji na temat składu chemicznego poszczególnych dróg oraz danych, czy tego rodzaju dostawy materiałów mają w ogóle znaczenie ekologiczne w otaczających ekosystemach.²⁷⁷

Na koniec, przy budowie dróg, nawieziony *material nasypowy* potrzebny do

wybudowania drogi (lub górna warstwa gleby wykorzystywana na poboczu drogi) mogą być wyraźnie odmienne chemicznie od tego pierwotnie znajdującego się na poboczu lub w terenie przylegającym do drogi. Przykładem może tu być materiał pochodzenia wapiennego nałożony na kwaśne podłoże granitowe lub odwrotnie. W takim przypadku, substancje chemiczne z korpusu drogi zmieniłyby pH gleby i roślinność na przylegającym terenie. Ekosystemy wodne w ciekach płynących wzdłuż takiej drogi lub poniżej jej przecięcia miałyby również zmienioną jakość wody.

Samochody, opony i paliwo

Kilka rodzajów chemicznych substancji zanieczyszczających pochodzi z samochodów^{499,268} (ryc. 5.1). Stopniowe zużywanie, wycieki i spaliny emitowane przez rury wydechowe przejeżdżających pojazdów stanowią rozproszone źródło dostaw substancji chemicznych wzdłuż dróg, gdzie następnie dochodzi do ich gromadzenia.

Z samochodów wyciekają lub też rozlewają się następujące substancje zanieczyszczające:

- *Mineralne składniki pokarmowe.* Wody spływające z dróg mogą zawierać azot lub fosfor, które mogą być źródłem zanieczyszczeń biogenych (eutrofizacja) w ekosystemach wodnych.
- *Metale ciężkie.* Odpływ powierzchniowy może zawierać takie metale jak cynk i kadm pochodzące z zużycia pojazdów, produktów spalania, katalizatorów, materiałów ściernych w okładzinach hamulcowych oraz niespalonych dodatków do paliwa.
- *Związki organiczne.* Większość związków organicznych spotykanych w spływach powierzchniowych pochodzi ze spalin (niespalone produkty), rozlanego paliwa, smarów, płynów chłodzących oraz płynów hydraulicznych. Produkty naftowe zawierają głównie różnorodne węglowodory, które składają się w głównej mierze z węgla i wodoru. *Wielopiersścieniowe węglowodory aromatyczne* powstają zazwyczaj w trakcie niecałkowitego spalania i są w zasadzie lotne, lecz można je także znaleźć w osadach odpływowych. *Związki węglowodorów monoaromatycznych* powszechnie występują w ropie naftowej oraz produktach naftowych, do spływów powierzchniowych dostają się głównie poprzez wyciek i rozlanie benzyny

oraz innych produktów naftowych.⁵⁴⁵

Jednym z nasilających się problemów związanych z węglowodorami jest wpływ promieniowania ultrafioletowego (UV). Toksyczność węglowodorów w stosunku do organizmów wodnych wydaje się znacząco wzrastać pod wpływem promieniowania ultrafioletowego pochodzącego ze światła słonecznego.⁶⁹⁸

Szereg chemicznych dodatków do paliwa stosowanych w celu zwiększenia wydajności spalania stanowiło szczególny problem z uwagi na zanieczyszczenia.⁶⁷⁵ *Czterotylek ołowiu* został wprowadzony jako związek przeciwstukowy do silników benzynowych w roku 1922. Wynikające stąd zanieczyszczenie ołowiem (i późniejsze problemy z nowo wprowadzonymi katalizatorami w samochodach) zmusiło USA do przestawienia się w roku 1974 na benzynę bezołowiową. Kanada i Europa uczyniły ten krok 15-20 lat później.^{878,536} Choć trochę ołowiu pochodzącego z paliwa nadal utrzymuje się w środowisku poboczy drogowych, szczególnie nieco głębiej w profilu glebowym,^{132,577} to poziom ołowiu w roślinach i zwierzętach znacznie zmalał odkąd usunięto go z paliwa.

W połowie lat 1970-tych i wczesnych latach 1980-tych, jako substytutu ołowiu używano powszechnie dodatków do paliwa zawierających mangan, lecz najprawdopodobniej wkrótce potem zaprzestano tych praktyk.⁴⁶⁵ MMT (trikarbonylek metylcyklopentadieno-manganowy) zastąpił wtedy tetraetylołów jako środek przeciwstukowy w niektórych rodzajach benzyny. Spalanie paliw przy pomocy MMT wytwarza spaliny samochodowe zawierające tlenki manganu.^{906,575,878}

Choć tlenki manganu najwyraźniej mogą powodować negatywne efekty zdrowotne w organizmach zwierzęcych i ludzkich w badaniach laboratoryjnych^{473,503} to ilość manganu dodana do środowiska ze spalin nie jest obecnie uznawana za znaczące zagrożenie ekologiczne.⁵⁷⁵ Pomimo tego, istnieje powszechna zgoda, że należy dążyć do lepszego zrozumienia skutków spowodowanej przez człowieka obecności tlenków manganu w środowisku oraz ich potencjalnego wpływu na ludzi i przyrodę.^{623,1057} Niedawno, w jednym z badań w stanie Utah wykazano, że stężenie manganu w glebie wzdłuż autostrad międzystanowych o dużym natężeniu ruchu (70 000 – 148 000 pojazdów na dzień) jest do 100 razy wyższe niż w czasach historycznych.⁵⁷⁷ Stwierdzono również, że przydrożne rośliny wodne mają w tkance liści więcej manganu niż zioła i trawy, jak również, że zanurzone i wynurzone rośliny wodne są wyjątkowo czułym biologicznym wskaźnikiem zanieczyszczenia manganem.

Jednym z najbardziej powszechnych przykładów pośredniego zanieczyszczenia związanego z pojazdami silnikowymi jest w ostatnich latach rozprzestrzenianie

się MTBE (eteru metylo-tert-butyłowego). W badaniach przeprowadzonych w 16 miastach znaleziono MTBE w 7% kolektorów kanalizacji deszczowej. MTBE poprawia spalanie benzyny i jest dodatkiem mającym zmniejszyć emisje ozonu w niektórych regionach. Choć jest on lotny, podstawowym problemem w kontekście zanieczyszczenia są przeciekające zbiorniki paliwa wśród tysięcy stacji benzynowych, które korzystają z podziemnych zbiorników (przepisy wymagają przeprowadzania testów szczelności oraz - w razie konieczności - wymiany zbiorników). Większość węglowodorów stanowiących elementy składowe benzyny przenika przez glebę dosyć wolno, co oznacza, że gromadzą się one lokalnie i mogą wymagać specjalnego, miejscowego oczyszczania. W przeciwieństwie do węglowodorów, MTBE jest wysoce rozpuszczalny, szybko rozprzestrzenia się w wodach gruntowych i utrzymuje się w nich przez długi czas. Jako taki, stanowi on odmienny i bardziej poważny problem. Dodatki MTBE z łatwością docierają i zanieczyszczają warstwę wodonośną, jak również ciekły i jeziora.

Obszary przylegające do głównych autostrad otrzymują największy ładunek cząsteczek metali ciężkich. Po obu stronach tego typu autostrad, wyraźny gradient podwyższonych stężeń rozciąga się na odległość do około 50-100 m. Podwyższone stężenia są wykrywane w powietrzu, glebie i roślinach znajdujących się w tej strefie. Toksyczne poziomy metali ciężkich mogą sięgać na odległość rzędu raczej kilku niż kilkudziesięciu metrów, choć różni się to w zależności od gatunku.⁶³⁹ Ważne jest, by wiedzieć jak te zanieczyszczenia są rozprowadzane i znać ich potencjalne oddziaływanie, gdyż mogą one niekorzystnie wpływać na wszystkie formy życia na danym terenie, włączając istoty ludzkie.

Guma z opon również gromadzi się wzdłuż dróg. W czasie podróży autostradą zwykle mijamy leżące na drodze czarne fragmenty rozkawałkowanych opon ciężarówek, które na pierwszy rzut oka przypominają formę jakiejś przejechanej stworzenia, od martwych psów po rozjechane węże. Niezauważane, lecz bardziej istotne środowiskowo są drobniutkie cząsteczki gumy i jej różnych form syntetycznych, które powstają na skutek nieprzerwanego zużywania opon na drodze. Przeciętnie, na jeden samochód przypada corocznie mniej więcej jedna opona wyrzucana po rozprowadzeniu w sieci drogowej swego bieżnika w postaci malutkich cząsteczek. Przykładowo, w byłych Niemczech Zachodnich, które mają powierzchnię o wiele mniejszą od Stanów Zjednoczonych, lecz ponad dwa razy większą gęstość autostrad, szacuje się, że rocznie z autostrad eroduje 1 mm materiału nawierzchni drogowej. W tym samym systemie drogowym, corocznie powstaje 100 000 ton pyłu ze ścieranych opon.^{338, 121} Wiatr oraz zawirowania od przejeżdżających samochodów

podnoszą pył z opon i inne cząsteczki w powietrze, przenosząc je z kierunkiem wiatru. Ponadto, deszcz i topniejący śnieg co jakiś czas spłukują te cząsteczki do środowisk wodnych.

Wyciek substancji chemicznych

Sieć drogowa jest głównym systemem komunikacyjnym dla samochodów osobowych i ciężarowych przewożących towary, wśród nich również przewożących toksyczne substancje chemiczne. Codziennie, w sieci drogowej USA odbywa się



Ryc. 5.2. Sprzęt zgromadzony w celu powstrzymania i prób sprzątnięcia znacznego wycieku chemicznego w sąsiedztwie terenów podmokłych i zbiornika zaopatrywania w wodę pitną. Samochód ciężarowy transportujący olej opałowy przewrócił się na lewy bok białego samochodu, około 75m od płytkiego zbiornika City of Cambridge w stanie Massachusetts. Co najmniej 29 pojazdów i urządzeń było nadal w użyciu, gdy wykonano to zdjęcie, siedem dni po tym, jak samochód ciężarowy rozlał ponad 6000 litrów oleju na porowatą glebę o pochodzeniu polodowcowym. Autostrada międzystanowa 95. Zdjęcie: R.T.T. Forman.

ponad pół miliona przewozów niebezpiecznych materiałów.⁶⁷⁴ Niewielki procent spośród nich wycieka, choć liczba ta obejmuje również przypadki większego rozlania oraz wypadki obejmujące rozlanie obok terenów wodonośnych i wrażliwych ekosystemów (ryc. 5.2).

W USA corocznie do rządu federalnego wpływa około 2400 zgłoszeń o przypadkowych wyciekach chemicznych. Rzeczywista liczba tych wycieków, plus nielegalnego pozbywania się chemikaliów (oraz mycia ciężarówek przewożących substancje chemiczne) podczas postoju lub jazdy jest nieznana. Ponadto, na ponad 6.2 milionów km dróg publicznych corocznie ma miejsce 7 milionów wypadków samochodowych, z których większość oznacza uwolnienie jakichś zanieczyszczeń chemicznych na drogę. Łącznie, w trakcie tych procesów, benzyna, olej i inne wyciekające substancje zanieczyszczające są rozprowadzane na większości obszaru sieci drogowej. Głównymi odbiorcami stężonej mieszanki zanieczyszczeń są pobocza, wody gruntowe i pobliskie ekosystemy wodne. Większość dróg jest otoczona rowami, które szybko i bezpośrednio odprowadzają wodę do cieków, jezior i innych zbiorników wodnych (ryc. 5.2). Zatem wycieki chemiczne zanieczyszczające środowiska wodne występują prawdopodobnie całkiem często, choć częstotliwość, ilość i efekty ekologiczne nie są znane.

Przegląd czynników zanieczyszczających związanych z transportem oraz ich najważniejszych źródeł (ryc. 5.1) uwypukla fakt, że nie ma tu żadnych szans na jakieś magiczne rozwiązanie. Większość zanieczyszczeń pochodzi z wielorakich źródeł, które mogą być *tymczasowe* (zanieczyszczenie spowodowane budową lub remontem drogi), *stałe* (spaliny samochodowe, zużycie jezdni i opon), *sezonowe* (odladanie w zimie), lub też *przypadkowe* (wyciek). Najbardziej uporczywe i powodujące najwięcej problemów są źródła stałe i sezonowe. Zanieczyszczenia ze źródeł tymczasowych i przypadkowych występują lokalnie, lecz mogą mieć wysoki stopień stężenia. Wszystkie źródła mogą być toksyczne względem różnych organizmów i mogą niszczyć miejscowe ekosystemy.

Ze względu na szeroki wachlarz chemicznych substancji zanieczyszczających pochodzących od dróg i pojazdów, wypracowany został zbiór najlepszych praktyk (BMP) w celu redukcji wpływu tych zanieczyszczeń na środowisko, szczególnie w pobliżu ekosystemów wrażliwych oraz źródeł zaopatrzenia w wodę pitną. Praktyki te, zmniejszające ilość uwalnianych zanieczyszczeń i łagodzące ich działanie, są przedstawione na końcu tego rozdziału.

Substancje chemiczne i ich rozprzestrzenianie

Główne czynniki zanieczyszczające występujące w spływach powierzchniowych z dróg obejmują mineralne składniki odżywcze, metale, związki organiczne pochodzenia naftowego, osady zmywane z dróg oraz chemikalia rolnicze stosowane w utrzymaniu dróg i poboczy (ryc. 5.1). Do związków pochodzenia naftowego mogą należeć wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, benzen, toluen, etylobenzen, ksylen oraz MTBE. Związki organiczne pochodzące z olejów, smarów i opon przedostają się do zbiorników wodnych przy pomocy wody i transportu powietrzem. Sól drogowa i inne środki odładzające omówione są poniżej w osobnym podrozdziale.

Badania na temat wpływu czynników zanieczyszczających, takich jak związki organiczne i *metale śladowe* (*metale ciężkie* plus metale lżejsze) na zasoby wodne i ekosystemy⁵⁹⁰ nie są aż tak powszechne, jak w przypadku soli odładzającej. Po części jest tak z powodu wysokich kosztów analizy pomiarów wielu związków organicznych związanych z drogami i pojazdami zmotoryzowanymi. Kolejnym powodem jest to, że wybór odpowiedniej lokalizacji do pobrania próbek (zarówno wód gruntowych jak i powierzchniowych) może stanowić problem, ze względu na naturalne procesy (mikrobiologiczne i biogeochemiczne), które uruchamiają się, gdy związki dostaną się do gleby lub wód podpowierzchniowych.

Badanie odpływu opadowego z mostu Bayside Bridge w Tampa Bay na Florydzie dostarcza wyjątkowo dużo informacji na ten temat, gdyż próbki wody były zbierane do zbiornika znajdującego się tuż pod nawierzchnią jezdni na moście.⁸⁸⁰ Most Bayside Bridge ma 4,3 km długości, oddzielne jezdnie kierunku skierowane na północ i południe oraz betonową nawierzchnię. Most został udostępniony do użytku 2 czerwca 1993. Średnie dzienne wielkości natężenia ruchu w roku 1993 wynosiły 37 400 pojazdów i wzrosły do około 48 800 pojazdów w roku 1994.

Opady spłukiwały substancje chemiczne z powierzchni drogi i jak można było przypuszczać, stężenia w zbiorniku były najwyższe we wczesnej fazie deszczów następujących po długim okresie bezdeszczowym. Koncentracje wybranych składników chemicznych zebranych w czasie 24 opadów od maja 1993 do września 1995 na części mostu biegnącej ku północy są przedstawione w tabeli 5.1. Średnie wartości niektórych substancji (miedzi, żelaza, ołowiu i rtęci) przekroczyły poziom dopuszczalny przez władze stanowe. Jeśli chodzi o inne elementy składowe (aluminium, nikiel i cynk), ich średnie wartości były poniżej normy, lecz wartości maksymalne przekraczały normę.

Tabela 5.1. Dane dotyczące jakości wody w ściekach deszczowych spływających z mostu na Florydzie. Dane pochodzą z 24 opadów mających miejsce między majem 1993 a wrześniem 1995, z mostu Bayside Bridge, Tampa Bay. Przewodność właściwa wyrażona jest w mikrosimensach na jeden centymetr przy 25°C; kolejne składniki w zestawieniu, od zasadowości do fosforu, podane są w miligramach na litr; składniki od aluminium do cynku (metale śladowe) podane są w mikrogramach na litr. Każdy wynik opiera się na liczbie prób między 159 a 186. Standardy jakości wody podane są dla wód powierzchniowych klasy II.²⁹³ Most znajduje się w mieście Clearwater (patrz ryc. 4.7, Rozdział 4). Źródło: Stoker 1996.

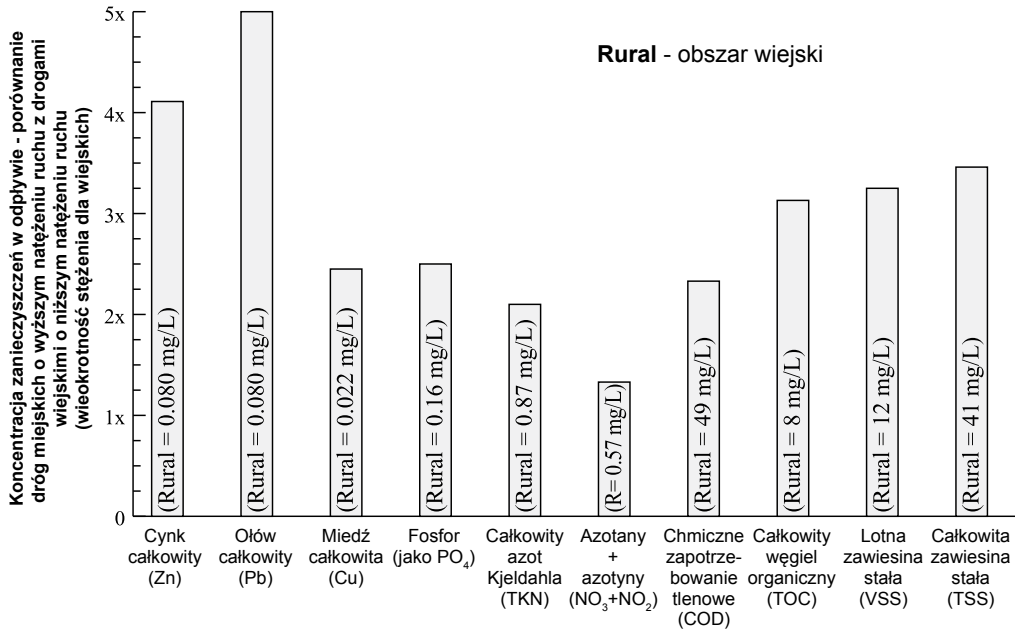
Składnik	Standard jakości wód powierzchniowych	Minimum	Maksimum	Średnia	Mediana (wartość środkowa)
pH	6,5=8,5	6,6	7,8	7,0	7,0
Przewodność właściwa	=	29	730	142	109
Zasadowość	-	11	137	34,2	28,0
Całkowita zawiesina stała	-	1,0	270	36,8	20,0
Lotna zawiesina stała	-	<1	250	24,9	16
Całkowity węgiel organiczny	-	0,5	96	11,9	8,0
Azot azotynowy	-	0,01	0,42	0,04	0,03
Azot azotynowy plus azot amonowy	-	0,02	10,0	0,99	0,64
Azot amonowy	-	0,01	1,4	0,16	0,13
Azot amonowy plus azot organiczny	-	<0.01	5,8	0,78	0,46
Ortofosfor jako fosfor	-	0,01	0,27	0,06	0,05
Fosfor	-	0,02	0,81	0,14	0,10
Aluminium	≤1500	80	2300	483	370
Arsen	≤50	<1	4	0,98	0,77
Kadm	≤9,3	<1	3	0,29	0,14
Chrom	≤50	<5	22	4,3	3,2
Miedź	≤2,9	1,0	110	12,4	8,0
Żelazo	≤300	30	9600	823	530
Ołów	≤5,6	1,0	440	21	11
Rtęć	≤0,025	<0,1	0,2	0,08	0,07
Nikiel	≤8,3	<1	20	4,0	3,0
Cynk	≤86	4,0	470	84	50

Takie splukiwanie chemikaliów jest szczególnie istotne w przypadku związków organicznych.¹⁰⁶³ Nagromadzenie na nawierzchni drogowej ropy, gumy i smarów sprawia, że w momencie opadów droga staje się bardzo śliska, dopóki spływająca woda nie usunie tych substancji chemicznych z nawierzchni.

Drogi i ich systemy odwadniające przenoszą zawieszony w wodach opadowych materiał organiczny i nieorganiczny (cząsteczki gleby, zerodowany materiał jezdni, guma z opon itp.) do systemów wodnych.^{716, 1053} Do tych cząstek z kolei doczepionych jest wiele innych omówionych powyżej związków chemicznych, takich jak mineralne składniki odżywcze i metale,⁶⁸⁸ które w konsekwencji również dostają się do zbiorników wodnych. *Spływy drogowe* lub *ścieki deszczowe* odnoszą się do wód opadowych lub topniejącego śniegu spływających z nawierzchni dróg i zawierających substancje w postaci roztworu lub wytrącone w postaci *osadu ściekowego*.¹⁶⁰ Choć osad ściekowy stanowi niewielką część ścieków deszczowych to normalnie zawiera większość składników zanieczyszczających. Większość metali i prawie wszystkie wielopierścieniowe węglowodory aromatyzowane związane są z osadem ściekowym, który spływa z drogi.

Dyspersja powietrzna wzdłuż drogi to proces, w którym substancje są rozprzestrzeniane za pomocą ruchów powietrza, włączając turbulencje pochodzące od przejeżdżających pojazdów. Większość tych substancji jest osadzana tuż obok drogi. Osadzone ilości gwałtownie się zmniejszają wraz ze wzrostem odległości od drogi.

Nasilenie tej zanieczyszczającej dyspersji wynikającej z wiatru lub odpływu w dużym stopniu zależy od typu nawierzchni drogowej – beton, asfalt, żwir czy droga gruntowa. W badaniach przeprowadzonych w Holandii porównano wyniki w przypadku asfaltu porowatego i zwartego. Wykazano, że dyspersja powietrzna była główną przyczyną ruchu substancji zanieczyszczających na autostradach o dużym natężeniu ruchu, które miały nawierzchnię asfaltową spójną.⁵⁰¹ Również wielkość materiału transportowanego wzdłuż powierzchni o asfalcie spójnym była z reguły od 10 do 20 razy większa niż na asfalcie porowatym. Spośród wielu możliwych środków łagodzących, budowa wierzchniej warstwy z asfaltu porowatego wydaje się być efektywnym sposobem zmniejszenia stopnia zanieczyszczenia w pobliżu dróg. Choć porowate nawierzchnie drogowe mogą wymagać trochę częstszej wymiany nawierzchni, to z drugiej strony odgrywają rolę częściowych pochłaniaczy zanieczyszczeń chemicznych, a co za tym idzie redukują dyspersję i ułatwiają oczyszczanie.⁴²⁶ W omawianych badaniach zwrócono również uwagę, że na obszarach wrażliwych ekologicznie lub w pobliżu terenów ujęcia wody pitnej, takie środki łagodzące mogą być uzupełniane okresowym czyszczeniem



Ryc. 5.3. Stężenia substancji zanieczyszczających w odpływie wód deszczowych z dróg miejskich o wysokim natężeniu ruchu w porównaniu z drogami wiejskimi o niskim natężeniu ruchu. Oparte na średnim dobowym natężeniu ruchu: obszar miejski >30 000 pojazdów/dobę; obszar wiejski <30 000 pojazdów/dobę. Skrót mg/L = miligramy na liter. Na podstawie: Driscoll et al. 1990, Federal Highway Administration 1996a.

nawierzchni dróg parą oraz zbieraniem i oczyszczaniem odpływu deszczowego, przy użyciu istniejących urządzeń i technologii.

Wzorce rozprzestrzeniania się metali ciężkich są zróżnicowane. Jednak atmosferyczne osadzanie metali pochodzących z samochodów silnie zależy od lokalnych czynników klimatycznych (takich jak przeważający kierunek wiatru) oraz charakterystyk ruchu drogowego.^{745, 67} Cząsteczki i substancje zanieczyszczające gromadzone na nawierzchni drogowej w czasie normalnego użytkowania mogą być przeniesione w wyniku *turbulencji samochodowej* z jezdni na pobocze i obszar przylegający do drogi.^{482, 50} Stąd też natężenie ruchu nie tylko decyduje o ilości deponowanych czynników zanieczyszczających, lecz również wpływa na natężenie turbulencji i rozprzestrzenianie chemikaliów do przylegających ekosystemów.

W powszechnym użyciu są dwie miary natężenia ruchu drogowego: *średnie dobowe natężenie ruchu* (ADT) – lub po prostu wielkość natężenia ruchu (liczba samochodów przejeżdżających w ciągu 24 godzin, w dniu roboczym) – i *pojazdy podczas opadu* (VDS).²⁶⁸ Badania próbujące powiązać koncentracje zanieczyszczeń

ze średnim dobowym ruchem drogowym są jak do tej pory niejednoznaczne.⁵⁰ Jednakże wyniki rozległych badań obejmujących ponad 900 opadów w 31 stanach sugerują, że średnie dobowe natężenie ruchu wpływa na stężenia pewnej liczby związków zanieczyszczających w ściekach deszczowych na autostradach.^{230, 268} Ruchliwe drogi miejskie (ADT > 30 000 pojazdów/dobę) miały ogólnie od dwóch do pięciu razy wyższy poziom zanieczyszczenia spływów aniżeli drogi przebiegające przez obszary wiejskie o ADT niższym niż 30 000 pojazdów/dobę (ryc. 5.3). Jednak wyniki z poszczególnych miejsc w obrębie każdego tego typu dróg słabo korelowały z wysokością natężenia ruchu. To sugeruje, że całkowita różnica może być bardziej funkcją różnic pomiędzy warunkami miejskimi i wiejskimi niż z natężeniem ruchu. Jednak natężenie ruchu w czasie opadów może lepiej niż średnie dobowe natężenie ruchu prognozować stężenie substancji zanieczyszczających w spływie drogowym. Okazało się, że wysokie stężenie ołowiu, cynku, azotu (TKN) oraz poziom chemicznego zapotrzebowania na tlen i przesączalny osad są ściśle powiązane z natężeniem ruchu drogowego w czasie opadów.^{748, 482}

W obszarach miejskich, substancje zanieczyszczające obecne w spływie z arterii komunikacyjnych oraz w miejskich wodach opadowych płynących podziemnymi rurociągami są podobne.²⁶⁸ Podobne są też poziomy stężenia tych substancji. Główna różnica to obecność metali ciężkich lub ich wyższy poziom w odpływie drogowym. Metale ciężkie pochodzą tu głównie z użytkowania pojazdów, ich ścierania i spalin.

Rodzaje skutków ekologicznych

Ekologiczne skutki działania wielu chemikaliów, których źródłem są drogi i samochody są mało znane. W następnym rozdziale zostanie omówione działanie wybranych typów zanieczyszczeń na ekosystemy wodne. Tak więc w tym podrozdziale jedynie pokrótce omówione są wybrane efekty działania dróg i pojazdów, by zilustrować rodzaje spodziewanych skutków ekologicznych. Nacisk położono na gatunki i ekosystemy lądowe, włączając naturalne zgrupowania na poboczach dróg.

Obawa, że rośliny uprawiane blisko ruchliwych dróg mogą zawierać niebezpieczne ilości ołowiu doprowadziła do przeprowadzenia licznych badań na temat tego zagadnienia. Badania wykazały, że poziom ołowiu obecny w roślinach jest bardziej zróżnicowany aniżeli w glebie. Ponadto stężenie różni się nie tylko w zależności od odległości od drogi, lecz również od rodzaju roślinności, pory

roku i dominującego wiatru.¹⁰⁴⁰ Zanieczyszczenie chemiczne ze spalin samochodowych, przede wszystkim tlenki azotu (NO_x) mogą radykalnie zmieniać skład gatunkowy roślinności występującej wzdłuż dróg.^{23, 1077} Wysoki poziom dodatkowego azotu (działający jak silna dawka nawozu) stymuluje wzrost i dominację kilku gatunków kosztem wielu innych, zatem modyfikuje a w niektórych przypadkach całkowicie zmienia niektóre zbiorowiska roślinne. Zakres tego oddziaływania może być widoczny aż do 200m od głównych dróg wielopasmowych. Skutki tego zanieczyszczenia wzbogacającego w azot są słabsze przy mniejszych, mniej uczęszczanych drogach.

Bezkręgowce takie jak owady są niezbędnym składnikiem pożywienia dla wielu ptaków, płazów, gadów i ssaków, istotne jest zatem żebyśmy wiedzieli, jak toksyczność ołowiu może wpływać na owady i zwierzęta, które je konsumują. Wczesne badania wykazywały, że liczba i różnorodność bezkręgowców nie zmniejsza się wraz ze zwiększającym się poziomem skażenia metalami w przydrożnych siedliskach.^{1040, 664} Niektóre grupy bezkręgowców zdawały się zwiększać liczebność wraz z bliskością niektórych spośród przebadanych głównych dróg. Badania wykazały, że całkowity poziom ołowiu był niski w przypadku owadów, ale wysoki w przypadku dżdżownic. U dżdżownic najwyższa koncentracja ołowiu była stwierdzana u osobników żyjących najbliżej dróg a szczególnie dróg o natężeniu ruchu powyżej 21 000 pojazdów/dobę.^{366, 593} Co więcej, nie znaleziono dowodu na to, by koncentracja ołowiu zwiększała się przechodząc z jednego poziomu troficznego (pokarmowego) na drugi (efekt znany jako *biomagnifikacja*); zwierzęta drapieżne miały niższe stężenie metali ciężkich aniżeli ich ofiary.^{1040, 986}

Gatunki znacznie się różnią pod względem reakcji na stężenie metali ciężkich. W dużym stopniu zależy to od różnic w metabolizmie, rodzaju pokarmu, ilości spożywanego pożywienia, arealu osobniczego i długości życia. Spośród metali ciężkich, najszerzej przebadany pod względem ekologicznym jest ołów. Stężenie ołowiu zmierzone u jednego z gatunków nietoperzy (*Myotis lucifugus*), ryjówek krótkoogoniastych (*Blarina brevicauda*) i norników pensylwańskich (*Microtus pennsylvanicus*) żyjących w okolicy trasy Baltimore-Waszyngton (35 000 pojazdów/dobę) było równe lub wyższe od stężenia, które powodowało śmierć lub upośledzenie rozrodczości u zwierząt domowych.¹⁶¹ Drobne ssaki żyjące tuż przy drogach o wysokim natężeniu ruchu (>19 000 pojazdów/dobę) charakteryzowały się wyższym stężeniem ołowiu niż osobniki żyjące w pobliżu dróg o niskim natężeniu ruchu lub w odległości ponad 50 m od drogi.^{454, 366, 348} Ołów na poboczach i pasie zieleni rozgraniczającym jezdnie głównej autostrady Maryland (52 000 pojazdów/

dobę) nie był uważany za zagrożenie dla dorosłych osobników ptaków śpiewających żerujących na ziemi.³⁷⁵ Stężenie ołowiu u populacjach ptaków śpiewających, w miejskim obszarze Champaign-Urbana w stanie Illinois, okazało się być znacznie wyższe niż w podobnych populacjach na obszarach wiejskich, uznano jednak, że stężenie całkowite jest poniżej poziomu mającego znaczne działanie toksyczne.³⁴⁸

Nie wiadomo, na ile reprezentatywne są te wczesne badania. Choć wyniki są w pewnej sprzeczności z przewidywaniami współczesnej wiedzy ekologicznej, mogą być jednak solidne i należałoby je sprawdzić ponownie. Większość ołowiu została w Ameryce Północnej wyeliminowana z benzyny do połowy lat 80, a stężenie ołowiu w roślinach i zwierzętach jest obecnie względnie niskie. Niestety przedstawione tu wyniki badań nad stężeniem ołowiu nie dają nam wiele informacji na temat ekologicznych skutków działania innych metali ciężkich. Miedź, cynk, kadm, nikiel, rtęć i chrom (Tabela 5.1) - każdy z nich działa inaczej w żywym organizmie i każdy z nich jest wysoce toksyczny dla człowieka, zwierząt laboratoryjnych i roślin (przy wysokim poziomach). Wiemy, że pojazdy wydzielają metale ciężkie. Rzeczywisty poziom ich stężeń wzdłuż większości dróg oraz poziom powodujący skutki ekologiczne pozostają nadal słabo rozpoznane.

Metale ciężkie, szczególnie miedź, ołów i cynk uważane są za najważniejsze substancje zanieczyszczające w odplywie drogowym z powodu ich toksycznego działania na organizmy wodne.⁹²⁷ Podwyższony poziom mineralnych składników odżywczych, głównie azotu i fosforu, powoduje *eutrofizację* (nadmierne wzbogacenie prowadzące do zakwitów wody) oraz naruszenie wodnych sieci troficznych. Organiczne czynniki zanieczyszczające często powodują bezpośrednie działanie toksyczne. Równie często dochodzi za ich sprawą do gwałtownego namnażania bakterii, a w następstwie do ubytku tlenu i upadków ryb w ekosystemach wodnych. Cząstki stałe mają tendencję do wiązania i transportowania fosforu oraz innych metali do zbiorników wodnych. *Mętność* (nieprzezroczystość spowodowana osadami zawieszonymi) oraz podwyższone stężenie metali zmniejszają ilość ryb i innych organizmów, podczas gdy fosfor może eutrofizować zbiornik wodny. Ogólnie rzecz biorąc, metale ciężkie są groźniejsze raczej w ciekach, a fosfor w jeziorach.

Sól drogowa

Solenie dróg – przy wykorzystaniu *chlorku sodu*, który obniża temperaturę zamarzania roztworu wodnego, w celu stopienia śniegu i lodu – od lat jest

powszechną praktyką w chłodniejszych regionach świata.⁹²⁶ Sypanie dróg mieszanką soli i elementów trących, takich jak piasek, rozpoczęto w latach 1930-tych dwudziestego wieku.¹⁵⁷ Do lat 1970-tych na amerykańskie drogi rozsypywano 8 milionów ton soli rocznie. Chociaż chlorek sodu jest powszechnie dostępnym związkem chemicznym, pozyskiwanym zwykle z soli morskiej lub wydobywanym w podziemnych kopalniach, względna czystość soli różni się znacznie w zależności od źródła jej pochodzenia. Przez sypanie dróg solą, do odpływu z dróg zostaje dodany nie tylko chlorek sodu, ale również dawki metali ciężkich oraz podstawowych pierwiastków odżywczych roślin (takich jak żelazo), które w końcu docierają do zbiorników wodnych.⁶⁸⁸

Czterdzieści lat temu odkryto, że produktywność jezior może być ograniczana przez niski poziom składników chemicznych występujących w śladowych ilościach.³⁶² Zatem w niektórych sytuacjach, zanieczyszczenia w soli drogowej mogą stanowić wystarczające źródło żelaza albo metalu potrzebnego w ilościach śladowych, aby przełamać ograniczenia składników, które hamują rozwój glonów. Wzrost populacji glonów z kolei sprzyja eutrofizacji. Na szczęście, organizmy wodne zwykle dobrze tolerują zawartość soli w wodzie (o ile zasolenie nie jest na tyle wysokie, by ciśnienie osmotyczne było zbyt wielkie). Kilka gatunków, jak na przykład artemia (patrz ryc. 4.8 oraz tekst w rozdziale 4), może egzystować w warunkach zasolenia przekraczającego dwukrotnie zasolenie wody morskiej.

W Kalifornii stosowano chlorek sodu w znacznych ilościach na drogach biegnących przez góry Sierra Nevada, aby utrzymać możliwość stałego ruchu pojazdów; wyjątek od tej zasady stosowano przy burzach śnieżnych.³⁶⁴ Badania różnych soli sypanych przez państwowe piaskarki i ciężarówki rozsypujące sól na zlecenie administracji stanowej, wykazały istotne różnice w ich czystości. Stwierdzono również, że czystość soli różniła się w dużym stopniu w zależności od dostawcy, i że jako dodatek anty-zbrylający stosowano cyjanek. Wyniki tych badań posłużyły do wprowadzenia zalecenia kupowania soli z najmniej zanieczyszczonych źródeł, oraz zaprzestania używania cyjanku jako dodatku na terenie całego stanu.⁶⁸⁸ Zanieczyszczony może być też piasek i żwir stosowane do sypania dróg.

Śnieg i lód mogą być usuwane z powierzchni dróg na dwa sposoby: mechanicznie albo chemicznie. Ze względu na niską cenę, używa się prawie wyłącznie chlorku sodu. Jest on mechanicznie rozprowadzany na powierzchniach dróg w postaci suchej, albo jako „nawilżona sól”, albo jako roztwór wodny z solą i dodatkiem piasku jako środka trącego. Na otwartym terenie, sól często jest transportowana w powietrzu i odkładana nawet do kilkuset metrów od krawędzi drogi.⁴⁸⁰

Na terenach zalesionych, roślinność filtruje powietrze, co prowadzi do wyższych depozytów soli na ziemi pod roślinami.⁴⁰⁴ W pewnych warunkach takie depozyty soli mogą szkodzić wegetacji, oraz zmieniać warunki przesiąkania wód do gruntu.^{364, 735, 926, 34}

Badania nad przemieszczaniem się w powietrzu soli drogowej wykazały, że ponad 90% odkładanej soli znajduje się w odległości od 15 do 20 metrów od krawędzi drogi.⁶⁰⁵ Pomiędzy 20% a 63% soli stosowanej na drodze o umiarkowanym natężeniu ruchu (5500 do 8000 pojazdów dziennie) w Szwecji było transportowanych w powietrzu i odkładanych w odległości od 2 do 40 m od krawędzi drogi.¹⁰¹ W tych badaniach wzorzec odkładania soli nie był związany z ilością użytej soli. Ze zwiększonym zasoleniem gruntu przy drogach można się często spotkać, gdy opady śniegu są większe, ponieważ ruch pojazdów powoduje większe rozpryskiwanie śniegu z solą, jak również konieczne staje się korzystanie z pługów śnieżnych. Na powierzchni drogi zostaje wtedy mniej soli, która mogłaby być rozwiewana na dalsze odległości w okresach suchych. Wykorzystywanie soli do odładzania dróg może również zwiększyć zatrzymywanie szkodliwych metali ciężkich w środowisku.^{926, 57, 536}

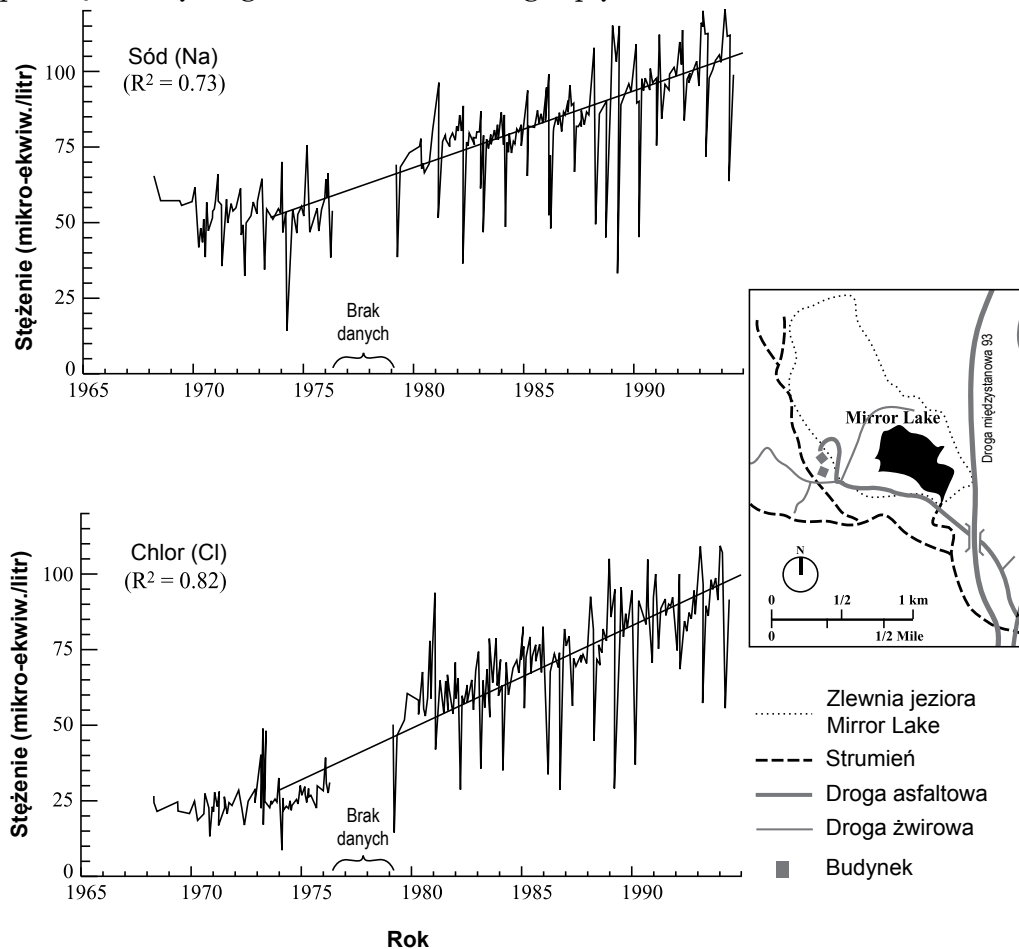
Solenie dróg a ekosystemy jeziorne

W porównaniu z opracowaniami na temat innych zanieczyszczeń chemicznych, literatura dotycząca skażenia wód powierzchniowych i gruntowych solą drogową jest pokaźna. W tym podrozdziale zostaną przedstawione pokrótce przykłady obejmujące trzy typy jezior.

Z powodu soli używanej do odładzania dróg w Rochester, okręg Nowy Jork, stężenie chloru w wodach Zatoki Irondequoit Jeziora Ontario wzrosło 10-krotnie od roku 1901 do późnych lat 1960-tych dwudziestego wieku; w samych latach 1950-1960 stężenie wzrosło 5-krotnie.¹¹⁸ Rozpuszczona sól dociera do zatoki głównie poprzez odprowadzane z miasta wody opadowe. W latach 1969-70, ilość spływów drogowych, w powiązaniu z ich zasoleniem, wystarczyła, by powstrzymać kompletne wymieszanie pionowe wód zatoki w okresie wiosennym (miksja wiosenna). Porównanie tych warunków, z warunkami panującymi w Zatoce Irondequoit w 1939 roku wykazało, że okres letniej stratyfikacji wydłużył się o miesiąc, ze względu na zwiększoną gęstość głębokich wód zatoki, spowodowaną zawartością soli w odpływie drogowym. Było to wielka zmiana w sezonowości dynamiki jeziora,

a w konsekwencji dla ekosystemu wodnego i ryb.

W pokrytych lodowcami górach w New Hampshire, jezioro Mirror Lake leży na niższym końcu doliny Hubbard Brook – miejsca rozległych badań nad funkcjonowaniem ekosystemu od lat 1960-tych.^{550, 103} W jeziorze obserwowano stały wzrost stężenia sodu i chloru odkąd w latach 1969-71 przez wschodnią część jej zlewni przeprowadzono Autostradę Międzystanową 93 (ryc. 5.4). Autostrada przecięła dolny bieg strumienia, do którego spływa woda ze zlewni na wschód od



Ryc. 5.4. Stężenie sodu i chloru w wodach jeziora, do którego spływa sól drogowa z wielopasmowej autostrady oddalonej o 150 m. Proste linie wyznaczają linie regresji dla zależności w latach 1974-94; R² = współczynnik determinacji wskazujący na proporcję zmienności wytłumaczonej przez zależność pomiędzy stężeniem pierwiastka chemicznego a czasem. Obszar badań ekosystemu Hubbard-Brook w West Thornton, New Hampshire. Na podstawie Rosenberry et al. (1999).

jeziora, tym samym przejmując większość wody, która normalnie dopływałaby do jeziora z tamtej strony. Aby zapobiec przedostawaniu się spływów z drogi do jeziora, wzniesiono wał ziemny pomiędzy autostradą a jeziorem w poprzek wschodniego strumienia zasilającego jezioro. Jednakże dane zebrane przed i po wybudowaniu autostrady wskazywały, że stężenie sodu i chloru w jeziorze zaczęło wzrastać kilka lat po zakończeniu budowy drogi, i rośnie do tej pory (ryc. 5.4).

Ostatnie badania mające na celu ustalenie hydrologicznego szlaku przemieszczania się soli drogowej⁷⁹⁵ wykazały, że większość odpływu zawierającego sól została zawrócona przez wał ziemny, jednak część nadal przeciekała pod wałem i trafiała do jeziora przez wschodni strumień dopływowy. Badania jednak wykazały również, że wody gruntowe w popękany podłożu ze skały krystalicznej pod autostradą zostały skażone na głębokość przynajmniej 123 m.

Na koniec należy dodać, że płytkie jeziora położone na poboczach dróg okazują się być szczególnie wrażliwe na dodatek soli drogowej. Jest to spowodowane akumulacją soli, która tworzy gęstą warstwę słonej wody na dnie, która z trudem miesza się ze słodsza wodą zalegającą powyżej. Z czasem takie rozwarstwienie może przejść w stan permanentny i doprowadzić do powstania jeziora meromiktycznego.^{467, 420, 490} Jest prawdopodobne, że słona woda z dolnej warstwy jeziora nie będzie zawierała tlenu, co zwykle wyklucza obfity rozwój organizmów bentosowych, czyli żyjących na dnie zbiornika. Przykładem jest Jezioro Putts niedaleko grzbietów Sierra Nevada, położone wzdłuż Autostrady Międzystanowej 80 w Kalifornii, gdzie w następstwie okresów obfitego stosowania soli wystąpiło wyżej opisane zjawisko. Trzy opisane w tym podrozdziale typy jezior wskazują na szczególną wrażliwość na sól drogową zbiorników wodnych położonych w niewielkich basenach z ograniczoną ilością przepływającej przez nie wody.

Zróżnicowane skutki ekologiczne soli drogowej

Aby nabrać ogólnego wyobrażenia o wpływie chemikaliów drogowych na zasoby wodne, wygodnie jest odwołać się do generalnych typów krajobrazów hydrologicznych (patrz ryc. 4.4), by przyjrzeć się rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń w kontekście wód powierzchniowych oraz szlaków przepływu wód gruntowych.¹⁰⁴⁶ Zanieczyszczenia wprowadzone do środowiska poprzez wykorzystanie dróg mają różne skutki, w zależności od tego, w jakiej części krajobrazu drogi są położone. Zanieczyszczenia z dróg położonych na wyżynach mogą potencjalnie zatruć górny

bieg strumienia, wpływając w ten sposób na ekosystem cieku na sporej długości. W podobny sposób zanieczyszczenia z dróg biegnących po terenach wyżynnych mogą zatruwać miejsca zasilania miejscowych i regionalnych systemów wód gruntowych, wpływając na rozległe obszary systemu wód gruntowych.^{735, 926}

Strumienie zbierające zanieczyszczenia z dróg położonych na zboczach wzniesień (ryc. 4.3) zwykle płyną wartko, o ile ich bieg nie jest zakłócony niekorzystnym ukształtowaniem koryta. W związku z tym, zanieczyszczenia z dróg, które dostają się do tego typu strumieni mogą przemierzać duże odległości w stosunkowo krótkim czasie. Chemikalia z tak położonych dróg rzadziej zatruwają wody gruntowe; wyjątkiem jest zatruwanie wód na skalę lokalną, u podnóżu zboczy. Dzieje się tak dlatego, że strome zbocza sprzyjają płytkiemu przepływowi wód podpowierzchniowych.

Od lat 1950-tych do 1970-tych dwudziestego wieku ilość sodu przeniesionego przez rzekę Mohawk w Nowym Jorku wzrosła o 72%, a chloru o 145%.⁷²¹ Pomimo, że postępujące w tym okresie zagospodarowanie terenu w zlewni Mohawk przyczyniło się również do pojawienia się wielu chemikaliów w rzece, to wzrost poziomów sodu i chloru można przypisać głównie soli drogowej. Ekologiczne skutki obecności soli w większości strumieni i rzek są nieznaczne ponieważ jest ona rozrzedzana przez bieżącą wodę, szczególnie późną zimą i wczesną wiosną. Najpoważniejsze skutki mają miejsce, jeżeli strumień płynie wolno, albo wzdłuż drogi posypywanej solą.⁹²⁶ Jednak sól powoduje korozję mostów, co może sprawić, że oprócz soli do cieku trafią metale ciężkie.⁹²⁶

Na terenach nizinnych skażenia z dróg zwykle oddziałują na jeziora i mokradła, jako że te typy zbiorników wodnych należą do najczęściej występujących na nizinach¹⁰⁴⁶ (ryc. 4.3) Chemikalia, które przenikają do wód gruntowych na terenach nizinnych^{735, 926} zwykle oddziałują na niewielkie części systemu wód gruntowych, ponieważ niziny w większości znajdują się w pobliżu miejsc, gdzie wody powierzchniowe wybijają na powierzchnię zasilając powierzchniowe zbiorniki wodne takie jak jeziora i strumienie (ryc. 4.4) Jednakże, ze względu na krótkie szlaki przepływu wody, ograniczona jest naturalna możliwość wody do rozcieńczenia zanieczyszczeń chemicznych, które w rezultacie łatwo przenikają do wód powierzchniowych i zanieczyszczają je.

Dysponujemy stosunkowo niewielką ilością informacji na temat toksycznego wpływu soli drogowej (zarówno sodowej jak i wapniowej) na płazy. Zwierzęta te potrafią zachować równowagę osmotyczną w warunkach pewnego zasolenia, ale możliwości te są ograniczone. Oddziaływanie czynników rozpuszczających lód na

drogach na płazy żyjące w sąsiedztwie dróg może zależeć od ilości soli przenikającej do zbiornika, oraz od tego czy wpadają do niego równocześnie inne źródła wody niezanieczyszczonej solą, redukując całościowe stężenie soli w trakcie sezonu. Dane zbierane długoterminowo w Michigan sugerują, że spływy z dróg sypanych solą miały niewielki wpływ na lokalne populacje płazów.⁵⁵⁴ Jednakże biorąc pod uwagę niedostatek informacji na ten temat, a jednocześnie obfitą literaturę na temat równowagi osmotycznej u płazów, głównym źródłem informacji powinny stać się dalsze obserwacje i badania terenowe. Przykładowo, sypanie solą leśnych dróg, aby zmniejszyć ich pylenie, powstrzymało przekraczanie dróg przez salamandry.²¹⁴ Inną konsekwencją sypania solą dróg, jest zwabianie niektórych gatunków zwierząt, jak na przykład łosi (*Alces alces*) w pobliże drogi, gdzie narażone są one na podwyższone ryzyko śmiertelności drogowej.³⁵⁴

Z drugiej strony, zbiorowiska roślinne na poboczach dróg są narażone na spore straty z powodu stosowania soli drogowej na określonym odcinku drogi.^{364,926} Problem jest najpoważniejszy w okresach suszy, która umożliwia wzrost stężeń chlorku sodu do takiego poziomu, który może powodować wymieranie roślinności w pewnej odległości od drogi. Innym, nieco subtelniejszym, skutkiem stosowania soli drogowej, jest zbijanie się ziemi, co znacznie zmniejsza przepuszczalność gleby wzdłuż poboczy dróg. Zwiększa to natężenie spływu powierzchniowego i zmniejsza przenikanie do ziemi wody deszczowej, która podtrzymuje życie przydrożnych populacji roślinnych. Stopniowe gromadzenie się soli w ziemi wzdłuż dróg, w połączeniu ze zmniejszeniem jej uwilgotnienia, mogą sprawiać, że trudniej będzie utrzymać naturalną roślinność na poboczach dróg.⁹¹⁰ W sytuacji, gdy rośliny giną, trudniej też przywrócić wzdłuż dróg roślinność, która zapobiega erozji.

Inne środki odladzające

CMA, stosowany jak rozwiązanie alternatywne do chlorku sodu, ani nie zmniejsza przepuszczalności gleby, ani nie zabija roślinności przy drogach.^{364,926} Jest używany w dużych ilościach na lotniskach do odladzania samolotów i pasów startowych. Octan wapniowo magnezowy (CMA) stworzono na potrzeby terenów, gdzie nagromadzenie chlorku sodu stanowiło zagrożenie dla sadów albo zasobów wód gruntowych,⁷³⁵ ale jest także stosowany tam, gdzie roślinność przydrożna mogłaby wyginąć albo ucierpieć w wyniku stosowania chlorku sodu. Ponieważ CMA ma octowy zapach, na który narzekają niektórzy jego użytkownicy i jest stosunkowo

drogi, jego użycie jest ograniczone.

W celu określenia możliwych skutków stosowania CMA na środowiska wodne, w 10 jeziorach Północnej Karoliny wykonano serię eksperymentów³⁶⁵ typu bioassay (badających wpływ na szereg kluczowych gatunków). Spośród 10 jezior poddanych badaniom, w 8 nie wykazano znaczącego wpływu CMA na poziom chlorofilu (miara rozwoju glonów w jeziorze).

Na drogach stosuje się też szereg innych rozpuszczalników lodu. Najszerzej stosowanym zamiennikiem dla chlorku sodu jest chlorek wapnia. Jego niska temperatura topnienia w wodzie (-51°C) sprawia, że przy bardzo niskich temperaturach jest skuteczniejszy od tradycyjnej soli. Ma jednak takie same właściwości korozyjne jak chlorek sodu, i także wpływa niekorzystnie na środowisko przydrożne.⁹²⁶ Chlorek magnezu, nazywany „Strażnikiem Zamarzania” jest również skuteczny jak chlorek sodu, a także ma mniejsze właściwości korozyjne. Z powodu niskiej ceny, dominującym środkiem do rozpuszczania lodu i śniegu na drogach pozostaje chlorek sodu.^{364, 926} Przez lata pojawiło się wiele środków alternatywnych, niektóre w cenie porównywalnej do chlorku sodu, jednak te, które mają potwierdzone spore zalety ekologiczne, są zdecydowanie bardziej kosztowne. Szacunkowe koszty za tonę (USD w 2001 roku) to: chlorek sodu, 50 USD, chlorek magnezu, 45 USD, „Quik Salt” z dodatkiem antykorozyjnym, 45 USD, chlorek wapnia, 150 USD, karbamid, 200 USD, mrówczan sodu, 200 USD i octan wapniowo magnezowy (CMA), 450-600 USD).

Paradoksalnie, zniszczenie powierzchni dróg, korozja pojazdów, korozja mostów i metalowych wsporników, oraz utrata roślinności zapobiegającej erozji prawie nigdy nie są wliczane w koszty stosowania soli drogowej. Z perspektywy ekonomicznej, faktycznie jest to paradoks. Oszacowano, że rzeczywiste koszty stosowania chlorku sodu na autostradach wynoszą ok. 1600 USD za tonę, jeśli te dodatkowe, ale prawdziwe koszty wliczyć do rachunku. Jednak ze względu na priorytet bezpieczeństwa na drogach, jak również rywalizację sprzecznych interesów o publiczne finansowanie, stosowanie stosunkowo taniego i skutecznego chlorku sodu prawdopodobnie pozostanie główną techniką w odładzaniu dróg. Związana z tym korozja elementów strukturalnych i pojazdów, oraz niszczący wpływ na środowisko również będą nadal miały miejsce.

Wspomniane wyżej badania przeprowadzone w Mirror Lake, New Hampshire wskazują na inne niepokojące skutki⁷⁹⁵ (ryc. 5.4). Sól nie „rozpada się”, by jakoś zniknąć w środowisku. Przeciwnie - sól ulega raczej akumulacji. Dodatkowym źródłem danych jest tu zasolenie studni. W latach 1982-1989 do Departamentu

Prac Publicznych w Massachusetts wpłynęły skargi na zasolenie państwowych i prywatnych źródeł wody z około 100 spośród 351 miast na terenie całego stanu.⁷³⁵ Wody gruntowe zasadniczo przemieszczają się powoli, w tempie rządu od metra do stu metrów rocznie, w tym regionie położonym na skałach polodowcowych. Co za tym idzie, studnie położone w pobliżu dróg często ulegają zasoleniu przez sól rozsypywaną szereg lat wcześniej. Tereny leżące wzdłuż dróg stale posypywanych solą, mogą w przyszłości zamienić się w pasowe strefy zasolenia.

Piasek, a w niektórych przypadkach popiół, mogą być stosowane jako dodatek do soli, albo zamiast niej. Kiedy już przejeżdżające pojazdy skruszą piasek, jest on z łatwością zabierany wraz ze spływem powierzchniowym, albo roznoszony przez wiatr lub turbulencje wywołane przez samochody. W zależności od źródła pochodzenia, takie cząsteczki mogą zawierać znaczne ilości metali ciężkich i fosfor. Metale mogą wywoływać toksyczne skutki, a fosfor może przyspieszać eutrofikację mokradeł, strumieni i jezior. Dodatkowo, jeżeli piasek i popiół trafią do zbiorników wodnych, mogą pokryć dno nowym substratem. Niektóre rośliny wodne i denne zwierzęta mogą dostosować się do istnienia takiej nowej warstwy, ale inne nie.

Praktyki dobrego zarządzania w ograniczaniu zanieczyszczeń oraz kontroli ich źródeł

Zasady praktyki dobrego zarządzania zostały opracowane jako wytyczne w wielu dziedzinach, od ochrony gleb do leśnictwa, zarządzania terenami wypasu i rybołówstwa. Pojęcie to można zastosować do gospodarowania zielenią na poboczach dróg, jednak w sektorze transportu zwykle dotyczy ono kwestii zanieczyszczeń chemicznych i pochodzących z wody deszczowej. Dlatego też wypracowano szereg działań zmierzających do ograniczenia niekorzystnego wpływu dróg i samochodów na jakość wody.^{243, 268}

W poprzednich podrozdziałach omówiono różnorodne zanieczyszczenia chemiczne powodowane przez drogi i poruszające się po nich pojazdy. Wprowadzenie praktyki dobrego zarządzania może zmniejszyć tempo gromadzenia się tych zanieczyszczeń. Jednakże o sukcesie można mówić jedynie w przypadku gdy zastosowane działania doprowadzą do sytuacji, kiedy tempo wchłaniania i usuwania zanieczyszczeń przewyższa tempo ich dostaw. Tak więc, rzeczywiście skuteczne podejście to takie, które powoduje spadek poziomu zanieczyszczenia w środowisku, a nie jedynie spowolnienie tempa jego wzrostu.

Wyróżnia się dwa zasadnicze sposoby redukcji poziomu zanieczyszczeń wzdłuż dróg.²⁶⁸ Odpowiednio do tego, zasady praktyki dobrego zarządzania również podzielone są na dwie grupy. Pierwsza z nich to *łagodzenie skutków zanieczyszczenia*, mające na celu minimalizację wpływu istniejących i przyszłych zanieczyszczeń. Polega ono na zastosowaniu niejednokrotnie kosztownych i wymagających nakładów pracy rozwiązań „strukturalnych”, takich jak budowa zbiorników odstożnikowych, mokradeł i filtrów piaskowych. Druga grupa to *kontrola źródeł zanieczyszczeń*, gdzie ilość przyszłych zanieczyszczeń jest minimalizowana przy użyciu rozwiązań „pozastrukturalnych”, takich jak planowanie przestrzenne, zintegrowany system przeciwdziałania szkodnikom, składowanie chemikaliów i konserwacja mostów. Wiele z nich przypomina zasady rygorystycznego utrzymania czystości w domu, i choć ich koszt jest często niewielki, to trwałe i systematyczne angażowanie się w tego rodzaju, niezbyt „palące” zadania, jest trudne.

Poniżej, dla obydwu tych kategorii praktyk dobrego zarządzania wymieniono podstawowe rozwiązania stosowane obecnie w USA, wraz z krótkim opisem niektórych z nich.²⁶⁸

Łagodzenie zanieczyszczenia za pomocą rozwiązań strukturalnych

Rozwiązania strukturalne polegają na wychwytywaniu i zatrzymywaniu odpływu z dróg do momentu, w którym zanieczyszczenia osadzą się lub zostaną przefiltrowane przez leżącą poniżej warstwę ziemną lub glebę. Zdolność usuwania zanieczyszczeń uwarunkowana jest trzema, powiązаныmi ze sobą czynnikami: (1) zastosowanymi mechanizmami, (2) proporcją rocznego odpływu poddanego oczyszczaniu, oraz (3) rodzajem usuwanych zanieczyszczeń. Konstrukcja danego urządzenia i metody jego utrzymania mogą wpływać na dwa pierwsze czynniki.

Wyróżniamy dziesięć głównych lub typowych rozwiązań strukturalnych²⁶⁸: (1) zbiorniki wydłużonej infiltracji, (2) zbiorniki mokre, (3) rowy infiltracyjne, (4) niecki infiltracyjne, (5) filtry piaskowe, (6) separatory, (7) rowy trawiaste, (8) pasy filtrujące, (9) sztuczne mokradła oraz (10) porowata nawierzchnia. Każde z nich wymaga odpowiedniej ilości przestrzeni przy drodze. W przypadku, gdy przestrzeń ta jest ograniczona, zalecane są metody dostosowane do tego faktu, obejmujące alternatywne rodzaje filtrów piaskowych, mniejsze odstożniki, strefy bioretencji, filtry włazowe, modernizację kanałów odpływowych i usuwanie zanieczyszczeń.

Przy wyborze rozwiązania lub rozwiązań, jakie powinny zostać użyte

w przypadku danego rodzaju odpływu spływu powierzchniowego, należy wziąć pod uwagę sześć głównych kryteriów:

- Uwarunkowania danego miejsca, w tym rodzaj gleby, nachylenie stoku, dostępność wody i in.
- Obszar obsługiwany
- Ograniczenia terenu, w tym poziom wód gruntowych, odległość od budynków, studni itd.
- Typy gleby i związane z nimi współczynniki infiltracji, w tym piasku, iłu, iłu gliniastego itp.
- Efektywność usuwania oczekiwanych składników zanieczyszczeń, z uwzględnieniem osadu, zawartości fosforu, bakterii itp.
- Wymogi związane z realizacją, np. koszty budowy i utrzymania

Poniżej opisano pokrótce dwa przykłady zastosowania rozwiązań strukturalnych w celu usuwania zanieczyszczeń. Trzeci przykład ma na celu podkreślenie, że w przyszłości, oprócz struktur inżynierskich, mogą zostać opracowane bardziej naturalne lub naturalno-inżynierskie rozwiązania, będące wynikiem wspólnej pracy inżynierów i ekologów.

Pierwszym przykładem są zbiorniki *infiltracyjne/detencyjne*. Odpływ z dróg, będący istotnym źródłem zanieczyszczeń, może mieć silny wpływ na środowisko, szczególnie w dłuższej perspektywie czasu. Odpływ może zostać odprowadzony bezpośrednio do środowiska naturalnego, lub też poddany oczyszczeniu jako ściek. Stężenie i rodzaj zanieczyszczeń chemicznych zależą od rodzaju drogi i czasowego rozkładu opadów. Zbiorniki infiltracyjne używane są do przetrzymywania wody odpływowej przez okres pozwalający na sedymentację zanieczyszczeń, lub ich infiltrację i wchłonięcie przez glebę.^{437,268} Jako ilustracja mogą posłużyć wyniki przeprowadzonych w północnej Portugalii badań nad efektywnością zbiorników infiltracyjnych w usuwaniu metali ciężkich z wody odpływowej.⁴⁵ Podczas opadów, 60 do 70% całkowitej zawartości cynku, miedzi i ołowiu oraz innych zanieczyszczeń stałych trafiało do zbiornika detencyjnego wraz z pierwszą połową całkowitego odpływu. Jeżeli zbiorniki te mają także za zadanie rozbić związków metali ciężkich, muszą cechować się odpowiednimi właściwościami gleby. Za idealne dla zbiorników infiltracyjnych uważa się gleby odznaczające się dużą chłonnością i zdolnością utrzymania zanieczyszczeń przy niskim pH. Tak jak każdy filtr, gleba może po pewnym czasie ulec nasyceniu lub zablokowaniu, i w ten sposób utracić swoją zdolność przechwytywania zanieczyszczeń.

Drugim przykładem są *sztuczne mokradła* (zobacz rozdział 6). Odpływ z dróg

może także być oczyszczany za pomocą specjalnie stworzonych mokradeł.^{138, 842} Przy ich projektowaniu należy wziąć pod uwagę takie kryteria jak natężenie ruchu drogowego, wielkość zlewni drogi, dostępność terenu, koszt, oraz wielkość i rodzaj przyjmującego odpływ zbiornika wodnego. Ważne jest, aby w projekcie uwzględnić separator oleju i odmulacz, system zapobiegania wyciekom, staw osadowy, mokradło z roślinnością i końcowy zbiornik osadowy.⁸⁴² Niestety, historia stosowania sztucznych mokradeł w celu ograniczania zanieczyszczeń pokazuje, że nie zawsze podejście to kończy się pełnym sukcesem. Dwa zasadnicze wnioski, jakie można wyciągnąć to: (1) należy właściwie zaplanować hydrologię oraz (2) zaplanować parametry systemu na warunki spotykane w okresach ekstremalnych. Ustalenie odpowiedniego natężenia dopływu i odpływu z mokradła jest zwykle ważniejsze niż wprowadzenie typowych dla mokradeł gatunków roślin i zwierząt. Gatunki te zazwyczaj szybko kolonizują teren w sposób naturalny. Zabezpieczenie się na wypadek okresów suszy i powodzi oraz wprowadzenie szybkich mechanizmów naprawczych (jak np. niezwłoczne usuwanie szkód wyrządzonych przez bobry) powinno sprawić, że mokradło będzie należycie spełniać swoją rolę przez długi czas.

Trzecim przykładem są *pasy ochronne*, od dawna stosowane w Wielkiej Brytanii i innych krajach w celu zmniejszenia szybkości wiatru i ograniczenia wizualnych zakłóceń krajobrazu. Mniej uwagi poświęca się jednak ich roli jako bariery lub filtra przeciw zanieczyszczeniom, szczególnie przy poboczach autostrad. Pasy ochronne biegnące wzdłuż głównych brytyjskich autostrad skutecznie wychwytyują metale ciężkie oraz ograniczają osadzanie się niesionych wiatrem cząstek metalicznych.⁴⁰⁷ W północnej Francji, żywopłoty biegnące na stokach terenów użytkowanych rolniczo posiadają zwykle rów i wyniesiony brzeg usypany z piasku.¹²⁹ W okresach suchych, wyniesiony brzeg zatrzymuje odpływ wody powodując jej wsiąkanie w glebę, natomiast w okresach wilgotnych rów odprowadza nadmiar wody w dół zbocza. Odpowiednio zaprojektowane pasy ochronne lub żywopłoty wzdłuż dróg mogą skutecznie zmniejszyć zanieczyszczenie pochodzące z wody deszczowej, a także zapewnić inne wymierne korzyści.

Kontrola źródeł zanieczyszczeń przy pomocy metod niestrukturalnych

Niestrukturalne podejście w usuwaniu zanieczyszczeń to systemy kontroli źródeł zanieczyszczeń, zaprojektowane, by zmniejszyć ich wyjściowe stężenie i zminimalizować ich akumulację. Podejścia te, często zbliżone do reguł

zdroworozsądkowego zarządzania domem, zostały opracowane dla innych rodzajów aktywności związanych z rozwojem zabudowy, ale doskonale można je zastosować w sektorze transportowym. Metody te dzieli się na dziewięć grup²⁶⁸: (1) użytkowanie gruntu i kompleksowe planowanie przestrzenne, (2) właściwe kształtowanie krajobrazu i roślinności, (3) gospodarowanie pestycydami i nawozami, (4) kontrole śmieci i nieczystości, (5) kontrole nielegalnego spuszczenia odpadów płynnych, (6) czyszczenie i utrzymanie mostów, systemy osuszania nawierzchni pomostów, (7) malowanie mostów, (8) składowanie chemikaliów, (9) utrzymanie systemów odprowadzania wód powierzchniowych.

Szczególnie ważne jest usuwanie, transport i składowanie zakumulowanych zanieczyszczeń w miejscach do tego przeznaczonych i właściwie dostosowanych pod względem ekologicznym. Do powyższej listy można dodać także inne proste metody niestrukturalne, choćby sprzątanie ulic. Tak jak dla metod strukturalnych, wiele z najlepszych praktyk kontroli źródeł opiera się na naturalnych rozwiązaniach.

Zazwyczaj konieczne jest stosowanie metod zarówno niestrukturalnych jak i strukturalnych, aby osiągnąć zadowalający rezultat polegający na przewadze utylizacji zanieczyszczenia nad jego dostawą.²⁶⁸ Im bardziej intensywnie stosuje się metody niestrukturalne, tym lepiej. Umożliwiają one obniżenie ilości budowanych struktur, obniżenie kosztów oraz innych nakładów związanych z ich utrzymaniem, a zgromadzone zanieczyszczenia są wywożone i składowane w odpowiednim miejscu. Z niektórych metod wynikają dodatkowe korzyści dla środowiska, także estetyczne.

Podsumowanie

Pomimo, że zanieczyszczenia towarzyszą społeczeństwu wszędzie, te pojawiające się wzdłuż dróg są bezpośrednio związane z transportem lądowym. Ponieważ zanieczyszczenia przenikają na okoliczne tereny, a drogi przecinają większość ekosystemów i terenów na różny sposób zagospodarowanych, chemikalia wywołują rozległe efekty ekologiczne. Co gorsza, istnieje cała gama chemikaliów, które akumulują się w różnym stopniu, w różnych miejscach, a różne gatunki cechują się różną wrażliwością na nie. Społeczeństwo i komunikacja drogowa stoją więc przed sporym dylematem. Przysłowiowa prawda leży gdzieś pomiędzy „praktycznie nic nie wiemy” a „jest oczywiste, że całe środowisko jest zdegradowane”.

Znamy oczywiście zanieczyszczenia pochodzące od pojazdów i dróg. Mamy

jakaś wiedzę na temat ich stężeń w niektórych segmentach środowiska, włączając w to pobocza dróg i systemy wodne. Wiemy jak działa wiatr, jakie zawirowania powietrza wywołują pojazdy przemieszczające się na drodze, oraz jak deszcz spłukuje zanieczyszczenia z dróg do rowów przydrożnych. Mniej wiemy na temat ilości przenoszonych substancji, szlaków i szybkości ich przemieszczania się, oraz miejsc, gdzie się one w końcu odkładają. Wiemy, że niektóre gatunki szczególnie cierpią wskutek zanieczyszczeń, ale do zbadania pozostaje co dzieje się z większością gatunków w obliczu większości typów zanieczyszczeń, oraz przy jakich poziomach progowych. Tak naprawdę, skutki akumulacji chemikaliów wzdłuż sieci dróg dla ekologii krajobrazu to wciąż niezapisana karta.

Wszystko to oznacza, że w całościowym obrazie, niektóre drobne plamki są absolutnie klarowne, wiele obszarów pozostaje zaciemnionych, a inne są wciąż zupełnie ciemne. Czy potrafimy rozszyfrować, albo nawet odgadnąć, jak obraz będzie wyglądał? Przypuszczalnie tak, ale powinna temu towarzyszyć spora doza pokory. Z pewnością czeka nas jeszcze wiele niespodzianek, zarówno nieprzyjemnych jak i miłych.

W obliczu tego rodzaju niepewności, jakie działania powinny zostać podjęte, o ile w ogóle? Niezależnie od wszystkiego, działania zmierzające do kontroli źródeł zanieczyszczeń mają sens. Łagodzenie oddziaływania zanieczyszczeń z reguły też, podobnie jak badania naukowe. Zatrudnianie ekologów w sektorze transportu, tak by pracowali ręką w rękę z inżynierami od spraw logistyki oraz innymi specjalistami - z pewnością ma również sens. Mógłby to być pewnego rodzaju katalizator. Kontrola źródeł zanieczyszczeń, łagodzenie ich efektów, projektowanie i realizacja badań naukowych – wspierane takim rodzajem współdziałania mogłyby – całkiem dosłownie - oczyścić w przyszłości środowisko wzdłuż dróg.

Rozdział 6

Ekosystemy wodne

Prawdopodobnie w 171 r. p.n.e.... przed budową Via Cassia [droga rzymska na północ od Rzymu] woda, która dostawała się do Lago di Montesori pochodziła z opadów gromadzących się na jej powierzchni... Po usunięciu roślinności po obu stronach drogi... odpływ z powierzchni terenu i związana z nim erozja musiała spowodować wzrost... ilości wapnia i fosforu... oraz szybki rozwój zielononiebieskich glonów... W tym okresie jezioro, zwłaszcza w porze letniej, wyglądało jak typowy eutroficzny zbiornik wodny [o kolorze zielonym].

- G. Evelyn Hutchinson i U. Cowgill, *Transactions of the American Philosophical Society*, 1970

Powierzchnia drogi służącej rolnikom... była utrzymywana relatywnie poziomo i wyniesiona do 2 m w stosunku do otaczającego terenu, w sposób typowy dla rzymskich dróg... Kiedy tego typu wyniesione drogi budowano i utrzymywano w miastach, pojawiały się liczne skargi ludności. Domy były zalewane, partery stawały się piwnicami, powszechna była wilgoć. Typową praktyką stało się zatem rozwiązanie alternatywne - zagłębienie dróg o około metr, co jednak przyniosło szereg kolejnych

problemów związanych z odwodnieniem. Miotali się zarówno podróżni jak i zarządcy dróg.

- M. G. Lay, *Ways of the World*, 1992

Jazda wzdłuż brzegów spokojnego jeziora może być jedną z przyjemniejszych rzeczy w życiu, nie ustępując pod tym względem nawet zaskakującym widokom pojawiającym się za zakrętami meandrującej rzeki. W poprzednich dwóch rozdziałach omówione zostały przepływy wody, osadów oraz związków chemicznych w pobliżu dróg. Te przepływy muszą gdzieś prowadzić. Zazwyczaj zasilają one jeziora, rzeki, strumienie, bagna, zbiorniki okresowe, estuaria i inne części wód. Teraz przyjrzymy się samym zbiornikom wodnym, a zwłaszcza ekosystemom wodnym, które dzięki nim istnieją.

Rozdział ten poświęcony jest ekologicznemu oddziaływaniu dróg na ekosystemy wodne. Zaczniemy od struktury siedliska w obrębie zbiorników wodnych oraz od tego, jak zbiornik jest powiązany z otaczającym lądem. Następnie zbadamy kolejno jeziora, zbiorniki okresowe, mokradła, strumienie i rzeki (włączając w to mosty i przepusty) oraz estuaria.

Struktura siedliska, spójność oraz drogi

Ekosystem wodny, taki jak w jeziorze czy strumieniu, charakteryzuje się intrygującą strukturą, od której zależne jest bytowanie niezliczonych rodzajów organizmów wodnych. Z drugiej strony, ekosystem wodny nie jest odizolowany, lecz na szereg ważnych sposobów pozostaje w ścisłym powiązaniu z otaczającym lądem. Obiekty liniowe – drogi, wraz z pojazdami po nich jeżdżącymi, przez cały czas oddziałują na te połączenia i strukturę siedlisk wodnych. Z tego względu zaczniemy od omówienia struktury siedliska, rodzajów spójności oraz oddziaływania na nie dróg.

Fizyczna struktura siedliska

Spoglądając w głąb wody, można dopatrzeć się siedlisk wodnych w kilku skalach^{423, 1022}, które najłatwiej można od siebie oddzielić, rozpatrując poszczególne organizmy i procesy w ekosystemie. Przykładowo, w najmniejszej skali, dno strumienia, a nawet pojedyncze kamienie funkcjonują jako siedliska dla wybranych

organizmów, takich jak pstrąg czy chruściki (*Trichoptera*). Nawet w obrębie kilku metrów, podłoże to często istotnie różni się składem i teksturą. Rozkład wielkości cząstek osadu oraz występujących pomiędzy nimi porów determinują, na ile dno strumienia jest dogodnym siedliskiem wielu gatunków kręgowców i bezkręgowców. Niektóre z nich wykorzystują je do żerowania, niektóre na tarło, a niektóre szukają tam schronienia w okresach wezbrań. Dodatkowo, kolumna wody powyżej jest siedliskiem dla organizmów pływających i unoszących się w toni, takich jak ryby i fitoplankton (swobodnie unoszące się glony). Nie jest niespodzianką, że fizyczne, chemiczne i optyczne właściwości kolumny wody wpływają na to, w jaki sposób funkcjonuje ona jako siedlisko. Na aktualną prędkość przepływu i strukturę siedliska ma wpływ obecność zatopionych kłód i gałęzi, które w znacznym stopniu determinują liczebność, skład gatunkowy i wymiary ryb w poszczególnych basenach ciekłu.

W szerszej skali, ukształtowanie zbiorników wodnych, obejmujące zatoki i przylądki na wybrzeżu, czy też głębie i płycizny (tzw. płosa i bystrza) w rzekach, również kształtuje strukturę siedlisk w ekosystemach wodnych.⁴²³ Niektóre gatunki przystosowane są do życia w jednym rodzaju siedliska, podczas gdy inne wymagają kilku rodzajów siedlisk. Ukształtowanie całych jednostek siedliskowych, takich jak baseny czy skaliste brzegi, może wpływać na liczebność, skład gatunkowy i wymiary glonów czy drobnych ryb. Na przykład baseny o bardziej złożonej strukturze podłoża mogą ograniczać konkurencję między gatunkami, pozwalając na występowanie bardziej zróżnicowanych gatunkowo zgrupowań w określonej objętości siedliska. Niektóre gatunki mogą być zależne od bliskiego sąsiedztwa takich siedlisk, jak w przypadku ryb, które przebywają w rzecznych basenach (płosach), lecz żerują na unoszących się w toni bezkręgowcach spłukiwanych z płycizny (bystrzy) położonych w górze ciekłu.

Jednym z subtelnych aspektów struktury siedlisk wodnych jest obecność wody tworzącej płytkie środowisko podpowierzchniowe (*strefa hyporeiczna*) na terenach przylegających do jezior i koryt cieków.^{872, 354, 1047} Wymiana wód powierzchniowych i tych płytkich wód gruntowych w obrębie obszaru zalewowego może wspomagać regulację jakości wody, dzięki filtracji. Niektóre bezkręgowce zamieszkujące ciekły wodne są zależne od tego podziemnego środowiska w określonych fazach swojego życia.

Interakcje strumieni czy jezior z sąsiadującą *roślinnością nadbrzeżną* są tak liczne i ekologicznie istotne, że stan tej roślinności jest powszechnie uznawany za wskaźnik dobrego stanu małych lub wąskich systemów wodnych, zarówno w odniesieniu do stanu siedlisk, jak i jakości wody.^{91, 373, 302} Przykładowo, nadbrzeżne lasy

zaczynają ciek wodny, regulując w ten sposób ilość dostępnego światła, wspierającego wzrost roślin wodnych, jak również częściowo regulują temperaturę. Wszelkiej wielkości roślinność nadbrzeżna może również dostarczać martwych liści i gałęzi do zbiorników wodnych. Ta martwa materia organiczna jest zasadniczą podstawą łańcucha troficznego w jeziorach o niewielkiej zawartości składników odżywczych oraz w małych strumieniach leśnych. Duże fragmenty drzew występujących w strefie nadbrzeżnej, budują istotną złożoność siedlisk koryta rzecznoego. W konsekwencji, modyfikacje przylegającej roślinności mogą w bardzo istotny sposób oddziaływać na strukturę siedlisk w ciekach wodnych i jeziorach. Ogólnie, organizmy wodne i procesy zachodzące w toni są bardzo zależne od bogactwa podwodnych siedlisk.

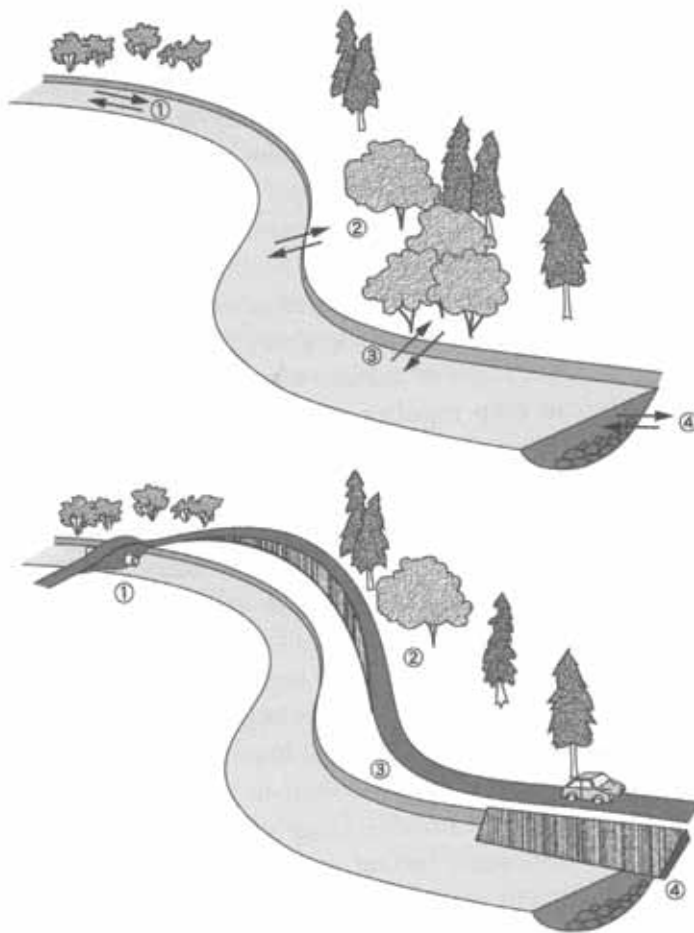
Łączność

Łączność jest równie kluczowa dla ekosystemów wodnych, jak dla systemu transportowego. Jako kierowcy korzystający z dróg, oczekujemy pełnej łączności pozwalającej dotrzeć z punktu startu do celu. Nawet jeśli ta spójność przerwana jest poprzez roboty na drogach, wyznaczone są objazdy, które co najwyżej powodują opóźnienia. Łączność jest kluczową zasadą zarówno w teorii transportu jak i w ekologii krajobrazu.^{8, 98, 568, 302, 73, 441} W ekosystemach wodnych, *łączność* jest kluczowa dla zapewnienia przepływu organizmów, genów, wody, składników odżywczych oraz energii, jak również materiału, z którego budowane i utrzymywane są siedliska.

Wiele zbiorników okresowych zawdzięcza swoje istnienie połączeniom z wodami gruntowymi w swoim otoczeniu.⁴³⁸ Mówi się czasem, że płazy wędrujące przez łąd postrzegają mokradła jako wodne wyspy w jałowym łądowym morzu. Liście i drewno spadające z otaczających brzegów do małych, ubogich w składniki odżywcze jezior mogą być zasadniczą podstawą powiązań troficznych w obrębie zbiornika.³²⁸

W systemach strumieni (rzek) łączność ma co najmniej cztery wymiary: połączenia *górnny bieg – dolny bieg*, *teren zalewowy – ciek*, *las – ciek* oraz *powierzchnia – grunt*⁹⁹⁸ (ryc. 6.1). Łączność ta jest kluczową własnością ekosystemów cieków, częściowo ze względu na wysoką mobilność i znaczne odległości pokonywane przez wodę, osady, materiał roślinny oraz liczne gatunki zasiedlające strumienie i rzeki.

Zasadnicza teoria ekosystemów rzecznych, *konceptcja kontinuum rzecznoego*^{963, 190, 856} głosi, że zgrupowania organizmów wodnych i procesów naturalnych zmieniają się w uporządkowany sposób od górnego do dolnego biegu. Obszary



Ryc. 6.1. Droga oddziałująca na cztery aspekty łączności cieków. (a) łączność górny bieg – dolny bieg (1), teren zalewowy – ciek (2), las – ciek (3) oraz wody powierzchniowe-wody gruntowe (4). (b) Połączenia utrudnione lub przerwane przez rzekę na terenie zalewowym.

w górnym biegu zapewniają kluczowe składniki odżywcze i inne zasoby obszarom w dolnym biegu. Połączenia górnego i dolnego biegu w systemach rzecznych są niezbędne dla gatunków migrujących takich jak *dwuśrodowiskowy* (wędrorny) łoś. Rzeki są ściśle powiązane z przylegającymi lasami, poprzez szeroką różnorodność procesów, w tym zacielenie, opadłe gałęzie i pnie, regulacja temperatury i zawartości tlenu w wodzie, kontrola erozji brzegów oraz osłona dla drapieżników i ludzi łowiących ryby.³⁷³ Interakcje pomiędzy korytem a sąsiadującym terenem

zalewowym uznawane są za krytyczne dla funkcjonowania rzeki (jak opisano w koncepcji fali wezbraniowej – *flood pulse concept*).^{468, 58} Uważa się, że duże, otoczone terenami zalewowymi rzeki są w znacznej mierze zależne od podtapiania terenów zalewowych, co utrzymuje produktywność rzeki i zapewnia zachowanie różnorodności biologicznej ekosystemu rzeczno-terenowego. Na koniec, obecnie wiadomo też, że interakcje między wodami powierzchniowymi i gruntowymi są w różny sposób ważne dla rzek, jezior i terenów mokradłowych.^{354, 1047}

Oddziaływanie dróg na siedliska i łączność

Systemy dróg i związane z nimi użytkowanie terenu może mieć dramatyczne oddziaływanie na ekosystemy wodne. Wpływ ten może być widoczny bezpośrednio albo może być pośredni, wynikając z zakłóconej łączności. *Oddziaływania bezpośrednie* biorą się z lokalnych, natychmiastowych zmian w naturalnych stosunkach wodnych. Przykładowo, przełożenie koryta strumienia poprzez budowę drogi na dnie doliny ma konsekwencje zarówno natychmiastowe, jak i odsunięte w czasie. Każde wyprostowanie meandrującego koryta ciekła zmienia siedlisko wodne, jako że krótsze, bardziej strome odcinki koryta tracą część ze swojej naturalnej struktury naprzemiennych plos i bystrzy. Występujące na przemian głębie i płyce zastępowane są przez bardziej jednolitą strukturę koryta w jego podłożu. Przecięcia koryta przez mosty i *przepusty* (struktury drenujące przechodzące pod drogą) zmieniają lokalnie siedlisko wodne poprzez zmianę formy koryta i stosunków hydraulicznych w danym miejscu.

Oddziaływania pośrednie występują, gdy drogi umyślnie lub nieumyślnie zakłócają łączność w obrębie systemów wodnych. Drogi mogą zatem blokować albo wzmagać naturalne przepływy organizmów, materiału i energii, czasami z niezamierzonymi skutkami występującymi w znacznej odległości od miejsca występowania zakłócenia. Zmiany łączności mogą mieć miejsce w rezultacie zmian jakości wody, fizycznych cech siedliska oraz interakcji z otaczającymi ekosystemami lądowymi (patrz ryc. 4.8 w rozdziale 4). Połączenia górnego i dolnego biegu mogą być utrudnione, w przypadku gdy przepusty ograniczają migrację ryb w górę ciekła, wskutek pojawienia się progów wodnych lub nadmiernej prędkości przepływu. Połączenia terenu zalewowego z ciekłem są utrudnione w przypadku, gdy koryto drogi u podnóża doliny przerywa naturalny przepływ wody po terenie zalewowym i przez stare koryta. Połączenia pomiędzy wodami powierzchniowymi

a gruntowymi ulegają zmianom, gdy modyfikacji ulega drenaż terenu zalewowego oraz gdzie zbiorniki wodne są wyłożone materiałem nieprzepuszczalnym, tak jak w przypadku betonowych kanałów.

Rzeki mogą również zwiększać łączność w obrębie systemów rzecznych. Przykładowo, spływ wód burzowych wzdłuż dróg lub rowów często skutecznie tworzy nowe odcinki połączone z naturalną siecią cieków.¹⁰¹⁷ Zwiększa to zdolność zlewni do produkcji odpływu powodziowego, co zwiększa poziom



Ryc. 6.2. Bezpośredni związek pojazdów/dróg z jakością/przejrzystością wody w jeziorze. W czasie szczytu sezonu turystycznego, tą drogą wzdłuż jeziora przejeżdża 50 tys. pojazdów dziennie. Zwróć uwagę na ilość i głębokość obnażonych korzeni drzew oraz głębokie wąwozy, wskazujące na znaczną erozję powodowaną przez spływ wody z powierzchni jezdni (jak również przez ludzi spacerujących wzdłuż brzegu). Składniki odżywcze i zanieczyszczenia, wymyte przez deszczówkę z sąsiadującego systemu drogowego do kanalizacji burzowej, dostają się na brzeg i do jeziora poprzez wylot odpływu z dużymi kamieniami (w środku). Rezultatem jest zmętnienie wody, kontrastujące z reputacją jeziora Tahoe jako jednego z najbardziej przejrzystych jezior świata. Droga stanowa 50, South Lake Tahoe, Kalifornia. Fotografia zamieszczona dzięki uprzejmości U.S. FHWA.

wezbrania. Rozległe powierzchnie utwardzone również znacznie zwiększają odpływ powierzchniowy.⁷³³ Wynikające z tego zmiany w naturalnym reżimie odpływu mogą negatywnie wpływać na rzeki, jeziora i tereny podmokłe w dolnym biegu.

W największym skrócie, struktura siedliska wodnego w obrębie zbiorników wodnych oraz łączność ekosystemów wodnych z otaczającym środowiskiem to dwa klucze do zrozumienia interakcji systemów drogowych z ekosystemami wodnymi. Trzecim kluczem są organizmy same w sobie, obejmujące całą gamę różnorodności: od unoszącego się fitoplanktonu poprzez zooplankton (miniaturowe, unoszące się organizmy zwierzęce) do owadów wodnych, gatunków żyjących na dnie (bentos), małych ryb, większych ryb i innych. Te trzy klucze zostaną teraz bardziej szczegółowo omówione, dla kolejno: jezior, mokradeł, strumieni i rzek, mostów i przepustów oraz słonych terenów podmokłych w estuariach.

Jeziora

Poza chemicznymi zanieczyszczeniami z dróg (rozdział 5), prawdopodobnie największym zagrożeniem dla ekosystemów wodnych jest erozja zachodząca wzdłuż utwardzonych i nieutwardzonych dróg (ryc. 6.2). Jednym z najistotniejszych źródeł generujących dostawy rumowiska są drogi funkcjonujące na potrzeby wycinki drzew. Gdy drogi te są użytkowane, pojazdy odrywają fragmenty powierzchni drogi, które następnie mogą trafić z wiatrem lub wodą do jezior.^{578, 1067} Po zaprzestaniu użytkowania, drogi te mogą zostać pożłobione głębokimi wąwozami i znacząco przyczyniać się do dostaw osadów i składników odżywczych do strumieni i jezior.

Ponadto, w trakcie kontaktu osadu z nawierzchnią utwardzonych dróg, ulega on oddziaływaniu ruchu drogowego, wskutek którego ulega zmieleniu na drobniejsze cząstki. Cząstki te są potem łatwiej unoszone w powietrze w momencie przejazdu samochodów albo przez wiatr. Osady transportowane przez wodę deponowane są głównie na brzegach jezior, bezpośrednio z przyległego terenu lub poprzez strumienie. Wiatr roznosi natomiast osady na większą powierzchnię w obrębie jeziora.

Pył drogowy i ekosystem jeziora

Przyjrzyjmy się samochodowi przejeżdżającemu brzegiem drogi w suchy dzień. Niewielki wir *pyłu drogowego* unosi się w powietrzu rozwianym przez

pędzący pojazd. Co może być zaskakujące, te drobne cząstki zazwyczaj pozostają zawieszane w powietrzu całymi godzinami. Po zimowej dawce soli, piasku i żużlu, pojazdy miały tę mieszankę na skrajnie małe cząstki, które również mogą unosić się w powietrzu przez długie godziny.

Kiedy już znajdują się w powietrzu, te drobne cząstki tworzą kolejne, potencjalne połączenie pomiędzy drogami a środowiskiem wodnym. Cząstki i pierwiastki z których się składają, plus związki *adsorbowane* (przyczepione) na ich powierzchni mogą pochodzić praktycznie zewsząd. Jeśli są wystarczająco małe, mogą być przenoszone na tysiące kilometrów, podczas gdy większe cząstki mogą być ponownie deponowane kilka centymetrów dalej. Małe, lotne cząstki gleby z Sahary docierały do Amazonii,⁸⁹⁴ a cząstki z wysychających brzegów kurczącego się Morza Aralskiego w południowej Rosji znajdowane były za arktycznym kołem podbiegunowym. Osadzanie cząstek z atmosfery zostało zidentyfikowane jako istotne źródło pierwiastków i związków chemicznych, w tym ołowiu, żelaza i PCB (polichlorowanych bifenyli).²¹³

Lotne cząstki mają szczególne znaczenie dla środowisk wodnych, ponieważ mogą przenosić składniki odżywcze lub związki chemiczne toksyczne dla życia wodnego. *Sucha depozycja* jest procesem osiadania cząstek z powietrza na powierzchni takiej jak jezioro czy pole.^{423, 1022} W przeciwieństwie do niej, wytrącanie przez opady atmosferyczne to proces „wymywania” cząstek z powietrza i ich osadzania jako *mokrej depozycji*. *Depozycja całkowita*, stanowiąca kombinację suchej i mokrej, została zebrana od lipca do października 2000 wzdłuż północnego wybrzeża Jeziora Tahoe, dużego jeziora w Kalifornii (ryc. 9.2). Jako że w tej porze roku opadów jest niewiele, większość zebranej depozycji stanowiła jej suchą część. Osadzone cząstki w trakcie suchego sezonu są zazwyczaj większe, ponieważ do usunięcia mniejszych cząstek z atmosfery często potrzebne są opady atmosferyczne. Większe cząstki zwykle pochodzą z bliskiej okolicy, gdyż prędkość ich osiadania jest zbyt duża, aby mogły daleko się przemieścić.⁶⁶³ Przeciętna średnica pośród próbek cząstek zebranych nad Jeziorem Tahoe wynosiła około 1,5 mikrometra. Ten stosunkowo niewielki rozmiar oznacza, że znaczna część cząstek została przetransportowana z jednego brzegu jeziora na drugi przed depozycją.⁵⁶¹

Depozycja atmosferyczna na jeziorze Tahoe budzi szczególną troskę ze względu na fakt, że fosfor ma wysokie powinowactwo do cząstek gleby, zwłaszcza ilów (które są drobnymi cząstkami o ujemnym ładunku adhezyjnym). Innymi słowy, mający w ten sposób miejsce dopływ fosforu działa jak dodawanie nawozu do tego ogromnego jeziora. Stymuluje on wzrost glonów, co daje pierwotnie krystalicznie

przejrzystemu jezioru zielonkawe zabarwienie.

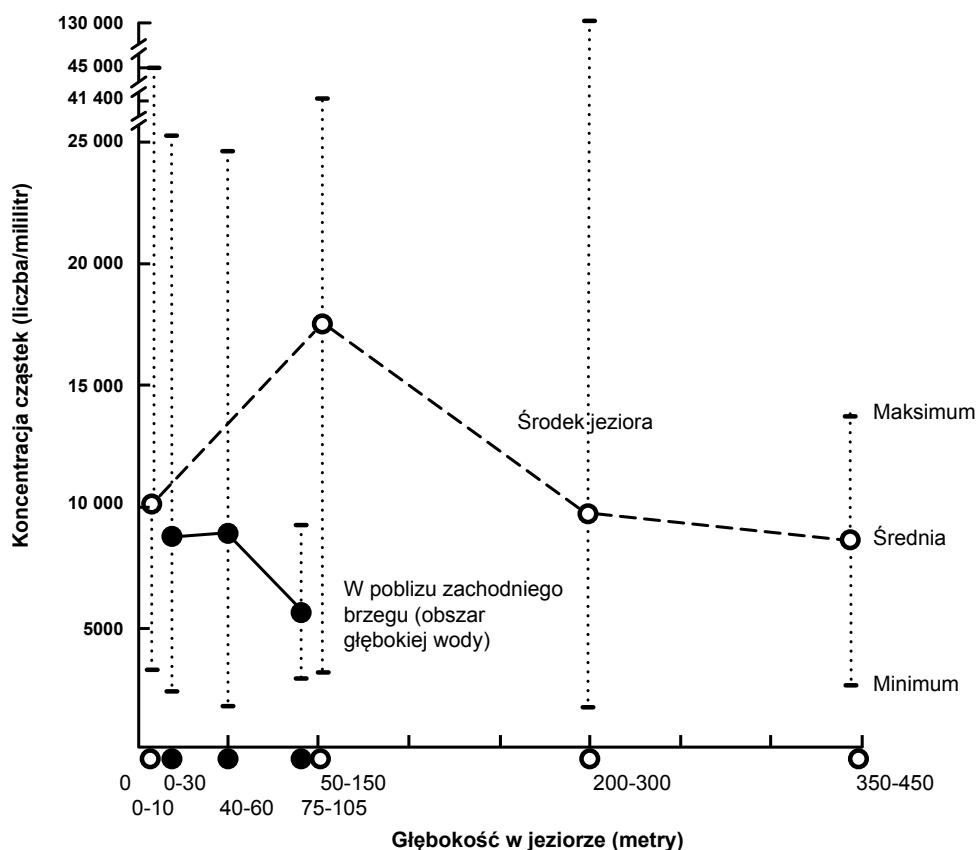
Te bardzo niewielkie deponowane cząstki charakteryzują się ponadto długim czasem osiadania w wodzie. W konsekwencji, unoszą się w kolumnie wody przez długie okresy. Wraz ze stymulacją wzrostu glonów przez fosfor, cząstki te przyczyniają się do jeszcze większego ograniczania przejrzystości wody w jeziorze.

W miarę zbliżania się wieczora spada temperatura. Typowy schemat rozpoczyna się od przesuwania się schłodzonego powietrza z pobliskich gór w dół stoków, w kierunku jeziora. Powietrze przepływające w dół stoku transportuje lotny pył unosząc go nad jezioro, gdzie jest następnie deponowany. W oparciu o pomiary z kolektorów depozycji umieszczonych przy drogach, w połowie odległości od drogi do jeziora i na brzegu jeziora, depozycję fosforu na Jeziorze Tahoe oszacowano w ten sposób na 11 000 kg rocznie⁴⁵² (M. Liu, dane niepublikowane). Jako że przepływy strumieni do jeziora są w czasie typowego suchego lata w znacznym stopniu ograniczone, dzienna dawka lotnego pyłu osadzanego na powierzchni jeziora może istotnie przyczyniać się do eutrofizacji tego unikalnego zbiornika. Według wszelkiego prawdopodobieństwa, ten wkład jest szczególnie istotny w lecie, kiedy stratyfikowane wody powierzchniowe jeziora stają się ubogie w fosfor, a dostawa ze strumieni jest na swym minimalnym poziomie.

Kiedy już lotne cząstki dostaną się do jeziora, dołączają do zróżnicowanego zespołu cząstek organicznych i drobnego osadu nieorganicznego. Różnorodność cząstek w jeziorze jest ogromna, od bakterii o rozmiarach poniżej mikrometra, wirusów i cząstek koloidalnych po komórki fitoplanktonu o rozmiarach komórki rzędu dziesiątek mikrometrów. Większość cząstek w jeziorze posiada średnicę mniejszą niż 2 mikrometry, zaś liczba cząstek danego rozmiaru wzrasta szybko wraz ze zmniejszającą się ich wielkością (zależność hiperboliczna: $N = 2210$ (średnica)-3,1; $R2 = 0,95$).^{645, 176}

Z drugiej strony, stężenie cząstek w jeziorze zmienia się znacząco, w zależności od głębokości i czasu, od około 2000 cząstek/ml do 130000 cząstek/ml (w trakcie jednej obserwacji) (ryc. 6.3). Choć dominują najmniejsze cząstki, badania przy pomocy mikroskopu optycznego wykazują komórki fitoplanktonu o rozmiarze znacznie większym niż 20 mikrometrów. Objętość cząstek wzrasta wraz z sześciannym ich średnicy. W związku z tym, biorąc pod uwagę objętość, te relatywnie duże, choć mniej liczne komórki fitoplanktonu wydają się dorównywać lub przekraczać całkowitą objętość mniejszych cząstek.

Po depozycji cząstek w jeziorze, związki chemiczne tworzące cząstki, jak również związki chemiczne przyłączone do cząstek mogą rozpuszczać się w wodzie.



Ryc. 6.3. Cząstki stałe w różnych miejscach i na różnych głębokościach dużego, głębokiego jeziora. Jezioro Tahoe, Kalifornia (powierzchnia 500 km², 505 m głębokości). W oparciu o Coker (2000) i Swift (2001).

W przypadku fosforu w Jeziorze Tahoe, w trakcie okresu badań w 2000 r., prawie 50% fosforu początkowo osadzonego na cząstkach uległo rozpuszczeniu, tworząc ortofosforany. Ta forma występowania fosforu jest najbardziej dostępna biologicznie dla fitoplanktonu i glonów przyczepionych do roślinności przy brzożu (*peryfitonu*). W rzeczy samej, to właśnie ten bujny wzrost peryfitonu w strefie *litoralu* (przybrzeżnej) jako pierwszy zaalarmował społeczeństwo (związane raczej z brzegami jeziora), że Jezioro Tahoe ulega zmianom.³⁶³

Dla porównania, tylko około 13% fosforu ze strumieni jest natychmiastowo biologicznie dostępne.⁴⁵³ Niemniej jednak, fosfor ze strumieni i spływu wody może również istotnie oddziaływać na ekosystemy jeziorne. Budżet składników odżywczych sporządzony dla zlewni Jeziora Chocorua w New Hampshire wykazał, że najistotniejszym źródłem fosforu dostającego się do jeziora był spływ z wielopasmowej

autostrady przechodzącej w pobliżu wschodniej linii wybrzeża.⁸²¹ Wyniki te podkreślają znaczenie uwzględniania zarówno depozycji atmosferycznej, jak i spływu z dróg i strumieni w trakcie tworzenia kompleksowych strategii zarządzania jeziorem.

Choć gatunki planktoniczne są zazwyczaj dosyć odporne na sól drogową, ich tempo wzrostu może ulec ograniczeniu w związku ze zmianą równowagi soli, mogą także ucierpieć wskutek obecności toksycznych zanieczyszczeń. I odwrotnie, jak wspomniano powyżej, planktoniczne glony i peryfiton może skorzystać z obecności stymulujących zanieczyszczeń, takich jak fosfor, żelazo czy szereg śladowych pierwiastków metali. Gdy w jeziorze może występować przynajmniej 100 różnych gatunków glonów, nawet subtelne zmiany (takie jak niewielka modyfikacja równowagi jonów jedno- i dwuwartościowych poprzez wprowadzenie chlorku sodu) może znacznie zmienić sukces jednego gatunku w stosunku do innych. W jaki sposób przekłada się to na zmiany sieci troficznej i eutrofizację - pozostaje do bliższego zbadania.

Wodne sieci pokarmowe należą do najbardziej skomplikowanych spośród wszystkich systemów wodnych. Ponieważ chlorek sodu i związane z nim zanieczyszczenia mogą subtelnie wpływać na gatunki glonów (producenci pierwotni) i rozmiary ich populacji w łańcuchu troficznym, spływ soli drogowej i towarzyszących jej rozmaitych związków chemicznych może być ważnym czynnikiem zmieniającym zachowania na wyższych poziomach łańcucha pokarmowego. Jakość fitoplanktonu jako pożywienia dla konsumentów – zooplanktonu różni się znacznie w zależności od gatunku. Fitoplankton o wysokiej zawartości *wielokrotnie nienasyconych kwasów tłuszczowych* (HUFA) stanowi znacznie lepszy pokarm niż ten o niskiej zawartości tych związków. Choć fosfor może być istotnym składnikiem, ostatnie badania wskazują na to, że jakość pokarmu dla zooplanktonu można lepiej przewidzieć w oparciu o poziom HUFA.^{112, 658} Jeśli spływ z jezdni zmienia skład gatunkowy glonów, albo jeśli substancje toksyczne mogą akumulować się poprzez łańcuch troficzny, oddziaływanie na zwierzęta na wyższych poziomach łańcucha pokarmowego będzie z dużym prawdopodobieństwem istotne.

O ile rozumiemy znaczenie atmosferycznej depozycji składników odżywczych w ekosystemach wodnych, zwłaszcza jezior o przejrzystej wodzie, wciąż trudno jest dokładnie zmierzyć, jaka część osadzonego materiału pochodzi z nieutwardzonych poboczy i powierzchni jezdni. Relatywne znaczenie dróg w porównaniu z depozycją atmosferyczną będzie w znacznym stopniu się różnić w poszczególnych miejscach, w zależności od czynników takich jak powszechność występowania nieutwardzonych poboczy i natężenie ruchu. Ponadto, wystarczające pokrycie roślinnością pasa

między drogą a zbiornikiem wodnym może pełnić rolę filtra wyłapującego część pyłu drogowego.

Przydatna byłaby technika oceny pozwalająca porównać koncentrację konkretnych pierwiastków zawartych w potencjalnych źródłach, takich jak powierzchnie dróg, koryta dróg oraz pyły pochodzące z pojazdów, z ich koncentracją w osadach zgromadzonych w zbiornikach. Ponadto, rozmiar cząstek, ich kształt i rozmieszczenie w przestrzeni mogą dostarczyć ważnych wskazówek dla lepszego pomiaru udziału atmosferycznej depozycji materiału z dróg, ruchu drogowego i innych źródeł.

Jeziora jako integratory procesów erozji w zlewni

Bezpośredni spływ z dróg i związanej z nimi infrastruktury jest również istotnym źródłem zanieczyszczeń jezior, cieków i wybrzeży (ryc. 6.2). Opad atmosferyczny dostający się bezpośrednio na nieprzemakalną czy *twardą powierzchnię*, taką jak droga, dach czy parking nie ma szans na przechwycenie przez wysoką roślinność czy infiltrację do gleby. Oznacza to jednocześnie, że składniki odżywcze czy zanieczyszczenia zawarte w deszczówce mają niewielką szansę na absorpcję przez roślinność w zlewni czy infiltrację do wód gruntowych. Tam, gdzie skraje drogi nie są odpowiednio porośnięte albo są zbyt strome, aby absorbować wodę, tego typu twarde powierzchnie przyspieszają odpływ wody z prędkością wystarczająco dużą, aby powodować erozję poboczy. Dodatkowo, transport cząstek osadów i rozpuszczonych substancji ulega przyspieszeniu w dole stoku, gdzie w końcu dostają się one do strumieni, jezior i innych zbiorników wodnych. Powierzchnie dróg akumulują rozmaite zanieczyszczenia z opon, hamulców i spalin samochodowych, jak również pył pochodzący ze stosowania soli drogowej, żużlu i piasku. Chemikalia te są zmywane z powierzchni dróg w czasie opadów i dodawane do wyerodowanych gleb i związków chemicznych w przydrożnych rowach. Niedawna urbanizacja zlewni Jeziora Tahoe jest dobrym przykładem przyspieszenia odpływu z silnie zmodyfikowanej, poprzecinanej drogami zlewni. Z tego względu, na zasadnicze oddziaływanie dróg na duże jeziora składa się zarówno erozja wiatrowa jak i spływ z powierzchni dróg i poboczy (ryc. 6.2)

Na obszarach wybrzeżowych, przyspieszony odpływ z dróg może sprawiać problemy obszarom zalewanym przez pływy i innym ekosystemom nadbrzeżnym. Chmury mulistych osadów pochodzących z pobliskich dróg, ponownie wzbijane

z dna przez falowanie mogą ograniczać występowanie określonych gatunków związanych z wodami przybrzeżnymi.

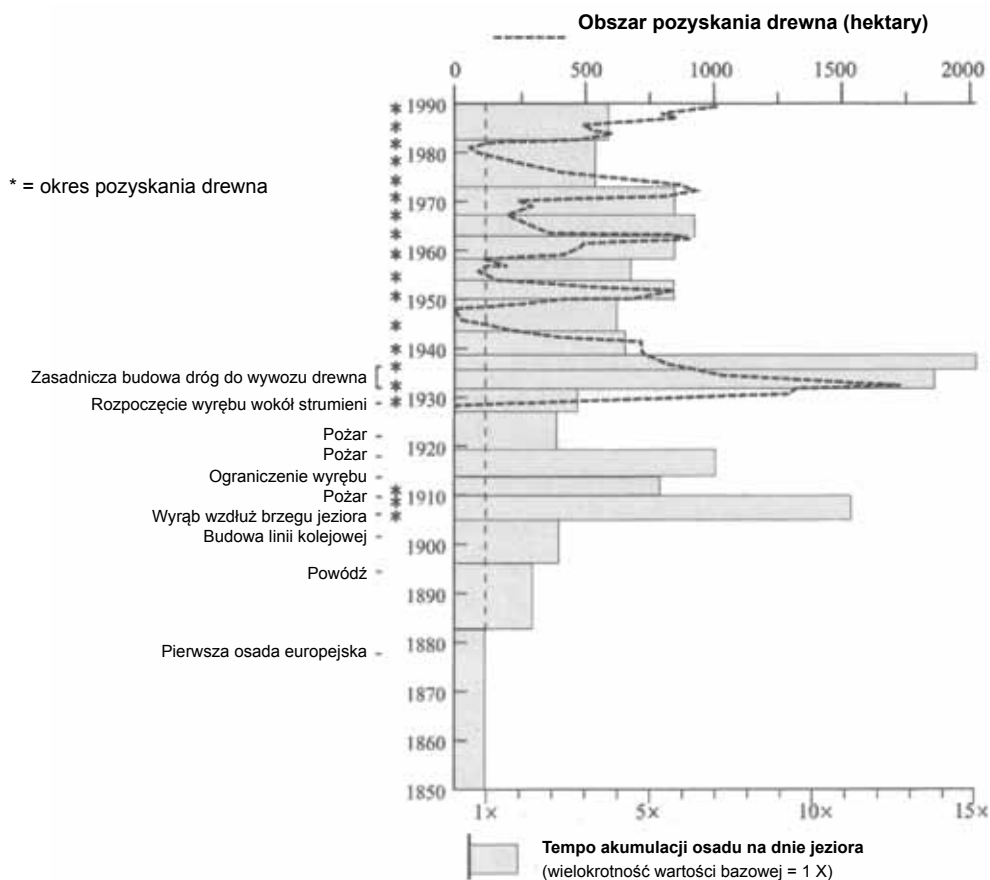
Sytuacja ta jest analogiczna w jeziorach, gdzie duże przepusty często kierują wodę z przydrożnych rowów, z dużą zawartością osadów, bezpośrednio na obszary przybrzeżne. Tutaj chmury osadu zawieszzonego w toni hamują penetrację światła niezbędną dla peryfitonu i dławią organizmy bytujące na dnie. W przypadku Jeziora Tahoe, duże przepusty dostarczają ze znaczną prędkością spływ z dróg wraz z niesionym przez nią osadem do strefy litoralu (ryc. 6.2). Podejmowane są kroki w kierunku przechwytywania tych spływów w osadnikach.

Rozlane toksyczne związki chemiczne mogą szybko dostać się do jezior poprzez przydrożne rowy, strumienie i wody podziemne. Chemikalia, które akumulują się na powierzchni dróg zazwyczaj są zmywane do pobliskich jezior czy na brzeg morza w trakcie każdego większego opadu. Zapewnienie większej czystości dróg poprzez odkurzanie, traktowanie parą wodną czy mycie powierzchni dróg (a następnie usuwanie osadów i chemikaliów) w pobliżu wrażliwych ekosystemów może w przyszłości okazać się istotną strategią zarządzania. Zlewnia Jeziora Tahoe została wyposażona w sprzęt do czyszczenia dróg, stworzono również program zarządzania wodami opadowymi.

W kontekście transportu do jeziora cząstek i chemikaliów drogą wodną i powietrzną, wiele spośród istniejących metod łagodzących mogłoby być przydatnych dla minimalizowania ilości dostarczanego osadu. Działania te mogą mieć różny zakres, od zakrywania poboczy trocinami i sadzenia przydrożnej roślinności jako filtra pyłu, do ograniczania jazdy poza drogami i zamykania dróg leśnych, które nie są już wykorzystywane do wywozu drewna. Ze względu na obszerne dowody obecności zanieczyszczeń pochodzących ze spływu z dróg, następuje powolny postęp w podejmowaniu takich działań łagodzących w rejonie Jeziora Tahoe. W międzyczasie jednak, przejrzystość wody tego flagowego jeziora nadal się pogarsza.

Jeziora, kiedyś traktowane jako samowystarczalne systemy, w coraz większym stopniu uznawane są za składniki zintegrowane z funkcjonującym krajobrazem.⁵⁴⁸ W trakcie normalnego procesu rozwoju jeziora, muł, sól i inne osady są transportowane ze zlewni, akumulując się w jego basenie. W tym sensie, jeziora pełnią rolę naturalnych odbiorników, integrujących procesy erozji zachodzące w obrębie całej zlewni. Zwiększone tempo erozji spowodowane budową dróg i wynikająca z niego depozycja w jeziorach – odbiornikach powoduje jednak szereg fatalnych skutków dla wodnych organizmów.¹⁸³

Większość badań nad jeziorami opierało się dotąd na ładunku cząstek zawieszonych i rozpuszczonych, dostających się poprzez dopływy z cieków, zwykle w okresie kilku lat. Jednak roczna ilość osadu z rzeki może ulegać sporym fluktuacjom pomiędzy poszczególnymi latami, które mogą się różnić nawet pięciokrotnie poziomem dostaw.²²⁴ Z drugiej strony, rdzenie osadów jeziornych pozwalają nam rozszerzyć tę skalę czasową i badać zmiany na przestrzeni dekad, wieków czy dłuższych okresów.⁹⁴ Poprzez pobranie rdzenia i analizę osadu na dnie jeziora, można odtworzyć historię erozji krajobrazu.^{203, 210, 478} Jednym z najbardziej widocznych skutków wykonania zrębu zupełnego w obrębie zlewni jest istotny wzrost



Ryc. 6.4. Sedymentacja w jeziorach w powiązaniu z pozyskaniem drewna, budową dróg do wywozu drewna i innymi czynnikami. Pozyskanie drewna podane jest jako średnia z pięciu lat; bazowa wartość sedymentacji (przed przyjazdem osadników ze wschodu USA) oszacowana została na 13 mg/cm^2 rocznie. Jezioro Whitefish, Montana. Na podstawie Spencer and Schelske (1998), zmodyfikowane.

w produkcji osadu,⁷¹² w większości pochodzącego z budowy i utrzymywania dróg zbudowanych dla wywozu drewna.^{81, 766, 84, 328}

Sposób, w jaki została zapisana erozja związana z drogami, ilustrują trzy niżej przedstawione badania osadów jeziornych. W pierwszym z nich, zwiększone tempo sedymentacji w Lago di Montesori we Włoszech powiązane było z budową Via Cassia w 171 p.n.e. (słynna droga prowadząca do Rzymu; patrz motto na początku tego rozdziału).⁴³⁶ W innych badaniach, dotyczących trzech górskich jezior w stanie Montana wykazano mocne dowody na powiązanie budowy nowych dróg leśnych ze zwiększoną sedymentacją osadów jeziornych. W tym okresie sedymentacja w jeziorach była dwu- do trzykrotnie większa w stosunku do okresu referencyjnego z lat 1930-tych, sprzed rozpoczęcia wycinki. Co ciekawe, późniejszy okres pozyskiwania drewna w okresie lat 1970-tych i 1980-tych, kiedy w znacznej mierze korzystano z istniejących wcześniej dróg, nie wygenerował zwiększonej akumulacji osadów w pobliskich jeziorach. Dla odróżnienia, w trzecich badaniach, dotyczących zlewni dziewięciu jezior dających początek rzekom w północnozachodniej części Ontario nie wykazano dostrzegalnego wzrostu akumulacji osadu ani zmian w składzie fitoplanktonu po budowie dróg i przeprowadzeniu zrębów zupełnych.^{94, 710, 711} Autorzy przypisali ten brak zerodowanego osadu trwającej w rejonie długotrwałej suszy. Co więcej, okazało się, że im większy obszar zlewni w stosunku do powierzchni znajdującego się w niej jeziora, tym większe prawdopodobieństwo dostania się osadu z erozji drogowej do jeziora.⁹⁴

Plastikowe siatki zatrzymujące pył czy osłony z siana widywane czasami wzdłuż dróg w całej Ameryce Północnej stanowią świadectwo postępu w ograniczaniu erozji gleb, przepływu osadów i sedymentacji w zbiornikach wodnych. Jednak przerwy w ciągłości tego typu barier wskazują na to, jak wiele pozostało do zrobienia. Innym wskaźnikiem postępu jest rosnąca liczba opracowywanych planów zarządzania wodami opadowymi. O ile efekty łagodzące takich działań są widoczne tylko dla spostrzegawczych przyjezdnych, tego typu plany są wyrazem łącznego traktowania drogi i procesów znacznie od niej oddalonych. Na poprzednich stronach podkreślono znaczenie uwzględnienia zarówno erozji wywołanej przez wiatr jak i przez wody opadowe w planach zarządzania drogami, jak również znaczenie samego istnienia takich planów.

Zbiorniki okresowe

Organizmy takie jak płazy, które są zależne od *zbiorników okresowych* (zbiorników tymczasowych) i terenów podmokłych, mogą być szczególnie narażone na zmiany okresu zalania terenu, spowodowane przez budowę dróg.¹⁰³⁴ Jeśli *okres zalewu* (okres, w którym wody powierzchniowe są na poziomie lub powyżej poziomu gruntu) ulega skróceniu, larwy płazów mogą zginąć, zanim nastąpi metamorfoza kijanek do formy dorosłej, co spowoduje lokalne wyginięcie populacji. Wydłużenie okresu zalewu może także stanowić problem dla płazów. Trwałość populacji płazów uzależniona jest od możliwości wyschnięcia zbiornika po okresie metamorfozy, co pozwala wyeliminować populacje ryb drapieżnych. Jeśli okres zalewu ulega przedłużeniu wskutek pobliskiej budowy drogi, która zakłóca stosunki wodne, populacje płazów zanikną z powodu zwiększonego drapieżnictwa ryb.⁸³⁶ Ponadto, jako że płazy znoszą tylko lekko słonawe warunki, ewentualne niekorzystne oddziaływanie środków odładzających zależy zarówno od ilości soli jak i od ilości świeżej wody dostającej się do okresowego zbiornika (rozdział 5).

Z drugiej strony, przydrożne rowy mogą pełnić rolę dodatkowych siedlisk pełniących rolę zbiorników okresowych. Przykładowo, w przydrożnych drogach w Dolinie Centralnej w Kalifornii można znaleźć kilka zagrożonych gatunków bezkręgowców wodnych. Co ciekawe, zaproponowano środki hamujące dalsze inwestycje, które mogłyby prowadzić do likwidacji któregoś z rowów, gdzie bytują wspomniane gatunki,⁵⁰² co przypomina sytuację chronionych poboczy dróg w Wielkiej Brytanii (rozdział 1).⁹⁴⁴

Wartość rowów przydrożnych jako siedlisk zastępczych dla zbiorników okresowych będzie jednak zależeć od stopnia ich zanieczyszczenia spływem z drogi. I tak, porównanie przeżywalności embrionalnej pewnego gatunku salamandry w okresowych zbiornikach leśnych w porównaniu ze zbiornikami przydrożnymi wykazało znacznie niższą przeżywalność w tych drugich.⁹³⁶ Zbiorniki przydrożne były silnie skażone substancjami odładzającymi, co jak sugeruje autor, było czynnikiem odpowiedzialnym za niższą przeżywalność salamander.

Tereny podmokłe

Tereny podmokłe (mokradła) zajmują na całym świecie ponad 8 milionów km² (3,1 milionów mil kw.) i dostarczają społeczeństwu przynajmniej czterech

wartościowych funkcji.^{641, 330}

1. *Modyfikacja hydrologii.* Tereny podmokłe są zazwyczaj płaskimi obszarami, które spowalniają odpływ wód opadowych z twardych nawierzchni, takich jak drogi, a następnie uwalniają tę wodę przez dłuższy czas. W ten sposób, zmniejszają maksymalne przepływy i poziomy wezbrań w rzekach poniżej nich. Ponadto, dzięki ograniczeniu prędkości fal wezbraniowych, następuje w nich sedimentacja osadów, co prowadzi do ograniczenia erozji w dolnym biegu cieków.
2. *Neutralizacja zanieczyszczeń.* Mokradła działają poniekąd jak nerki – przechwytyują, zatrzymują i rozkładają zanieczyszczenia poprzez szereg procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych.
3. *Ostoje przyrody.* Tereny podmokłe są pod względem botanicznym najbardziej produktywnymi siedliskami na Ziemi, a w rezultacie, podtrzymują wyjątkowo dużą liczbę osobników i różnorodność gatunków zwierząt w przeliczeniu na jednostkę powierzchni. Przykładowo, w Ameryce Północnej, ponad połowa gatunków ptaków wodnych gniazduje na mokradłach, a dwie trzecie komercyjnego połowu skorupiaków oraz wędkarstwa sportowego czerpie korzyści z ich funkcjonowania. Choć mokradła stanowią tylko 5% całkowitej powierzchni lądowej USA, bytuje tam ponad jedna trzecia rzadkich i zagrożonych gatunków zwierząt.
4. *Urokliwe miejsca dla człowieka.* Dla niektórych ludzi, mokradła należą do najpiękniejszych krajobrazów, dzięki dużej różnorodności ich położenia, otoczenia, rozmiaru, kształtu i występujących form życia. Czasami położone pomiędzy obszarami zabudowanymi, tereny podmokłe stanowią bufor “dzikich terenów”, łagodzący stres związany z coraz bardziej zurbanizowanym stylem życia.

Oddziaływanie dróg na tereny podmokłe

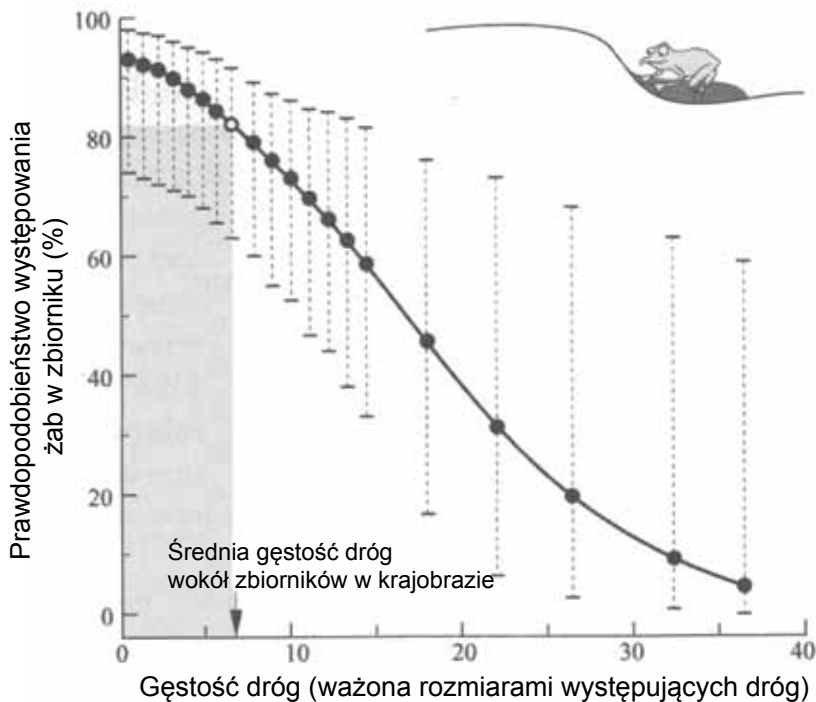
To wszystko były dobre wiadomości. Złe wiadomości są takie, że niewiele jest ekosystemów, których dotknęło tak złe traktowanie, jak mokradła.⁹⁷⁷ Tereny podmokłe mogą być zalewane przez dłuższe okresy, z dominacją traw i innych roślin zielnych, bądź mogą być zalewane na krótsze okresy i porośnięte drzewami czy krzewami.^{641, 138} Obecnie, tylko około połowa z pierwotnej powierzchni 80 milionów ha (200 milionów akrów) obszarów podmokłych w USA nadal istnieje,

a w niektórych stanach ta proporcja może wynosić nawet tylko 10%. Choć ogromna większość tych strat historycznie spowodowana była osuszaniem i karczowaniem na potrzeby rolnictwa, to stosunkowo niedawno budowa dróg również odegrała znaczącą rolę w oddziaływaniu na kondycję terenów podmokłych, które do tej pory przetrwały. I faktycznie, jedne z pierwszych podręczników dotyczących technik odtwarzania mokradeł opracowane zostały przez stanowe i federalne agencje do spraw autostrad.

O ile do jezior wpadają chmury osadów z erozji, a koryta rzek zmieniają swój bieg wskutek budowy mostów, to w przypadku terenów podmokłych, całe baseny mokradłowe mogą zniknąć, jeśli znajdują się na trasie planowanej drogi. Choć obecnie, biorąc pod uwagę obowiązywanie w USA szeregu ustaw i przepisów dotyczących mokradeł, częstsza jest jednak raczej ich modyfikacja niż zanikanie.⁸¹¹ Mokradła podlegają różnego rodzaju zmianom, obejmującym zasypywanie, odwodnianie, pogłębianie, usuwanie roślinności wynurzzonej, utratę źródła zasilania w wodę, zalanie, sedymentację czy zahamowanie obiegu wody.

Struktury nasyp-przepust są powszechnie stosowane w budowie przejść dróg przez tereny podmokłe. Przepust jest często umieszczany w pobliżu środka struktury (na zamkniętym terenie podmokłym) z rowami po obu stronach, umożliwiającymi przepływ wody i ograniczającymi zalewanie od strony górnego biegu. Badania dotyczące dwóch mokradeł na Nizinie Atlantyckiej w stanie Północna Karolina^{773, 486} sugerują, że do praktycznej oceny zmian funkcjonowania mokradła wskutek zbudowania struktur służących przekroczeniu drogi użytecznych jest kilka kluczowych, łatwych do pomiaru bądź oszacowania wskaźników: (1) poziom wody (również wskazujący na zmiany w obrębie mokradła) oraz głębokość wody, (2) zagęszczenie, skład gatunkowy i śmiertelność drzew, (3) warstwa roślin zielnych, (4) bezkręgowce glebowe/wodne, oraz (5) sedymentacja oraz fosfor i azot w glebie. W przypadku zbadanych terenów podmokłych, niektóre wskaźniki różniły się po górnej i dolnej stronie struktury, natomiast inne zależały od odległości od drogi (zazwyczaj nie dalej niż 10-60 metrów od drogi). Prawdopodobnie, zwiększenie liczby przepustów w obrębie struktur typu nasyp-przepust ograniczyłoby liczbę i natężenie efektów ekologicznych.

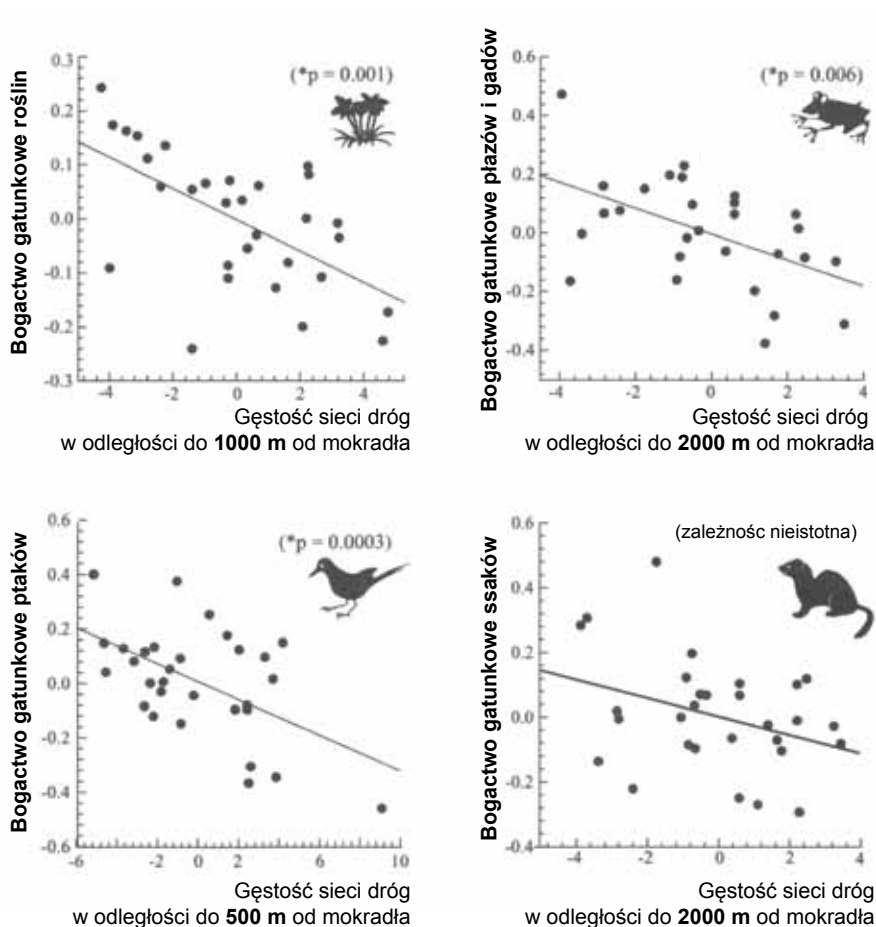
Z drugiej strony, sieci drogowe mogą oddziaływać na tereny podmokłe na szerszą, krajobrazową skalę, poprzez zmianę hydrologii i przepływów składników odżywczych w obrębie zlewni albo poprzez zmianę schematów przemieszczeń zwierząt. Faktycznie, często mamy do czynienia z zastanawiającym brakiem równowagi pomiędzy skalą, w jakiej znaczenie utraty mokradeł jest odczuwane przez



Ryc. 6.5. Prawdopodobieństwo występowania żab w zbiorniku, w stosunku do gęstości dróg na obszarze otaczającym zbiornik. Gęstość dróg dotyczy odległości 750 m (2460 stóp) od zbiornika. Przy średniej gęstości dróg, prawdopodobieństwo występowania żaby moczarowej (*Rana arvalis*) wynosiło 82%, ale tylko 5% tam, gdzie gęstość dróg była największa. Holandia. Na podstawie Vos (1997).

społeczeństwo (zlewnia), a skalą, w jakiej regulowana jest ochrona terenów podmokłych (pojedynczy zbiornik wodny).³³⁰ Często, najważniejsza rola odgrywana przez tereny podmokłe nie wiąże się z żadnym konkretnym mokradłem, ale wynika raczej ze skumulowanego funkcjonowania wielu mokradeł. Innymi słowy, funkcjonują one jako kompleksy mokradeł w sposób wzajemnie funkcjonalnie zależny, tak więc utrata jednego ma wpływ na inne, jak również na całość.⁵¹⁵ Przykładowo, istnieje silna dodatnia zależność pomiędzy udziałem zniszczonych mokradeł w górnym biegu rzeki a procentowym wzrostem poziomu zalewu w zlewni. Stopień zniszczenia mokradeł również skorelowany jest z eksportem zanieczyszczeń i składników odżywczych ze zlewni do wód odbierających je w dolnym biegu.

Co więcej, jako że mokradła występują w formie siedlisk wyspowych w obrębie lądowego “morza”, ich utrata lub fragmentacja na mniejsze, izolowane wysepki



Ryc. 6.6. Różnorodność gatunków na mokradłach w relacji do gęstości dróg w promieniu do 2000 m (6560 stóp) od ich granicy. Liczba gatunków każdej z grup została porównana z gęstością sieci drogowej w odległości 500 m (1640 stóp), 1000 m (3280 stóp) oraz 2000 m od mokradła; na wykresach przedstawiono jedynie najlepszą korelację ($*p =$ istotne oddziaływanie gęstości sieci drogowej [prawdopodobieństwo błędu typu I; $p < 0,05$]) dla każdej grupy. Wykresy przedstawiają standaryzowane reszty z regresji bogactwa gatunkowego na wielkość powierzchni (oś pionowa) w relacji do standaryzowanej gęstości dróg utwardzonych (oś pozioma). Ontario. Na podstawie Findlay and Houlihan (1997).

może mieć zasadniczy wpływ na mobilne gatunki, które w naturalny sposób potrzebują występowania kilku pobliskich mokradeł, aby ich cykl życia mógł być zachowany. Przykładowo, całkowita długość dróg w odległości 0,75 km (0,5 mili) od 109 holenderskich zbiorników na torfowiskach w istotnym stopniu wyjaśniała

występowanie bądź niewystępowanie żab moczarowych w zbiorniku⁹⁸¹ (ryc. 6.5). Autor sugerował, że te wyniki mogły brać się bądź z bezpośredniego wzrostu śmiertelności w trakcie przekraczania dróg, bądź wynikać z efektu bariery, ograniczającej przemieszczanie się.

Szczególnie ciekawych informacji dostarczają badania oddziaływania dróg na bioróżnorodność mokradeł w skali krajobrazowej.²⁸⁸ Zaobserwowano istnienie silnej korelacji pomiędzy powierzchnią terenu podmokłego a bogactwem gatunkowym. Co ciekawe jednak, różnorodność gatunków ptaków, płazów i gadów oraz roślin okazała się ujemnie skorelowana z gęstością utwardzonych dróg wokół mokradła (ryc. 6.6). W przypadku ptaków, gęstość dróg w odległości 500 m (1640 stóp) stanowiła najlepszy parametr, pozwalający przewidzieć liczbę gatunków na terenie podmokłym. W przypadku roślin, zaobserwowane oddziaływanie sięgało 1 km poza mokradło (0,6 mili), a dla płazów i gadów najlepszym wskaźnikiem była gęstość dróg w otoczeniu 2 km (1,2 mili). Bogactwo gatunkowe było również skorelowane z procentem pokrycia terenu przez lasy w odległości 2 km od mokradła. Można było wręcz prognozować, że wylesienie i wzrost gęstości sieci utwardzonych dróg będą miały takie samo oddziaływanie na bogactwo gatunkowe mokradła, jak fizyczna utrata jego określonej części. Kolejne badania wykazały, że współczesne poziomy bogactwa gatunkowego na mokradłach były bardziej precyzyjnie prognozowane przez szacowaną gęstość dróg 30-40 lat temu, niż przez aktualną gęstość dróg.²⁸⁷

W ten sposób, sposób użytkowania terenu wokół mokradeł oraz usytuowanie dróg w krajobrazie mogą być równie istotne jak faktyczna wielkość mokradła. Wyniki te wskazują, że gęstość sieci drogowej oddziałuje na różnorodność biologiczną terenów podmokłych oraz że droga nie musi biec tuż obok mokradła, aby na nie oddziaływać. Co więcej, w projektach łagodzących i kompensujących, rozsądnie jest wziąć pod uwagę prawdopodobne opóźnienia w ujawnieniu się efektów ekologicznych (rozdział 2).

Działania łagodzące i kompensujące obejmujące mokradła

Na szczęście, kiedy teren podmokły zostanie zniszczony, niekoniecznie jest już po sprawie. Proces restytucji zdegradowanych mokradeł albo wręcz tworzenia od zera nowych terenów podmokłych, w obu przypadkach związany z degradacją wynikającą z oddziaływania dróg, stanowi szybko rozwijającą się dziedzinę wiedzy.

Działania łagodzące są zazwyczaj uważane za minimalizację oddziaływań na dane miejsce, zaś *kompensacja* oznacza zapewnienie równoważnych korzyści w innym miejscu.^{191, 192, 193} Z drugiej strony, w przypadku mokradeł określenie „działania łagodzące” czasami było stosowane w znaczeniu kompensacji, przynajmniej w sensie tworzenia nowego mokradła w innym miejscu, jako kompensacja utraty terenu podmokłego w efekcie inwestycji postrzeganej jako nieunikniona.⁸¹¹ Procedura taka może przyjmować formę bezpośredniego tworzenia takich samych zbiorników albo tworzenia nowych mokradeł funkcjonalnie zastępujących (w relacji „jeden do jednego”) utracone zbiorniki, bądź też całkowitej restytucji czy ułatwienia funkcjonowania istniejących już mokradeł.

W zależności od przepisów, zastępcze tereny podmokłe tworzone są tak blisko, jak to możliwe w stosunku do lokalizacji pierwotnego, utraconego terenu podmokłego (choć należy tu brać pod uwagę istnienie strefy oddziaływania drogi oraz możliwość poszerzenia drogi). Alternatywnie, nowe mokradła mogą też być lokalizowane z dala od pierwotnego miejsca, niekiedy skupione w postaci dużego banku działań łagodzących, czyli zespołu lub kompleksu mokradeł, bądź też jako część dużego obszaru podmokłego. Jedną z zalet działań łagodzących prowadzonych w pierwotnej lokalizacji jest to, że można tam łatwiej odtworzyć szereg warunków środowiskowych, właściwych dla utrzymania mokradła. Zwolennicy tworzenia *banków działań łagodzących* podkreślają natomiast, że tworzenie licznych, małych, izolowanych mokradeł w jednym rozległym miejscu o korzystnych warunkach hydrologicznych i ekologicznych, jest łatwiejsze do monitorowania i zarządzania.⁶⁰¹

Niestety, wskaźnik sukcesu w tworzeniu mokradeł w ramach działań łagodzących był jak dotąd niski.^{811, 747} W przeszłości wiele koncepcji opierało się na dopasowaniu rozmiarów nowego mokradła do rozmiarów utraconego terenu. Jednak powierzchnia jest tylko jednym z atrybutów, które powinny być brane pod uwagę przy ocenie kondycji ekologicznej i znaczenia mokradeł zniszczonych lub uszkodzonych przez drogi. Atrybuty funkcjonalne, takie jak hydrologia, stabilność linii brzegowej, zaopatrzenie w składniki odżywcze, retencja osadu i zanieczyszczeń, jak również różnorodność fauny i flory oraz produktywność, również należą do kluczowych czynników, które trzeba brać pod uwagę.⁵¹ W konsekwencji, projekty z zakresu łagodzenia czy kompensacji udają się najlepiej, gdy mokradła da się powtórnie zintegrować z resztą krajobrazu, zwłaszcza w odniesieniu do przepływów hydrologicznych.³³⁰

Przecinając krajobraz, drogi często prowadzą wzdłuż brzegu mokradła, zakłócając przepływy hydrologiczne, co sprawia, że mokradło zostaje w znacznym

stopniu bądź całkowicie oddzielone od swojej zlewni. Jedną z koncepcji odtwarzania mokradeł utraconych w ten sposób, jest próba ich przeniesienia w inne miejsce.⁸¹¹ Przykładowo, 29-kilometrowa (18-milowa) wielopasmowa autostrada zbudowana w okolicach Chicago pokrywała 30 hektarów (70 akrów) mokradeł, z czego 26 ha obejmowało ekstremalnie rzadkie i trudne do odtworzenia wilgotne prerie oraz zawilgocone łąki, w trzech oddzielnych lokalizacjach. Te trzy miejsca były siedliskiem ponad 300 gatunków roślin, w tym dwóch zagrożonych w skali stanu. Plan działań łagodzących opracowany dla tych mokradeł przewidywał utworzenie 48,6 ha terenów podmokłych w pięciu niedalekich lokalizacjach, jak również przeniesienie 1,2 ha (3 akrów) jednego mokradła, szczególnie wysokiej jakości (zarówno roślin jak i górnej warstwy gleby) do nowej, specjalnie przygotowanej lokalizacji. Mokradła, które miały być utracone wskutek budowy autostrady (“donorzy”) – pełniły rolę źródła materiału dla tworzenia nowych mokradeł o znaczeniu łagodzącym. W ciągu trzech lat, wszystkie nowe mokradła były w pełni pokryte roślinnością, choć spełnienie warunku utrzymania najważniejszych przepływów hydrologicznych było mniej oczywiste. Część ludzi oceniała ten projekt działań łagodzących dla mokradeł jako sukces.

Inny przykład ilustruje komplikacje i kontrowersje, które mogą pojawić się w wyniku przeprowadzenia działań łagodzących, w tym przypadku w odniesieniu do typu zastąpionego mokradła. W centralnej części południowej Pensylwanii, budowa nowej autostrady zakłóciła funkcjonowanie 119 małych mokradeł, zasilanych infiltracją wód gruntowych (55% z nich określono jako porośnięte lasem, 25% krzewami, 20% wysoką roślinnością zielną a 1% jako posiadające otwarte lustro wody) o łącznej powierzchni 15 ha (37 akrów), położonych w obrębie obszaru zalewowego rzeki.¹⁰⁷⁵ W celu identyfikacji potencjalnych miejsc zastępczych dla mokradeł kompensujących lub łagodzących zastosowano przemyślany, wzorcowy proces, obejmujący hierarchiczny ranking lokalizacji, uwzględniający analizę budżetu wód podziemnych i powierzchniowych, charakterystykę gleb, dostępność i użytkowanie terenu, problematykę archeologiczną, ocenę fauny i flory oraz koszty prac ziemnych. W końcu wybrano pięć mokradeł o powierzchni 22 ha (54 akry), które miały zastąpić funkcje i wartości utraconych terenów podmokłych oraz wykupiono kolejne 60 ha (148 akrów) obszaru na potrzeby strefy buforowej, zapewniającej dodatkowe siedliska dla dziko występujących gatunków. Zainstalowano pięćdziesiąt *struktur wzbogacających siedliska*, takich jak skrzynki lęgowe dla ptaków czy stojące martwe pnie, w celu przyciągnięcia większej liczby zwierząt. Biorąc pod uwagę dużą różnorodność fauny i flory zasiedlającej zastępcze mokradła, które stały się popularnym

celem wizyt wycieczek szkolnych i obserwatorów ptaków, projekt uznawany był przez część społeczeństwa za uwieńczony sukcesem.¹⁰⁷⁵

Jednak dla niektórych naukowców zajmujących się terenami podmokłymi, ten zbierający nagrody projekt przeniesienia mokradeł okazał się niewystarczający.¹⁷⁷ Jako że nowe, zastępcze mokradła nie były położone na terenie zalewowym i nie powstały dzięki infiltracji wód gruntowych, lecz przeciwnie, stworzone zostały dzięki przepływowi wód powierzchniowych, nie przejęły one, mówiąc ściśle, funkcjonalności utraconych terenów. Ponadto, mokradła pokrywała stale utrzymująca się otwarta woda, w miejsce wysychającej okresowo, jak to miało miejsce w oryginalnych mokradłach, co z kolei faworyzowało inne gatunki roślin i zwierząt. Faktycznie, bogaty świat ożywiony zwierząt i roślin, choć fotogeniczny, nie miał składu typowego dla naturalnych mokradeł na terenach zalewowych. Na koniec, krytycy projektu doszli do wniosku, że ponieważ ewidentnie nie było możliwe odpowiednie powielenie naturalnych mokradeł funkcjonujących dzięki infiltracji wód gruntowych, to należało unikać oddziaływań takich jak budowa autostrady.

Dodatkowo pojawił się jeszcze inny, szerszy problem. Oryginalne 119 mokradeł obejmowało małe i rozrzucone w krajobrazie zbiorniki. Pięć zastępczych mokradeł stanowiło projekt typu banku działań łagodzących, gdzie zbiorniki były zagregowane w kilka dużych *kompleksów mokradeł*. Zarówno te małe, rozproszone mokradła, wysychające okresowo, jak i te duże kompleksy terenów podmokłych są wartościowe ekologicznie. Dostarczają jednak różnych wartości, mają różne funkcje i są siedliskiem różnych gatunków. Priorytetem powinno być zachowanie oryginalnych walorów naturalnych mokradeł poprzez uniknięcie ich zniszczenia, ewentualnie łagodzenia na miejscu, albo – w bardzo niewielkim zakresie – kompensacja w innym miejscu.^{191, 192, 193} Jeśli te trzy opcje uznane są za społeczeństwo za niemożliwe, pozostającą ekologiczną opcją jest kompensacja zapewniająca inne wartości ekologiczne, na miejscu lub poza nim.

Znacząca zmiana akcentu z reakcji na działania pro-aktywne mogłaby wyprzedzać i usprawnić procesy zarówno planowania jak i budowy dróg. W tym celu, należałoby z wyprzedzeniem identyfikować i lokalizować miejsca, które zapewniłyby największe ekologiczne korzyści dla zlewni po odtworzeniu lub utworzeniu mokradeł ze względu na budowę drogi.^{601, 330}

Wreszcie, należy pamiętać, że zdolności przyrody do samodzielnego projektowania pozostają najważniejszym czynnikiem w rozwoju ekosystemów, zwłaszcza przy podejmowaniu działań na rzecz odtworzenia mokradeł w związku z budową drogi. Proste motto dla działań łagodzących utratę mokradeł w planowaniu

przestrzennym mogłoby brzmieć „Mniej projektuj, więcej zrozum”. Tak więc najlepszymi strategiami są takie, które przewidują samoplanowanie, samoregulację i samoutrzymanie.

Strumienie, rzeki, mosty i przepusty

Drogi i pojazdy wchodzą w interakcje z ekosystemami strumieni i rzek na rozmaite sposoby.^{587, 470, 159} Najbardziej bezpośrednio oddziaływania widoczne są wokół mostów i przepustów, gdzie krzyżują się te dwa podstawowe rodzaje korytarzy. Z tego względu, w poniższej części rozdziału zaczniemy od ogólnych rodzajów interakcji pomiędzy systemami drogowymi a strumieniami i rzekami, po czym przejdziemy do bliższego spojrzenia na oddziaływania mostów i przepustów.

Drogi, strumienie i rzeki

Jako systemy płynącej wody, strumienie i rzeki są bardzo narażone na zmiany powodowane przez drogi^{423, 1022} (ryc. 6.1). Zarówno sieci drogowe, jak i sieci cieków wodnych zajmują niewielki procent całkowitej powierzchni lądu, ale są po niej szeroko rozprzestrzenione, ze względu na swoje role transportowe. Stąd też drogi i ciek wodne przecinają się w wielu miejscach, mając wiele okazji do oddziaływania na siebie. Ponadto, struktury inżynierskie związane z przejściami przez ciek, takie jak przepusty i mosty, mogą bardzo znacząco oddziaływać na procesy zachodzące w strumieniach i na ekosystemy wodne. Oddziaływania mogą mieć charakter lokalny bądź, poprzez modyfikację łączności górnego i dolnego biegu ciek i terenu zalewowego albo ciek i lasu (ryc. 6.1) mogą rozciągać się na znaczną odległość.

Drogi mogą zahamować przemieszczanie się materiału w dół biegu. Dzieje się tak, ponieważ nasypy drogowe, podejścia do mostów czy zbyt małe przepusty tworzą zapory na ciekach, powodując piętrzenie wody, a w konsekwencji osadzanie rumowiska, a czasami również drewna. Podobnie, ruch w górę biegu może być zahamowany, gdy wylot przepustu jest położony zbyt wysoko, by ryby, salamandry i inne gatunki mogły się przezeń przedostać.

Lasy nadbrzeżne wywierają ogromny wpływ na ciek o niewielkich korytach.^{87, 587, 1022, 470, 667} Drzewa zapewniają cień (który reguluje temperaturę wody i ilość światła dla pierwotnej produkcji w wodzie), są źródłem drobnej materii

organicznej (pożywienie dla wielu organizmów wodnych), oraz źródłem dużych kawałków drewna (które tworzą skomplikowaną strukturę siedliska, korzystną dla wielu gatunków wodnych).³⁷³ Drogi są jednak często budowane na terenach nadbrzeżnych, co udaremnia uzyskiwanie wielu korzyści związanych z występowaniem przybrzeżnej roślinności.

W miejscach, gdzie strumienie zmieniają nieco nachylenie, takich jak pomiędzy płycznami, bystrzami i plosami, szczególnie często zachodzi wymiana wód powierzchniowych i gruntowych. Przepływy związane z tą wymianą oddziałują w różny sposób na systemy cieków, między innymi dostarczając chłodnej, stosunkowo wysokiej jakości wody do określonych części siedliska koryta. Takie miejsca bywają wybierane przez ryby, w tym łososia, na tarło. Ze względu na *migrację koryta* (naturalną tendencję koryta do przemieszczania się na boki po terenie zalewowym), czasami brzegi cieków bywają „uzbrajane” skałami lub betonem, co ma zapobiec podmywaniu dróg. Takie utwardzone brzegi cieków zakłócają wymianę wody powierzchniowej i gruntowej oraz na różne inne sposoby degradują cieki.

Drogi na obszarze zalewowym mogą również zakłócać łączność pomiędzy korytami dużych rzek a terenami zalewowymi. W trakcie ważnych epizodów wezbrań i wylewów, drogi - często zbudowane na wzniesionych groblach z ziemi - ograniczają przepływ wody. Powoduje to gromadzenie materii organicznej i osadów w pewnych częściach obszaru zalewowego i zmniejsza ilość materiału dostającego się do rzeki w innych miejscach, gdzie mógłby on zasilać wodne łańcuchy pokarmowe. Tam, gdzie drogi blokują dopływ do starorzeczy w obrębie tarasu zalewowego, ryby nie mogą ich wykorzystywać jako schronienia w trakcie powodzi.

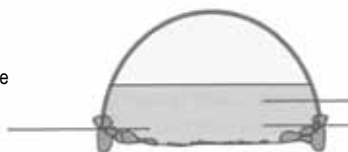
Oddziaływanie mostów i przepustów

Wijąc się przez większość z istniejących krajobrazów, drogi wręcz muszą - prędzej czy później - napotkać na strumień czy rzekę. Czasami zdarza się, że droga może być poprowadzona wzdłuż rzeki. Jednak ze względu na omówione powyżej oddziaływania na wodę i osady, jak również dlatego, że zwierzęta często korzystają z obszarów przybrzeżnych jako korytarzy migracyjnych, często uzasadniona ekologicznie jest budowa mostu nad płynącą wodą - w najmniej inwazyjny sposób, jak jest to możliwe. W wielu sytuacjach poświęcono jednak za mało uwagi temu, jak bardzo szkodliwe reperkusje dla fauny wodnej powodują drogi przechodzące przez rzeki. W skrócie, skrzyżowania z drogami mogą oddziaływać na ekologię

Rodzaje przepustów

Przepływ wody

Duży otwór dla instalacji o nisko położonym prześwicie. Szerokie dno umożliwia przepuszczanie dużych przepływów, minimalizując wzrost głębokości wody.



Nie ogranicza migracji ryb, jeśli właściwie zaprojektowany, zainstalowany i utrzymany. Prędkość wody niewiele się zmienia. Utrzymuje naturalne podłoże dna cieku.

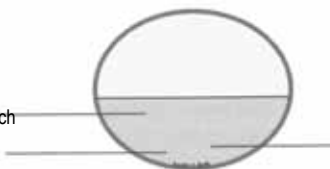
Migracja ryb

Duży otwór dla instalacji o nisko położonym prześwicie. Szerokie dno umożliwia przepuszczanie dużych przepływów, minimalizując wzrost głębokości wody.



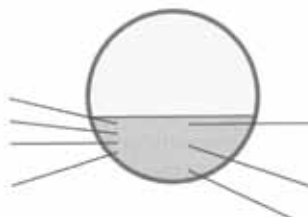
Do zaakceptowania w strumieniach, gdzie występują ryby, przy zastosowaniu autoryzowanego projektu. Szeroki, płaski kształt umożliwia zasilanie wodami cofkowymi w celu poprawy migracji ryb. Może być zaprojektowany tak, aby zatrzymywał część podłoża na strumieniu.

Pękaty profil przydatny w sytuacjach niewielkiego napelnienia. Woda głębsza niż w poprzednich rodzajach. Mniej dostępnego obszaru dennego.



Należy unikać w strumieniach, gdzie występują ryby, bądź wprowadzić modyfikacje do projektu. Podłoże dna strumienia trudne do zatrzymania.

Zwężony strumień, powodujący największą prędkość przepływu, największe prawdopodobieństwo wymywania i najmniej dostępnego obszaru dennego. Najgłębsza woda utrzymująca się w okresach suszy o niewielkim przepływie



Jeśli możliwe, należy unikać tam, gdzie migracja ryb jest znacząca. Jeśli jest już zainstalowany, należy wprowadzić autoryzowane zmiany w projekcie, aby w pewnym zakresie poprawić możliwości migracji ryb. Wysoka turbulencja i inne własności hydrauliczne znacznie utrudniają migrację ryb. Zastawki na potrzeby migracji ryb są trudne do zainstalowania. Podłoże dna strumienia zwykle w minimalnych ilościach lub jego brak.

Ryc. 6.7. Rodzaje przepustów oddziałujących na przepływ wody i migrację ryb. Na podstawie Saremba and Mattison (1984).

strumieni na dwa główne (i zależne od siebie) sposoby: (1) poprzez *zmianę reżimu przepływów* oraz (2) poprzez *wymywanie rumowiska i zwiększanie sedymentacji*.

Cieki wodne muszą oczywiście pozostać niezablokowane, aby możliwy był swobodny przepływ wody, stanowiącej korytarz dla ryb. Jednak przepusty, ze swojej natury, ograniczają przepływy i z tego względu wymagają szczególnej uwagi, aby możliwe było zachowanie zarówno jakości wody jak i drożności dla ryb²⁶³ (ryc. 6.7). Potencjał dróg dla tworzenia barier w migracji ryb często wynika ze zmiany pierwotnej prędkości przepływu. Przykładowo, jak wykazało jedno z badań, przemieszczanie ryb przez skrzyżowanie z drogą było odwrotnie proporcjonalne do prędkości wody.¹⁰²² Efekt bariery dla ryb zależał od tego, na ile przepust przyspieszał przepływ przez ograniczony przekrój. W rezultacie, przemieszczenia ryb przez przepusty o najbardziej ograniczonych przekrojach były około dziesięciokrotnie niższe w porównaniu z przejściami przez mosty bądź naturalnymi warunkami panującymi w strumieniu.

Skrzyżowania dróg z ciekami są również zasadniczym źródłem erozji i związanej z nią sedymentacji, która może przykrywać ikrę i uniemożliwić wyklucie narybku.¹⁹ Ponadto, nieodpowiednie rozmiary otworów przepustów mogą prowadzić do erozyjnego wymywania w trakcie powodzi, co nie tylko uszkadza drogi, ale również może powodować sporych rozmiarów sedymentację w cieku.

Przejścia dróg mogą także wywierać bardziej subtelne oddziaływania na ekologię strumieni poprzez wpływ na wzorce stopniowej sedymentacji. W jednym z badań mierzących oddziaływanie przekroczenia przez drogę na depozycję osadu w strumieniu dla dwunastu dróg leśnych wykazano obecność średnio większej ilości drobnego iłu i mułu poniżej przekroczeń niż powyżej.⁸⁶⁸ Obniżone prędkości prądu poniżej skrzyżowań z drogami mogły być przyczyną akumulacji osadu, choć istotnym czynnikiem mogła tu być również erozja, a następnie sedymentacja materiału z koryta drogi. Wypełnianie otworów i wygładzanie dna strumienia przez muł odkładany poniżej mostu czy przepustu może wyjaśniać, dlaczego rybacy często po zaparkowaniu samochodu udają się w górę cieku. Osady ograniczają siedliska ryb w dolnym biegu, co dotyczy zwłaszcza dużych ryb.

Miejsca na skrzyżowania dróg z ciekami wodnymi najlepiej wybierać na możliwie najwcześniejszym etapie planowania. Ograniczenie liczby przejść przez cieki minimalizuje lokalne zakłócenia i oddziaływanie na ekosystemy wodne. Wytyczenie drogi tak, aby przecinała ciek pod kątem prostym, a nie po skosie, powoduje mniejsze zakłócenie linii brzegowej strumienia. Jednak w przypadku drogi już biegnącej skośnie, jeśli jej kierunek musi być zmieniony, aby przekroczyła strumień pod kątem

prostym, w całkowitym rozrachunku zakłócenia obejmują większy obszar (choć dotkniętych może być mniej terenów nadrzecznych). Budowa mostów powoduje więcej zakłóceń miejscowych niż budowa przepustów. Z drugiej strony, w perspektywie czasu, mosty powodują znacznie mniej zakłóceń zarówno w odniesieniu do przepływu wody jak i migracji ryb. Niemniej jednak, istnieją rozmaite metody ograniczania wpływu przepustów na systemy wodne.^{291, 694, 825}

W przypadku strumieni wykorzystywanych przez migrujące albo trące się ryby, *przepusty lukowe*, które zachowują naturalne dno i spadek strumienia, powinny być preferowane w stosunku do *przepustów rurowych*²⁶³ (ryc. 6.7). Te przepusty o otwartym dnie zachowują najwięcej spośród naturalnych cech strumienia i wspierają przepływ wody w warunkach posuszy, gdy jej ilość jest niewielka.

Wymiary otworów przepustów są w przybliżeniu ustalane tak, aby zapewniać, że poziom wody w górę biegu będzie akceptowalny, a prędkość przepływu nie będzie zbyt wysoka, co zahamowałoby migrację ryb przez strukturę. Przykładowo, przepusty o wymiarach dobranych tak, aby normalny poziom wody nie sięgał wyżej niż połowa średnicy rury ogólnie mają sens z ekologicznego punktu widzenia. Ciągły przepływ wody w objętości wystarczającej, aby zwabić i umożliwić przejście rydom jest istotny w okresach ich migracji. Za odpowiednią uznaje się prędkość 0,5 m/s (1,6 stopy/s) dla ryb ciepłowodnych (np. okoń lub szczupak) oraz 0,9 m/s (3 stopy/s) dla ryb zimnowodnych (np. łosoś).²⁹¹ Jeśli nie da się osiągnąć tak niskich prędkości prądu w obrębie przepustu, użyteczne mogą okazać się rozpraszacze energii takie jak *zastawki* (urządzenia, które kierują przepływ na boki i powodują zróżnicowanie prędkości przepływu).

Tam, gdzie spodziewane są bardzo zmienne przepływy wody, dobrą opcją może być konstrukcja kilku przepustów, ponieważ jeden przepust może tworzyć zbyt wysokie prędkości w trakcie wysokiego przepływu, ale nie zapewniać wystarczającej głębokości w czasie niżówki. W praktyce, dno każdego z pary przepustów może być umieszczone na różnym poziomie, aby zapewniać pewien poziom przepływu w warunkach suszy. Generalnie, mniejsze przepusty w większej liczbie generują niższą prędkość przepływu niż jeden duży otwór, i dlatego mogą być preferowane przez niektóre ryby migrujące.

Płazy i inne dziko występujące gatunki naziemne również mogą przemieszczać się przez przepusty (rozdział 3), a w zastosowaniu jest wiele różnych rodzajów przepustów. Wiele gatunków zwierząt jest wysoce wrażliwych na sposób ich zaprojektowania, a zwłaszcza na cechy dna, które mogą ułatwiać lub ograniczać migrację.

Wiele spośród problemowych kwestii omówionych w rozdziale 5, związanych

z oddziaływaniem spływów chemikaliów z powierzchni dróg do wód pełniących rolę odbiorników, ulega spotęgowaniu w przypadku, gdy drogi przebiegają bezpośrednio nad wodą. Prawdopodobnie największe zagrożenie jakości wody w północnej strefie klimatu umiarkowanego bierze się z zastosowania materiałów, które mają zapobiegać tworzeniu się lodu na utwardzonych mostach. Jako że mosty są eksponowane na zimne powietrze od spodu, lód tworzy się na nich o wiele wcześniej, niż na drogach podpartych warstwą izolującego gruntu. Zastosowanie soli lub piasku, celem uniknięcia powstawania lodu na mostach owocuje odpływem części tego materiału do cieków usytuowanego poniżej.

Widok znaku deklarującego „strefę wolną od soli” nie jest dziś czymś wyjątkowym, gdy zbliżamy się do mostu nad szczególnie wrażliwym zbiornikiem wodnym, np. stanowiącym ujęcie wody pitnej. Zastosowanie piasku zamiast soli, jako czynnika odladzającego jest lepsze tam, gdzie akumulacja soli może zaszkodzić ekosystemowi wodnemu albo ujęciu wody pitnej.⁹²⁶ Z drugiej strony, sypania piasku powinno się unikać w okolicach mostu zlokalizowanego bezpośrednio w górę od istotnego tarliska, które mogłoby zostać zniszczone przez dodatkowe osady.

Obecnie niewiele wiemy o oddziaływaniach mostów czy przepustów na subtelne aspekty dynamiki wodnych sieci pokarmowych. Jak nieprzewidywalne i zaskakujące mogą być takie oddziaływania obrazuje pewien niezwykle przypadek. Wzdłuż postrzępionego wybrzeża wyspy Vancouver w Brytyjskiej Kolumbii, autostrady przekraczają liczne rzeki, które wartko spływają z gór do morza. Łososie powracają w górę tych rzek by odbyć tarło w miejscu swych narodzin, a nowo wykluty narybek odbywa następnie tą samą trasą podróż do oceanu. Foki (*Phoca*) uganiające się za łososiami, nauczyły się tu ustawiać pod kilkoma oświetlonymi mostami, przerzuconymi nad tymi rzekami (P. Olesiuk, informacja ustna). W tych miejscach spasio i „szczęśliwe” foki ustawiają się w szeregach i kładą na grzbiecie. Wystarczy, że podniosą głowy i pyski, aby pożreć młode łososie udające się do oceanu, których sylwetki zostają chwilowo podświetlone przez światła znajdującego się nad nimi mostu. Sumaryczne oddziaływanie takiego pozyskania na stada powracających łososi jest obecnie oceniane i monitorowane.

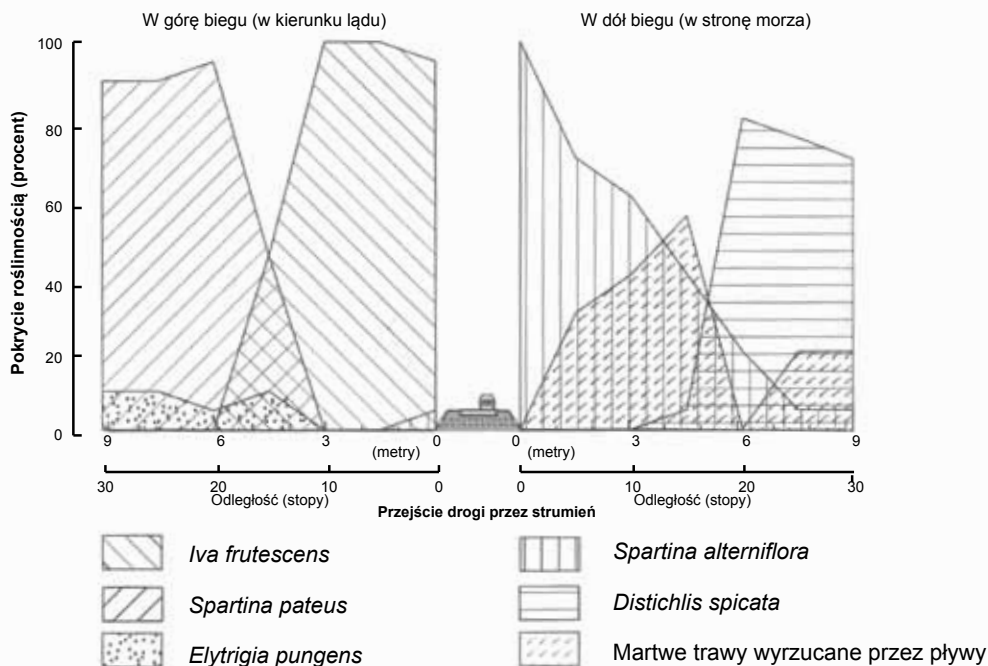
Historia ta zwraca uwagę na kolejną, istotną rolę ekologiczną mostów i przepustów. Są one wykorzystywane jako siedliska, nie tylko przez ryby i inne gatunki wodne, ale także przez charakterystyczne rośliny i zwierzęta wodne. Na przykład, nietoperze wykorzystują niektóre mosty jako miejsca dziennego snu.⁴⁷²

Słone mokradła przybrzeżne

Stajemy się „zmarginalizowanym gatunkiem” w takim sensie, że coraz więcej z nas chce mieszkać wzdłuż wybrzeży na całym świecie. Przykładowo, w Massachusetts, niektóre miasta na wybrzeżu doświadczyły wzrostu liczby domów o 50–80% w latach 1980-tych i 1990-tych. Niektóre regiony wybrzeża stanów środkowoatlantyckich doświadczyły w tym czasie tempa wzrostu populacji przewyższającego 300%. Nie jest więc zaskakujące, że istnieje silna korelacja między gęstością populacji ludzkiej a tempem zanikania przybrzeżnych mokradeł. O ile główną przyczyną utraty mokradeł słodkowodnych jest rolnictwo, to w przypadku przybrzeżnych terenów podmokłych największym zagrożeniem jest rozwój zabudowy mieszkaniowej, w tym budowa dróg.⁸¹¹ Mając na uwadze fakt, że słone mokradła w estuariach są najbardziej produktywnymi ekosystemami na świecie i odgrywają kluczową rolę w zachowaniu bioróżnorodności i łowisk, konsekwencje ich zanikania są poważne.^{874, 977}

Obecnie, na całym świecie, ogromne obszary słonych mokradeł podlegają oddziaływaniu przecinających je dróg, które ograniczają fale pływowe w kierunku lądowych (górných) części mokradeł, tylko i wyłącznie wskutek stosowania niewłaściwych przepustów (albo podwieszanych na zawiasach „bramek pływowych”, które umożliwiają przepływ wody tylko w jednym kierunku).⁷⁴³ Przykładowo, w pewnym niewielkim regionie w północnym Massachusetts, spośród 125 przepustów w wyniesionych drogach przechodzących przez słone mokradła, połowa była tak mała, że okazała się ograniczać fale pływowe.⁷⁰⁶ Podobnie, w obrębie rozproszonych słonych mokradeł w New Hampshire i Maine zidentyfikowano ponad 100 miejsc ograniczenia pływów przez przepusty.⁷³¹ W jednej lokalizacji – uznanej za najgorszą w Massachusetts – przepust dla fali pływowej był tak ograniczony, że zwracał ponad 13 cm (5 cali) pływ w trakcie cyklu przypływ-odpływ.

Analizy transektów roślinności w górę i w dół od tego przejścia drogi wykazało dramatyczne oddziaływanie znacznego ograniczenia fal pływowych na dominację i skład gatunkowy roślin. Roślinność po górnej stronie zdominowana była przez krzewy charakterystyczne dla terenów eksponowanych na przypływy oraz przez słonolubne trawy. Jednak po dolnej stronie, tylko parę metrów dalej, roślinność jest zupełnie inna, zdominowana przez trawy *Spartina alterniflora* i *Distichlis spicata*. Szczególnie niepokojąca w wielu miejscach jest inwazja i kolonizacja terenu przez słodkowodną trzcinę pospolitą (*Phragmites communis*), co jest rezultatem ograniczonego zasolenia na terenach położonych w głąb lądu w stosunku do



Ryc. 6.8. Roślinność w górę i w dół biegu cieką od przepustu w nasypie drogi przecinającej słone mokradło. Fale pływowe są silnie ograniczone przez przepust, co powoduje ostre różnice hydrologiczne po obydwu stronach drogi. Droga 1A, Rowley, Massachusetts. Na podstawie Parker River Clean Water Association (1996).

barier blokujących fale pływowe, znajdujących się pod drogami biegnącymi wzdłuż wybrzeża.⁶⁰⁰

W obrębie słonych mokradł o ograniczonym dostępie fal pływowych ma miejsce szereg negatywnych oddziaływań. Należą do nich: (1) redukcja przepływów wywołanych pływami i przemywania, (2) zwiększona erozja brzegów wskutek ograniczenia objętości pływu i zwiększonej prędkości wody, (3) ograniczenie zasolenia i wymiany składników odżywczych, (4) zanik skorupiaków, (5) zanik migrujących (dwuśrodowiskowych) ryb, (6) obniżony poziom wody w obrębie mokradła, (7) zanik rodzimej roślinności słonych mokradł (ryc. 6.8), (8) inwazja trzciny pospolitej, *Phragmites*, (9) niskie wykorzystanie przez inne gatunki i wysokie zagrożenie pożarem gęstych monokultur trzcinowych, (10) inwazja roślinności lądowej, (11) pogorszenie jakości wody (rozproszone źródło zanieczyszczenia wynikającego

z utleniania gleb bagiennych, w tym rozwój gleb kwaśnych siarczanowych, uwalnianie siarki, zakwaszenie wód, uwalnianie glinu oraz letnie niedobory tlenu), (12) zanik eksportu detrytusy do estuariów i zatok oraz (13) namnażanie komarów.

Rozliczne są natomiast korzyści z odtworzenia pływów. Wiele spośród korzyści stanowi odwrotność szkodliwych oddziaływań,⁷²² czego przykład może stanowić zwiększenie fali pływowej i przemywania, mniejsza erozja brzegów dzięki mniejszej fluktuacji poziomu pływów itd. Działania łagodzące mające na celu usunięcie barier dla fal pływowych są wdrażane na obszarze Massachusetts i w innych miejscach.^{706,743} Stosowane techniki hydrologiczne znacznie się między sobą różnią i są dostosowane do specyfiki odtwarzanych stanowisk. Stosowane metody obejmują: (1) zastępowanie standardowych podwieszanych przepustów pływowych przez samoregulujące śluzy, (2) poszerzanie istniejących przepustów lub zwiększanie ich średnicy, (3) żłobienie i wstawianie przepustów w wałach drogowych w celu zwiększenia przepływu wody, (4) instalację rozpraszaczy przepływu w celu zapobiegania wymywaniu erozyjnemu oraz (5) pogłębianie od strony lądowej w celu zwiększenia przepływu wody.

Częstokroć, te metody inżynierskie muszą być uzupełniane przez aktywne zarządzanie zdegradowanym słonym mokradłem, w celu poprawy warunków dla jego restytucji. Techniki związane z otwartym mokradłem obejmują (1) kopanie rowów ułatwiających wpływ słonej wody z oceanu (w przeciwieństwie do rowów drenujących bagna w celu przeciwdziałania rozrodowi komarów), (2) tworzenie *słonych niecek* (basenów) zatrzymujących wodę w czasie odpływu i zapewniających siedliska dla ryb odżywiających się komarami oraz (3) zbiór trzciny i równoległe nasadzenia rodzimych gatunków słonolubnych traw.

Wdrożono już wiele skutecznych projektów odtworzeniowych, które przyniosły poprawę stanu mokradeł i zgrupowań ryb, które z kolei podtrzymują liczne ptaki.^{221, 854} Łagodzenie i restytucja są wdrażane, gdy społeczeństwo już popełniło błędy. Następnym etapem jest przejście od modernizacji istniejących przepustów pływowych do proaktywnego, lepszego projektowania dróg wzdłuż wybrzeża od samego początku.

Podsumowanie

Dla zrozumienia, prognozowania i niwelowania oddziaływań dróg na ekosystemy wodne kluczowe jest spojrzenie z kilku perspektyw. Ekosystemy te mogą

być wrażliwe na oddziaływanie dróg nawet jeśli dzieli je od nich stosunkowo duży dystans, po części ze względu na połączenia zapewniane przez płynące wody powierzchniowe i podziemne. Łączność jest istotna w kilku skalach przestrzennych, zarówno w obrębie ekosystemów wodnych jak i pomiędzy nimi oraz otoczeniem. Drogi łatwo przerywają tę łączność, powodując dosyć niepożądane skutki. Z drugiej strony, znaczące postępy w projektowaniu interakcji droga-ciek wodny ograniczyły pewne rodzaje oddziaływań typowe dla wcześniej stosowanych praktyk projektowych.

Oddziaływanie dróg na ekosystemy wodne bierze się z transportu materiału przez wiatr, strumienie oraz bezpośredni spływ w przypadku, gdy drogi przylegają do zbiorników wodnych. Cząstki gleby oddziałują poprzez obecność w zawiesinach wodnych oraz odkładanie na dnie. Związki chemiczne, zarówno te budujące cząstki jak i do nich przyczepione, mają ogromny wpływ na ekosystemy wodne. Składniki odżywcze powodują eutrofizację, podczas gdy toksyczne zanieczyszczenia ograniczają rozwój lub zabijają organizmy wodne. Zbiorniki okresowe są szczególnie wrażliwe na drogi, ze względu na ich zależność od przepływu wód gruntowych i oddziaływań chemicznych w niewielkim zbiorniku wodnym. Podobnie, mokradła, w tym słone mokradła, są wrażliwe na oddziaływanie dróg ze względu na wyraźne zakłócenia przepływów hydrologicznych. Mosty i przepusty również stanowią przykład szczególnie wrażliwych interakcji dróg i ekosystemów wodnych. Przeniesienie albo remont każdego mostu czy przepustu jest wyjątkową okazją do wprowadzenia istotnych, widocznych zmian w podstawowych procesach i wzorcach ekologicznych.

Choć łagodzenie i kompensacja oddziaływań, ogólnie rzecz biorąc, ma dotychczas mieszaną historię porażek i sukcesów, to wypracowano i przetestowano wiele koncepcji. Z tego względu, w nowej ekologicznej erze transportu, można liczyć na to, że już naprawdę niedługo, ogromna poprawa sytuacji ekosystemów wodnych w pobliżu dróg będzie zauważalna dla społeczeństwa.

ROZDZIAŁ 7

Wiatr i zjawiska atmosferyczne

Powietrze jest tak zanieczyszczone, że budzisz się rano słysząc kaszel ptaków.

- Anonim, cytat z listu do Le Monde, 6 sierpnia 1982 r.

Poza zapachem, hałasem i związanym z nim strachem, najbardziej oczywistą drażniącą cechą samochodu na przełomie wieków stanowił fakt, iż był on niebezpieczny i wzniecał kurz, który rósł w oczach społeczeństwa. Od momentu, gdy prędkość rozwijana przez samochody przekroczyła 30 km/h, kurz przykrył wszystko w promieniu 20 m od autostrady. Wartość przyległych nieruchomości spadła o około 30 %.

- M. G. Lay, *Ways of the World*, 1992

Wyobraźcie sobie, że jesteście samozwańczym kapitanem ogromnego statku „Titanic”, zrekonstruowanego na potrzeby turystów na stoku góry otoczonej terenami atrakcyjnymi przyrodniczo. Rdzewiejące masywne dieslowe silniki statku pracują każdego dnia, a Ty przywykasz do uzupełniania paliwa i oleju oraz wdychania ogromnych ilości spalin. Zwierzęta parami wkradają się do statku, a w wyniku nieuniknionej gorączkowej walki o pożywienie pokład tej gigantycznej arki pokrywa się padliną, a spod pokładu dobywa się odór. Masz do pomocy jedynie niewielką grupę piaskarzy i malarzy próbujących nadążyć za postępami rdzy i częściami statku rozsypującymi się po Twoim rezerwacie przyrody. Jako kapitan wypełniasz herkulesową misję podtrzymywania działania statku i po prostu zakładasz, że przyroda

wokół Ciebie będzie nadal względnie dobrze funkcjonować.

Systemy dróg wydają się łatwiejsze w zarządzaniu, choć niektóre aspekty analogii z ogromnym statkiem są niepokojące. Przenoszone przez powietrze cząstki pochodzące ze statku – zarówno znane jak i niezidentyfikowane – to m.in. rdza, drobiny piasku, dym, zanieczyszczenia powietrza pochodzące z silników, opary farby, zapachy, porzucone odpady oraz hałas. Systemy dróg generują inną mieszankę cząstek, które jednak wywołują podobne oddziaływania na środowisko: cząstki i substancje chemiczne pochodzące z czynności konserwacyjnych, porzucone odpady stałe, płyny wyciekające z pojazdów oraz najgroźniejsze substancje gazowe emitowane z silników. Ciepło, hałas i energia światła emanują z dróg i pojazdów. Niektóre cząstki i rodzaje energii mają lokalnie ograniczony zasięg, inne są przenoszone przez wiatr w obrębie regionu lub do regionów sąsiednich, część trafia nawet do górnych warstw atmosfery by okrążyć Ziemię. Oddziaływania na środowisko są znaczące w każdej skali przestrzennej: lokalnie, regionalnie jak i globalnie.

W poniższym rozdziale posłużono się perspektywą ekologii krajobrazu dla połączenia kwestii powierzchni ziemi i powietrza. Na początku omówiony zostanie mikroklimat w pobliżu dróg, następnie uwaga skupiona będzie na wietrze i osłonach przed wiatrem, badaniu wpływu pyłu i śniegu, oraz dyskusji na temat zakłóceń powodowanych przez ruch pojazdów oraz hałas. Na zakończenie zostanie pokrótce przedstawiony wpływ dodatkowych substancji w powietrzu na środowisko w skali lokalnej, regionalnej oraz globalnej.

Mikroklimat, wiatr i osłony przed wiatrem

Wyobraźcie sobie przyjemną przechadzkę po rozległym pastwisku, na którym pojawia się mała droga. Gdy zaczniecie iść drogą poczujecie, że powietrze na waszej twarzy będzie inaczej odczuwalne. Jeśli spacerowaliście po lesie a następnie zaczęliście poruszać się wzdłuż drogi bez osłony koron drzew ponad głowami, różnica będzie jeszcze większa. W obu przypadkach słońce i wiatr determinują główne odczuwalne przez was różnice. Jednakże, temperatura oraz wilgotność, które w ogromnym stopniu zależą od nasłonecznienia i wiatru, również wpływają na Wasze odczucia.

Mikroklimat wzdłuż drogi

Niewiele opublikowano na temat lokalnego klimatu panującego wzdłuż drogi. Jednakże, podstawowe zasady kształtowania się mikroklimatu są dobrze znane,^{343, 794, 11, 650} więc rozważając kwestie mikroklimatu dróg oraz ich najbliższego otoczenia można się spodziewać niewielu niespodzianek. Szczegółowe badania dróg biegnących przez pastwiska oraz lasy w Niemczech ilustrują wzorce, które są prawdopodobnie powszechne.²⁴¹

Główne różnice mikroklimatyczne wokół drogi na otwartej przestrzeni występują w pobliżu powierzchni ziemi i związane są z *mikrotopografią powierzchni*. Wzorzec ten został zademonstrowany w opracowaniu na temat temperatur powietrza wzdłuż autostrady biegnącej z północy na południe poprzez otwarte tereny pastwisk.²⁴¹ Pomiarów warunków mikroklimatycznych dokonano w ziemi, tuż nad jej powierzchnią oraz na wysokości 50 cm (1,6 stopy) nad jej poziomem. Najwyższe temperatury gleby odnotowano na skierowanym na zachód poboczu drogi, tj. wystawionym na działanie popołudniowego słońca, podczas gdy temperatura powietrza zmieniała się w niewielkim stopniu wraz z odległością od powierzchni drogi. Na poboczu drogi odnotowano również najwyższy stopień ewapotranspiracji. Na tym otwartym terenie nie zaobserwowano istotnych różnic temperatury, względnej wilgotności lub ewapotranspiracji w odległości przekraczającej 8 m (26 stóp) od powierzchni drogi. Różnice w temperaturze gleby były widoczne jedynie w odległości do 4 m (13 stóp) od powierzchni drogi. Na wysokości 50 cm ponad powierzchnią drogi warunki mikroklimatyczne różniły się jedynie w promieniu odpowiadającym połowie tej odległości.

Część tych mikroklimatycznych tendencji kształtowała się w podobny sposób w przypadku czteropasmowej autostrady biegnącej przez obszary leśne, do której przylegały otwarte przydrożne pasy o szerokości 20-25 m (66-82 stóp) po obu stronach jezdni.²⁴¹ Najwyższe temperatury zarejestrowano tuż nad powierzchnią ziemi na poboczu drogi oraz na najbardziej zewnętrznym skraju pasa przydrożnego przy podstawie eksponowanej na zachód granicy lasu. Najwyższą ewapotranspirację oraz najniższą wilgotność względną odnotowano na poboczu krawędzi drogi. Najwyższą wilgotność względną zarejestrowano na zewnętrznej części pasa przydrożnego. Niewiele z tych zmian warunków mikroklimatycznych miało zasięg obejmujący las poza granicą pasa przydrożnego. Ponadto, poza granicą lasu dało się zaobserwować już tylko niewielkie zmiany w kilku zbadanych kluczowych cechach gleby oraz roślinności, takich jak bogactwo gatunkowe, liczba gatunków wskazujących na

występowanie zaburzeń, odsetek roślin odpornych na zasolenie, zakwaszenie gleby oraz zawartość azotu w glebie.²⁴¹ Mikroklimat w obrębie pasa przydrożnego był podobny po wschodniej jak i zachodniej stronie autostrady, przy czym różnice były silniejsze w pobliżu granicy przyległego lasu.

Zarówno przykład drogi biegnącej przez teren otwarty jak i przez las wskazuje, że wyraźnie odrębny mikroklimat związany z istnieniem drogi występuje jedynie w strefie wąskiego pasa. Absorpcja ciepła i promieniowania przez samą powierzchnię drogi to najprawdopodobniej główne czynniki kształtujące ten mikroklimat. Generalnie, zasięg zmian warunków mikroklimatycznych nie wykracza istotnie poza pas drogowy, a w rzeczywistości część zmian mikroklimatycznych nie wykracza poza obszar pobocza. Największa zmienność związana jest z mikrotopografią powierzchniową na powierzchni lub tuż nad powierzchnią ziemi, oraz występuje w pobliżu granicy przyległego lasu.

Badanie przebiegającej przez las dwupasmowej drogi (o szerokości 6 m (20 stóp)), również w Niemczech, o pasach przydrożnych szerokości 5 m (15 stóp) pozbawionych pokrywy drzew, potwierdza część z powyższych tendencji oraz wskazuje na istnienie innych.⁷⁵⁴ Wielkość nasłonecznienia, temperatury gleby oraz ewapotranspiracji mierzono w odstępach do 50 m (164 stóp) od drogi. Najmniejszy zasięg istotnego oddziaływania drogi odnotowano w przypadku temperatury gleby, która widocznie wzrastała jedynie do odległości około 2-3 m (7-10 stóp) (głównie w obrębie pobocza drogi). Stopień nasłonecznienia był widocznie większy w buforze około 3-6 m (10-20 stóp) od powierzchni drogi. Jednak wyraźnie podwyższoną ewapotranspirację odnotowano w strefie sięgającej 15 m (49 stóp) lub więcej. Zasięg *efektu brzegowego* (lub efektu strefy granicznej lasu) obejmował średnio około 15 m (na podstawie różnic składu roślinności w porównaniu z wnętrzem lasu). W związku z istnieniem drogi na większości obszaru strefy brzegowej lasu odnotowano podwyższoną ewapotranspirację (w porównaniu do wnętrza lasu). Dla wszystkich trzech mierzonych zmiennych mikroklimatycznych najwyższe wartości zarejestrowano w centrum dwupasmowej drogi, przy ich gwałtownym spadku na poboczu drogi oraz w obrębie rowów przydrożnych oraz wolniejszym spadku w obrębie pasów przydrożnych.

Opisane tendencje mikroklimatyczne są wynikiem badań prowadzonych w pojedynczych miejscach i określonym czasie, lecz ilustrują podstawowe reguły kształtowania się mikroklimatu,^{343, 794, 11, 650} które powinny umożliwić dokonanie ogólnej prognozy oddziaływań dróg na mikroklimat. Różnice oddziaływań powinny być widoczne w kontekście następujących kontrastów: (1) dzień i noc,

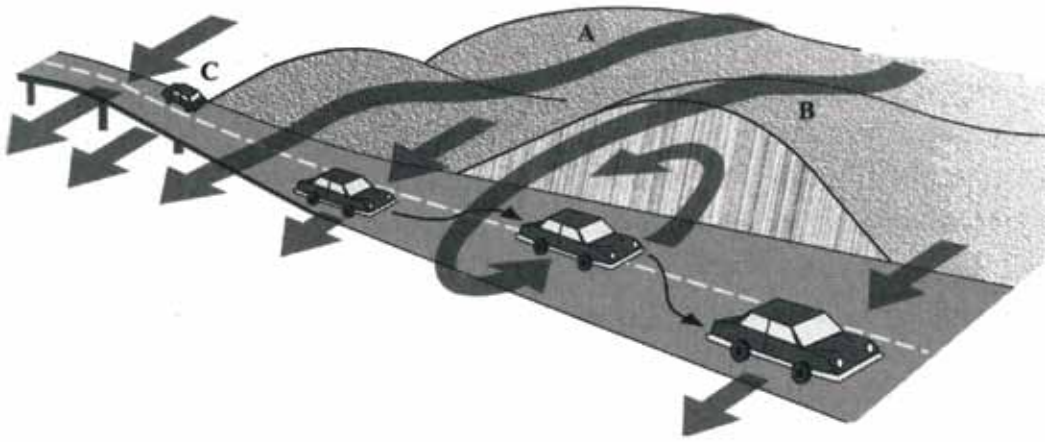
(2) lato i zima, (3) rejon tropikalny i arktyczny, (4) pasy przydrożne od północnej i od południowej strony drogi, (5) wysoki i niski poziom wód gruntowych w obrębie pasów przydrożnych, (6) droga leśna pod całkowitym sklepieniem koron drzew i bez osłony koron drzew, (7) obecność lub brak pokrytego roślinnością pasa rozdzielającego oraz (8) czarny asfalt i biały beton. Ponadto, zastosowanie zasad kształtowania się mikroklimatu powinno umożliwić ogólne zrozumienie wpływu szerokości jezdni, pasa przydrożnego oraz obiektów w obrębie tego pasa, takich jak balustrady ochronne, znaki i konstrukcje z betonu.

Szerokość strefy zasięgu efektu brzegowego na granicy lasu oraz pól i obszarów wyrębu lasu, mierzona na podstawie pomiarów czynników mikroklimatycznych oraz roślinności, jest zwykle znacznie większa (od 10 do 200 m)^{397, 523, 154, 1062, 155, 302, 806} niż sugerowana w opisanych powyżej badaniach dróg. Stąd, badania empiryczne na temat wielkości zasięgu efektu brzegowego w strefie granicznej lasu przy drogach różnego rodzaju, różnej szerokości oraz kierunku powinny stanowić dobre źródło informacji, w szczególności dla zrozumienia wpływu dróg na utratę i fragmentację siedlisk oraz ich roli jako barier dla przemieszczeń zwierząt.

Wiatr i osłony przed wiatrem

Wiatr to gigant wśród czynników kształtujących mikroklimat dróg, ponieważ wywoływane przezeń oddziaływania mają bardzo duży zasięg (ryc. 7.1). Ruch powietrza lub wiatr powoduje przenoszenie energii, jak ciepło lub dźwięk. Transportowane są w ten sposób lekkie cząstki, w tym pył i śnieg, *aerozole* (drobinki cieczy zawieszane w powietrzu), takie jak azotany i smog oraz cząsteczki gazów, takich jak CO₂ i NO_x. Przemieszczanie się tych substancji wiąże bezpośrednio systemy dróg z terenami przyległymi w skali lokalnej jak i w skali regionów i globu.

Wiatr wywołuje erozję powierzchni wielu dróg gruntowych oraz pasów przydrożnych, szczególnie w okresach suchych oraz w suchym klimacie. Na powierzchni dróg wiatr deponuje cząstki, w tym pył i śnieg, zwykle w postaci trudno zauważalnej warstwy, czasem jednak w postaci potężnych zasp blokujących ruch. Wiatr może być przyczyną wypadków z udziałem pojazdów, w szczególności gdy koncentruje się w przewężeniach dolin prostopadłych do kierunku ruchu (C na ryc. 7.1). Wiatr powala na drogi samochody, drzewa i linie wysokiego napięcia. Oczyszcza powietrze z emitowanych przez pojazdy zanieczyszczeń. Przenosi zapachy, które przyciągają lub zniechęcają zwierzęta do przekraczania drogi oraz transportuje nasiona



Ryc. 7.1. Pojazdy napotykalające niezakłócone oraz turbulentyne prądy powietrza wzdłuż drogi. (A) Niezakłócony, strumieniowy przepływ powietrza nad gładkim pagórkowatym terenem; (B) turbulentyne po zawietrznej stronie stromego podcięcia terenu; (C) przyspieszony przepływ powietrza w dolinie oraz w obrębie estakady. Na podstawie: Ahrens (1991).

wzdłuż dróg. Wiatr spycha owady na przednie szyby samochodów.⁷⁷⁸ Przepływy powietrza odbywają się zarówno wzdłuż jak i w poprzek dróg, oraz łączą drogę z resztą krajobrazu na zasadzie dostaw i odbioru (materii i energii).

Poruszające się pojazdy, w szczególności pojazdy ciężarowe, wywołują lokalne ruchy powietrza, unosząc cząstki z powierzchni drogi - znajomy widok podczas mijania lub, co gorsza, jazdy za takim pojazdem po zakurzonej drodze. Niektóre cząstki unoszone z powierzchni drogi zawierają metale ciężkie, fragmenty opon oraz rdzę. Wywołiwany przez pojazdy ruch powietrza przenosić może wzdłuż drogi nasiona⁹¹⁶ oraz podnosić oślepiający kierowcę kurz lub śnieg.

Rzędy drzew lub krzewów, zarówno nasadzonych jak i występujących naturalnie, są bardzo powszechne w pobliżu dróg. Skutecznie pełnią rolę osłon przed wiatrem, które zwykle redukują prędkość wiatru. Jednakże, w zależności od rozmieszczenia lub sposobu zaprojektowania, osłony mogą również zwiększyć prędkość wiatru oraz powodować turbulentyne lub zawirowania.^{734, 110, 129} W rzeczywistości kierunek wiatru może zostać zmieniony lub nawet odwrócony.³⁰² Słupy i przewody linii wysokiego napięcia lub linii telefonicznych oraz znaki drogowe i powierzchnie reklamowe bez wątpienia komplikują wzorce przepływu powietrza w pobliżu dróg. Niniejszy podrozdział prezentuje podstawowe reguły oddziaływania wiatru i osłon

przed wiatrem.

Wiatr lub ruch powietrza przybiera trzy podstawowe formy.^{110, 411} *Przepływ strumieniowy* to zwykle poziomy ruch równoległych warstw powietrza (A na ryc. 7.1). *Przepływ turbulentny* to nieregularny ruch powietrza charakteryzujący się zwykle wznoszącymi i zstępującymi prądami powietrza w postaci *zawirowań* (niewielkie okrężne prądy powietrza wewnątrz turbulencji) (B na ryc. 7.1). *Przepływ wirowy* to helikalny lub spiralny ruch powietrza, często wzdłuż centralnej pionowej osi.

Opływowy obiekt, taki jak bumerang na wietrze wiejącym równoległe do powierzchni, rozdziela strumień powietrza, powodując niewielkie turbulencje lub brak zakłóceń, dzięki temu, że strumienie powietrza łączą się ze sobą zaraz po jego zawietrznej stronie. Natomiast, *obiekt nieopływowy*, charakteryzujący się stromią stroną nawietrznej lub zawietrznej, rozdziela strumień powietrza i powoduje powstawanie turbulencji (B na ryc. 7.1). Jeśli ścięta strona obiektu znajduje się na nawietrznej, turbulencje powstają przed obiektem oraz często również za nim. Jeżeli natomiast strona nawietrzna ma opływowy kształt, a ścięta jest zawietrzna, turbulencje powstają w zasadzie jedynie za obiektem. Jeżeli obiekt jest porowaty, przepływ odbywa się przestrzeniami porów (przepływ powietrza przez obiekt), co redukuje turbulencje zarówno na nawietrznej jak i zawietrznej stronie, obniżając różnice ciśnień powietrza.

Ostony przed wiatrem, takie jak pasy wiatrochronne, żywopłoty, płoty przeciwnieżne, to zwykle długie, wąskie bariery na otwartej przestrzeni. Zakładając, że przepływ powietrza odbywający się w poprzek rozległej gładkiej powierzchni napotyka na prostopadłą osłonę, prędkość wiatru można wyznaczyć z określoną dokładnością dla różnych odległości zarówno na nawietrznej jak i zawietrznej stronie osłony oraz na różnych wysokościach ponad powierzchnią gruntu.^{961, 110, 411, 302} Prędkość wiatru w wysokim stopniu zależy od *wysokości osłony* (h), mierzonej jako średnia maksymalna wysokość na całej jej długości. *Porowatość* to także istotny czynnik determinujący prędkość wiatru, który można oszacować optycznie za pomocą pomiarów wizyjnych lub fotograficznych. Przykładowo, porowatość rzędu 0,15 oznacza, że pionowa płaszczyzna w 15 % nie jest przykryta osłoną. Pomiar optyczny są mniej użyteczne w przypadku szerokich osłon przed wiatrem o przestrzeniach trójwymiarowych, zróżnicowanej wielkości porów lub występowaniu zarówno porów o ostrych jak i gładkich krawędziach; tak więc inżynierowie aeronautyki dla oszacowania porowatości wyliczają współczynnik oporu.^{33, 411}

Ostony przed wiatrem wpływają więc na poziomą prędkość wiatru, turbulencje oraz zawirowania przepływu powietrza. Wysokość oraz porowatość osłon to

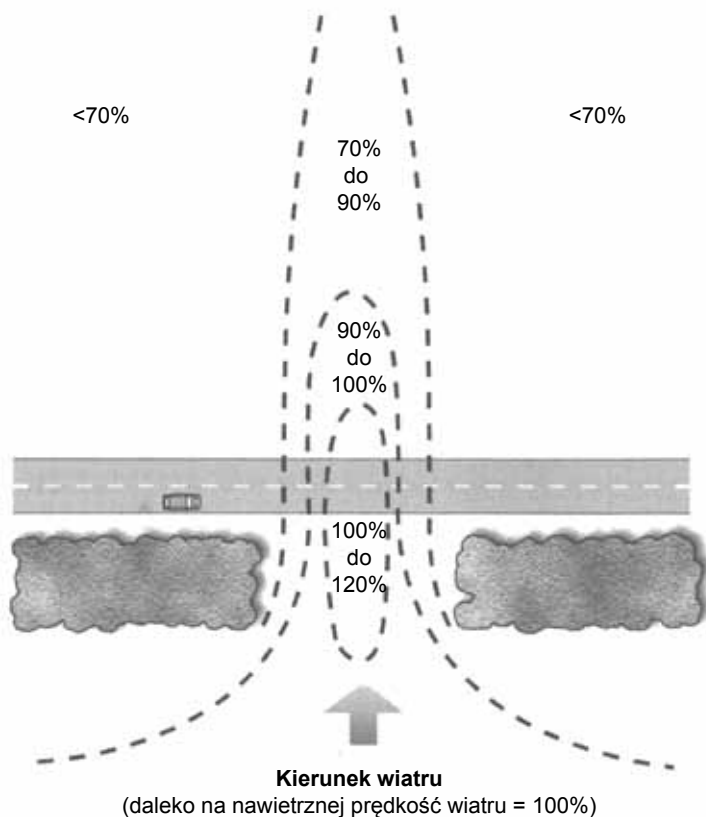
dwa główne czynniki determinujące przepływ powietrza, zależne od sposobu ich zaprojektowania oraz gospodarowania.

Na nawietrznej stronie osłony, spadek prędkości wiatru jest zauważalny w odległości odpowiadającej kilku wysokościami (h) osłony, przez co powstaje częściowo osłonięta strefa zwana *strefą nawietrzną*.^{33,110,302} Na zawietrznej stronie osłony, spadek prędkości wiatru występuje zwykle na przestrzeni odpowiadającej kilkudziesięciu wielkościom h . Po zawietrznej stronie rozróżnia się dwie względnie różne strefy mikroklimatyczne – strefa ciszy oraz strefa wzbudzenia. Strefa ciszy rozpościera się po zawietrznej przy powierzchni ziemi na przestrzeni około ośmiokrotności wysokości h ($8h$).⁶¹⁶ Położenie tej strefy wydaje się być niezależne od porowatości osłony, strefa ta charakteryzuje się też niższą poziomą prędkością wiatru oraz silniejszymi turbulencjami w porównaniu z przepływem powietrza na otwartej przestrzeni (na dalekiej nawietrznej). Strefa wzbudzenia rozpościera się na długości od $8h$ do $24-30h$ lub większej. W porównaniu z poprzedzającą ją strefą ciszy, pierwsza część strefy wzbudzenia cechuje się wyższą prędkością wiatru, silniejszymi turbulencjami oraz większymi wirami powietrznymi. W odległości ponad $12h$ turbulencje słabną, a wzorce wiatru w strefie wzbudzenia stopniowo zmieniają się zgodnie z jego kierunkiem, aż stają się nie do odróżnienia od wzorców występujących na otwartym terenie. Spadek prędkości wiatru wynoszący około 20% występuje zwykle w strefie o szerokości ponad $25h$ po zawietrznej osłony będącej pasem roślinności. Jednakże w przypadku, gdy powierzchnia terenu po nawietrznej stronie osłony jest chropowata, tak że do osłony docierają dość turbulentne prądy powietrza, spadek prędkości wiatru będzie odczuwalny jedynie w małej odległości od nawietrznej jak i zawietrznej strony osłony.

Wysokość osłony przed wiatrem przede wszystkim warunkuje zasięg jej oddziaływania, podczas gdy porowatość wpływa głównie na prędkość wiatru w tej strefie.^{961, 110, 411} Wysoce porowata osłona w niewielkim stopniu zmniejsza prędkość wiatru, lecz ma tę zaletę, że jednocześnie minimalizuje turbulencje. Ponadto, porowata osłona zapewnia redukcję prędkości wiatru na stosunkowo dużej przestrzeni po zawietrznej, mimo że prędkość wiatru jest niewiele niższa od prędkości przepływu powietrza na otwartej przestrzeni. Z drugiej strony, osłona o niskiej porowatości, taka jak mur lub szeroki pas zwartej wiecznie zielonej roślinności, generuje powstanie wąskiej strefy na zawietrznej o znacznie niższej prędkości wiatru. Jednakże, w tym przypadku zarówno po nawietrznej jak i zawietrznej występują silne turbulencje. W wielu sytuacjach, optymalnym rozwiązaniem jest osłona o średniej porowatości. Spadek prędkości wiatru jest prawie tak duży jak

w przypadku zwartej bariery, ale strefa osłonięta od wiatru po zawietrznej rozpościera się na większej przestrzeni. Osłona o średniej porowatości wywołuje również znacznie mniej turbulencji.

Rzędy drzew lub krzewów można zaprojektować oraz utrzymywać na wiele sposobów i przez to wpływać na przepływ powietrza na lub w pobliżu dróg. Przykładowo, zarządca może zmieniać cechy roślinności w linii pasa przydrożnego, takie jak¹¹⁰: (1) obecność jednego lub wielu gatunków, (2) gatunki liściaste lub iglaste, (3) krzewy lub drzewa, (4) liczba rzędów roślinności oraz łączna szerokość pasa roślinności, (5) odległość pomiędzy rzędami, (6) odległość pomiędzy roślinami drzewiastymi, (7) stopień porowatości, (8) wysokość oraz przycinanie dolnych gałęzi, oraz (9) ukształtowanie górnej powierzchni stanowiącego osłonę przed wiatrem pasa roślinności. Te cechy z kolei pomagają wpływać na: siłę oraz miejsce występowania wzdłuż drogi wiatrów bocznych; prędkość wiatru wzdłuż drogi; nagromadzenie



Ryc. 7.2. Przepływ powietrza przez lukę w osłonie przed wiatrem, ze wskazaniem obszarów wzrostu i spadku prędkości wiatru. Na podstawie FHWA (1996b) i innych źródeł.

pyłu, śniegu i lodu; oraz lokalizację chłodnych, ciepłych, mokrych i suchych miejsc wzdłuż drogi.

Pod względem stopnia porowatości w stosunku do wiatru, las niemal imituje ścianę z desek, jako że jest prawie nieprzenikalny dla wiatru. Stąd, po zawietrznej stronie lasu turbulencje oraz spadek prędkości wiatru w poziomie występują jedynie na krótkim odcinku.^{343, 302} Nierówna powierzchnia koron drzew, jaka występuje w lesie deszczowym lub starodrzewiu, powoduje powstawanie turbulencji a zatem w jeszcze większym stopniu ogranicza strefę występowania zmniejszonej prędkości wiatru na zawietrznej. Ponadto, w przypadku prądu powietrza napływającego ukośnie, osłona w postaci ściany roślinności wymusza przepływ powietrza nad roślinami i późniejsze zawinięcie kierunku prądu w kierunku osłony, przez co po zawietrznej powstaje wąska strefa spadku prędkości wiatru.^{961, 110} Krótkie osłony przed wiatrem są stosunkowo nieskuteczne dla redukcji prędkości wiatru ze względu na zakrzywienia kierunku wiatru przy końcach osłony.

Przerwy lub wyłomy w osłonie przed wiatrem (gdzie szerokość przerwy jest mniejsza od wysokości osłony h) powodują często wzrost prędkości wiatru o 20% lub więcej (w związku z efektem Venturiego), oddziałując w konsekwencji na przejeżdżające pojazdy lub rowerzystów²⁷⁰ (ryc. 7.2). Pojazd przemieszczający się w strefie ciszy po zawietrznej osłony jest uderzany przez przyspieszony prąd powietrza z wyłomu w osłonie..

Drzewa zlokalizowane wzdłuż drogi mogą pełnić również istotną rolę ocieniając część drogi na obszarach występowania śniegu. Ogranicza to tempo topnienia śniegu i prowadzi do powstawania lodu na powierzchni jezdni, co stanowi poważne zagrożenie dla pojazdów.

W skrócie, sposób zaprojektowania rzędów roślin drzewiastych wzdłuż drogi może również stanowić istotne narzędzie kontroli wiatru i innych warunków mikroklimatu oddziałujących na pojazdy, drogi oraz pasy przydrożne. Telewizyjne raporty na temat stanu pogody nawet nie sygnalizują bogactwa mikroklimatycznych zmiennych. Wśród tych zmiennych, prędkość wiatru na zawietrznej jest modyfikowana na najdłuższym odcinku od osłony, zwykle o długości 24-30h.^{734, 794, 616, 411, 302} Również zmiany ewapotranspiracji rozciągają się na znacznej przestrzeni, przeważnie na odcinku o długości około 16h. Natomiast temperatura, nasłonecznienie i wilgotność zwykle wykazują zmiany jedynie na odcinku o długości 8-10h. Niemniej, ze względu na fakt, iż korytarze drogowe są na ogół wąskie, nawet osłona z krzewów na otwartej przestrzeni w pobliżu dróg może wpływać na większość zmiennych mikroklimatycznych na całej szerokości korytarzy drogowych.

Pył i erozja

Każdy, kto miał okazję jechać za innym pojazdem po wysuszonej, zakurzonej drodze wie, że należy pozamykać okna, pozostawać daleko w tyle i uważać na fruujące w powietrzu odłamki wyrzucane spod kół ciężarówek jadących w przeciwnym kierunku. Po takiej podróży ma często miejsce rytuał mycia auta. Tego typu mycie samochodu jest powszechne również na obszarach występowania opadów śniegu, gdzie rozsypywana na drogach sól pokrywa i „zżera” auta.

Erozja wietrzna

Dust Bowl to obszar wielkości Francji obejmujący stan Kolorado, Nowy Meksyk, Teksas, Oklahoma i Kansas, skąd w latach trzydziestych XX wieku ogromne ilości wierzchniej warstwy gleby zostały zerwane przez wiatr i przeniesione, często na ogromne odległości (ryc. 7.3). Na erozję wietrzną, czyli odrywanie drobinek erodowanej powierzchni pod wpływem prądu powietrza, składa się seria nachodzących na siebie procesów wyodrębnienia cząstki, transportu, abrazji, sortowania oraz depozycji.^{36, 156, 574} *Wyodrębnienie cząstki* obejmuje jej drgania przed oderwaniem, wywołane pośrednio przez ruchy innej cząstki lub bezpośrednio przez wiatr.

Większość zerodowanego materiału transportowana jest na małe odległości.¹⁰⁶⁵ Duże ziarna wielkości piasku lub żwiru lub ich agregaty przemieszczają się zwykle *pełznąć* po powierzchni, toczone, spychane i uderzane przez inne cząstki. Ziarna średniej wielkości przemieszczają się przez *saltację*, czyli skoki unoszące je na wysokość kilkudziesięciu centymetrów (wysokość jednej lub dwóch stóp), trafiając na przyległe pasy przydrożne, do najbliższych rowów, na osłony przed wiatrem oraz na skraj pobliskich terenów leśnych. Drobne cząstki, takie jak gliny, zawieszane w powietrzu mogą przebyć odległość od kilku metrów do tysięcy kilometrów zanim w wyniku sedymentacji lub depozycji osiadą znów na powierzchni ziemi.

Należy zwrócić szczególną uwagę na dwa skutki oddziaływania erozji wietrznej.¹¹⁰ Po pierwsze, umiarkowany proces erozji powoduje selektywne usuwanie cząstek bogatych w substancje odżywcze, powodując spadek żyzności gleby. Spadek żyzności gleby można zatrzymać lub nawet odwrócić dzięki zastosowaniu osłon przed wiatrem, które same w sobie mogą przyczynić się do wzrostu żyzności gleby. Po drugie, bardziej intensywna erozja przyspiesza proces *sortowania*, czyli grupowania cząstek w agregaty o podobnej wielkości ziaren. Stąd glina piaszczysta



Ryc. 7.3. Erozja wietrzna gleb z okolicznych pól połączona z segregacją i dystrybucją cząstek w zależności od ich wielkości. Lekkie cząstki gliny i łu zawieszona w powietrzu przenoszone są na duże odległości; cięższe cząstki łu i piasku deponowane są w pobliskich rowach i w linii ogrodzeń. Przy tak silnym wietrze doszło do wypadków z udziałem 12 samochodów. Hrabstwo Sully, Południowa Dakota. Zdjęcie udostępnione przez Służby Ochrony Gleb USDA.

o zróżnicowanej wielkości ziaren w jednym miejscu może przekształcić się w agregaty piasku, łu i gliny zdeponowane w różnej odległości zgodnie z kierunkiem wiatru. Kurz osiadający na powierzchni przydrożnej roślinności w okresie suchym lub w suchym klimacie to przeważnie cząstki łu (często zmieszane z drobnymi ziarnami piasku i gliny) pochodzące z erozji wietrznej nagiego pasa przydrożnego lub nieutwardzonej drogi.

Istnieje pięć powszechnie uznawanych metod ograniczania erozji wietrznej gleb^{914, 574}:

1. Ograniczenie wielkości pól w linii dominującego kierunku wiatru (tym samym skrócenie *rozbiegu* lub *toru*, czyli długości odcinka gdzie przepływał powietrzna odbywa się wzdłuż ciągłej powierzchni) dla redukcji prędkości wiatru.
2. Utrzymywanie roślinności lub jej pozostałości dla ochrony powierzchni gleb.

3. Utrzymywanie odpowiednio dużych agregatów glebowych lub grudek dla odporności na napór wiatru.
4. Zwiększenie nieregularności powierzchni dla ograniczenia prędkości wiatru i zatrzymania poruszających się cząstek.
5. Pokrycie (np. roślinnością) szczytów wzniesień i innych punktów wystawionych na działanie przyspieszonych strumieni powietrza, turbulencji lub wirów.

Dla minimalizacji erozji wietrznej zaleca się kombinację wymienionych praktyk. Osłony przed wiatrem mogą odgrywać rolę w każdym z pięciu powyższych przypadków, lecz przede wszystkim zgodnie z pierwszą opisaną regułą skracając długość powierzchni erozyjnej. Próg prędkości dla zapoczątkowania ruchu cząstek na większości gleb erozyjnych wynosi między 19 a 24 km/h (12 a 15 mil/h).^{914, 110} Stąd kluczowym dla ograniczenia oddziaływania wiatru jest utrzymanie prędkości wiatru na całej powierzchni gruntu poniżej tego progu, nawet podczas silnych wiatrów. Pobocza dróg i nieutwardzone drogi zorientowane zgodnie z kierunkiem dominujących wiatrów są szczególnie podatne na erozję wietrzną i wymagają podjęcia odpowiednich działań.

Szczęśliwie osłony przed wiatrem ograniczają siłę erozji wietrznej w znacznie większym stopniu niż prędkość wiatru.^{847, 914} Ta różnica oddziaływań wynika z faktu, że siła powodująca przemieszczanie gleby zmienia się z sześcianiem prędkości wiatru. Innymi słowy, przy danej procentowej redukcji prędkości wiatru, ta sama procentowa redukcja siły erozji wietrznej ma miejsce na znacznie większym odcinku zgodnie z kierunkiem wiatru. W rezultacie, osłony przed wiatrem są szczególnie skuteczne dla ograniczania erozji wietrznej gleby na dużych odcinkach.

Pył

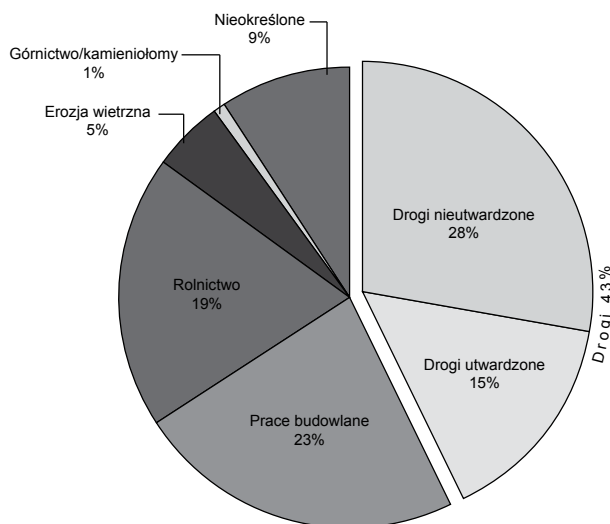
Możliwe, iż fizycznym oddziaływaniem dróg o największym zasięgu jest ich oddziaływanie na *obszary depozycji*, czyli obszary podatne na osadzanie się materiału pochodzącego z dróg i poboczy zgodnie z kierunkiem wiatru. Wiele badań oddziaływania erozji wietrznej i depozycji iłu w regionach suchych oraz na plażach wykazało, że depozycja materiału eolicznego (wywiewanego przez wiatr) może zachodzić na ogromnych obszarach, w zależności od wielkości cząstek, prędkości wiatru oraz charakterystyki terenu.³⁶ Biorąc pod uwagę ogromną liczbę nieutwardzonych dróg o niezwiązanej nawierzchni, zaskakująco mało wiadomo o roli tych

nierównych powierzchni jako źródeł cząstek zawieszonych w powietrzu lub o oddziaływaniu na środowisko opadających później cząstek tego pochodzenia.^{902, 444, 990, 875}

Rozproszony pył składa się z zawieszonych w powietrzu lekkich cząstek, pochodzących z powierzchni gruntu, takich jak gleby i drogi³⁶¹ (ryc. 7.4). Większość rozproszonego pyłu to mikroskopijne cząstki iłu i gliny. Materiał ten powstaje w wyniku dwóch podstawowych procesów fizycznych: (1) mechaniczne ścieranie lub rozdrobnienie powierzchni przez wiatr, oraz (2) unoszenie przez wiatr istniejących cząstek.

Szacuje się, że każdy samochód pokonujący przez cały rok codziennie 1,6 km (1 milę) po nieutwardzonej drodze gruntowej generuje średnio około tony (900 kg) pyłu.⁷⁴ Ponadto, cząstki gleby lub pyłu przeniesione z dróg gruntowych na utwardzone drogi są podatne na transportowanie, podnoszone i zawieszane w powietrzu nawet przez drobne podmuchy wiatru.⁷⁴ Nie zaskakuje więc, że drogi stanowią największe źródło pyłów, skąd pochodzi 43% całkowitej ilości pyłu rozproszonego (ryc. 7.4). Szacuje się, że z nieutwardzonych powierzchni dróg pochodzi 28% a z dróg utwardzonych 15% całkowitej ilości rozproszonego pyłu.

Pył transportowany przez wiatr jest nośnikiem szkodliwych substancji, choć mogą być między nimi również niegroźne związki. Pył zawieszony w powietrzu jest szczególnym problemem dla ludzkiego zdrowia, zwłaszcza w przypadku drobniejszych cząstek.^{537, 674, 675, 750} W związku z licznymi przypadkami schorzeń oddechowych, Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska wydała szereg ostrzeżeń



Ryc. 7.4. Główne źródła i ilości rozproszonego pyłu w USA. Zaczerpnięte z Ahrens (1991)

o narażeniu na oddziaływanie pyłu.⁷⁴ Tutaj skupimy się jednak na jego oddziaływaniach na środowisko.

Ilustracją niegroźnych oddziaływań pyłu jest podwyższona koncentracja wapnia, potasu, sodu i fosforu wykryta w pyłe zebrany w promieniu 20 m (66 stóp) od uczęszczanej drogi żwirowej w Szwecji.⁹⁰² Jeśli dodatkowe ilości tych ważnych, limitujących wzrost składników biogenych są odpowiednie, depozycja pyłów może stymulować rozwój określonych gatunków roślin i powodować w ten sposób zmiany zbiorowisk roślinności wzdłuż dróg żwirowych.²⁵⁸

Kurz z powierzchni dróg zawiera również zanieczyszczenia, które mogą akumulować się tam, gdzie cząstki pyłu opadają.⁹²² Przykładowo, dla określenia jak daleko wraz z pyłem drogowym rozprzestrzeniają się zanieczyszczenia zbadano koncentrację metali w próbkach mchu w pobliżu drogi żwirowej w Nowym Brunswicku (Kanada).⁸¹⁴ Koncentracja glinu, chromu, żelaza i wanadu spadała wykładniczo wraz z odległością od drogi. Większość materiału osadzało się w odległości do 50 m (164 stóp) od drogi, choć wyraźnie podwyższone stężenia glinu odnotowano na dziesięciokrotnie większym odcinku. Badanie koncentracji ołowiu w powietrzu w pobliżu kalifornijskiej autostrady (w czasach benzyny ołowiowej) wykazały podwyższone stężenia w odległości do około 200 m (656 stóp) na zawietrznej, lecz znikome na całym odcinku na nawietrznej.²⁴¹ Akumulacja kurzu drogowego w studzienkach wzdłuż ulic pokazuje koncentrację zanieczyszczeń, które wraz z deszczem szybko trafiają do wód gruntowych, strumieni i innych zbiorników wodnych. Zanieczyszczenia chemiczne z dróg mogą być toksyczne dla określonych roślin i zwierząt²⁵⁸ lub mogą się bioakumulować (akumulować poprzez łańcuch pokarmowy) w tkankach organizmów, przy największej koncentracji i potencjalnej toksyczności dla drapieżników na końcu tego łańcucha.

Wyraźny gradient stężeń widoczny jest w przypadku depozycji zawieszzonego w powietrzu osadu pochodzącego z powierzchni dróg. W badaniach prowadzonych w Szwecji, duże i średnie ziarna piasku (cząstki o średnicy 0,2-2 mm) rzadko osadzały się w odległości większej niż 5-10 m (16-33 stóp) od dróg, większość drobnych i bardzo drobnych ziaren piasku (0,02-0,2 mm) opadało w odległości do 20 m (66 stóp).⁹⁰² Cząstki ilu osadzały się głównie w promieniu 40 m (131 stóp) od źródła, jakim jest droga.

Mikroskopijne cząstki pyłu, główny składnik pyłu rozproszonego, transportowane mogą być w skali regionu lub globu. Jednak ogromna część pyłu opada w pobliżu źródła pochodzenia. Przykładowo, w badaniu z Ontario zanalizowano pył w okolicy dróg transportu drewna i bruzd powstałych w efekcie działania

sprzętu do wleczenia pni w obrębie lasu.⁸⁷⁵ Autorzy stwierdzili, iż w zasięgu 10 m (33 stóp) od drogi transportu drewna osadziło się 75% kurzu, a 93% w zasięgu 30 m (98 stóp).

Podobnie jak w przypadku omówionej powyżej erozji wietrznej, powstawanie pyłu drogowego zależy od kilku czynników.^{455, 574, 631} Wilgotność powierzchni drogi w ogromnym stopniu wpływa na podatność cząstek na odrywanie w związku z działaniem wiatru. Mimo że dla uniesienia cząstek wielkości ziaren piasku potrzebny jest wiatr o dużej prędkości, drobne cząstki może poderwać nawet lekki podmuch. Cząstki znajdujące się na utwardzonych drogach pochodzą z niszczenia powierzchni dróg, ścierania opon, niszczenia pojazdów i związanych z nimi emisji oraz z gleb deponowanych na drodze przez wiatr lub pojazdy. Zarówno ruch powietrza na danym obszarze jak i wiatr wywołany przez przejeżdżające pojazdy może unosić cząstki. Intensywny ruch pojazdów działa jak pracująca nieustannie wiatrownica, powodująca rozproszenie pyłu. Wiatrownica ta działa szybciej lub wolniej w zależności od rodzaju, prędkości i liczby pojazdów poruszających się wzdłuż drogi.

Zasięg pobliskiej roślinności i jej wpływ na wzorce wiatru to kluczowe czynniki wpływające na ilość i odległość, na jaką transportowane są zawieszony w powietrzu cząstki, a więc i na wielkość potencjalnej depozycji w otaczających zbiornikach wodnych.⁸⁷⁵ W północno-zachodniej części Ontario stwierdzono, że zalesione pasy buforowe zlokalizowane między drogami transportu drewna a wodami powierzchniowymi istotnie zmniejszyły ilość cząstek zawieszonych w powietrzu pochodzących z dróg leśnych (prawdopodobnie skracając długość rozbiegu), a w konsekwencji ich depozycję w jeziorach. Powstawanie pyłu ograniczyć mogłyby również liczne „najlepsze niestrukturalne praktyki zarządzania” (rozdział 5), takie jak ograniczenie natężenia i prędkości ruchu.³⁶¹

Inne metody ograniczania powstawania pyłu skupiają się na stabilizowaniu powierzchni drogi poprzez stosowanie *substancji hamujących* lub *zapobiegających powstawaniu pyłu*. Zraszanie wodą jest najbardziej powszechną metodą, lecz zapewnia jedynie krótkotrwałą kontrolę i przyczynia się do erozji powierzchniowej. W przeszłości dla zapobiegania powstawania pyłu stosowano wiele odpadów ropopochodnych, lecz ich rozpylanie zostało już w USA zakazane. Szczególnie poruszająca jest historia pewnej rodziny, która podobno zmuszona była przenieść się z domu w Love Canal, gminy w stanie Nowy Jork zanieczyszczonej toksycznymi odpadami przemysłowymi. Rodzina wybrała odległą farmę na środkowym zachodzie daleko od jakichkolwiek obszarów przemysłowych, lecz została zmuszona do

przeprowadzki po raz drugi, gdy lokalne drogi zostały spryskane olejem zawierającym toksyczne PCB (polichlorowane bifenyle).

Dziś wiele produktów zaprojektowanych dla wiązania i unieruchamiania pyłu promuje się jako uwzględniające dobro środowiska.^{631,361} Materiały te zawierają produkty recyklingu papieru wraz z organicznymi substancjami wiążącymi, płatki chlorku wapnia lub solankę, sulfoniany ligniny, oleje roślinne i akrylowe kopolimery. W jednym z badań porównano techniki zarządzania powierzchnią dróg na potrzeby gospodarki leśnej i wskazano chlorek wapnia jako najbardziej ekonomiczne rozwiązanie.¹⁴ Wysokie napięcie powierzchniowe i zdolność zatrzymywania wilgoci przez chlorek wapnia przy niskiej wilgotności i wysokiej temperaturze sprawia, że pomaga on wiązać ze sobą agregaty cząstek i stąd stabilizuje nieutwardzoną powierzchnię drogi.

W skrócie, pył drogowy zarówno z nieutwardzonych jak i utwardzonych powierzchni wciąż stanowi poważny problem dla środowiska. Jego bezpośrednie oddziaływanie ilustrują szkody w obrębie przydrożnej roślinności jak również odkładanie osadów oddziałujących na tarliska ryb. Do oddziaływań pośrednich można zaliczyć przenoszenie przez pył, służący jako wektor, zanieczyszczeń chemicznych, które nie tylko przyczyniają się do powstawania problemów zdrowotnych u ludzi, ale hamują również rozwój roślin i zwierząt w pobliżu dróg, wpływają na ekosystemy jezior i mogą osiągać wysokie stężenia akumulując się w łańcuchu troficznym.

Śnieg i osłony przeciwśnieżne

Śnieg jest dla podróżnych i środowiska źródłem dodatkowych problemów. Padający śnieg drastycznie ogranicza widoczność kierującemu. Ponadto, nagromadzenie śniegu na jezdni ogranicza możliwość poruszania się pojazdów i podnosi koszty utrzymania drogi o usuwanie śniegu. Jednak przydrożna roślinność oraz infrastruktura w otoczeniu drogi w istotny sposób wpływają zarówno na nawiewanie jak i akumulację śniegu. Osłony przeciwśnieżne – struktury ograniczające działanie wiatru, wpływające na przemieszczanie, gromadzenie i zanikanie śniegu – stworzyć można z roślinności lub materiałów budowlanych (ostatnie zwykle określane są jako *ogrodzenia przeciwśnieżne* lub *sztuczne osłony przeciwśnieżne*). Mimo, że poniżej omówiono oba rodzaje osłon, skupimy się na roślinnych osłonach przeciwśnieżnych, które występują powszechnie i są szczególnie istotne dla

bioróżnorodności oraz szlaków przemieszczeń zwierzyny.

Żywe osłony i płoty przeciwnieźne ograniczają prędkość wiatru, powodując osiadanie zawieszonych cząstek śniegu i ich specyficzny wzorzec depozycji. Proces ten ogranicza również osadzanie śniegu w większej odległości po zawietrznej. Właściwie zaprojektowana osłona przeciwnieźna może sprawić, że na autostradzie praktycznie nie będzie śniegu, natomiast źle zaprojektowana osłona może powodować powstawanie ogromnych zasp śnieżnych bezpośrednio na drodze.

Końcowe części osłon (kilka długości h od końca osłony) są relatywnie nieskuteczne w zatrzymywaniu śniegu, ponieważ wiatr przyspiesza i skręca przy końcach osłony.^{900,302,270} Gdy śnieg pada pod kątem do osłony, ogromne góry śniegu gromadzą się w określonym miejscu w pobliżu jednego z końców osłony, gdzie latem utrzymuje się wilgotna gleba. Śnieg padający równoległe do osłony formuje głębokie, wąskie, równoległe zasy,⁹⁶¹ mogące powodować problemy z przemieszczaniem się tam, gdzie droga wraz z równoległymi do niej rzędami roślinności zorientowana jest zgodnie z dominującym kierunkiem wiatru.

Podobnie jak przy napełnianiu basenu wodą, osłona może zatrzymać skończoną ilość śniegu zanim osiągnie stan równowagi, gdzie przyptyw śniegu zrównuje się z jego odpływem. *Wydajność osłony* pod względem akumulacji pyłu jest często istotna przy projektowaniu osłony przeciwnieźnej mogącej stawić czoła najsilniejszej śnieżycy. Wydajność osłony zależy przede wszystkim od wysokości i porowatości, choć długość jest użytecznym wtórnym drugorzędnym czynnikiem prognozowania.^{838,888,270} Gdy inne czynniki oddziaływania pozostają niezmiennione, podwojenie wysokości osłony przeciwnieźnej zwiększa jej zdolność gromadzenia śniegu około czterokrotnie. Wydaje się, że osłony o średniej porowatości, które powodują powstawanie gładkich, łagodnie nachylonych, względnie głębokich (w porównaniu z wysokością h) zasp śnieżnych, charakteryzują się największą wydajnością.

Ze względu na niską wydajność zwykle unika się kilku rodzajów osłon śnieżnych. Osłony krótkie, skośne, o wysokiej porowatości i opływowym kształcie zatrzymują najczęściej relatywnie małe ilości śniegu.^{110,270} Osłona o niskiej porowatości – taka jak gęsta roślinność zimozielona lub, w ekstremalnych przypadkach, betonowa ściana – powoduje znaczne turbulencje na zawietrznej, przez co zwykle powstają dwie równoległe zasy śnieżne. Minimalizacja turbulencji i zawirowań jest zwykle wskazana w zarządzaniu zjawiskami śnieżnymi.

Sztuczne płoty przeciwnieźne o porowatości od 50% do 60% rekomenduje się jako optymalne dla akumulowania śniegu na nawietrznej do powierzchni

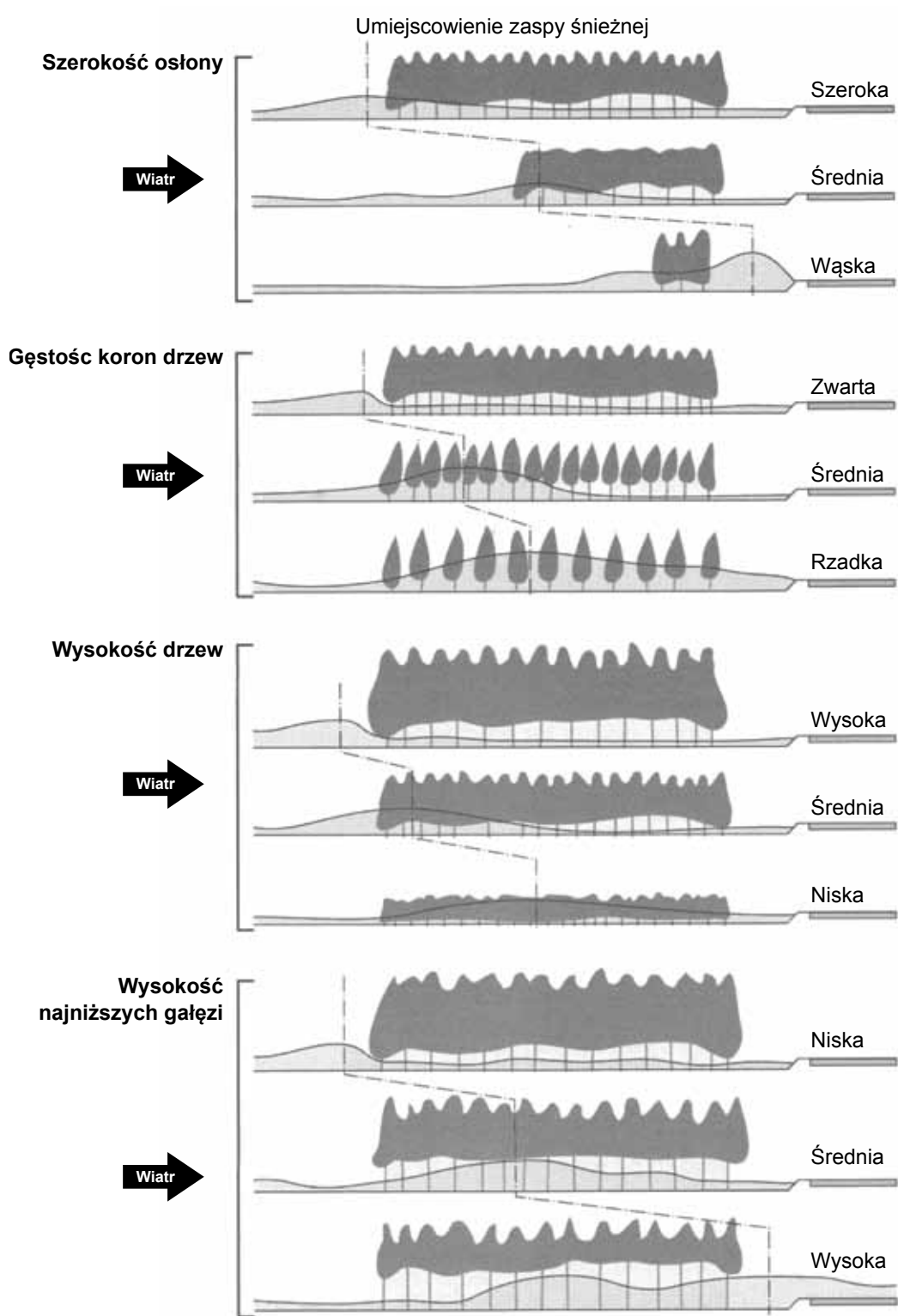
drogi.^{838, 888} Prześwit u podstawy stanowiący od 10% do 15% wysokości płotu zwiększa długość zasy snieżnej na zawietrznej i najwyraźniej podwyższa całkowitą wydajność osłony. Mimo że prześwit u podstawy ogranicza akumulację śniegu na nawietrznej, zwykle zapobiega nagromadzeniu śniegu, który mógłby zasypać osłonę. W wyniku zasypania osłony powstaje opływowa zasy snieżna, która wysoce ogranicza zdolność osłony do zatrzymywania śniegu.

Akumulacja śniegu w strefach osłoniętych powoduje zwiększoną infiltrację wód roztopowych do gleby.¹¹⁰ Zwiększone przesiąkanie może pomóc w utrzymaniu poziomu wód gruntowych, w zasilaniu obszarów podmokłych zamieszkiwanych przez ptactwo wodne i inne dzikie zwierzęta oraz w utrzymaniu wilgotności gleb, która ogranicza erozję wietrzną. Głębokie zasy snieżne w niektórych miejscach i brak śniegu w innych stwarza warunki zróżnicowanej wilgotności gleby, co zazwyczaj zapewnia różnorodność zbiorowisk roślinnych.

Z nagromadzeniem śniegu wiąże się kilka innych oddziaływań. Ogromne zasy snieżne wzdłuż podmiejskich dróg wpływają na wiatr i mikroklimat oraz pomagają ograniczyć hałas drogowy, przez co okolica staje się spokojniejsza. Utrzymujące się przez jakiś czas zasy snieżne mogą zawierać dużo soli drogowej, piasku i zanieczyszczeń chemicznych. Gdy śnieg w końcu topnieje, w miejscu gdzie się nagromadził, składniki te dostają się do lokalnych zbiorników wodnych poprzez przydrożne rowy lub kanały burzowe. Jeżeli śnieg został usunięty i zeskładowany gdzie indziej, składniki te trafiają wraz z wodami roztopowymi do najbliższych temu miejscu ekosystemów.⁸³¹

W odróżnieniu od sztucznych płotów przeciwsnieżnych, żywe roślinne osłony przeciwsnieżne stanowią dogodniejsze siedliska dla dzikich zwierząt, polepszają estetykę i generują długoterminowe korzyści ekonomiczne.⁸³⁸ Uważa się, że roślinne osłony przeciwsnieżne skutecznie pełnią swoją rolę przez okres około 50 lat. W porównaniu z okresem od 5 do 7 lat w przypadku standardowego płotu

Ryc. 7.5. *(następna strona)* Akumulacja śniegu w zależności od czterech kluczowych charakterystyk zalesionej osłony. Zaszarzenie oznacza śnieg, przy wietrze wiejącym z lewej strony i drodze po prawej stronie; pionowe linie przerywane wskazują umiejscowienie szczytu zasy snieżnej. Standardowe szerokości osłon to 32 m (105 stóp), 22 m (72 stopy) i 10 m (33 stopy); osłony zlokalizowane są 7,5 m (24,5 stopy) od krawędzi pobocza. Na podstawie pomiarów, modelowania i doświadczeń w dziedzinie ograniczania akumulacji śniegu oraz problemów z widocznością związanych z nawiewaniem śniegu na Hokkaido, Japonia. Zaczerpnięte z FHWA (1996b).



o pionowych sztachetach wysokości 1,2 m (4,5 stopy) (płot kanadyjskiej konstrukcji), oraz do 25 lat w przypadku „bariery konstrukcji Wyoming” o wysokości do 3,8 m (12 stóp), są więc długowieczne.^{888,270} Do wad roślinnych osłon przeciwnieźnych należą trudności z ich nasadzeniem w niektórych miejscach, długość czasu wymaganego dla osiągnięcia właściwej wysokości, koszty początkowe związane z ich utrzymaniem a także wielkość niezbędnej powierzchni gruntu. Skuteczność roślinnych osłon przeciwnieźnych każdego rodzaju determinuje kilka kluczowych aspektów ich rozmieszczenia i zaprojektowania^{141,110,270}: (1) odległość od drogi, (2) długość, (3) skład gatunkowy, (4) liczba rzędów, (5) odstępy pomiędzy roślinami oraz (6) jakość siedliska przyrodniczego i bioróżnorodności.

Skład gatunkowy drzew i/lub krzewów wpływa na oba główne czynniki determinujące sposób gromadzenia śniegu: wysokość (h) oraz porowatość.¹⁴¹ Wyższe rośliny oddziałują silniej niż rośliny o mniejszej wysokości. Rośliny o wysokiej porowatości korony zatrzymują mniej śniegu niż te o zwartych koronach, lecz powodują rozciągnięcie zasp śnieżnych na dłuższych odcinkach po stronie nawietrznej jak i zawietrznej. Zwarte korony generują również więcej turbulencji. Liczba rzędów i rozmieszczenie roślin wpływają istotnie na porowatość.

Skład gatunkowy roślin drzewiastych jak również liczba rzędów i rozmieszczenie roślin istotnie wpływają na cechy siedliska przyrodniczego i bioróżnorodności.¹⁴¹ Można oczekiwać, iż różnorodność rodzimych roślin drzewiastych oraz zróżnicowanie rozmieszczenia roślin zmaksymalizuje bioróżnorodność. Jednak dla zapewnienia długoterminowego skutecznego zarządzania zjawiskami śnieżnymi na całej długości osłony przeciwnieźnej, osłona z naturalnej roślinności powinna być relatywnie szeroka dla zrekompensowania zróżnicowania wysokości, porowatości i długości życia różnych gatunków roślin.

Szerokość standardowo nasadzanych osłon („lasów osłonowych”) na Hokkaido w północnej Japonii wynosi 10, 22 i 32 m (33, 72 i 105 stóp), co opiera się o systematycznie zbierane doświadczenia w dziedzinie zarządzania zjawiskami akumulacji i przemieszczania śniegu²⁷⁰ (ryc. 7.5). Osłona przeciwnieźna o szerokości 10 m powoduje powstawanie wysokiej zasy śnieżnej tuż na jej zawietrznej, podczas gdy w przypadku nasadzeń drzew o szerokości 32 i 22 m najwyższe zasy powstają odpowiednio na nawietrznej oraz na krawędzi osłony od nawietrznej. W przypadku dwóch szerszych osłon, niewiele śniegu gromadzi się na zawietrznej, stąd osłony te można by umieścić relatywnie blisko drogi. W opisywanym regionie zalecana odległość między drzewami a poboczem wynosi w wielu przypadkach 7,5 m (24 stopy), zapewniając jednocześnie przestrzeń dla składowania śniegu usuniętego

z drogi przez sprzęt odśnieżający.

Wysokość drzew, porowatość korony (lub jej gęstość) oraz wysokość gałęzi nad ziemią to również istotne czynniki wpływające na sposób akumulacji śniegu²⁷⁰ (ryc. 7.5). Gęste korony, wysokie drzewa oraz nisko zawieszona gałęzie zatrzymują więcej śniegu na nawietrznej i powodują niewielkie przydrożne nagromadzenia śniegu na zawietrznej. Powstawanie większych zasp śnieżnych na zawietrznej powodują natomiast trzy typy osłon przeciwśnieżnych: (1) o rzadkiej, wysoce porowatej koronie; (2) wąskie osłony o szerokości 10 m; oraz (3) o najniższych gałęziach zawieszonych wysoko nad ziemią. Ostatni typ osłony jest najmniej skuteczny w zapobieganiu powstawaniu zasp na drodze, przy czym we wszystkich trzech przypadkach osłona zlokalizowana na nawietrznej w większym oddaleniu od powierzchni drogi byłaby bardziej skuteczna.

Płoty przeciwśnieżne można łączyć z osłonami roślinnymi. Przykładowo, na Hokkaido wysoki, ciągły („zatrzymujący wiatr”) płot umieszczony na nawietrznej w odległości 1h od drzewiastej osłony znacząco zwiększył nagromadzenie śniegu.²⁷⁰ Porowaty („ograniczający wiatr”) płot zlokalizowany na nawietrznej w odległości 5h lub większej od drzew również znacznie zwiększył całkowitą akumulację śniegu, jak również akumulację na pewnej przestrzeni na nawietrznej. Nawet wysoki płot o poziomych listwach ułożonych pod kątem w celu przekierowania wiatru w stronę powierzchni drogi, umieszczony na poboczu, spowodował istotny wzrost akumulacji śniegu, który formował zasy na pasie przydrożnym po nawietrznej stronie drogi. Tego typu płot przeciwśnieżny, stosowany na wąskich drogach przy relatywnie stałym kierunku wiatru mógłby być usuwany podczas okresów bezśnieżnych, jako że tworzy dyszę, którą wiatr porusza się wzdłuż drogi i ogranicza widok z drogi.

Podwyższenie wysokości korpusu lub powierzchni drogi ponad otaczający teren zwykle ogranicza akumulację śniegu na drodze.²⁷⁰ Przykładowo, wiele większych dróg na Wielkich Równinach kanadyjskich o wyniesionym korpusie i bez granicznych osłon nie wymaga odśnieżania, ponieważ śnieg jest po prostu zwiwiany z ich powierzchni. Jednak przy obecności osłony i małej różnicy między wysokością korpusu drogi a wysokością osłony, skuteczność osłony jest mniejsza. Nasyp ziemny o gładkiej powierzchni, stosowany zamiast roślinnej lub sztucznej osłony, działałby jak opływowy obiekt, analogicznie do wielorzędowej osłony o gęstej koronie z drzew w środkowej części i krzewów po stronie zewnętrznej.¹¹⁰

Osłony przeciwśnieżne projektuje się nie tylko dla ograniczenia akumulacji śniegu na drogach, ale również w celu polepszenia widoczności przez ograniczenie nawiewania śniegu.^{888, 270} Zmniejszenie nawiewania śniegu jest obecnie ważnym

problemem na Hokkaido, gdzie około połowa wypadków mających miejsce zimą związana jest z ograniczeniem widoczności, szczególnie w związku z nawiewaniem śniegu. Drzewa o wysokości kilkukrotnie przewyższającej wysokość sztucznego płotu przeciwsnieżnego, zlokalizowane na nawietrznej w relatywnie bliskiej odległości od drogi są zwykle skuteczne w ograniczaniu nawiewania śniegu na obszar drogi. Widoczność na drodze polepszają również wysokie, jednolite płoty po nawietrznej stronie roślinnej osłony. Jedno z przeprowadzonych zimą badań, gdzie porównano obszary wyposażone w osłony przeciwsnieżne i obszary ich pozbawione wykazało, że czas jazdy przy lekko ograniczonej widoczności (<1 km (0,62 mili) w przypadku jazdy wzdłuż osłon przeciwsnieżnych był krótszy od 5% do 2%.²⁷⁰ Jednak przy gorszych warunkach jazdy, widoczność wynosiła poniżej 300 m (984 stóp) przez 96% czasu w przypadku jazdy na nieosłoniętym terenie i tylko 58% podczas jazdy wzdłuż przydrożnych osłon przeciwsnieżnych. Tak więc osłony przeciwsnieżne znacznie polepszyły widoczność, ograniczając nawiewanie śniegu, powodujące najbardziej niebezpieczne warunki jazdy.

Zakłócenia i hałas powodowane przez ruch pojazdów

Co jest gorsze, przejeżdżająca ciężarówka, która pokrywa nas sadzą i kurzem, czy jadące nocą ciężarówki powodujące nieprzerwany hałas w całej okolicy? W pierwszym przypadku ocieramy oczy i strzepujemy kurz z ubrań, w drugim przypadku każdej nocy nie możemy spać. W pierwszym przypadku mówimy o *sporadycznych zakłóceniach*, rzadkich zajściach wywołujących zwykle negatywną reakcję.^{724, 302, 547} W drugim przypadku mamy do czynienia z *chronicznym* lub *powtarzalnym zakłóceniem*. Rzadkie zakłócenia zaskakują nas. Jeśli są częstsze, przystosowujemy do nich swoje zachowanie i odsuwamy się od drogi, gdy zbliża się ciężarówka. Jeśli zakłócenie powtarza się często lub występuje w sposób ciągły, by dobrze spać możemy przenieść się dalej od głośnej autostrady. W innym wypadku, możemy *przywyknąć* (przyzwyczaić się) do hałasu tak, że przestaje on nam przeszkadzać. Możemy wtedy mocno spać tuż przy autostradzie, może nawet śnić lub chrząkać tak jakbyśmy byli w stanie zagłuszyć przejeżdżające nocą ciężarówki.

Gatunki należące do kręgowców – ssaki, ptaki, gady i płazy – są pod wieloma względami do nas podobne. Nie zaskakuje więc, że dzikie zwierzęta w wielu przypadkach reagują na zakłócenia podobnie jak my.¹⁰⁵ Zwierzęta uczą się, dostosowują swoje zachowanie, unikają określonych miejsc oraz przyzwyczajają się i na

przestrzeni pokoleń adaptują się do zakłóceń.

Przepływ energii odbywa się przez powietrze wraz z przepływem materii w formie pyłu, aerozoli i gazów. Trzy rodzaje energii: ciepło, światło i dźwięk, mogą powodować drobne jak i poważne zakłócenia. *Energia cieplna* generowana przez pojazdy może oddziaływać na środowisko w minimalnym stopniu, choć jest to słabo zbadane zagadnienie. Natomiast ciepło z powierzchni dróg wywołuje liczne oddziaływania na zwierzęta jak również rośliny na drogach oraz w ich pobliżu. W chłodnych okresach ciepło powierzchni drogi może przyciągać gady i inne zwierzęta. Niestety, częstą tego konsekwencją są drogi usiane rozjechanymi węzami i żółtami. Ciepło emitowane przez drogi wysusza też rośliny porastające pobocze i może docierać do przyległych lasów, zaburzając przeżywalność siewek oraz zbiorowiska roślinne.

Zwierzęta reagują również na oślepiające światła przejeżdżających pojazdów. Jesteśmy świadkami emisji *energii świetlnej* patrząc nocą na przednie lub tylne reflektory samochodu lub zbliżający się znak stop widoczny w dziennym świetle. Energia świetlna przemieszcza się błyskawicznie w powietrzu, niezależnie od prędkości wiatru. Zawieszane w powietrzu cząstki lub aerozole, takie jak śnieg lub mgła, ograniczają rozprzestrzenianie się światła, a więc i widoczność. Choć oświetlenie poboczy może oddziaływać na żaby prowadzące nocny tryb życia,¹¹⁹ niewiele wiadomo na temat środowiskowych oddziaływań reflektorów samochodowych. Można się jednak spodziewać, że zakłócenia świetlne, jako bodźce wywołujące prostą reakcję na widok pojazdu lub pojazdów, wpływają istotnie na dzikie zwierzęta.⁵⁴⁷

Dźwięk i hałas, które oddziałują w szczególności na zwierzęta, zostały omówione w następnym podrozdziale. Kolejny poświęcony jest reakcjom zwierząt na ruchliwe oraz słabo uczęszczane drogi. Na zakończenie opisano kilka kluczowych czynników wpływających na hałas, a więc istotnych w działaniach na rzecz jego ograniczania.

Hałas a zwierzęta

Hałas rozpatrywany w kontekście ekologii dróg jest przede wszystkim efektem ruchu pojazdów. Jest to problem złożony ze względu na wielość typów, intensywności i czasu trwania dźwięku, sposobów jego pomiaru i modelowania oraz wielość rodzajów reakcji zwierząt na dźwięk.^{767, 533, 105, 534, 405} Jednak kilka kluczowych pojęć może uprościć sprawę. *Hałas* określa się zwykle jako niepożądany

lub drażniący dźwięk, a więc jest to pojęcie oparte raczej na subiektywnej ludzkiej reakcji niż na samej głośności. Ornitolog może uznać, że hałas wywołuje przejeżdżający w oddali pociąg, ale już nie głośniejsze stado wron goniące za jastrzębiem. W odczuciu miłośnika pociągów chrapliwy głos ptaków może być hałaśliwy, podczas gdy przemykający pociąg wydaje przyjemny dźwięk. Ludziom trudno jest odgadnąć, co zwierzę odczuwa jako dźwięk niepożądany, tzn. czym dla zwierzęcia jest hałas. Stąd naukowcy badają środowiskowe prawidłowości lub reakcje korelujące z mierzalnymi poziomami nasilenia dźwięku. Jeśli negatywne (niepożądane) zjawisko w środowisku (np. zdegradowane zgrupowanie gatunkowe zwierząt lub wystąpienie zagrożenia dla populacji) koreluje z niektórymi cechami dźwięku, można go określić jako „hałas”.

Wiele zwierząt odbiera dźwięk i wykorzystuje go dla porozumiewania się, orientacji w przestrzeni, unikania niebezpieczeństw i poszukiwania pożywienia.¹⁰⁵ Hałas wywoływany przez człowieka wpływa jednak na zachowanie zwierząt lub zakłóca ich normalne funkcjonowanie. Może on zaszkodzić zdrowiu zwierząt jak również wpływać na ich reprodukcję, przeżywalność, korzystanie z siedlisk, rozmieszczenie, liczebność lub zestaw genów.¹⁰⁵ Hałas jako zakłócenie może również *niepokoić* zwierzę, wywołując strach lub dyskomfort.

Dźwięki różnią się *wysokością* (częstotliwością), czasem trwania oraz głośnością lub poziomem. Ssaki słyszą w zakresie pasma częstotliwości (skala logarytmiczna) od poniżej 10 herców (Hz) do ponad 150 000 Hz.^{259, 105} Zakres dobrej słyszalności u ptaków jest nieco mniejszy, od 100 Hz do około 10 000 Hz, choć niektóre gatunki odbierają dźwięki o bardzo niskiej częstotliwości.^{259, 506} Gady słyszą jedynie w zakresie między 50 a 2000 Hz, a węże i żółwie mają bardzo słaby słuch. Ogólnie rzecz biorąc, płazy również odbierają dźwięki w mniejszym zakresie częstotliwości, między 100 a 2000 Hz. Oczywiście zakres słyszalnych częstotliwości dla poszczególnych gatunków jest węższy niż zakres dla całej grupy taksonomicznej zwierząt, a zakres słyszalności niektórych gatunków wykracza poza dolną lub górną granicę zakresu ogólnego.

Niektóre zwierzęta, w szczególności ptaki i gady, wyczuwają również drgania wzbudzone w zwierzęciu lub w podłożu przez dźwięki o niskiej częstotliwości.^{839, 105} Odbieranie drgań to ważny sposób wykrywania zbliżającej się ofiary lub drapieżników. Ta metoda detekcji ma prawdopodobnie szczególne znaczenie dla gadów w związku z ich słabym słuchem. Niewiele wiadomo na temat wpływu drgań wywoływanych przez ruch pojazdów na zwierzęta. Jedno z badań wykazało, że wibracje związane z ruchem pojazdów w Wielkiej Brytanii, możliwe że

przenoszonych przez glebę bezpośrednio z samochodów, mogą wzmacniać wycho-
dzenie dżdżownic na powierzchnię gleby.⁹⁰¹ Zaobserwowano wiele drapieżników
takich jak wrony (*Corvus*) żerujących na dżdżownicach. Mała ilość węży w pobliżu
drog⁸⁰¹ może być związana z generowanymi przez ruch pojazdów drganiami. Ruch
powoduje również drgania roślin, co wpływa na ich fizjologię.⁵⁴⁷

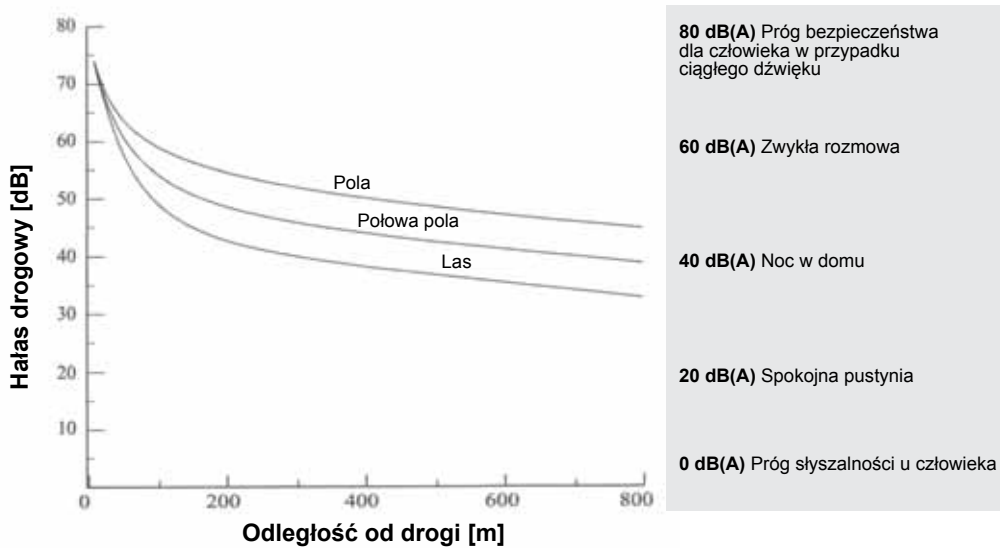
Rozróżnia się następujące główne progi poziomu dźwięku lub *głośności*¹⁰⁵ (ryc.
7.6), mierzonej w decybelach [dB(A)] zwykle jako „stały poziom dźwięku”⁵³³:

- -20 dB(A) to próg słyszalności u nocnego drapieżnika
- 0 dB(A) to próg słyszalności u człowieka
- 20 dB(A) charakteryzuje spokojną pustynię
- 40 dB(A) odpowiada nocy w domu
- 60 dB(A) cechuje zwykłą rozmowę
- 80 dB(A) to próg bezpieczeństwa dla człowieka w przypadku ciągłego dźwięku
- 100 dB(A) to próg powyżej którego zanika odruch Moro
- 120 dB(A) to próg bólu u człowieka

Dla porównania, w jednym z holenderskich badań stwierdzono spadek popu-
lacji ptaków w strefie objętej hałasem od około 70 dB(A) tuż przy autostradach
do około 40 dB(A) w odległości kilkuset metrów od autostrady, poza którą nie
wykryto istotnych oddziaływań na ptaki.^{770,771}

Przyciąganie, tolerowanie oraz awersja to trzy podstawowe reakcje na hałas
wywoływany przez człowieka.¹⁰⁵ Pierwsze dwie powodują zwykle, że zwierzę
przebywa w bliskiej odległości od drogi i pojazdów, co naturalnie dla większości
dzikich zwierząt stanowi niebezpieczne otoczenie. Trzeci typ reakcji, awersja, jest
tu szczególnie ważny. U dzikich zwierząt i ludzi obserwuje się wiele analogicznych
reakcji awersji, choć istnieją pewne różnice. Lista możliwych reakcji jest długa: (1)
rozdrażnienie, (2) utrata słuchu, (3) zaburzenia „porozumiewania się” i snu, (4)
możliwość występowania związanych ze stresem chorób, (5) postrzeganie ludzi jako
drapieżników, (6) liczne zmiany w populacji, (7) zmiany genetyczne na przestrzeni
pokoleń, oraz (8) liczne inne zmiany behawioralne. *Przyzwyczajenie*, czyli proces
przywykania do codziennego powtarzalnego hałasu i aktywności, ma ogromne
znaczenie w odniesieniu do dróg, ruchu pojazdów i dzikich zwierząt.

Reakcja indywidualnego osobnika jak również całej populacji lub zgrupowa-
nia może korelować z długotrwałym oddziaływaniem hałasu, takim jak ten powo-
dowany przez intensywny ruch pojazdów wzdłuż drogi. Może być też związana
z pojedynczym dźwiękiem, takim jak krótki sygnał syreny lub dźwięk zbliżającego



Ryc. 7.6. Hałas wywołany przez ruch pojazdów w lesie oraz na otwartym polu. Na podstawie badań ruchliwej holenderskiej autostrady o natężeniu ruchu 50 000 pojazdów/dobę oraz prędkości 120 km/h (75 mil/h) (R. Reijnen et al. 1995). Główne poziomy głośności zaczerpnięte z: Bowles (1997).

się samochodu terenowego. Stąd w kolejnym podrozdziale skupiono się na reakcjach dzikich zwierząt zarówno w pobliżu ruchliwych jak i mało uczęszczanych dróg.

Dziki zwierzęta, ruchliwe oraz mało uczęszczane drogi

Wiele gatunków dzikich zwierząt trudno spotkać w pobliżu dróg lub nie występują tam wcale, co skutkuje powstaniem *strefy unikania drogi*.³¹⁰ Pomijając przypadki, gdzie warunki siedliskowe, w tym pożywienie i drapieżniki, są mniej sprzyjające w związku z uwarunkowaniami glebowymi oraz mikroklimatycznymi, potencjalne przyczyny powstania strefy unikania obejmują niepokojenie przez bodźce wizualne, zanieczyszczenia emitowane przez pojazdy, przypadki śmierci na drodze oraz wywołany przez pojazdy hałas.^{767,310}

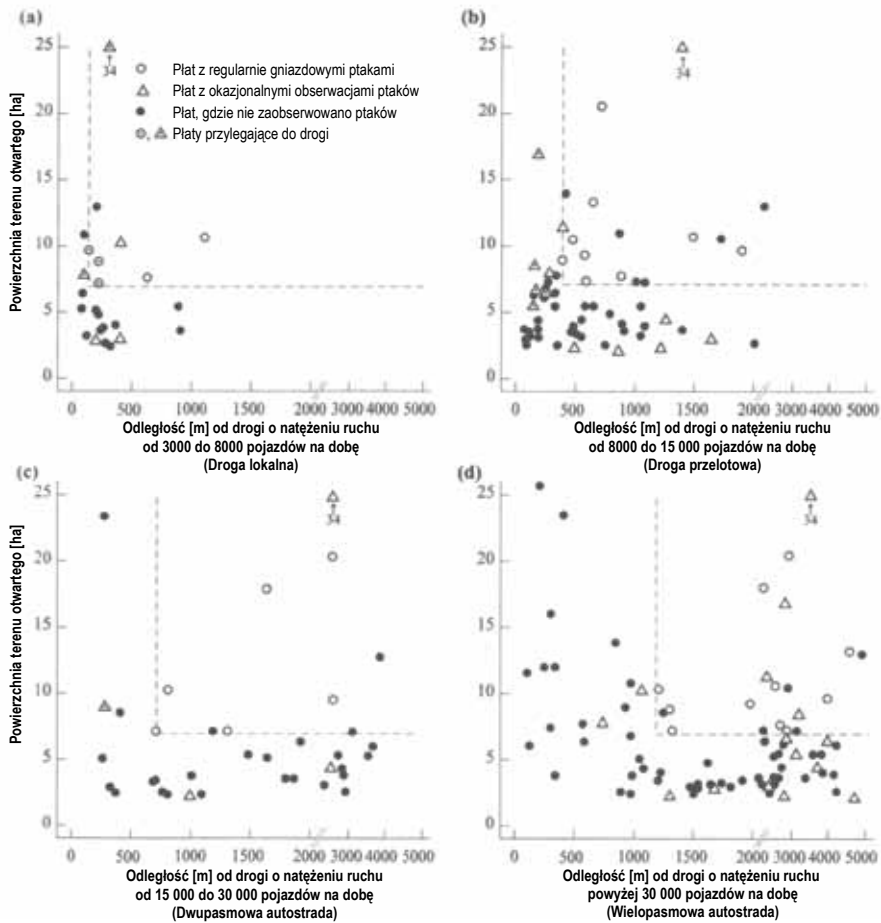
Prawdopodobne przyczyny tego zjawiska są możliwe do wyjaśnienia. Naukowcy badający ptaki śpiewające nie stwierdzili w pobliżu ruchliwych autostrad wpływu niepokojenia bodźcami wizualnymi o zróżnicowanej intensywności

na rozmieszczenie ptaków, gdy natężenie hałasu było stałe.⁷⁷¹ Jednak przy stałej wielkości bodźców wizualnych, badania wykazały korelację rozmieszczenia ptaków z natężeniem hałasu drogowego. Badacze zauważyli, że niepokojenie wizualne i pochodzące z pojazdów zanieczyszczenia odnotowano jedynie w niewielkiej odległości od autostrady, podczas gdy zarówno hałas drogowy jak i spadek zagęszczenia populacji ptaków stwierdzono w znacznie większym oddaleniu. Wypadki z udziałem ptaków, jak również drapieżniki i padlinożercy przemieszczający się wzdłuż dróg, polujący na przebywające w pobliżu dróg zwierzęta i żerujący na padlinie z wypadków, mogą zauważalnie wpływać na zagęszczenie ptaków jedynie w niewielkiej odległości od drogi, stąd więc prawdopodobnie rzadko są przyczyną powstania strefy unikania.⁶⁶⁰

Badania środowiskowych oddziaływań autostrad na ptasie zgrupowania w Holandii wykazały istotną prawidłowość. Zarówno w lasach jak i na obszarach trawiastych (pastwiskach) przylegających do dróg, zagęszczenia populacji około 60% zamieszkujących je gatunków ptaków była mniejsza w pobliżu autostrad.^{770, 771} 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. W lasach liściastych zasięg oddziaływania na ptaki był średni, a najmniejszy stwierdzono w wiecznie zielonych lasach iglastych.

Ograniczenie wielkości wielu lokalnych populacji ptaków śpiewających ma miejsce już przy zadziwiająco niskich natężeniach hałasu.^{767, 770, 771} Natężenie hałasu, przy którym całkowite zagęszczenie populacji wszystkich leśnych gatunków ptaków zaczynało spadać, wynosiło średnio 42 dB(A), w porównaniu ze średnią 48 dB(A) w przypadku ptaków obszarów trawiastych. Najbardziej wrażliwy gatunek leśny (kukułka) wykazywał spadek gęstości populacji przy 35 dB(A), a najbardziej wrażliwy gatunek zamieszkujący obszary trawiaste (rycyk, *Limosa limosa*) reagował przy 43 dB(A). Wymienione wyżej natężenia hałasu oddziałujące na ptaki śpiewające odpowiadają warunkom w typowej czytelnicy w bibliotece lub nocy w domu.

Według holenderskich badań wielkość zasięgu oddziaływania (przy średniej prędkości ruchu wynoszącej 120 km/h lub 75 mil/h) zależała również od natężenia ruchu.^{771, 767} Zasięg oddziaływania wynosił 305 m (0,2 mili) w lesie przylegającym do dróg o natężeniu ruchu 10 000 pojazdów/dobę oraz 810 m (0,5 mili) w lesie przylegającym do autostrad o natężeniu ruchu 50 000 pojazdów/



Ryc. 7.7. Występowanie ptaków w zależności od odległości od dróg o różnym natężeniu ruchu. Dane o regularnym gniazdowaniu względnie obecności ptaków obszarów trawiastych, pochodzące z pięciu lat, dla wszystkich 84 terenów otwartych odpowiednich dla bytowania tych ptaków na podmiejskim obszarze 240 km² (93 mil²) wśród lasów oraz terenów zabudowanych na zachód od Bostonu. Odległość mierzona do środka polany płata siedliska. Wszystkie przypadki regularnego gniazdowania stwierdzono w płatach zlokalizowanych powyżej oraz na prawo od przerywanych linii. Za Forman et al. (2002).

dobę. Na obszarach trawiastych zasięg oddziaływania był jeszcze większy: 365 m (0,2 mili) wzdłuż dróg o natężeniu 10 000 pojazdów/dobę oraz 930 m (0,6 mili) wzdłuż autostrad o natężeniu 50 000 pojazdów/dobę. Ponadto większość gatunków obszarów trawiastych wykazała spadek gęstości rozmieszczenia populacji w pobliżu mniejszych dróg o natężeniu ruchu 5000 pojazdów/dobę lub niższym. Oceniono,

że zasięg oddziaływania w przypadku ptaków leśnych jak i terenów trawiastych stopniowo wzrastał wraz z natężeniem ruchu od 3000 do 140 000 pojazdów/dobę i wraz z prędkością ruchu do 120 km/h.⁷⁶⁷ Opisane oddziaływanie dróg wzrastało w latach, gdy ogólna liczebność ptasich populacji była niska.⁷⁶⁹

Badanie ptaków na otwartych obszarach trawiastych w pobliżu dróg w podmiejskiej okolicy w Massachusetts (USA) potwierdziło i rozszerzyło te wyniki.^{315,322} Przy natężeniu ruchu 30 000 pojazdów/dobę lub większym (ruchliwa autostrada o wielu pasach ruchu, o średniej prędkości ruchu wynoszącej około 80-85 km/h (50-55 mil/h)), zarówno obecność ptaków jak i ich regularne gniazdowanie były istotnie ograniczone w odległości do 1200 m (0,75 mili) od drogi (ryc. 7.7). W strefie unikania nie stwierdzono miejsc regularnego gniazdowania ptaków obszarów trawiastych, a miejsca gdzie odnotowano samą ich obecność w okresie lęgowym były nieliczne. Przy stosunkowo dużym natężeniu ruchu od 15 000 do 30 000 pojazdów/dobę (na dwupasmowej autostradzie), stwierdzono ograniczenie zarówno występowania oraz regularnego gniazdowania ptaków w odległości 700 m (0,4 mili) od drogi. W przypadku umiarkowanego natężenia ruchu od 8000 do 15 000 pojazdów/dobę (droga przelotowa), nie odnotowano zmian występowania ptaków, choć regularne gniazdowanie ograniczone były na przestrzeni 400 m (0,25 mili) od drogi. Natomiast w przypadku stosunkowo małego natężenia ruchu od 3000 do 8000 pojazdów/dobę (droga lokalna) nie zaobserwowano istotnego wpływu na rozmieszczenie ptaków terenów otwartych.

Jeleń jest najrzadziej spotykanym zwierzęciem w pobliżu uczęszczanych dróg w Górach Skalistych, o sugerowanym zasięgu strefy unikania 100-300 m (328-984 stóp) od drogi.^{223,767,844} Strefa unikania w przypadku jelenia wapiti (*Cervus elaphus*) może mieć do kilkuset metrów szerokości,^{797,238,547} w zależności od liczby pojazdów na dobę. Samice reniferów (*Rangifer tarandus*) na Alasce ewidentnie starają się unikać dróg.¹⁰²⁷ We Wschodnim Teksasie odnotowano obniżone zagęszczenia węży do odległości co najmniej 650 m (0,4 mili) od leśnych dróg, a drgania podłoża oraz niebezpieczeństwo rozjechania na drodze mogą być istotnymi czynnikami kształtującymi taki wzorzec.^{105,801} Stwierdzono również istnienie strefy unikania w przypadku kojotów (*Canis latrans*),³⁴⁶ małych ssaków,³⁴⁷ ptaków,^{285,371} i płazów.²⁵⁵ Owe strefy unikania drogi, rozciągające się na przestrzeni setek metrów, charakteryzują się generalnie niższymi zagęszczeniami populacji w porównaniu z obszarami kontrolnymi. Biorąc pod uwagę zagęszczenie dróg oraz całkowitą powierzchnię stref unikania, rozmiar ich oddziaływania na środowisko prawdopodobnie przewyższa oddziaływanie wypadków z udziałem zwierząt czy bezpośredniej utraty siedlisk

(rozdział 2) w obrębie korytarzy drogowych.

Mimo niewielkiej ilości badań na temat oddziaływania natężenia ruchu na środowisko, istniejące dane pozwalają wstępnie zidentyfikować kilka prawidłowości. Zasięg oddziaływania zauważalnie wzrasta wraz z natężeniem ruchu w przypadku wszystkich badanych gatunków i grup zwierząt. Największy zasięg oddziaływania na ptaki zaobserwowano dotychczas w przypadku ptaków terenów trawiastych. Przy czym stosunkowo niskie natężenia ruchu wydają się nie wpływać na ptaki terenów trawiastych, w przeciwieństwie do wielu innych badanych gatunków. Podkreśla to wagę badań dzikich zwierząt w pobliżu słabo uczęszczanych dróg.

W kilku przypadkach stwierdzono spadek zagęszczenia populacji w pobliżu dróg o małym natężeniu ruchu. Ptak terenów trawiastych (górniczek, *Eremophila alpestris*) wykazywał obniżoną gęstość populacji na polach uprawnych w odległości do 200 m (656 stóp) od wiejskich dróg (lub „wiejskich autostrad” o natężeniu ruchu prawdopodobnie od 300 do 3000 pojazdów/dobę) w Illinois, USA.¹⁶² Na dwupasmowej utwardzonej drodze o około 300 do 750 pojazdów/dobę, śmiertelność młodocianych osobników modrowronki zaroślowej (*Aphelcoma coerulescens*) z terytoriów obejmujących lub przyległych do drogi była wyraźnie wyższa niż na terytoriach oddalonych od drogi.⁶⁶⁰ Obszar oddziaływania na modrowronkę rozciągał się średnio na przestrzeni około 250 m od drogi. Odnotowano, że łosie omijają strefę buforową o szerokości 500 do 1000 m (0,3 do 0,6 mili) wokół dróg użytkowanych na potrzeby wyrębu lasu, o natężeniu ruchu kilku pojazdów (w szczególności ciężarówek) dziennie.^{238,547} Puszczuki plamiste (*Strix occidentalis caurina*) na północno-zachodnim wybrzeżu Pacyfiku w USA, gniazdujące w promieniu około 400 m (0,25 mili) od drogi użytkowanej na potrzeby wyrębu lasu, o możliwym natężeniu ruchu od 5 do 50 pojazdów/dobę wykazywały wyższy poziom hormonów stresu niż puszczyki w większej odległości od drogi.¹⁰⁰⁴

Przy niskim natężeniu ruchu zwierzęta mogą reagować przede wszystkim na hałas wywoływany przez pojedynczy pojazd zbliżający się lub przejeżdżający w pobliżu, a nie na stosunkowo ciągły hałas powodowany przez strumień pojazdów. Tu pojawia się złożone zagadnienie rodzaju reakcji danego osobnika na pojedyncze zakłócenie.^{547,105} Przykładowo, jeleni słysząc zbliżający się skuter śnieżny z odległości 2,5 km (1,5 mili) może usunąć się z jego trasy, podczas gdy słysząc piechura może zejść ze szlaku dopiero, gdy pieszy zbliży się na odległość około 250 m (820 stóp).¹⁰⁵ W obu przypadkach, po ustaniu zakłócenia jeleni może wrócić do miejsca w pobliżu trasy, z którego się wycofał. Zwierzę w obliczu zbliżającego się lub przejeżdżającego obok pojazdu może również pozostać w miejscu zgodnie

z przyzwyczajeniem, „zastygnąć” w bezruchu ze strachu, lub dla „wyższej” potrzeby, takiej jak ochrona jaj lub młodych. Osobnicze reakcje na ruch różnego rodzaju pojazdów pozostają ważnym, niezbadanym obszarem wiedzy.

Wybrane kluczowe czynniki warunkujące hałas

W przeciwieństwie do cząstek zawieszonych w powietrzu, dźwięk jest błyskawicznie przenoszony przez nieruchome powietrze. Ponadto, podczas gdy cząstki przenoszone przez wiatr pokonują milę w ciągu kilku minut, dźwięk pokonuje tę odległość w jedyne 5 sekund. Dźwięk przemieszcza się również w kierunku przeciwnym do wiatru, lecz więcej energii przenoszone jest z wiatrem niż odwrotnie. Trajektoria, po której rozchodzi się dźwięk, jest zwykle prosta, przy czym dźwięk podobnie jak wiatr może się zakrzywiać. Kierunek dźwięku zmienia się również przez odbicie od powierzchni, takich jak betonowe ściany, nasypy drogowe i zwarta roślinność iglasta. Odbicie dźwięku jest silniejsze w przypadku obiektów o niskiej porowatości i gładkiej powierzchni. Porowate obiekty oraz nierówne pofałdowane powierzchnie pochłaniają więcej energii a mniej jej odbijają. Dźwięk, podobnie jak cząstki, przechodzi przez porowate obiekty. W rzeczywistości hałas drogowy dociera relatywnie daleko w głąb roślinności, co oznacza, że dla znacznego ograniczenia hałasu konieczne są szerokie pasy roślinności. Echo uświadamia nam, że pionowe powierzchnie, takie jak ściana skalna lub ekrany dźwiękowe, mogą odbijać dużą część dźwięku z powrotem w kierunku źródła. Skośne zbocza oraz nasypy ziemne odbijają ku górze dużą część hałasu, gdzie ulega on w dużym stopniu rozproszeniu w atmosferze. Przy czym, w szczególności pod nisko zawieszonymi chmurami lub w warunkach wysokiej wilgotności względnej, atmosfera może odbijać znaczną część dźwięku z powrotem ku dołowi. Dlatego obszary znajdujące się poza przydrożnymi nasypami ziemnymi i ekranami dźwiękowymi są niekiedy narażone na hałas.

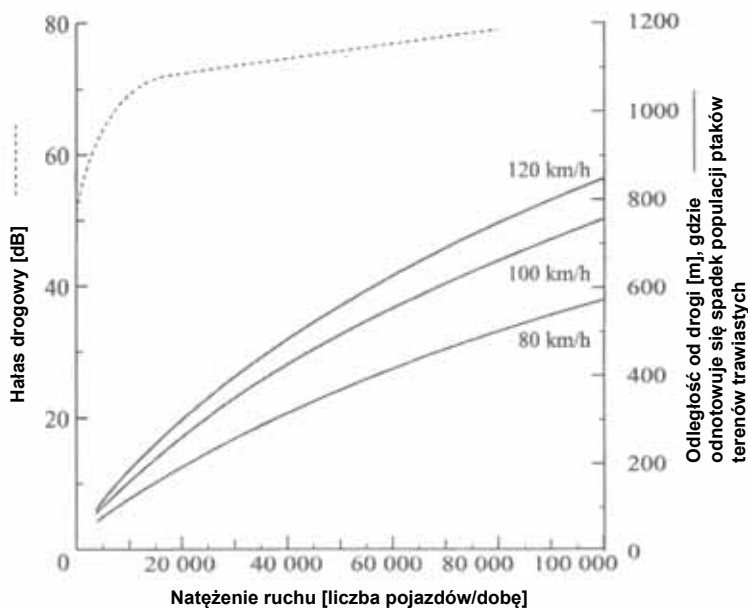
Największy przyrost hałasu zachodzi przy wzroście natężenia ruchu do 1000 pojazdów/dobę, kiedy hałas osiąga poziom ponad 50 dB(A)²⁴¹ (ryc. 7.8). Jednak wzrost natężenia ruchu do około 5000 pojazdów/dobę wiąże się nadal z wysokim wzrostem natężenia hałasu. Przy 10 000 pojazdów/dobę, poziom hałasu osiąga prawie 70 dB(A). Powyżej około 10 000 pojazdów/dobę, hałas wzrasta stopniowo w niemal liniowy sposób. Przykładowo, potrojenie natężenia ruchu z 12 000 do 36 000 pojazdów/dobę powoduje wzrost hałasu jedynie o 2 do 3

dB(A), porównywalny z minimalną wykrywalną przez człowieka zmianą głośności 1 do 2 dB(A).⁵³³ Dziesięciokrotny wzrost natężenia ruchu z 5000 pojazdów/dobę (typowego dla drogi przelotowej lub słabo uczęszczanej dwupasmowej autostrady) do 50 000 pojazdów/dobę (stosunkowo ruchliwa wielopasmowa autostrada) wiąże się ze wzrostem natężenia hałasu o 10 dB(A).

Poziom hałasu spada krzywoliniowo z odległością od drogi. Stąd, w pobliżu wielopasmowej autostrady o natężeniu ruchu 50 000 pojazdów/dobę, natężenie hałasu gwałtownie spada na przestrzeni pierwszych 100 m (328 stóp) od drogi⁷⁷¹ (ryc. 7.6). W większej odległości od drogi natężenie hałasu spada mniej gwałtownie i niemal liniowo. Na terenie otwartym, hałas zmniejsza się z około 75 dB(A) do 45 dB(A) w odległości 800 m (0,5 mili) od autostrady, podczas gdy w lesie natężenie hałasu spada na tym odcinku z 75 dB(A) do 35 dB(A). Na obszarze stanowiącym mieszaną lasów i pól, natężenie hałasu spada w sposób pośredni. W strefie pierwszych 100 m od autostrady różnica natężenia hałasu na terenie otwartym i leśnym jest względnie mała. W odległości przekraczającej 200 m (656 stóp) różnica jest już większa, ale utrzymuje się na relatywnie stałym poziomie wraz z rosnącą odległością od drogi.

Natężenie ruchu i odległość od drogi to główne czynniki warunkujące poziom natężenia hałasu drogowego, dlatego też stanowią podstawę modelowania hałasu przy ocenie potencjalnych oddziaływań autostrad na społeczności, szkoły, szpitale itd.^{264, 533, 534} Niemniej jednak, na hałas drogowy wpływa wiele innych czynników. Mikroklimat został omówiony wcześniej, a standardowe pomiary związane z hałasem drogowym obejmują prędkość i kierunek wiatru, temperaturę i wilgotność względną.⁵³³ Wyższa prędkość ruchu powoduje wzrost natężenia hałasu, przy czym tempo wzrostu spada powyżej prędkości około 100 km/h (62 mil/h)⁷⁶⁷ (ryc. 7.8). Przykładowo, wzdłuż autostrady o natężeniu ruchu 50 000 pojazdów/dobę i średniej prędkości strumienia ruchu wynoszącej 80 km/h (50 mil/h), znaczące oddziaływania na ptaki terenów trawiastych odnotowuje się na obszarach otwartych do odległości około 300 m (0,2 mili) od drogi. Jednakże przewiduje się, że zasięg oddziaływań zwiększy się do 500 m (0,3 mili), gdy prędkość ruchu wzrośnie do 120 km/h (75 mil/h).

Ciężarówki średniej wielkości (sześć lub więcej kół na dwóch osiach) oraz *wielkie ciężarówki* (trzy lub więcej osi) obecne w strumieniu pojazdów również istotnie wpływają na hałas. Przejeżdżająca wielka ciężarówka powoduje hałas większy o około 10 dB(A) niż przejeżdżający samochód osobowy.⁵³³ W USA, gdy odsetek dużych i średniej wielkości ciężarówek na ruchliwej podmiejskiej



Ryc. 7.8. Hałas i zasięg oddziaływania na ptaki w zależności od natężenia i prędkości ruchu. Wzorec zmian hałasu drogowego zaczerpnięto z Ellenberg et al. (1981). Zasięg oddziaływania na ptaki terenów trawiastych przy różnych prędkościach ruchu na podstawie badań holenderskich (M. Reijnen et al. 1995).

autostradzie osiąga od 5 % do 10 %, natężenie hałasu w okolicy jest tak wysokie, że zaczyna przeszkadzać ludziom, przez co mogą pojawić się naciski na ograniczenie propagacji hałasu przez zastosowanie nasypów ziemnych, ekranów dźwiękowych lub innych rozwiązań. Hałas o takim natężeniu może również niepokoić dzikie zwierzęta.

Tekstura powierzchni drogi, jak również nierówności oraz porowatość, mają istotny wpływ na natężenie hałasu.⁵¹² Kierunek, rozmieszczenie oraz głębokość *żłobień* (szczególnie mikrożłobień) powierzchni drogi może mieć szczególne znaczenie dla powstawania hałasu. Nawierzchnie dróg można względnie łatwo kontrolować i przystosowywać. Krótco po zakończeniu holenderskich badań ptaków w pobliżu autostrad,^{294, 770, 771} tamtejsze Ministerstwo Transportu zaczęło stosować „cichszą” nawierzchnię dróg w ramach swojego programu odnawiania nawierzchni autostrad z użyciem materiału z recyklingu (P. Opdam, informacja ustna).

Na natężenie hałasu istotnie wpływają inne uwarunkowania inżynierskie i projektowe. Istnieją różne powierzchnie opon - od cichych do głośnych. Rodzaj

i sposób zaprojektowania silników w pojazdach wpływa na hałas. Tłumiki mogą niemal całkowicie wyciszyć dźwięk lub powodować przysłowiowy jazgot. Aerodynamika przejeżdżającego pojazdu silnie wpływa na natężenie hałasu. Wszystkie te czynniki są podatne na udoskonalenia inżynieryjne mające na celu ograniczenie hałasu.²⁶⁴

Korelacja zagęszczeń dzikich zwierząt z odległością od drogi wyraźnie wskazuje na istnienie strefy unikania drogi a jako przyczynę jej powstania podaje się przede wszystkim hałas drogowy. Najwyraźniej jednak nie przeprowadzono eksperymentów na potwierdzenie tej zależności. Możliwe jest tu zastosowanie wielu podejść, w tym ograniczenie lub zintensyfikowanie natężenia ruchu, zmiana prędkości ruchu, zmniejszenie natężenia hałasu w pobliżu ruchliwych autostrad przez zastosowanie nasypów i innych barier oraz wprowadzenie wspomnianych powyżej zmian inżynieryjnych. Ponadto, na odludnych obszarach można by przeprowadzić eksperymenty na temat hałasu. Rozległe obszary zamieszkałe przez ogromną liczbę ludzi i dzikich zwierząt są obecnie narażone na oddziaływanie podwyższonego natężenia hałasu drogowego³²² i skorzystałyby z istnienia mniej hałaśliwego środowiska.

Oddziaływania atmosferyczne w skali lokalnej, regionalnej oraz globalnej

Pojazdy emitują szeroki wachlarz gazów, aerozoli i cząstek. Niektóre z nich, jak tlenek węgla, rozpadają się w przeciągu sekund, podczas gdy inne, w tym dwutlenek węgla, utrzymują się przez setki lat. Niektóre to zanieczyszczenia szkodliwe dla ludzi, zwierząt i roślin, podczas gdy inne wpływają na kształtowanie się klimatu, oddziałując na naturalne ekosystemy w skali globu.

Drogi i pobocza są również źródłem wielu zawieszonych w powietrzu zanieczyszczeń. Większość spośród nich istnieje w postaci cząstek, takich jak piasek lub glina, choć niektóre, takie jak herbicydy, pojawiają się pod postacią aerozoli. Większość zanieczyszczeń pochodzących z dróg oddziałuje na środowisko w skali lokalnej lub regionalnej.

Rosnąca akumulacja zróżnicowanych domieszek w atmosferze emitowanych w związku z działalnością człowieka wywołuje poważne konsekwencje - od globalnych zmian klimatu po wpływ na ludzkie zdrowie i rolnictwo.⁴²⁸ Oddziaływania atmosferyczne zostały opisane w kilku rozległych raportach i są obecnie przedmiotem intensywnych badań.^{673, 674, 675, 244, 428, 606, 837, 174} Jest to więc szerokie zagadnienie, które zostanie tu przedstawione jedynie pobieżnie, w formie zachęty do analizy

dostępnej, bogatej literatury. Jego omówienie zostało podzielone na cztery części: zanieczyszczenia w skali lokalnej, regionalnej, globalnej oraz globalne zmiany klimatu.

Zanieczyszczenia w skali lokalnej

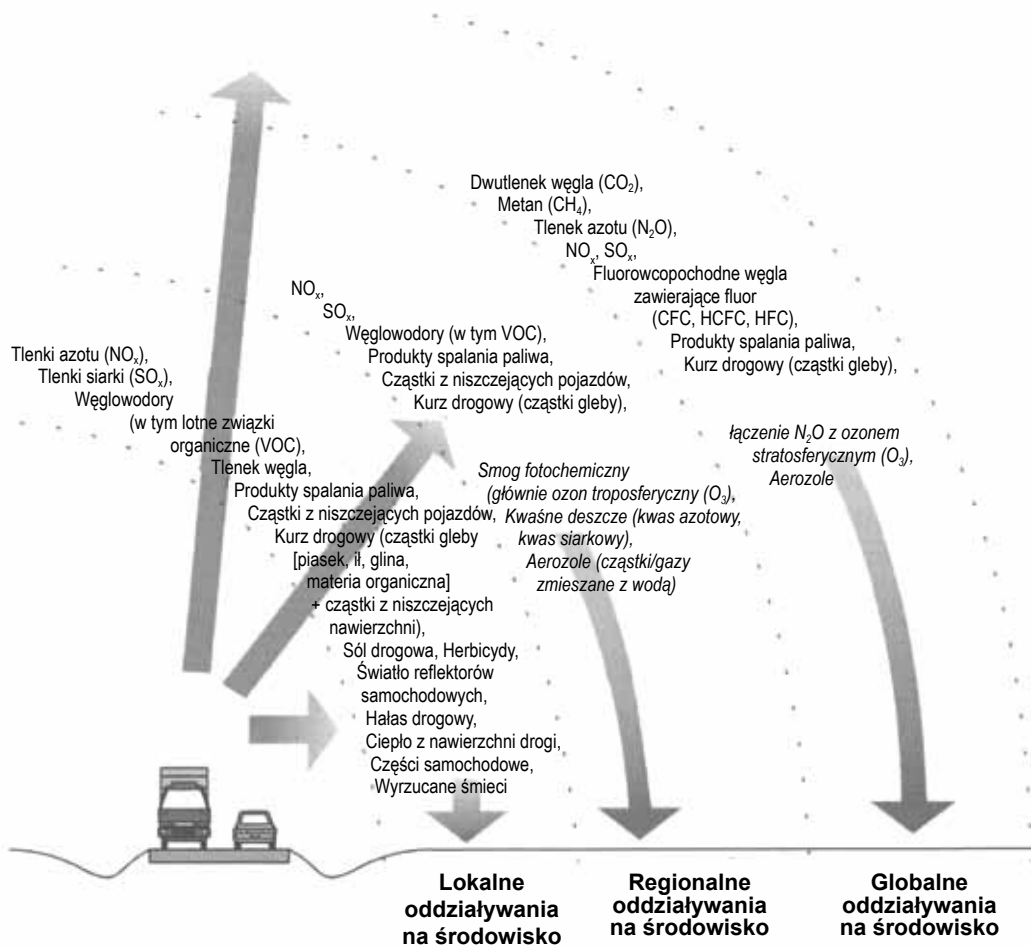
Lokalne zanieczyszczenia, które oddziałują w skali lokalnej na przyległe ekosystemy i najbliższe okolice, są zaskakująco zróżnicowane. Obiekty, takie jak silniki, opony i części nadwozia samochodów plus wyrzucane przez ludzi śmieci, rozproszone są wzdłuż poboczy, gdzie zwykle pozostają i akumulują się. Natomiast czas życia wielu zawieszonych w powietrzu cząstek wywołujących lokalne oddziaływanie wynosi jedynie kilka sekund lub godzin. Zawieszona w powietrzu *cząstka pyłu* (lub po prostu *cząstki*) złożone są z cząstek gleby, piasku, ilu, gliny i materii organicznej pochodzących z poboczy i powierzchni dróg, jak również z niszczącej powierzchni dróg utwardzonych.^{902, 277, 651, 74, 875} (ryc. 7.9). W skali lokalnej rozprzestrzeniają się również cząstki ze spalania paliwa oraz ścierania okładzin hamulców.

W zależności od średnicy, pyły dzielimy na PM-10, PM-2,5 i PM-1 (odpowiednio poniżej 10, 2,5 i 1 mikrona średnicy cząstek). Mniejsze cząstki uważa się za szczególnie niebezpieczne dla ludzkiego zdrowia.⁶⁷⁵ Cząstki pyłu mogą być nośnikiem toksycznych lub rakotwórczych substancji²⁷⁷ i stanowią największe zagrożenie dla zdrowia ludzi przy wysokiej koncentracji w pobliżu źródeł takich jak drogi. W rezultacie, choć przeprowadzono niewiele badań, pyły stanowią prawdopodobnie również zagrożenie dla kręgowców dziko żyjących w pobliżu dróg.

Podczas spalania paliwa w pojazdach powstaje kilka gazów. Są to m.in. tlenek węgla (CO), węglowodory (związki organiczne składające się wyłącznie z węgla i wodoru) oraz tlenki azotu i siarki (NO_x i SO_x).⁶⁷⁴ Oddziaływanie tlenku węgla ma prawdopodobnie najbardziej miejscowy charakter. Przy wysokim stężeniu może on doprowadzić do zacydowania u ludzi i zwierząt, lecz w warunkach cyrkulacji powietrza, CO znika w przeciągu sekund. Inne gazy – NO_x, SO_x oraz węglowodory, w tym VOC (lotne związki organiczne) emitowane wraz z oparami paliwa jak i podczas jego spalania – są również szkodliwe dla ludzkiego zdrowia, stąd też prawdopodobnie oddziałują na kręgowce w pobliżu dróg. Katalizatory montowane w układzie wydechowym ograniczyły ilość dwutlenku siarki i węglowodorów w spalinach.

Emisje NO_x z pojazdów na uczęszczanych autostradach mogą ponadto

oddziaływać na przyległe ekosystemy i zbiorowiska roślinności (ryc. 7.9). Wydaje się, że emisje te powodują wzbogacenie w składniki odżywcze (eutrofizację). Przykładowo, w odległości do 200 m (656 stóp) od ruchliwych autostrad w Wielkiej Brytanii zaobserwowano podwyższone poziomy azotu glebowego.²³ Na obszarach kwaśnych wrzosowisk, wzbogacenie w azot (azotany) było na tyle duże by wywołać zmiany w zbiorowisku roślinnym, przez stworzenie warunków dla gatunków mniej rozpowszechnionych kosztem dominujących na wrzosowiskach rodzimych



Ryc. 7.9. Zanieczyszczenia pochodzące z dróg i pojazdów w skali lokalnej, regionalnej i globalnej. Ostatnie z wymienionych zanieczyszczeń (zapisane kursywą) w skali regionalnej i globalnej powstają w atmosferze.

gatunków roślin. Wysokie stężenia azotu i azotolubne gatunki roślin spotyka się na skraju lasów na obszarach rolniczych.^{240,302, 1010}

Wiele innych zanieczyszczeń związanych z użytkowaniem dróg i pojazdów wywołuje lokalne oddziaływania na środowisko. Herbicydy stosowane dla utrzymania poboczy jak również sól drogowa używana dla usuwania lodu, przenoszone są przez wiatr na przyległe i sąsiadujące obszary. Zawieszone w powietrzu metale ciężkie rozprzestrzeniają się głównie w skali lokalnej, gdzie akumulują się w glebie, roślinach oraz organizmach zwierząt w pobliżu dróg. Dodatkowe lokalne oddziaływania wywołuje hałas drogowy, ciepło powierzchni drogi oraz bodźce wzrokowe wysyłane przez poruszające się pojazdy i ich reflektory, jak opisano we wcześniejszej części rozdziału. W skrócie, zawieszone w powietrzu cząstki, aerozole, gazy oraz energia stanowią jednokierunkowe połączenie między systemem dróg a lokalnymi oddziaływaniami na środowisko okolicznych terenów.⁵⁷³

Zanieczyszczenia w skali regionalnej

Samochody produkują różnorodne cząstki i gazy przenoszone z miejsca ich powstania, które utrzymują się w środowisku od godzin do lat.⁴²⁸ Najbardziej trwałe cząstki docierają do *stratosfery* (górnego warstwy atmosfery), podczas gdy inne gromadzą się w *troposferze* (dolnej warstwie atmosfery), wywołując oddziaływania w skali regionalnej (ryc. 7.10). Cząstki i substancje chemiczne w pyłe z dróg i poboczy są dodatkowym składnikiem tej samochodowej mieszanki (ryc. 7.10). Ponadto, w przenoszonej w powietrzu mieszaninie zachodzą chemiczne oraz fizyczne przemiany, których efektem są kolejne toksyczne substancje. Rodzaje i ilości tych różnorodnych domieszek atmosfery będących efektem ludzkiej działalności w skali regionalnej zostały dość dobrze zbadane, choć i tu istnieją wciąż niezbadane obszary.^{674,428, 174}

Niewiele wiadomo natomiast na temat ekologicznych skutków oddziaływania regionalnych zanieczyszczeń na środowisko, choć oddziaływania te uważa się za powszechne i istotne.⁴⁷ Niektóre szkodzą ludziom, inne roślinom i naturalnym ekosystemom.

Przykładowo, Jezioro Tahoe w Kalifornii (rozdział 6) na przestrzeni ostatniego stulecia zasilone zostało ogromnymi ilościami azotu z atmosfery. Duża część azotu pochodziła z pojazdów. Równie istotnym czynnikiem ograniczającym przejrzystość jeziora jest kurz drogowy. Na skutek erozji poboczy, w mieszaninie piasku i soli używanej zimą do usuwania lodu z powierzchni dróg w dorzeczu

Jeziora Tahoe pojawiają się cząstki gleby. W miarę jak pojazdy jeszcze bardziej rozdrabniają ten materiał, wiatr i przejeżdżające samochody unoszą w powietrze cząstki, zawierające fosfor, żelazo oraz różnorodne zanieczyszczenia. Dopływ tych drobnych cząstek do Jeziora Tahoe zarówno poprzez mokre jak i suche opady zwiększa ilość składników odżywczych w wodach jeziora (patrz ryc. 6.3). Ponadto cząstki te pochłaniają i rozpraszają światło, przyspieszając eutrofizację, jak i obniżając przejrzystość wody. Pomiary wskazują, że średnica większości cząstek wynosi poniżej 5 mikrometrów. Jako że opadają wyjątkowo powoli, drobne cząstki unoszą się w kolumnie wody przez wiele lat, istotnie przyczyniając się do postępującego spadku przejrzystości tego unikatowo czystego subalpejskiego jeziora.³⁶³

Pyły pochodzące z pojazdów stanowią relatywnie małą część całkowitej ilości pyłów w atmosferze. Cząstki pochodzące z samochodów, w tym zawierające azotany i siarczany, powstają głównie przy spalaniu paliwa oraz przy ścieraniu okładzin



Ryc. 7.10. Regionalne zanieczyszczenie powietrza, latarnie uliczne oraz strumienie światel reflektorów ilustrujące powszechne, lecz słabo zbadane czynniki oddziaływań. Autostrady międzystanowe nr 20 i 820, Fort Worth, Teksas. Zdjęcie udostępnione przez U.S. FHWA.

hamulców^{674, 675, 542} (ryc. 7.9). Emitowane cząstki są zwykle bardzo małe – poniżej 1 mikrometra średnicy. Cząstki pyłów PM-1 uważa się często za najgroźniejsze dla ludzkiego zdrowia a prawdopodobnie również dla dzikich zwierząt w skali regionu.

Największy problem stanowią trzy rodzaje lotnych zanieczyszczeń: tlenki azotu, tlenki siarki i węglowodory. Około 1/3 całkowitej ilości NO_x i węglowodórów emitowanych przez człowieka pochodzi ze spalania paliw kopalnych w pojazdach. Samochody są również źródłem SO_x, głównie ze spalania oleju napędowego w pojazdach ciężarowych, przy czym proporcja w stosunku do całkowitej ilości SO_x generowanej przez ogół społeczeństwa jest mniejsza niż w przypadku dwóch pozostałych rodzajów zanieczyszczeń. Spaliny z samochodów o napędzie diesla zawierają szczególnie dużą ilość pyłów i aerozoli akumulujących się w atmosferze.

Azotany i siarczany znajdujące się w atmosferze, pod wpływem wilgoci przekształcają się w kwas azotowy i siarkowy, podstawowe składniki kwaśnych deszczy i depozycji na powierzchni ziemi w skali regionalnej^{826, 38, 47, 551} (ryc. 7.9). Kwaśne deszcze wywołują rozległe szkody w wielu ekosystemach wód śródlądowych, ekosystemach górskich oraz w drzewostanach. Zniszczone lasy, a nawet jeziora, w regionie Los Angeles to powszechnie znany przykład oddziaływania kwaśnych deszczy.

Azotany powodują też zazwyczaj wzbogacenie w azot lub eutrofizację ekosystemów wodnych i lądowych.^{978, 453, 602, 363} Zwiększony dopływ azotu wywołuje często zmiany naturalnych zbiorowisk roślinnych, faworyzując określone rośliny, dla których składniki odżywcze są czynnikiem ograniczającym, a które potem wypierają dominujące dotychczas gatunki. Wydaje się, że znaczny wzrost ilości NO_x powoduje zmiany lub zakłócenia w globalnym obiegu azotu⁹⁷⁹ i może przyspieszać inwazję chwastów wodnych, takich jak wywłócznik kłosowy (*Myriophyllum spicatum*).⁹⁹⁶

Tlenki azotu powodują również trzeci ważny rodzaj oddziaływań w skali regionalnej. Pod wpływem światła słonecznego łączą się z węglowodorami (w tym VOC), będąc przyczyną powstawania *smogu fotochemicznego*. Głównym składnikiem takiego smogu jest ozon, który w niższej warstwie atmosfery może być szkodliwy dla ludzkiego zdrowia.^{673, 675} Ozon wywołuje również szkody w rolnictwie niszcząc plony oraz w leśnictwie niszcząc drzewa^{408, 857, 1045} i bez wątpienia powoduje degradację określonych zbiorowisk roślinnych i naturalnych ekosystemów. Metale ciężkie mogą akumulować się w skali regionu jak również przemieszczać się pomiędzy regionami.

W skrócie, systemy dróg generują różnorodne zanieczyszczenia atmosfery w skali regionalnej. Owa mieszanina zanieczyszczeń powoduje z kolei wysoce zróżnicowane i istotne oddziaływania na naturalne ekosystemy w obrębie regionu.

Zanieczyszczenia w skali globalnej

Globalne oddziaływania systemów dróg w ogromnym stopniu wywoływane są przez substancje gazowe, które utrzymują się w stratosferze przez dekady czy wręcz stulecia.⁶⁷⁴ W niniejszym podrozdziale omówione zostały globalne zmiany klimatu związane z wybranymi gazami. Przedstawiono tu zanieczyszczenia akumulujące się w wyższych warstwach atmosfery i oddziałujące na powierzchnię ziemi (ryc. 7.9).^{428, 606}

Aerozole siarczanów i azotanów w wyższych warstwach atmosfery rozpraszają światło blokując dopływ części promieniowania słonecznego, przez co zdają się w pewien sposób obniżać wzrost temperatury związany z globalnymi zmianami klimatu. Inne aerozole obecne w wyższych warstwach atmosfery pochodzą ze spalania paliw kopalnych ze źródeł niezwiązanych z motoryzacją, ze spalania biomasy roślinnej oraz stanowią pył mineralny z rolnictwa, dróg i innych źródeł. Dwutlenek węgla, metan (CH_4) i tlenek azotu (N_2O) to główne gazy cieplarniane. Tlenek azotu, poza źródłami biologicznymi, może być również produktem ubocznym reakcji zachodzących w katalizatorach układów wydechowych pojazdów.

Tlenek azotu, wywołujący wiele oddziaływań w skali regionalnej, zanika w stratosferze reagując z ozonem. Ozon stratosferyczny pełni funkcję niezbędnego filtra dopływającego promieniowania ultrafioletowego (UV), które wywołuje mutacje, nowotwory skóry, które z kolei mogą doprowadzić do śmierci. Reakcja z N_2O stanowi naturalny mechanizm zanikania (pochłaniania) ozonu. Dlatego też zwiększenie koncentracji N_2O doprowadziło do zanikania warstwy ozonowej w stratosferze. W konsekwencji, w ostatnich latach coraz częściej obserwuje się wysoki poziom promieniowania UV przy powierzchni ziemi, szczególnie na wysokich szerokościach geograficznych półkuli południowej, w związku z dziurą ozonową (część stratosfery o obniżonej ilości O_3).

Szereg fluorowcopochodnych węgla (substancji chemicznych zawierających fluor) – o trudnych do wymówienia nazwach: *chlorofluorowęglowodory*, *hydrochlorofluorowęglowodory* oraz *hydrofluorowęglowodory* (lub w skrócie CFC, HCFC oraz HFC) – ma również niszczący wpływ na warstwę ozonową (ryc. 7.9). Wymienione substancje chemiczne są uwalniane z systemów klimatyzacyjnych, w tym tych przez wiele lat powszechnie stosowanych w samochodach.

Tak więc również w wyższych warstwach otaczającej ziemi atmosfery akumulują się substancje będące wynikiem ludzkiej działalności, niektóre z nich pochodzące bezpośrednio z pojazdów. Przede wszystkim wpływają one na globalne

uwarunkowania, takie jak temperatura, przenikanie światła i ochronna warstwa ozonowa, które oddziałują z kolei na zwierzęta, rośliny i całe ekosystemy. W górnych warstwach atmosfery akumulują się również gazy cieplarniane, jak opisano w kolejnym podrozdziale.

Oddziaływania związane z globalnymi zmianami klimatu

Klimat ziemski podlega obecnie dużym zmianom.^{428, 606, 174} Na przestrzeni XX wieku średnia temperatura na powierzchni ziemi wzrosła o ponad 0,6°C (1 stopień Farenheita), przy 17 z 18 najgorętszych lat zarejestrowanych między 1980 a 2001 rokiem. Poziom powierzchni morza podniósł się od 15 do 20 cm (6 do 8 cali) w związku z dopływem wód z topniejącego lodu i śniegu oraz ze zjawiskiem wzrostu objętości wody w oceanach wraz z ociepleniem. Na przestrzeni wieku roczna wielkość opadów wzrosła o około 10% w strefie umiarkowanych i wysokich szerokości geograficznych. Co ciekawe, najnowsze dane wskazują na pewne ochłodzenie w rejonie Antarktyki, gdzie wiele lodowców nie cofa się.

Podstawową przyczyną tych zmian jest gwałtowny wzrost emisji gazów cieplarnianych produkowanych przez człowieka. Dwutlenek węgla (CO₂) jest głównym gazem cieplarnianym wywołującym zmiany klimatu, obok metanu, tlenku azotu i innych gazów przemysłowych, dodatkowo przyczyniających się do pogłębiania tego zjawiska (ryc. 7.9). Od końca XIX wieku koncentracja CO₂ wzrosła o około 30%, osiągając najwyższy poziom od 420 000 lat.⁵⁹⁵ Obecne tempo wzrostu stężenia CO₂ jest najwyższe od 20 000 lat. Około 1/4 zaobserwowanego wzrostu ma związek ze zmianą użytkowania terenu, przede wszystkim z wylesianiem w strefie tropikalnej, a około 3/4 jest wynikiem spalania paliw kopalnych.¹⁰⁰⁶ *Porozumienie z Kioto* (międzynarodowe porozumienie na rzecz redukcji emisji gazów cieplarnianych) stanowi ważny krok w kierunku kontroli emisji, lecz nie zostało jeszcze ratyfikowane przez wszystkie państwa spalające największe ilości paliw kopalnych [*protokół z Kioto wszedł w życie w 2005 r. po ratyfikowaniu go przez Rosję. - przypisy tłumacza*]

Pojazdy silnikowe są głównym źródłem CO₂, odpowiadając za około 25% całkowitej emisji CO₂ w USA, i nieco mniejszą część światowych emisji. Pojazdy silnikowe bezpośrednio lub pośrednio odpowiadają również za emisje innych gazów, takich jak ozon, N₂O i metan. Drogi i samochody są tak rozpowszechnione w skali globu, że wpływają na ziemski klimat. Przykładowo, w samej tylko Ameryce

Północnej jest ćwierć miliarda pojazdów korzystających z 8 milionów km (5 milionów mil) dróg publicznych. Wiele z tych samochodów wciąż charakteryzuje się relatywnie niską efektywnością spalania paliwa. Na przykład, z typowych silników dwusuwowych do atmosfery lub wody trafia około 20% zmarnowanego paliwa lub oleju, który nie został spalony. Minie wiele lat zanim *technologia ogniw paliwowych* będzie stosowana na znaczącą skalę, a charakteryzujące się wyższą efektywnością silniki hybrydowe pojawią na drogach w stosunkowo małych ilościach.

Niemal wszystkie modele klimatu ziemi przewidują dalszy wzrost temperatury na przestrzeni XXI wieku.^{606, 428} Najbardziej prawdopodobne rodzaje zmian temperatury w tym nadchodzącym okresie to: (1) wyższe temperatury minimalne, (2) mniejsza ilość dni o temperaturach ujemnych, (3) wyższa temperatura maksymalna, (4) rzadsze występowanie okresów (lub fal) chłodu, (5) większa ilość upalnych dni w okresie lata, oraz (6) wzrost indeksu cieplnego.^{235, 428} Najbardziej prawdopodobne zmiany opadów, na podstawie modeli zmian klimatu, to: (1) więcej przypadków intensywnych, wielodniowych opadów, (2) więcej przypadków intensywnych jednodniowych opadów, (3) częstsze występowanie okresów deszczowych, oraz (4) częstsze występowanie warunków zbliżonych do El Niño. Zmiany reżimu opadów spowodują występowanie częstych susz na niektórych obszarach a na innych intensywniejsze powodzie. Tego typu poważne i rozległe zmiany temperatury i opadów dobrze opisuje termin *globalne zmiany klimatu*, które prawdopodobnie zwiększą niedobory wody w niektórych regionach świata.

Takie zmiany temperatury, opadów oraz innych czynników klimatycznych wywołają rozległe zmiany w środowisku. Prawdopodobne oddziaływania to: (1) *ustępowanie wiecznej zmarzliny* („trwale” zamrożonej gleby w rejonie arktycznym) połączone ze zwiększoną emisją metanu, (2) ograniczenie zlodzenia rzek i jezior, (3) podniesienie poziomu mórz, (4) wydłużenie okresu wegetacyjnego w strefie umiarkowanych i wysokich szerokości geograficznych, (5) przesuwanie zasięgów występowania gatunków roślin i zwierząt w kierunku biegunów oraz wraz z wysokością nad poziomem morza, oraz (6) wcześniejsze kwitnienie drzew, pojawianie się owadów i składanie jaj przez ptaki.⁶⁰⁶ Zjawiska te obserwuje się już w wielu środowiskach wodnych jak i lądowych. Zagrożone są również naturalne systemy o ograniczonej zdolności adaptacji.⁶⁰⁶ Są to lodowce, rafy i atole koralowe, namorzyny, lasy borealne i tropikalne, ekosystemy obszarów polarnych i alpejskich, preriowe mokradła i zachowane naturalne obszary stepowe. Liczebność i zasięg niektórych gatunków zwiększy się. Jednak gatunki określane dziś jako narażone będą w większym stopniu zagrożone wyginięciem. Prowadzi to do utraty bioróżnorodności.

Geograficzny zasięg zniszczeń lub strat w środowisku oraz liczba dotkniętych nimi ekosystemów będzie wzrastać wraz ze skalą i tempem zmian klimatu.

Skład gatunkowy roślin na danym obszarze oraz dominujące gatunki będą ulegać zmianom, lecz nie przewiduje się, że ekosystemy jako odrębne jednostki będą się przemieszczać w skali geograficznej.⁶⁰⁶ W przypadku dzikich zwierząt zmieniać będzie się obszar ich występowania, liczebność i zagęszczenie populacji oraz behavior – w bezpośredniej reakcji na zmiany klimatu lub pośrednio w wyniku zmian roślinności.⁹⁵⁷ Strefy występowania ryb słodkowodnych przesuną się w kierunku biegunów, przy rzeczywistym ubytku siedlisk ryb zimnolubnych i zwiększeniu zasięgu siedlisk ryb ciepłolubnych. Może to wpłynąć na populacje ryb łososiowatych, gdyż ciepłolubne drapieżniki, takie jak bas małogębowy (*Micropterus dolomieu*), zajmą wody na wyższych szerokościach geograficznych.⁹⁵⁷ Ponadto, wiele poważnych zmian zajdzie w strefach przybrzeżnych i ekosystemach morskich w związku ze wzrostem poziomu mórz.

Te różnorodne oddziaływania na środowisko są dobrze rozumiane na poziomie pojęciowym, a ich prognozy są wysoce wiarygodne w skali globalnej. Jednak zmiany klimatu zachodzące w skali konkretnego regionu lub okolicy zostały poznane znacznie słabiej, stąd przewidywania na temat ich oddziaływania na środowisko w skali regionalnej są mniej pewne.^{428, 606, 174} Ponadto, opisane wyżej oddziaływania na środowisko stanowią ogólne tendencje opisane na podstawie licznych istniejących badań. Znacznie mniej wiadomo na temat bardziej specyficznych tendencji, na przykład - które gatunki wyginą, jak wyglądać będzie konkretny system rzeczny i jakie będą geograficzne zasięgi występowania, przykładowo, basa (*Micropterus*), pstrąga (*Salmo*) czy niedźwiedzia grizli (*Ursus*).

Inne poważne zmiany na ziemi, takie jak użytkowanie terenu przez człowieka oraz utrata i fragmentacja siedlisk, będą współoddziaływać ze zmianami klimatu i powodować dodatkowe oddziaływania na środowisko.⁶⁰⁶ W istocie, można się spodziewać, że zasięg licznych oddziaływań zmian klimatu na systemy ukształtowane przez człowieka rozciągnie się również na naturalne systemy ekologiczne, powodując w nich zmiany. Powtarzające się w szerszej skali poważne niedobory wody i powodzie mogą w dramatyczny sposób wpływać na ogromne obszary produkcji żywności na świecie.

Oddziaływania te będą się nasilać tak długo, jak wzrastać będzie koncentracja gazów cieplarnianych. Przewiduje się, że o ile nie zajdą poważne zmiany w produkcji i konsumpcji energii i innych materiałów, wielkość emisji CO₂ i innych gazów cieplarnianych będzie rosła. Do roku 2100, wielkość koncentracji gazów

cieplarnianych związanych z działalnością człowieka może stanowić dwu- lub trzykrotność koncentracji z czasów „przedindustrialnych” połowy XIX wieku.⁴²⁸

Podsumowanie

Systemy dróg odgrywają znaczącą rolę w kształtowaniu opisanych oddziaływań na środowisko na poziomie krajobrazowym na cztery różne sposoby. Po pierwsze, powierzchnie dróg i poboczy stanowią istotne źródło pyłu rozproszanego i powiązanych zanieczyszczeń chemicznych (ryc. 7.4). Przykładowo, akumulacja azotowych substancji odżywczych pochodzących ze spalin samochodowych w Jeziorze Tahoe w pobliżu pasma górskiego Sierra Nevada położonego między Kalifornią a Nevadą, osiągnęła na przestrzeni ostatnich 40 lat poziom, który spowodował przekształcenie tego pierwotnie ubogiego w azot jeziora w akwen, gdzie wzrost glonów limitowany jest przez ilość dostępnego fosforu.

Po drugie, proces spalania paliw kopalnych w poruszających się drogami pojazdach to istotne źródło emisji do atmosfery zanieczyszczeń i gazów cieplarnianych. Ogromna flota pojazdów ciężarowych na światowych drogach, spalających olej napędowy powoduje emisję gazów cieplarnianych oraz cząstek siarki i węgla, lub sadzy.

Po trzecie, do emisji gazów cieplarnianych przyczynia się również beton używany do budowy dróg⁸⁶. Produkcja cementu jest źródłem około 3% szacowanej całkowitej emisji CO₂,⁵⁹⁴ choć używa się go nie tylko do budowy dróg i parkingów. Drogi pozostają jednak głównym odbiorcą tego produktu, jak również asfaltu z przerobu ropy naftowej.

Po czwarte, rozbudowa dróg na świecie, a w szczególności w lasach tropikalnych, często prowadzi do wycinki rozległych połaci lasu.^{260, 116, 197, 524} Związane z tym wylesianie, powodujące uwolnienie węgla zmagazynowanego w drzewach, stanowi ważne źródło emisji gazów cieplarnianych. W okresie od 1850 do 1990 roku, w wyniku zmian użytkowania ziemi uwolniono do atmosfery ilość węgla odpowiadającą w przybliżeniu połowie emisji ze spalania paliw kopalnych.⁴²⁹ Większość emisji pochodziła z wycinki i wypalania na potrzeby rolnictwa oraz pozyskiwania drewna, powodujących wylesianie ogromnych terenów w strefie tropikalnej. Budowa dróg w tropikach nieodmiennie prowadzi do stosowania na szeroką skalę praktyki wycinki i wypalania pod uprawy, jako że nowe drogi umożliwiają penetrację lasów przez indywidualnych rolników i międzynarodowe firmy zajmujące się wyrębem lasów.

W rezultacie, systemy dróg bezpośrednio i pośrednio powodują zanieczyszczenia, zakłócenia i zmiany klimatu. Większa liczba dróg i samochodów będzie wzmacniać te negatywne oddziaływania. Zmiana w kierunku czystszych, bardziej wydajnych samochodów pomogłaby jednak złagodzić te oddziaływania. Przyczyniłoby się do tego również zmniejszenie liczby samochodów i pokonywanych przez nie odległości. Ostatecznie, na zmniejszenie oddziaływania dróg i pojazdów na atmosferę wpłynęłoby również ograniczenie gęstości sieci dróg jak również dostępu dróg do rozległych terenów leśnych.

Bibliografia

1. Aanen, P., W. Alberts, G. J. Bekker, H. D. van Bohemen, P. J. M. Melman, J. van der Sluijs, G. Veenbaas, H. J. Verkaar, and C. F. van de Watering. 1991. *Nature Engineering and Civil Engineering Works*. Wageningen, Netherlands: Pudoc.
2. AASHTO. 2001a. *A Policy on Geometric Design of Highways and Streets: 2001a*. Washington, D.C.: American Association of State Highway and Transportation Officials.
3. ----- . 2001b. *Guidelines for Geometric Design of Very Low-Volume Local Roads (ADT 400): 2001*. Washington, D.C.: American Association of State Highway and Transportation Officials.
4. Abbey, E. 1971. *Desert Solitaire: A Season in the Wilderness*. New York: Ballantine Books.
5. Aber, J. D., A. Magill, S. G. McNulty, R. D. Boone, K. J. Nadelhoffer, M. Downs, and R. Hallett. 1995. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water, Air and Soil Pollution* 85:1665-70.
6. Adams, K. M., and H. Hernandez. 1977. Snow and ice roads: Ability to support traffic and effects on vegetation. *Arctic* 30:13-27.
7. Adams, L. W. 1984. Small mammal use of an interstate highway median strip. *Journal of Applied Ecology* 21:175-78.
8. Adams, L. W., and A. D. Geis. 1983. Effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology* 20:403-15.
10. Adams, T. C. 1964. Salt migration to the northwest body of Great Salt Lake, Utah. *Science* 143:1028-30.
11. Ahrens, C. D. 1991. *Meteorology Today: An Introduction to Weather*,

- Climate, and the Environment. St. Paul, Minn.: West Publishing.
12. Alexander, S., and N. Waters. 2000. The effects of highway transportation corridors on wildlife: A case study of Banff National Park. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies* 8:307-20.
 13. Allen, R. E., and D. R. McCullough. 1976. Deer-car accidents in southern Michigan. *Journal of Wildlife Management* 40:317-25.
 14. Althouse, J. 2001. Dust, washboards, and deep stabilization. *Erosion Control Magazine*, March/April, 44-49.
 15. AMBS Consulting. 1997. Fauna Usage of Three Underpasses beneath the F3 Freeway between Sydney and Newcastle. Final Report to New South Wales Roads and Traffic Authority. Sydney, Australia.
 16. American Public Transit Association. 2001. Public Transportation Fact Book. Washington, D.C.: American Public Transit Association.
 17. American Society of Landscape Architects. 1996. Integrating Stormwater into the Urban Fabric. Portland, Ore.: Portland State University.
 18. Amor, R. L., and P L. Stevens. 1976. Spread of weeds from a roadside into schlerophyll forests at Dartmouth, Australia. *Weed Research* 16:111-18.
 19. Anderson, P. G. 1998. Sediment generation from forestry operations and associated effects on aquatic ecosystems. In *Forest-Fish Conference: Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems*, edited by M. K. Brewin and D. M. Monita, 491-508. Ottawa: Canadian Forest Service.
 20. Anderson, R. 1999. Disturbance as a factor in the distribution of sugar the invasion of Norway maple into a modified woodland. *Rhodora* 101:264-73.
 21. Anderson, R., and D. Asquin. 1986. *Culvert Sizing for Stream Crossings: A Handbook of Three Common Methods*. Edmonton, Alberta: Forestry, Land, and Wildlife.
 22. Andrews, A. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review. *Australian Zoologist* 26:130-42.
 23. Angold, P. G. 1997. The impact of road upon adjacent heathland vegetation: Effects on plant species composition. *Journal of Applied Ecology* 34:409-17
 24. Appleyard, D., K. Lynch, and J. R. Myer. 1964. *The View from the Road*. Cambridge: MIT Press.
 25. Apps, C. D. 1999. Space-use, diet, demographics, and topographic associations of lynx in the southern Canadian Rocky Mountains: A study. In *Ecology and Conservation of Lynx in the United States*, edited by L. F. Ruggiero, K. B. Aubry, S. W. Buskirk, G. M. Koehler, C. J. Krebs, K. S.

- McKelvey, and J. R. Squires, 351-72. General Technical Report RMRS-GTR-30WWW. Fort Collins, Colo.:USDA Forest Service.
26. Areendran, G., and M. K. S. Pasha. 2000. Gauer Ecology Project. Dehradun India: Wildlife Institute of India.
 27. Arendt, R. G. 1996. Conservation Design for Subdivisions: A Practical Guide to Creating Open Space Networks. Washington, D.C.: Island Press.
 28. Arnold, C. L., Jr., and C. J. Gibbons. 1996. Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* 62:243-58.
 30. Ashley, E. P., and J. T. Robinson. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 110:404-12.
 31. Ashley, M., and C. Wills. 1987. Analysis of mitochondrial DNA polymorphisms among Channel Island deer mice. *Evolution* 41:854-63.
 32. Auerbach, N. A., M. D. Walker, and D. A. Walker. 1997. Effects of roadside disturbance on substrate and vegetation properties in arctic tundra. *Ecological Applications* 7:218-35.
 33. Bache, D. H., and I. A. MacAskill. 1984. *Vegetation in Civil and Landscape Engineering*. London: Granada.
 34. Backman, L., and L. Folkesson. 1995. The influence of de-icing salt on vegetation, groundwater and soil along highways E20 and 48 in Skaraborg County during 1994. *VTI meddelande Nr 775A*:45.
 35. Bagley, S. 1998. *The Road-Ripper's Guide to Wildland Road Removal*. Missoula, Mont.: Wildlands Center for Preventing Roads.
 36. Bagnold, R. A. 1954. *The Physics of Blown Sand and Desert Dunes*. London: Methuen.
 37. Baker, H. G. 1986. Patterns of plant invasion in North America. In *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*, edited by H. A. Mooney and J. A. Drake, 43-57. New York: Springer-Verlag.
 38. Baker, L. A., A. T. Herlihy, P. R. Kaufmann, and J. M. Eilers. 1991. Acid lakes and streams in the United States: The role of acidic deposition. *Science* 252:1151-54.
 39. Baker, R. H. 1998. Are man-made barriers influencing mammalian speciations? *Journal of Mammalogy* 79:370-71.
 40. Bakowski, C., and M. Kozakiewicz. 1988. The effect of forest road on bank vole and yellow-necked mouse populations. *Acta Theriologica* 33:345-53.

41. Ballon, P. 1985. Premières observations sur l'efficacité des passages à gibier sur l'autoroute A36. In *Routes et faune sauvage*, 311-16. Bagneaux, France: Service d'Etudes Techniques de Routes et Autoroutes.
42. Bangs, E. E., T N. Bailey, and M. F. Portner. 1989. Survival rates of adult female moose on the Kenai Peninsula, Alaska. *Journal of Wildlife Management* 53:557-63.
43. Banks, J. E. 1997. Do imperfect trade-offs affect the extinction debt phenomenon? *Ecology* 78:1597-1601.
44. Bannister, D. 2001. Transport planning. In *Handbook of Transport Systems and Traffic Control*, edited by K. J. Button and D.A. Hensher, 9-20. New York: Pergamon.
45. Barbosa, A. E., and T Hvitved-Jacobsen. 1999. Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *Science and the Total Environment* 235:151-59.
46. Barbour, E. H. 1895. Bird fatality along Nebraska railroads. *Auk* 12:187.
47. Barker, J. R., and D. T. Tingey, eds. 1991. *Air Pollution Effects on Biodiversity*. New York: Van Nostrand Reinhold.
48. Barnett, J. L., R. A. How, and W. F. Humphreys. 1978. The use of habitat components by small mammals in eastern Australia. *Australian Journal of Ecology* 3:277-85.
50. Barret, M. E., R. D. Zuber, E. R. Collins, J. F. Malina, R. J. Charbeneau, and G. H. Ward. 1993. *A Review and Evaluation of Literature Pertaining to the Quantity and Control of Pollution from Highway Runoff and Construction*. Austin: Center for Research in Water Resources, Bureau of Engineering Research, University of Texas.
51. Bartoldus, C. C., and E. W. Garbish. 1994. *Evaluation for Planned Wetlands (EPW): A Procedure for Assessing Wetland Functions and a Guide to Functional Design*. St. Michaels, Md.: Environmental Concern Inc.
52. Bashore, T. L., W. M. Tzilkowski, and E. D. Bellis. 1985. Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49:769-74.
53. Batanouny, K. H. 1979. Vegetation along the Jeddah-Mecca road: Pattern and process as affected by human impact. *Journal of Arid Environments* 2:21-30.
54. Bates, G. H. 1937. The vegetation of wayside and hedgerow. *Journal of Ecology* 25:469-81.

55. Baumgartner, F. M. 1934. Bird mortality on the highways. *Auk* 51:537-38
56. Baur, A., and B. Baur. 1990. Are roads barriers to dispersal in the land snail *Arianta arbustorum*? *Canadian Journal of Zoology* 68:613-17.
57. Bauske, B., and D. Goetz. 1993. Effects of de-icing salts on heavy metal mobility. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 21:38-42.
58. Bayley, P. B. 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience* 45:153-58.
59. Bazzaz, F. A. 1996. *Plants in Changing Environments: Linking Physiological, Population, and Community Ecology*. New York: Cambridge University Press.
60. Beatley, T. 2000. *Green Urbanism: Learning from European Cities*. Washington, D.C.: Island Press.
61. Beier, P., and R. H. Barrett. 1991. *The Cougar in the Santa Ana Mountain Range, California. Final Report*. Berkeley, Calif.: Orange County Co-operative Mountain Lion Study. Department of Forestry and Resource Management.
62. Beier, P., and S. Loe. 1992. A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildlife Society Bulletin* 20:434-40. ;
63. Bekker, H., B. van den Hengel, H. van Bohemen, and H. van der Sluijs. 1995. *Natuur over Wegen (Nature across motorways)*. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
64. Bekker, H. G. J., and K. Canters. 1997. The continuing story of badgers and their tunnels. In *Habitat Fragmentation & Infrastructure*, edited by K. Canters, 344-53. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
65. Bellis, E. D., and H. B. Graves. 1971. Deer mortality on a Pennsylvania interstate highway. *Journal of Wildlife Management* 35:232-37.
66. Bender, D. J., T. A. Contreras, and L. Fahrig. 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79:517-33.
67. Benfenati, E., S. Valzacchi, G. Maniani, L. Airoidi, and R. Farnelli. 1992. PCDD, PCDF, PCB, PAH, cadmium and lead in roadside soil: Relationship between road distance and concentration. *Chemosphere* 24:1077-83.
68. Benfield, F. K, M. D. Raimi, and D. D.T. Chen. 1999. *Once There Were Greenfields*. New York: Natural Resources Defense Council.
70. Benfield, F. K., J. Terris, and N. Vorsangeret. 2041. *Solving Sprawl: Models and Smart Growth in Communities across America*. New York: Natural

- Defense Council.
71. Bennett, A. F. 1988. Roadside vegetation: A habitat for mammals at Narin-gal, southwestern Victoria. *Victorian Naturalist* 105:106-13.
 72. ----- . 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: A review. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*, edited by D. A. Saunders and R. J. Hobbs, 99-117. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
 73. ----- . 1999. *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Con-nectivity in Wildlife Conservation*. Gland, Switzerland and Cambridge, World Conservation Union.
 74. Bennett, S. L. 2000. Dust: Invisible, dangerous, avoidable. *Erosion Control Magazine*, March, 42-50.
 75. Berger, T. R. 1977. *Northern Frontier, Northern Homeland: The Report of the Mackenzie Valley Pipeline Inquiry*, Vols. 1 and 2. Ottawa: Supply and Services Canada.
 76. Bergerud, A.T., R. D. Jakimchuk, and D. R. Carruthers. 1984. The buffalo of the North: Caribou (*Rangifer tarandus*) and human developments. *Arctic* 37:7-22.
 77. Bergin, T. M., L. B. Best, K. E. Freemark, and K. J. Koehler. 2000. Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a midwestern agroeco-system: A multiscale analysis. *Landscape Ecology* 15:131-43.
 78. Beringer, J. J., S. G. Seibert, and M. R. Pelton. 1990. Incidence of road cross-ing by black bears on Pisgah National Forest, North Carolina. *International Conference on Bear Research and Management* 8:85-92.
 79. Bernardino, F. S., Jr., and G. H. Dalrymple. 1992. Seasonal activity and road mortality of the snakes of the Pa-hay-okee wetlands of the Everglades National Park, USA. *Biological Conservation* 72:71-75.
 80. Bertwistle, J. 1999. The effects of reduced speed zones on reducing bighorn sheep and elk collisions with vehicles on the Yellowhead highway in Jasper National Park. In *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, and D. Zeigler, 89-97. FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 81. Beschta, R. L. 1978. Long-term patterns of sediment production following road construction and logging in the Oregon Coast Range. *Water Resources Research* 14:1011-16.
 82. Bevers, M., and C. H. Flather. 1999. Numerically exploring habitat

- fragmentation effects on populations using cell-based coupled map lattices. *Theoretical Population Biology* 55:61-76.
83. Bider, J. R. 1968. Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by a sand transect technique. *Ecological Monographs* 38:274-91.
 84. Bilby, R. E. 1985. Contributions of road surface sediment to a western Washington stream. *Forest Science* 31:827-38.
 85. Bilby, R. E., K. Sullivan, and S. H. Duncan 1979. The generation and fate of road-related sediment in forested watersheds in southwestern Washington. *Forest Science* 35:453-68.
 86. Bilodeau, A., and M. Malhotra. 2000. High-volume fly ash system: Concrete solution for sustainable development. *ACI Mater Journal* 97:41-48.
 87. Binford, M. W., and M. J. Buchenau. 1993. Riparian greenways and water resources. In *Ecology of Greenways: Design and Function of Linear Conservation Areas*, edited by D. S. Smith and P. C. Hellmund, 69-104. Minneapolis: University of Minnesota Press.
 88. Bird, D., D. Varland, and J. Negro. 1996. *Raptors in Human Landscapes: Adaptations to Built and Cultivated Environments*. San Diego, Calif.: Academic Press.
 89. Bishop, S.C., and F. S. Chapin. 1989. Patterns of natural vegetation on abandoned gravel pads in arctic Alaska. *Journal of Applied Ecology* 26:1073-81.
 91. Bisson, P. A., R. E. Bilby, M. D. Bryant, C. A. Dolloff, R. A. House, M. L. Murphy, K. V. Koski, and J. R. Sedell. 1987. Large woody debris in forested streams in the Pacific Northwest: Past, present, and future. In *Streamside Management and Fishery Interactions*, edited by E. O. Salo and T. W. Cundy, 143-90. Seattle: Institute of Forest Resources, University of Washington.
 92. Bissonette, J. A., and M. Hammer. 2000. Effectiveness of earthen return ramps in reducing big game highway mortality in Utah. *UTCFWRU Report Series 2000 no. 1: 1-29*.
 93. Bissonette, J. A., and I. Storch, eds. 2002. *Landscape Theory and Resource Management: Linking Theory to Management*. Washington, D.C.: Island Press.
 94. Blais, J. M., R. L. France, L. E. Kimpe, and R. J. Cornett. 1998. Climatic changes in northwestern Ontario have had a greater effect on erosion and sediment accumulation than logging and fire: Evidence from ²¹⁰Pb

- chronology in lake sediments. *Biogeochemistry* 43:235-52.
95. Bliss, L. C. 1983. Modern human impacts in the Arctic. In *Man's Impact on Vegetation*, edited by W. Holzner, M. Werger, and I. Ikusima, ch. 13. London: Dr. W. Junk Publishers.
 96. ----- . 1995. Industrial development, Arctic. *Encyclopedia of Environmental Biology* 2:277-88.
 97. Bliss, L. C., and E. B. Peterson. 1973. *The Ecological Impact of Northern Petroleum Development*. Fifth International Conference on Arctic Oil and Gas. Le Havre, France: Fondation Française d'Etudes Nordiques.
 98. Blocher, A. 1926. More fatalities. *Oölogist* 43:66-67.
 99. ----- . 1927. A summer's record of the automobile. *Oölogist* 44:96.
 100. ----- . 1936. Fatalities. *Oölogist* 53:19-22.
 101. Blomqvist, G., and E. L. Johansson. 1999. Airborne spreading and deposition of de-icing salt - a case study. *Science and the Total Environment* 235:161-68.
 102. Bonnett, X., N. Guy, and R. Shine. 1999. The dangers of leaving home: Dispersal and mortality in snakes. *Biological Conservation* 89:39-50.
 103. Bormann, F. H., and G. E. Likens. 1979. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. New York: Springer-Verlag.
 104. Bormann, F. H., D. Balmori, and G. T. Geballe. 1993. *Redesigning the American Lawn*. New Haven, Conn.: Yale University Press.
 105. Bowles, A. E. 1997. Responses of wildlife to noise. In *Wildlife and Recreationists: Coexistence through Management and Research*, edited by R. L. Knight and K. J. Gutzwiller, 109-56. Washington, D.C.: Island Press.
 106. Bowling, L. C., and D. P. Lettenmaier. 1997. *Evaluation of the Effects of Forest Roads on Streamflow in Hard and Ware Creeks, Washington*. Water Resources Series Technical Report 155, Department of Civil Engineering. Seattle: University of Washington.
 108. Brandenburg, D. M. 1996. Effects of roads on behavior and survival of black bears in coastal North Carolina. Master's thesis, University of Tennessee, Knoxville.
 109. Brandes, D. 1983. Flora und Vegetation der bahnhoefe Mitteleuropas. *Phytocoenologia* 11:31-115.
 110. Brandle, J. R., D. L. Hintz, and J. W. Sturrock, eds. 1988. *Windbreak Technology*. Amsterdam: Elsevier. Reprinted from *Agriculture, Ecosystems and*

- Environment 22/23 (1988).
111. Braudel, F. 1981. *Civilization and Capitalism 15th-18th Century*. Vol. 1, *The Structures of Everyday Life: The Limits of the Possible*. New York: Harper and Row.
 112. Brett, M. T., and D. C. Mueller-Navarra. 1997. The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic food-web processes. *Freshwater Biology* 38:483-99.
 113. Breuste, J., H. Feldmann, and O. Uhlmann, eds. 1998. *Urban Ecology*. New York: Springer-Verlag.
 114. Brocke, R. H., J. P. O'Pezio, and K. A. Gustafson. 1990. A forest management scheme mitigating impact of road networks on sensitive wildlife species. In *Is Forest Fragmentation a Management Issue in the Northeast?* 13-17. General Technical Report NE-140. Radnor, Pa.: USDA Forest Service.
 115. Brody, A. J., and M. R. Pelton. 1989. Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin* 17:5-10.
 116. Brothers, T. S. 1997. Deforestation in the Dominican Republic: A village-level view. *Environmental Conservation* 24:213-23.
 117. Bryens, O. M. 1931. A recovery and a return from the highway. *Bird-Banding* 2:85-86.
 118. Bubeck, R. C., W. H. Diment, B. L. Deck, A. L. Baldwin, and S. D. Lipton. 1871. Runoff of deicing salt: Effect on Irondequoit Bay, Rochester, New York. *Science* 172:1128-32.
 119. Buchanan, B. W. 1993. Effects of enhanced lighting on the behaviour of nocturnal frogs. *Animal Behaviour* 43:893-99.
 120. Buchanan, J. B. 1987. Seasonality in the occurrence of long-tailed weasel road-kills. *Murrelet* 68:67-68.
 121. Buckler, D., and G. Granato. 1999. *Assessing Biological Effects from Highway-Runoff Constituents*. Northborough, Mass.: U.S. Department of Interior, Geological Survey.
 122. Buell, L. 2001. *Writing for an Endangered World: Literature, Culture, and Environment in the U.S. and Beyond*. Cambridge: Belknap Press of Harvard University Press.
 123. Bugg, R. L., C. S. Brown, and J. H. Anderson. 1997. Restoring native perennial grasses to rural roadsides in the Sacramento Valley of California: Establishment and evaluation. *Restoration Ecology* 5:214-28.
 124. Buhlmann, K. A. 1995. Habitat use, terrestrial movements, and conservation

- of the turtle, *Deirochelys reticularia*, in Virginia. *Journal of Herpetology* 29:173-81.
125. Bunyan, R. 1990. Monitoring Program of Wildlife Mitigation Measures: Trans-Canada Highway Twinning - Phase II. Final Report to Parks Canada, Banff National Park.
 126. Bureau of Transportation Statistics. 1999. National Transportation Statistics 1999. Publication BTS99-04. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
 127. ----- . 2001. National Transportation Statistics 2000. Publication BTS01-01. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
 128. Burel, F., and J. Baudry. 1990. Hedgerow network patterns and processes in France. In *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*, edited by I. S. Zonneveld and R. T. T. Forman, 99-120. New York: Springer-Verlag.
 129. ----- . 1999. *Ecologie du paysage: Concepts, méthodes et applications*. Paris: Editions TEC & DOC.
 130. Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 1998. *Model Selection and Inference: A Practical Information Theoretic Approach*. New York: Springer.
 131. Button, K., P. H. Nijkamp, and H. Priemus, eds. 1998. *Transport Networks in Europe: Concepts, Analysis and Policies*. Cheltenham, U.K.: Edward Elgar.
 132. Byrd, D. S., J.T. Gilmore, and R. H. Lea. 1983. Effect of decreased use of lead in gasoline on the soil of a highway. *Environmental Science and Technology* 17:121-23.
 133. Cale, P., and R. J. Hobbs. 1991. Condition of roadside vegetation in relation to nutrient status. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*, edited by D. A. Saunders and R. J. Hobbs, 353-62. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
 134. Calvo, R., and N. Silvy. 1996. Key deer mortality, U.S. Highway 1 in the Florida Keys. In *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 287-296. Report FL-ER-58-96. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 135. Camby, A., and C. Maizeret. 1985. Perméabilité des routes et autoroutes vis-à-vis des mammifères carnivores: exemple des études menées dans les Landes de Gascogne par radio-poursuite. In *Routes et faune sauvage*, 183-96. Bagnaux, France: Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes.
 136. Cameron, R., D. J. Reed, J. R. Dau, and W. T. Smith. 1992. Redistribution

- of calving caribou in response to oil field development on the arctic slope of Alaska. *Arctic* 45:338-42.
137. Camp, M., and L. B. Best. 1994. Nest density and nesting success of birds in roadsides adjacent to rowcrop fields. *American Midland Naturalist* 131:347-58.
 138. Campbell, C. S., and M. H. Ogden. 1999. *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*. New York: John Wiley.
 139. Canters, K., ed. 1997. *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
 140. Cantwell, M. D., and R.T.T. Forman. 1994. Landscape graphs: Ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* 8:239-55.
 141. Capel, S.W. 1988. Design of windbreaks for wildlife in the Great Plains of North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 22/23:337-47. (Reprinted in J. R. Brandle, D. L. Hintz, and J. W. Sturrock, eds., *Wind-break Technology*, Amsterdam: Elsevier, 1988.)
 142. Carbaugh, B. J., J. P. Vaughan, E. D. Bellis, and H. B. Graves. 1975. Distribution and activity of white-tailed deer along an interstate highway. *Journal of Wildlife Management* 39:570-81.
 143. Carr, L.W., and L. Fahrig. 2001. Impact of road traffic on two amphibian species of different vagility. *Conservation Biology* 15:1071-78.
 144. Carr, L. W., L. Fahrig, and S. E. Pope. 2002. Impacts of landscape transformation by roads. In *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, edited by K. J. Gutzwiller, 225--43. New York: Springer.
 145. Carsignol, J. 1993. *Passages pour la grande faune*. Bagneaux, France: Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes, Centre de la Sécurité et des Techniques Routières.
 146. Carvalho, G., A. C. Barros, P. Moutinho, and D. C. Nepstad. 2001. Sensitive development could protect the Amazon instead of destroying it. *Nature* 409:131.
 147. Case, R. M. 1978. Interstate highway road-killed animals: A data source for biologists. *Wildlife Society Bulletin* 6:8-13.
 148. Caughley, G., and A. R. E. Sinclair. 1994. *Wildlife Ecology and Management*. Cambridge, Mass.: Blackwell Science.
 149. Center for Energy and Environmental Policy. 2000. *Delaware Climate Change Action Plan*. Newark: University of Delaware.

150. Center for Transportation and the Environment. 2002. International Conference on Ecology and Transportation 2001. Proceedings: A Time for Action. North Carolina State University, Raleigh.
151. Center for Watershed Protection. 1998. Rapid Watershed Planning Handbook: A Comprehensive Guide for Managing Urbanizing Watersheds. Ellicott City, Md.: Center for Watershed Protection.
152. Chadwick, D. H., and R. Gehman. 2000. National Geographic Destinations: Yellowstone to Yukon. Washington, D.C.: National Geographic Society.
153. Chapin, F. S., and G. R. Shaver. 1981. Changes in soil properties and vegetation following disturbance of Alaskan arctic tundra. *Journal of Applied Ecology* 18:605-17.
154. Chen, J., J. F. Franklin, and T. A. Spies. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2:387-96.
155. -----1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5:74-86.
156. Chepil, W. S., and N. P. Woodruff. 1963. The physics of wind erosion and its control. *Advances in Agronomy* 15:211-302.
157. Chollar, B. H. 1990. An overview of deicing research in the United States. In *The Environmental Impact of Highway Deicing*, edited by C. R. Goldman and G. J. Malyj, 1-6. Institute of Ecology Publication No. 33. Davis: University of California.
158. Chomitz, K. M., and D. A. Gray. 1996. Roads, land use, and deforestation: A spatial model applied to Belize. *World Bank Economic Review* 10:487-512.
159. Chu, E. W., and J. R. Karr. 2001. Environmental impact, concept and measurement of. *Encyclopedia of Biodiversity* 2:557-77.
160. Clark, C. F., P. G. Smith, G. Neilson, et al. 2000. Chemical characterisation and legal classification of sludges from road sweepings. *Journal of Chart Institute Water E* 14:99-102.
161. Clark, D. R. 1979. Lead concentrations: Bats vs. terrestrial small mammals collected near a major highway. *Environmental Science and Technology* 13:338-40.
162. Clark, W. D., and J. R. Karr. 1979. Effect of highways on red-winged black-bird and horned lark populations. *Wilson Bulletin* 91:143-45.
163. Clarke, G. P., P. C. L. White, and S. Harris. 1998. Effects of roads on badger

- Meles meles populations in south-west England. *Biological Conservation* 86:117-24.
164. Clarke, H. 1930. Birds killed by automobiles. *Bird-Banding* 32:271.
 165. Clevenger, A. P. 1998. Permeability of the Trans-Canada Highway to wildlife in Banff National Park: Importance of crossing structures and factors influencing their effectiveness. In *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 109-119. FL-ER-69-98. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 166. Clevenger, A. P. 2001. Highway Effects of Wildlife. Progress Report 6 prepared for Parks Canada. Banff, Alberta.
 167. Clevenger, A. P., and N. Waltho. 1999. Dry drainage culvert use and design considerations for small- and medium-sized mammal movement across a major transportation corridor. In *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, and D. Zeigler, 263-77. FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 168. ----- . 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14:47-56.
 169. Clevenger, A. P., B. Chruszcz, and K. Gunson. 2001a. Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology* 38:1340-49.
 170. ----- . 2001b. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29:646-53.
 171. Clevenger, A. P., F. J. Purroy, and M. A. Campos. 1997. Habitat assessment of a relict brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain. *Biological Conservation* 80:17-22.
 172. Clevenger, A. P., J. Wierzchowski, B. Chruszcz, and K. Gunson. 2002. GIS-generated expert based models for identifying wildlife habitat linkages and mitigation passage planning. *Conservation Biology* 16:503-14.
 173. Clifford, H.T. 1959. Seed dispersal by motor vehicles. *Journal of Ecology* 47:311-15.
 174. Climate Change Impacts on the United States: The Potential Consequences of Climate Variability and Change. 2001. Report of National Assessment Synthesis Team, U.S. Global Change Research Program. New York: Cambridge University Press.

175. Coghlan, G., and R. Sowa. 1998. National Forest Road System and Use. Washington, D.C.: USDA Forest Service.
176. Coker, J. E. 2000. Optical water quality of Lake Tahoe. Master's thesis, University of California, Davis.
177. Cole, C. A., R. P. Brooks, and D. H. Wardrop. 1998. Building a better wetland - a response to Linda Zug. *Wetland Journal* 10(2): 8-11.
178. Cole, M. A., A. J. Rayner, and J. M. Bates. 1997. The environmental Kuznets curve: An empirical analysis. *Environment and Development Economics* 2:401-16.
179. Coleman, J. S., and J. D. Fraser. 1989. Habitat use and home ranges of Black and Turkey Vultures. *Journal of Wildlife Management* 53:782-92.
180. Comins, H. N., W. D. Hamilton, and R. M. May. 1980. Evolutionary stable dispersal strategies. *Journal of Theoretical Biology* 82:205-30.
181. Conover, M. R. 1997. Monetary and intangible valuation of deer in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 25:298-305.
182. Conover, M. R., W. C. Pitt, K. K. Kessler, T. J. DuBow, and W. A. Sanborn. 1995. Review of human injuries, illnesses, and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 23:407-14.
183. Cordone, A. J., and D. W. Kelly. 1961. The influence of sediment on aquatic life in streams. *California Department of Fish and Game Journal* 47:1047-80.
184. Costa, J. E., and V. R. Baker. 1981. *Surficial Geology: Building with the Earth*. New York: John Wiley.
185. Cowlishaw, G. 1999. Predicting the pattern of decline of African primate diversity: An extinction debt from historical deforestation. *Conservation Biology* 13:1183-93.
186. Craul, P. J. 1992. *Urban Soil in Landscape Design*. New York: John Wiley.
187. Cronin, M. A., S. C. Amstrup, G. M. Durner, L. E. Noel, T. L. McDonald, and W. B. Ballard. 1998. Caribou distribution during the post-calving period in relation to infrastructure in the Prudhoe Bay oil field, Alaska. *Arctic* 51:85-93.
188. Cronon, W. 1991. *Nature's Metropolis: Chicago and the Great West*. New York: Norton.
189. Cruden, D. M., and D. J. Varnes. 1996. Landscape types and processes. In *Landslides: Investigation and Mitigation*, edited by A. N. Turner and R. L. Schuster, 36-75. National Research Council Special Report 247.

- Washington, D.C.: Transportation Research Board.
190. Cummins, K. W. 1992. Invertebrates. In *The River Handbook. I. Hydrological and Ecological Principles*, edited by P. Calow and G. E. Pitts, 234-50. Philadelphia: W. B. Saunders.
 191. Cuperus, R., M. G. G. J. Bakermans, H. A. Udo de Haes, and K. J. Canters. 2001. Ecological compensation in Dutch highway planning. *Environmental Management* 27:75-89.
 192. Cuperus, R., K. J. Canters, and A. A. G. Piepers. 1996. Ecological compensation of the impacts of a road. Preliminary method for the A50 road link (Eindhoven - Oss, Netherlands). *Ecological Engineering* 7:327-49.
 193. Cuperus, R., K. J. Canters, H.A. Udo de Haes, and D. S. Friedman. 1999. Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biological Conservation* 90:41-51.
 194. Curatolo, J.A., and S. M. Murphy. 1986. The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of caribou, *Rangifer tarandus*. *Canadian Field-Naturalist* 100:218-24.
 195. Dale, V. H., S. Brown, R. A. Haeuber, N. T. Hobbs, N. Huntly, R. J. Naiman, W. E. Riebsame, M. G. Turner, and T. J. Valone. 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications* 10:639-70.
 196. Dale, V. H., R. V. O'Neill, M.A. Pedlowski, and F. Southworth. 1993. Causes and effects of land-use change in central Rondonia, Brazil. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 59:997-1005.
 197. Dale, V. H., R. V. O'Neill, F. Southworth, and M. Pedlowski. 1994a. Modeling effects of land management in the Brazilian Amazonian settlement of Rondonia. *Conservation Biology* 8:196-206.
 198. Dale, V. H., S. M. Pearson, H. L. Offerman, and R. V. O'Neill. 1994b. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8:1027-36.
 199. Dale, V. H., and R. A. Haeuber, eds. 2001. *Applying Ecological Principles to Land Management*. New York: Springer-Verlag.
 200. Daly, H. E. 1991. *Steady-State Economics*. Washington, D.C.: Island Press.
 201. D'Antonio, C. 1993. Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent, *Carpobrotus edulis*. *Ecology* 74:83-95.
 202. Dargay, J., and D. Gately. 1997. Vehicle ownership to 2015: Implications for energy use and emissions. *Energy Policy* 25:14-15.

203. Davis, M. B. 1975. Erosion rates and land use history in southern Michigan. *Environmental Conservation* 3:139-48.
204. Davis, S. 2000. Transportation Energy Data Book, Edition 20. Report ORNL6959. Oak Ridge, Tenn.: Center for Transportation Analysis, U.S. Department of Energy, Oak Ridge National Laboratory.
205. Davis, S., L. Truett, and P. Hu. 1999. Fuel Used for Off Road Recreation. Report ORNL/TM-1999/100. Oak Ridge, Tenn.: Oak Ridge National Laboratory.
206. Davis, W. H. 1934. The automobile as a destroyer of wild life. *Science* 79:504-05.
207. Dawson, B. L. 1991. South African road reserves: valuable conservation areas? In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*, edited by D. A. Saunders and R. J. Hobbs, 119-29. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
208. Deakin, E. A. 1990. Jobs, housing, and transportation: Theory and evidence on interactions between land use and transportation. In *Transportation, Urban Form, and the Environment*, 25-39. Washington, D.C.: National Research Council.
209. Dearing, J. A. 1991. Lake sediment records of erosional processes. *Hydrobiologia* 214:99-106.
211. Decker, D. J., K. M. Loconti Lee, and N. A. Connelly. 1990. Incidence and Cost of Deer-related Vehicular Accidents in Tompkins County, New York. Human Dimensions Research Group 89-7. New York: Cornell University.
212. DeFerrari, C. M., and R. J. Naiman. 1994. A multi-scale assessment of the occurrence of exotic plants on the Olympic Peninsula, Washington. *Journal of Vegetation Science* 5:247-58.
213. Delumyea, R., and R. Petal. 1977. Atmospheric Input of Phosphorus to Southern Lake Huron April-October 1975. Washington, D.C.: Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.
214. DeMaynadier, P. G., and M. L. Hunter Jr. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: A review of the North American literature. *Environmental Review* 3:230-61.
215. DeMers, M. N. 1993. Roadside ditches as corridors for range expansion of the western harvester ant (*Pogonomyrmex occidentalis* Cresson). *Landscape Ecology* 8:93-102.
216. Dhindsa, M. S., J. S. Sandhu, P. S. Sandhu, and H. S. Toor. 1988. Roadside

- birds in Punjab (India): Relation to mortality from vehicles. *Environmental Conservation* 15:303-10.
217. Diamond, H. L., and P. F. Noonan. 1996. *Land Use in America*. Washington, D.C.: Island Press.
 218. Diamond, J. 1999. *Guns, Germs, and Steel: The Fates of Human Societies*. New York: Norton.
 219. Dickerson, L. M. 1939. The problem of wildlife destruction by automobile traffic. *Journal of Wildlife Management* 2:104-16.
 220. Diemand, D., R. Alger, and V. Klokov 1996. Snow road enhancement. *Transportation Research Record* 1534:1-4.
 221. Dionne, M., F. T. Short, and D. M. Burdick. 1998. Fish return quickly to restored salt marshes. *Coastlines* 10:35-38.
 222. Doncaster, C. P. 1999. Can badgers affect the use of tunnels by hedgehogs? A review of the literature. *Lutra* 42:59-64.
 223. Dorrance, M. F., P. J. Savage, and D. E. Huff. 1975. Effects of snowmobiles on white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 39:563-69.
 224. Douglas, I. 1969. Man, vegetation and the sediment yield of rivers. *Nature* 215:925-28.
 225. Downes, S. J., A. Handasyde, and M. A. Elgar. 1997. The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forests. *Conservation Biology* 11:718-26.
 226. Dramstad, W., J. D. Olson, and R. T. T. Forman. 1996. *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. Washington, D.C.: Harvard University Graduate School of Design, American Society of Landscape Architects, and Island Press.
 227. Drapper, D., R. Tomlinson, and P. Williams. 2000. Pollutant concentrations in road runoff: Southeast Queensland case study. *Journal of Environmental Engineering* 126:313-20.
 228. Dreyer, W. A. 1935. The question of wildlife destruction by the automobile. *Science* 82:439-40.
 230. Driscoll, E., P. E. Shelley, and E. W. Strecker. 1990. *Pollutant Loadings and Impacts from Highway Stormwater Runoff*. Vols. 1-4. FHWA/RD-88-006-9. Oakland, Calif.: Federal Highway Administration and Woodward-Clyde Consultants.
 231. Dunne, T., and L. B. Leopold. 1978. *Water in Environmental Planning*. San Francisco: W. H. Freeman.

232. Dunning, J. B., B. J. Danielson, and H. R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-75.
233. Dyer, S. J., J. P. O'Neill, S. M. Wasel, and S. Boutin. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* 65:531-42.
234. Eaglin, G. S., and W. A. Hubert. 1993. Effects of logging and roads on substrate and trout in streams of the Medicine Bow National Forest, Wyoming. *North American Journal of Fisheries Management*. 13:844-46.
235. Easterling, W. E., L. O. Mearns, C. J. Hays, and D. Marx. 2001. Comparison of agriculture impacts of climate change calculated from high and low resolution climate change scenarios. Part II. Accounting for adaptation and carbon dioxide direct effects. *Climate Change* 51:173-97.
236. Easterlings, K. 1999. *Organizational Space: Landscapes, Highways, and Houses in America*. Cambridge: MIT Press.
237. Eaton, M. M. 1997. The beauty that requires health. In *Placing Nature: Culture and Landscape Ecology*, edited by J. I. Nassauer, 85-106. Washington, D.C.: Island Press.
238. Edge, W. D., and C. L. Marcum. 1985. Movements of elk in relation to logging disturbances. *Journal of Wildlife Management* 49:926-30.
239. Ehmann, H., and H. G. Cogger. 1985. Australia's endangered herpetofauna: A review of criteria and policies. In *The Biology of Australasian Frogs and Reptiles*, edited by G. Grigg, R. Shine, and H. Ehmann, 435-447. Sydney, Australia: Surrey Beatty and Royal Zoological Society of New South Wales.
240. Ellenberg, H. 1986. *Vegetation Ecology of Central Europe*. 4th ed. Cambridge: Cambridge University Press.
241. Ellenberg, H., K. Muller, and T. Stottele. 1981. Strassen-Okologie: Auswirkungen von Autobahnen und Strasse auf Okosysteme deutscher Landschaften. In *Okologie und Strasse*, 19-122. Bonn, Germany: Broschurenreihe der Deutschen Strassenliga, Ausgabe 3.
242. Environmental Protection Agency. 1993. *Guidance Specifying Management Measures for Sources of Nonpoint Source Pollution in Coastal Waters*. Office of Water, Report 840-B-92-002. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.
243. ----- . 1995. *Controlling Nonpoint Source Runoff Pollution from Roads, Highways, and Bridges*. Report EPA-841-F-95-008a. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.

244. ----- .2001. National Air Quality and Emissions Trend Report 1999. EPA454/R- 01-004. Research Triangle Park, N.C.: U.S. Environmental Protection Agency.
245. Esswein, H., J. Jaeger, H. G. Schwarz-von Raumer, and M. Muller. 2002. Landschaftszerschneidung in Baden-Wurttemberg: Zerschneidungsanalyse zur aktuellen Situation und zur Entwicklung der letzten 70 Jahre mit der effektiven Maschenweite. Nr. 214. Stuttgart, Germany: Akademie fur Technikfolgenabschätzung in Baden-Wurttemberg.
246. Eversham, B. C., and M. G. Telfer. 1994. Conservation value of roadside verges for stenotopic heathland Carabidae: Corridors or refugia? *Biodiversity and Conservation* 3:538-45.
247. Evink, G. L. 1996. Florida Department of Transportation initiatives related to wildlife mortality. In *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 278-86. Publication FL-ER-58-96. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
248. Evink, G. L., P. Garrett, and D. Zeigler, eds. 1999. *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*. Publication FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
250. Evink, G. L., P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, eds. 1996. *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*. Publication FL-ER-58-96. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
251. ----- .1998. *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*. Publication FL-ER-69-98. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
252. Ewel, J. J. 1986. Invasibility: Lessons from South Florida. In *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*, edited by H. A. Mooney and J. A. Drake, 214-30. New York: Springer-Verlag.
253. Fahrig, L. 1991. Simulation models for developing general landscape-level hypotheses of single species dynamics. In *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, edited by M. G. Turner and R. H. Gardner, 417-42. New York: Springer-Verlag.
254. ----- . 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. *Journal of Wildlife Management* 61:603-10.
255. Fahrig, L., J. H. Pedlar, S. E. Pope, P. D. Taylor, and J. F. Wegner. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 74:177-82.

256. Falk, N. W., H. B. Graves, and E. D. Bellis. 1978. Highway right-of-way fences as deer deterrents. *Journal of Wildlife Management* 42:646-50.
257. Farina, A. 2000. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Boston and Dordrecht: Kluwer.
258. Farmer, A. M. 1993. The effects of dust on vegetation: A review. *Environmental Pollution* 79:63-75.
259. Fay, R. R. 1988. *Hearing in Vertebrates: A Psychophysics Databook*. Winnetka, Ill.: Hill-Fay Associates.
260. Fearnside, P., and D. Ferreira. 1984. Roads in Rondonia - highway construction and the farce of unprotected reserves in Brazil's Amazonian forest. *Environmental Conservation* 11:358-60.
261. Fearnside, P. M. 2001. Land-tenure issues as factors in environmental destruction in Brazilian Amazonia: The case of southern Para. *World Development* 29:1361-72.
262. Federal Highway Administration. 1979. *America's Highways 1776-1976: A History of the Federal Aid Program*. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
263. ----- .1990. *Fish Passage through Culverts*. Publication FHWA-FL-90-006. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
264. ----- .1995a. *Highway Traffic Noise Analysis and Abatement Policy and Guidance*. Washington, D.C.: FHWA Office of Environment and Planning.
265. ----- .1995b. *Our Nation's Highways: Selected Facts and Figures*. Publication FHWA-PL-95-028. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
266. ----- .1995c. *Environmental Policy Statement 1994: A Framework to Strengthen the Linkage Between Environmental and Highway Policy*. Publication FHWA-PD-95-006. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
267. ----- .1995d. *Best Management Practices for Erosion and Sediment Control*. Report FHWA-FLP-94-005. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
268. ----- .1996a. *Evaluation and Management of Highway Runoff Water Quality*. Publication FHWA-PD-96-032. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
270. ----- .1996b. *Highway Snowstorm Countermeasure Manual: Snowbreak Forest Book* (translated from the Japanese original). Publication

- FHWA-PL-97-010. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
271. ----- . 1996c. Highway Statistic 1995. Publication FHWA-PL-96-017. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
272. ----- . 1996d. Highway Traffic Noise Barrier Construction Trends. Washington, D.C.: Office of Environment and Planning Noise Team, U.S. Department of Transportation.
273. ----- . 1997a. Highway Statistics Summary to 1995. Publication FHWA-PL-97- 009. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
274. ----- . 1997b. Pavement Recycling Guidelines for State and Local Governments: Participant's Reference Book. Publication FHWA-SA-98-042. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
275. ----- . 1998. TEA-21 Transportation Equity Act for the 21st Century: Key Information. Publication FHWA-PL-98-043. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
276. ----- . 2000a. Our Nation's Highways. Publication FHWA-PL-00-014. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
277. ----- . 2000b. Recycled Materials in European Highway Environments: Uses, Technologies, and Policies. Publication FHWA-PL-00-025. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
278. ----- . 2000c. 1999 Status of the Nation's Highways, Bridges, and Transit: Conditions and Performance. Publication FHWA-PL-00-017. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
279. ----- . 2000d. Critter Crossings: Linking Habitats and Reducing Roadkill. Publication FHWA-EP-00-004. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
280. ----- . 2002. Our Nation's Highways. Publication FHWA-PL-00-014. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
281. Federal Highway Administration and Federal Transit Administration. 1997. Transportation Conformity: A Basic Guide for State and Local Officials. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
282. Feldhammer, G. A., J. E. Gates, D. M. Harman, A. J. Loranger, and K. R. Dixon. 1986. Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer activity. *Journal of Wildlife Management* 50:497-503.
283. Ferguson, B. K. 1994. Stormwater Infiltration. New York: Lewis Publishing.
284. Ferreras, P., J. J. Aldama, J. F. Beltran, and M. Delibes. 1992. Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardini*

- Temminck, 1824. *Biological Conservation* 61:197-202.
285. Ferris, C. R. 1979. Effects of Interstate 95 on breeding birds in northern Maine. *Journal of Wildlife Management* 43:421-27.
 286. Fiedler, P., and P. M. Kareiva, eds. 1998. *Conservation Biology for the Coming Decade*. New York: Chapman and Hall.
 287. Findlay, C. S., and J. Bourdages. 2000. Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. *Conservation Biology* 14:86-94.
 288. Findlay, C. S., and J. Houlahan. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11:1000-1009.
 290. Finnis, R. G. 1960. Road casualties among birds. *Bird Study* 7:21-32.
 291. Fisher, G. L., A. G. H. Locke, and B. C. Northey. 1985. *Stream Crossing Guidelines: Operational Guidelines for Industry*. Edmonton: Alberta Department of Energy and Natural Resources.
 292. Flint, W. P. 1926. The automobile and wild life. *Science* 63:426-27.
 293. Florida Department of Environmental Protection. 1996. *Surface Water Quality Standards: Florida Administrative Code, Chapter 62-302*. Tallahassee: Florida Department of Environmental Protection.
 294. Foppen, R., and R. Reijnen. 1994. The effect of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology* 31:95-101.
 295. Forbes, B. C. 1992. Tundra disturbance studies, I: Long-term effects of vehicles on species richness and biomass. *Environmental Conservation* 19:48-58.
 296. Forbes, B. C., and R. L. Jefferies. 1999. Revegetation of disturbed arctic sites: Constraints and applications. *Biological Conservation* 88:15-24.
 297. Forbes, B. C., J. J. Ebersole, and B. Strandberg. 2001. Anthropogenic disturbance and patch dynamics in circumpolar ecosystems. *Conservation Biology* 15:954-69.
 298. Forcella, F., and S. J. Harvey. 1983a. Eurasian weed infestation in western Montana in relation to vegetation and disturbance. *Madrono* 30:102-09.
 299. Forman, R. T. T. 1979a. The New Jersey Pine Barrens, an ecological mosaic. In *Pine Barrens: Ecosystem and Landscape*, edited by R. T. T. Forman, 569-85. New York: Academic Press.
 300. -----, ed. 1979b. *Pine Barrens: Ecosystem and Landscape*. New York:

- Academic Press. (Reprint, New Brunswick, N.J.: Rutgers University Press, 1998.)
301. ----- . 1989. Landscape ecology plans for managing forests. In Proceedings of the Society of American Foresters 1988 National Convention, 131-36. Bethesda, Md.: Society of American Foresters. (Reprinted 1990 in *Is Forest Fragmentation a Management Issue in the Northeast?*, compiled by R. M. DeGraaf and W H. Healy, 27-32. General Technical Report NE-140. Radnor, Penn.: U.S. Forest Service.)
 302. ----- . 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. New York and Cambridge, England: Cambridge University Press.
 303. ----- . 1998. Road ecology: A solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology* 13(4): iii-v.
 304. ----- . 1999a. Spatial models as an emerging foundation of road system ecology and a handle for transportation planning and policy. In Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation, edited by G. L. Evink, P. Garrett, and D. Zeigler, 118-23. Publication FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 305. ----- . 1999b. Horizontal processes, roads, suburbs, societal objectives, and landscape ecology. In *Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications*, edited by J. M. Klopatek and R. H. Gardner, 35-53. New York: Springer-Verlag.
 306. ----- . 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14:31-35.
 307. ----- . 2002a. Roadsides and vegetation. In Proceedings of the Fourth International Conference on Ecology and Transportation: A Time for Action, 7-8. Raleigh, N.C.: Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University.
 308. ----- . 2002b. The missing catalyst: Design and planning with ecology roots. In *Ecology and Design: Frameworks for Learning*, edited by B. R. Johnson and K. Hill, 85-109. Washington, D.C.: Island Press.
 309. Forman, R. T. T., and L. E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207-31.
 - 310.
 311. Forman, R. T. T, and J. Baudry. 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management* 8:495-510.
 312. Forman, R. T. T., and S. K. Collinge. 1995. The „spatial solution” to

- conserving biodiversity in landscapes and regions. In *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*, edited by R. M. DeGraaf and R. I. Miller, 537-68. New York and London: Chapman Hall.
313. ----- . 1997. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. *Landscape and Urban Planning* 37:129-35.
314. Forman, R.T.T., and R. D. Deblinger. 1998. The ecological road-effect zone for transportation planning, and a Massachusetts highway example. In *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evinck, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 78-96. Publication FL-ER-69-98. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
315. ----- . 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* 14:36-46.
316. Forman, R.T.T., and M. Godron. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31:733-40.
317. ----- . 1986. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley.
318. Forman, R.T.T., and A. M. Hersperger. 1996. Road ecology and road density in different landscapes, with international planning and mitigation solutions. In *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*, edited by G. L. Evinck, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 1-22. Publication FL-ER-58-96. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
319. Forman, R. T. T., and A. D. Mellinger. 1999. Road networks and forest spatial patterns: Comparing cutting-sequence models for forestry and conservation. In *Nature Conservation 5: Nature Conservation in Production Environments: Managing the Matrix*, edited by J. L. Craig, N. Mitchell, and D. A. Saunders, 71-80. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
320. Forman, R.T.T., D. S. Friedman, D. Fitzhenry, J. D. Martin, A. S. Chen, and L. E. Alexander. 1997. Ecological effects of roads: Toward three summary indices and an overview for North America. In *Habitat Fragmentation & Infrastructure*, edited by K. Canters, 40-54. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
321. Forman, R. T. T., A. E. Galli, and C. F. Leck. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land-use implications. *Oecologia* 26:1-8.
322. Forman, R. T. T., B. Reineking, and A. M. Hersperger. 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental*

- Management 29:782-800.
323. Foster, D. R. 1999. Thoreau's Country: Journey through a Transformed Landscape. Cambridge: Harvard University Press.
 324. Foster, M. L., and S. R. Humphrey. 1995. Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23:95-100.
 325. Foufopoulos, J., and A. R. Ives. 1999. Reptile extinctions on land-bridge islands: Life-history attributes and vulnerability to extinction. *American Naturalist* 153:1-25.
 326. Fowle, S. C. 1990. The painted turtle in the Mission Valley of western Montana. Master's thesis, University of Montana, Missoula.
 327. Fox, J., D. M. Truong, A. T. Rambo, N. P. Tuyen, C. T. Cuc, and S. Leisz. 2000. Shifting agriculture: A new paradigm for managing tropical forests. *BioScience* 50:521-28.
 328. France, R. L. 2002a. Factors influencing sediment transport from logging roads near boreal trout lakes (Ontario, Canada). In *Handbook of Water Sensitive Planning and Design*, edited by R. L. France, 635-44. Boca Raton, Fla.: Lewis Publishers.
 330. ----- . 2002b. *Creating Wetlands: Design Principles and Practices for Landscape Architects and Land-Use Planners*. New York: Norton.
 331. Franklin, J. F., and C. T. Dyrness. 1988. *Natural Vegetation of Oregon and Washington*. Corvallis: Oregon State University Press.
 332. Franklin, J. F., and R. T. T. Forman. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1:5-18.
 333. Franklin, W. 1988. Boats, trains, cars and the popular eye. *The North American Review*, March, 15-19.
 334. Fraser, D., and E. R. Thomas. 1982. Moose-vehicle accidents in Ontario: Relation to highway salt. *Wildlife Society Bulletin* 10:261-65.
 335. Freemark, K., D. Bert, and M. A. Villard. 2002. Patch-, Landscape-, and Regional-Scale Effects on Biota. In *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, edited by K. J. Gutzwiller, 58-83. New York: Springer.
 336. Freeze, R. A., and J. A. Cherry. 1979. *Groundwater*. Englewood Cliffs, N J.: Prentice-Hall.
 337. Frenkel, R. E. 1970. *Ruderal Vegetation along Some California Roadsides*. Berkeley: University of California Press.
 338. Freund, P., and G. Martin. 1993. *The Ecology of the Auto*. New York: Black

Rose Books.

339. Friedman, D. S. 1997. Nature as Infrastructure: The National Ecological Network and Wildlife-Crossing Structures in The Netherlands. Report 138. Wageningen, Netherlands: DLO Winand Staring Centre.
340. Fuller, T. 1989. Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs* 105:1-41.
341. Garland, T., Jr., and W. G. Bradley. 1984. Effects of highway on Mojave desert rodent populations. *American Midland Naturalist* 111:47-56.
342. Gaston, K. J., and T. M. Blackburn. 1995. Birds, body-size and the threat of extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B-Biological Sciences* 347:205-12.
343. Geiger, R. 1965. *The Climate near the Ground*. Cambridge: Harvard University Press.
344. Gere, W. M. 1977. South Dakota's harvesting of crops in highway rights-of-way. *Transportation Research Record* 647:25-26.
345. Gerlach, G., and K. Musolf. 2000. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in blank roles. *Conservation Biology* 14:1066-74.
346. Gese, E. M., O. J. Rongstad, and W. R. Mytton. 1989. Changes in coyote movements due to military activity. *Journal of Wildlife Management* 53:334-39.
347. Getz, L. L., F. R. Cole, and D. L. Gates. 1978. Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pennsylvanicus*. *Journal of Mammalogy* 59:208-13.
348. Getz, L. L., L. Verner, and M. Prather. 1977. Lead concentrations in small mammals living near highways. *Environmental Pollution* 13:151-57.
349. Gibbs, J. P. 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology* 13:263-68.
350. Gibeau, M. L. 2000. A conservation biology approach to management of grizzly bears in Banff National Park, Alberta. Ph.D. dissertation, University of Calgary, Alberta.
351. Gibeau, M. L., and S. Herrero. 1998. Roads, rails and grizzly bears in the Bow River Valley, Alberta. In *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 104-08. Publication FL-ER-69-98. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
352. Gibeau, M. L., A. P. Clevenger, S. Herrero, and J. Wierzchowski. 2002. Grizzly bear response to human development and activities in the Bow

- River watershed, Alberta. *Biological Conservation* 103:227-36.
353. Gifford, J. L. 2002. *Flexible Urban Transportation*. Oxford, England: Elsevier.
 354. Gilbert, J., D. L. Danielopol, and J. A. Stanford. 1994. *Groundwater Ecology*. San Diego, Calif.: Academic Press.
 355. Gilbert, J. J., and D. C. Froehlich. 1987. Simulation of the Effect of U. S. Highway 90 on Pearl River Floods of April 1980 and April 1983 near Slidell, Louisiana. U.S.G.S. Water-Resources Investigations Report 85-4286. Baton Rouge, La.: U.S. Geological Survey.
 356. Gilbert, O. L. 1991. *The Ecology of Urban Habitats*. London: Chapman and Hall.
 357. Gilfedder, L., and J. B. Kirkpatrick. 1993. Germinable soil seed and competitive relationships between a rare native species and exotics in a semi-natural pasture in the Midlands, Tasmania. *Biological Conservation* 64:540-51.
 358. Gilliam, R. S., and W. J. Platt. 1999. Effects of long-term fire exclusion on tree species composition and stand structure in an old-growth *Pinus palustris* (longleaf pine) forest. *Plant Ecology* 140:15-26.
 359. Gloyne, C. C., and A. P. Clevenger. 2001. Cougar use of wildlife crossing structures on the Trans-Canada Highway in Banff National Park, Alberta. *Wildlife Biology* 7:117-24.
 360. Gobster, P. H. 1999. An ecological aesthetic for forest landscape management. *Landscape Journal* 18:54-64.
 361. Goff, K. 1999. Fugitive dust. *Erosion Control Magazine*, March, 86-95.
 362. Goldman, C. R. 1960. Molybdenum as a factor limiting primary productivity in Castle Lake, California. *Science* 132:1016-17.
 363. ----- . 2000. Baldi lecture. Four decades of change in two subalpine lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27:7-26.
 364. Goldman, C. R., and G. J. Malyj. 1990. *The Environmental Impact of Highway Deicing*. Institute of Ecology Publication 33. Davis: University of California.
 365. Goldman, C. R., F. Lubnow, and J. Elser. 1990. Environmental effect of calcium magnesium acetate on natural phytoplankton populations in ten Sierra Nevada and Klamath mountain lakes. In *The Environmental Impact of Highway Deicing*, edited by C. R. Goldman and G. J. Malyj, 9-19. Institute of Ecology Publication 33. Davis: University of California.
 366. Goldsmith, C. D., and P. F. Scanlon. 1977. Lead levels in small animals and

- selected invertebrates associated with highways of different traffic densities. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 17:311-16.
367. Goodman, S. W. 1996. Ecosystem management at the Department of Defense. *Ecological Applications* 6:706-7.
368. Goodwin, C. R. 1987. Tidal-Flow, Circulation, and Flushing Changes Caused by Dredge and Fill in Tampa Bay, Florida. U.S.G.S. Water-Supply Paper 2282. Washington, D.C.: U.S. Geological Survey.
370. Gover, A., J. M. Johnson, and L. J. Kuhns. 2001. Roadside Vegetation Management Research Report - Fourteenth Year Report. Report No. PA 00-4620 and 85-08. University Park: Pennsylvania Department of Transportation and Pennsylvania State University.
371. Green, R. E., G. A. Tyler, and C. G. R. Bowden. 2000. Habitat selection, ranging behaviour and diet of the stone curlew (*Burhinus oedicnemus*) in southern England *Journal of Zoology, London* 250:161-83.
372. Greenberg, C. H., S. H. Crownover, and D. R. Gordon. 1997. Roadside soils: A corridor for invasion of xeric scrub by nonindigenous plants. *Natural Areas Journal* 17:99-109.
373. Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee, and K. W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41:540-51.
374. Grover, K. E., and M. J. Thompson. 1986. Factors influencing spring feeding site selection by elk in the Elkhorn Mountains, Montana. *Journal of Wildlife Management* 50:466-70.
375. Grue, C. E., D. J. Hoffman, W. N. Beyer, and L. P. Franson. 1986. Lead concentrations and reproductive success in European starlings *Sturnus vulgaris* nesting within highway roadside verges. *Environmental Pollution (Series A)* 42:157-82.
376. Gucinski, H., M. J. Furniss, R. R. Ziemer, and M. H. Brookes. 2001. Forest Roads: A Synthesis of Scientific Information. General Technical Report PNW-GTR-509. Portland, Ore.: USDA Forest Service.
377. Gunther, K. A., M. J. Biel, and H. L. Robison. 1998. Factors influencing the frequency of road-killed wildlife in Yellowstone National Park. In *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 32-42. Publication FL-ER-69-98. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
378. Gustafson, E. J., and N. Diaz. 2002. Landscape pattern, timber extraction,

- and biological conservation. In *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, edited by K. J. Gutzwiller, 244-65. New York: Springer.
379. Gutzwiller, K. J., ed. 2002. *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. New York: Springer.
 380. Guyot, G., and J. Clobert. 1997. Conservation measures for a population of Hermann's tortoise, *Testudo hermanni*, in southern France bisected by a major highway. *Biological Conservation* 79:251-56.
 381. Hadley, A. H. 1927. Wild life and automobiles. *Bird-Lore* 32:391.
 383. Hansen, A. J., and J. J. Rotella. 2001. Nature reserves and land use: Implications of the „place” principle. In *Applying Ecological Principles to Land Management*, edited by V. H. Dale and R. A. Haeuber, 54-72. New York: Springer.
 384. Hansen, K., and J. Jensen. 1972. The vegetation on roadsides in Denmark: Qualitative and quantitative composition. *Dansk Botanisk Arkiv* 28(2):1-61.
 385. ----- . 1974. Edaphic conditions and plant-soil relationships on roadsides in Denmark. *Dansk Botanisk Arkiv* 28, no. 3: 1-143.
 386. Hanski, I., and M. Kuussaari. 1995. Butterfly metapopulation dynamics. In *Population Dynamics: New Approaches and Synthesis*, edited by N. Capucino and P. W. Price, 149-71. San Diego, Calif.: Academic Press.
 387. Hanski, I., A. Moilanen, and M. Gyllenberg. 1996a. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147:527-41.
 388. Hanski, I., A. Moilanen, T. Pakkala, and M. Kuussaari. 1996b. The quantitative incidence function model and persistence in an endangered butterfly metapopulation. *Conservation Biology* 10:578-90.
 389. Hanski, I., T. Pakkala, M. Kuussaari, and G. Lei. 1995. Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos* 72:21-28.
 391. Harmon, J. M., and J. F. Franklin. 1995. Seed Rain and Seed Bank of Third- and Fifth-Order Streams on the Western Slope of the Cascade Range. Research Paper PNW-RP-480. Portland, Ore.: USDA Forest Service.
 392. Harms, B., and P. Opdam. 1990. Woods as habitat patches for birds: Application in landscape planning in The Netherlands. In *Landscape Change: An Ecological Perspective*, edited by I. S. Zonneveld and R. T. T. Forman, 73-97. New York: Springer-Verlag.
 393. Harper-Lore, B., ed. 1999. *Roadside Use of Native Plants*. Washington, D.C.: U.S. Federal Highway Administration and Island Press.

394. Harrington, J. A. 1991. Survey of landscape use of native vegetation on Midwest highway rights-of-way. *Transportation Research Record* 1326:19-30.
395. ----- . 1994. Roadside landscapes: Prairie species take hold in Midwest rights-of-way. *Restoration and Management Notes* 12:8-15.
396. Harris, L. D. 1984. *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. Chicago: University of Chicago Press.
397. ----- . 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conservation Biology* 2:330-39.
398. Harris, L. D., and K. Atkins. 1991. Faunal movement corridors in Florida. In *Landscape Linkages and Biodiversity*, edited by W. E. Hudson, 117-34. Washington, D.C.: Island Press.
399. Harris, L. D., and J. Scheck. 1991. From implications to applications: The dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*, edited by D. A. Saunders and R. J. Hobbs, 189-220. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
400. Harris, L. D., T. S. Hctor, and S. E. Gergel. 1996. Landscape processes and their significance to biodiversity conservation. In *Population Dynamics in Ecological Space and Time*, edited by O. Rhodes Jr., R. Chesser, and M. Smith, 319-47. Chicago: University of Chicago Press.
401. Harrison, S. 1994. Metapopulations and conservation. In *Large-Scale Ecology and Conservation Biology*, edited by P. J. Edwards, R. M. May, and N. R. Webb, 111-28. London: Blackwell Scientific Publications.
402. Harrison, S., and L. Fahrig. 1995. Landscape pattern and population conservation. In *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*, edited by L. Hansson, L. Fahrig, and G. Merriam, 293-308. London: Chapman and Hall.
403. Haugen, A. O. 1944. Highway mortality of wildlife in southern Michigan. *Journal of Mammalogy* 25:177-84.
404. Hautala, E. L., R. Rekila, J. Tarhanen, and J. Ruuskanen. 1995. Deposition of motor vehicle emissions and winter maintenance along roadside assessed by snow analyses. *Environmental Pollution* 87:45-49.
405. Havlick, D. G. 2002. *No Place Distant*. Washington, D.C.: Island Press.
406. Haxton, T. 2000. Road mortality of snapping turtles, *Chelydra serpentina*, in central Ontario during their nesting period. *Canadian Field-Naturalist*

- 114:106-10.
407. Heath, B. A., J. A. Maughan, A. A. Morrison, I. W. Eastwood, I. B. Drew, and M. Lofkin. 1999. The influence of wooded shelterbelts on the deposition of copper, lead and zinc at Shakerley Mere, Cheshire, England. *Science and the Total Environment* 235:415-17.
 408. Heck, W. W., O. C. Taylor, and D. T. Tingey, eds. 1988. *Assessment of Crop Loss from Air Pollutants*. New York: Elsevier.
 410. Heindl, B., and I. Ullmann. 1991. Roadside vegetation in mediterranean France. *Phytocoenologia* 20:111-43.
 411. Heisler, G. M., and D. R. De Walle. 1988. Effects of windbreak structure on wind flow. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 22/23:41-69. (Reprinted in J. R. Brandle, D. L. Hintz, and J. W. Sturrock, eds., *Windbreak Technology*, Amsterdam: Elsevier, 1988.)
 412. Hels, T., and E. Buchwald. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99:331-40.
 413. Herben, T., H. Rydin, and L. Söderström. 1991. Spore establishment probability and the persistence of the fugitive invading moss, *Orthodontium lineare*: A spatial simulation model. *Oikos* 60:215-21.
 414. Hewitt, D. G., A. Cain, V. Tuovila, D. B. Shindle, and M. E. Tewes. 1998. Impacts of an expanded highway on ocelots and bobcats in southern Texas and their preferences for highway crossings. In *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 126-34. Publication FL-ER-69-98. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 415. Hicks, B. 1996. *A Historic Look at the Federal Government's Involvement in Highway Infrastructure*. Paper No. TP-12799E. Ottawa: Transport Canada.
 416. Higashi, M., and T. P. Burns, eds. 1991. *Theoretical Studies of Ecosystems: The Network Approach*. Cambridge, England: Cambridge University Press.
 417. Hobbs, R. J. 2002. Habitat networks and biological conservation. In *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, edited by K. J. Gutzwiller, 150-170. New York: Springer.
 418. Hodson, N. L., and D. W. Snow. 1965. The road deaths enquiry, 1960-61. *Bird Study* 12:90-99.
 419. Hofstra, G., and R. Hall. 1971. Injury on roadside trees: Leaf injury on pine and white cedar in relation to foliar levels of sodium and chloride. *Canadian*

- Journal of Botany 49:613-22.
420. Hoffman, R. W., C. R. Goldman, S. Paulson, and G. R. Winters. 1981. Aquatic impacts of deicing salts in the central Sierra Nevada mountains, California. *Water Resources Bulletin* 17:280-85.
 421. Hole, F. D., and J. B. Campbell. 1985. *Soil Landscape Analysis*. Totowa, N J.: Rowman and Allanheld.
 422. Holzapfel, C., and W. Schmidt. 1990. Roadside vegetation along transects in the Judean desert. *Israel Journal of Botany* 39:263-70.
 423. Horne, A. J., and C. R. Goldman. 1994. *Limnology*. New York: McGraw-Hill.
 424. Horner, R. R., J. J. Skupien, E. H. Livingstone, and H. E. Shaver. 1994. *Fundamentals of Urban Runoff: Technical and Institutional Issues*. Washington, D.C.: Terrene Institute.
 425. Hornig, D., ed. 1994. *State of the Cape 1994: Progress Toward Preservation*. Boston: Association for the Preservation of Cape Cod.
 426. Horvath, A., and C. Hendrickson. 1999. Comparison of environmental implications of asphalt and steel-reinforced concrete pavements. *Transportation Research Record* 1626:105-13.
 427. Hough, M. 1984. *City Form and Natural Processes: Towards an Urban Vernacular*. New York: Van Nostrand Reinhold.
 428. Houghton, J. T., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C. A. Johnson, eds. 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. New York: Cambridge University Press.
 429. Houghton, R. A. 1999. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990. *Tellus B* 51:298-313.
 430. Hubbard, M. W., B. J. Danielson, and R. A. Schmitz. 2000. Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64:707-12.
 431. Huey, L. M. 1941. Mammalian invasion via the highway. *Journal of Mammalogy* 22:383-85.
 432. Huijser, M. P., and P. J. M. Bergers. 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation* 95:111-16.
 433. Hunt, A., H. J. Dickens, and R. J. Whelan. 1987. Movement of mammals

- through tunnels under railway lines. *Australian Zoologist* 24:89-93.
434. Hunter, M. L. Jr. 1990. *Wildlife, Forests, and Forestry*. Englewood Cliffs, N J.: Prentice Hall.
435. Husakova, J., and M. Guzikowa. 1979. Flora and vegetation of road-side in western part of the Czech Krkonose (Giant Mountains). *Opera Corcontica* 16:87-112.
436. Hutchinson, G. E., and U. Cowgill. 1970. An account of the history and development of the Lago di Monterosi, Latium, Italy. XII. The history of the lake: a synthesis. *Transactions of the American Philosophical Society* 60(4):163-70.
437. Hvitved-Jacobsen, T., N. B. Johansen, and Y. A. Yousef. 1994. Treatment systems for urban and highway runoff in Denmark. *Science and the Total Environment* 146/147:499-506.
438. Hynes, H. B. N. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool: University of Liverpool Press.
439. Imbernon, J. 2000. Deforestation and population pressure in the state of Rondonia, Brazil. *Bois et Forêts de Tropiques* 266:23-33.
440. Inbar, M., and R. T. Mayer. 1999. Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. *Wildlife Society Bulletin* 27:865-72.
441. Ingegnoli, V. 2002. *Landscape Ecology: A Widening Foundation*. New York: Springer-Verlag.
442. Ingersoll, C.A., and M. V. Wilson. 1990. Buried propagules in an old-growth forest and their response to experimental disturbances. *Canadian Journal of Botany* 68:1290-92.
443. Iverson, A. L., and L. R. Iverson. 1999. Spatial and temporal trends of deer harvest and deer-vehicle accidents in Ohio. *Ohio Journal of Science* 99(4):84-94.
444. Iverson, R. M., B. S. Hinckley, and R. M. Webb. 1981. Physical effects of vehicular disturbances on arid landscapes. *Science* 212:915-17.
445. Jackson, S. D. 1996. Underpasses for amphibians. In *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler and J. Berry, 240-44. Publication FL-ER-58-96. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
446. ----- . 1999. Overview of transportation related wildlife problems. In *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and*

- Transportation, edited by G. L. Evink, P. Garrett, and D. Zeigler, 1-4. Publication FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
447. Jackson, S.D., and T. Tynning. 1989. Effectiveness of drift fences and tunnels for moving spotted salamanders *Ambystoma maculatum* under roads. In *Amphibians and Roads*, edited by T. E. S. Langton, 93-100. Shefford, Bedfordshire, England: ACO Polymer Products.
 448. Jacobson, R. B., and K. A. Oberg. 1997. Geomorphic Changes on the Mississippi River Floodplain at Miller City, Illinois, as a Result of the Flood of 1993. U.S.G.S. Circular 1120-J. Washington, D.C.: U.S. Geological Survey.
 450. Jaeger, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15:115-30.
 451. James, A. R. C., and A. K. Stuart-Smith. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management* 64:154-59.
 452. Jassby, A. D., C. R. Goldman, J. E. Reuter, R. C. Richards, and A. C. Heyvaert. 2001. Lake Tahoe: diagnosis and rehabilitation of a large mountain lake. In *The Great Lakes of the World (GLOW): Food-web, Health, and Integrity*, edited by M. Munawar and R. E. Hecky, 431-54. Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers.
 453. Jassby, A. D., J. E. Reuter, R. P. Axler, C. R. Goldman, and S. H. Hackley. 1994. Atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in the annual nutrient load of Lake Tahoe (California-Nevada). *Water Resources Research* 30:2207-16.
 454. Jeffries, D. J., and M. C. French. 1972. Lead concentrations in small mammals trapped on roadside verges and field sites. *Environmental Pollution* 3:147-56.
 455. Jenny, H. 1980. *The Soil Resource: Origin and Behavior*. New York: Springer-Verlag.
 456. Jensen, W F., T. K. Fuller, and W. L. Robinson. 1986. Wolf, *Canis lupus*, distribution on the Ontario-Michigan border near Sault Ste. Marie. *Canadian Field-Naturalist* 100:363-66.
 457. Jimba, K., H. Adhikarey, P. D. Wangdi, L. Sherpa, P. Tshering, and D. Dorji. 1998. *Dakpai-Buli Road: Environmental Impact Assessment Report*. Zhemgang, Bhutan: ISDP.
 458. Johnson, B. R., and K. Hill, eds. 2002. *Ecology and Design: Frameworks for*

- Learning. Washington, D.C.: Island Press.
459. Johnson, L. A. 1981. Revegetation and Selected Terrain Disturbances along the Trans-Alaska Pipeline, 1975-1978. Report 81-12. Hanover, N.H.: Cold Regions Research and Engineering Laboratory.
 460. Johnson, P. R., and C. M. Collins. 1980. Snow Pads for Pipeline Construction in Alaska, 1976. Report 80-17. Hanover, N.H.: Cold Regions Research and Engineering Laboratory.
 461. Jones, J. A. 2000. Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resources Research* 36:2621-42.
 462. Jones, J. A., and G. E. Grant. 1996. Peak flow responses to clearcutting and roads in small and large basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resources Research* 32:959-74.
 463. Jones, J. A., F. J. Swanson, B. C. Wemple, and K. U. Snyder. 2000. Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology* 14:76-85.
 464. Jonsen, I. D., and P. D. Taylor. 2000. Fine-scale movement behaviors of calopterygid damselflies are influenced by landscape structure: An experimental manipulation. *Oikos* 88:553-62.
 465. Joselow, M. M., E. Tobias, R. Koehler, S. Coleman, J. Bogden, and D. Gause. 1978. Manganese pollution in the city environment and its relationship to traffic density. *American Journal of Public Health* 68:557-60.
 466. Joyce, T. L., and S. P. Mahoney. 2001. Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29:281-91.
 467. Judd, J. H. 1976. Lake stratification caused by runoff from street deicing. *Water Research* 4:521-32.
 468. Junk, W. J., P. B. Bayley, and R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106:110-27.
 469. Kameyama, A. 1977. Succession of the slope vegetation of expressways. *Journal of the Japan Institute of Landscape Architects* 41:23-33.
 470. Karr, J. R., and E. W. Chu. 1999. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Washington, D.C.: Island Press.
 471. Karthikeyan, V., S. P. Vijay Kumar, and N. M. Ishwar. 1999. *Western Ghat Habitat Fragmentation Project*. Dehradun, India: Wildlife Institute of

- India.
472. Keeley, B., and M. Tuttle. 1999. Bats in American bridges. In Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation, edited by G. L. Evink, P. Garrett, and D. Zeigler, 167-72. FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 473. Keen, C. L., and B. Lonnerdal. 1986. Manganese toxicity in man and experimental animals. In *Manganese in Metabolism and Enzyme Function*, edited by V. L. Schramm and F. C. Wedler, 35-49. New York: Academic Press.
 474. Keller, V. 1999. The Use of Wildlife Overpasses by Mammals: Results from Infra-Red Video Surveys in Switzerland, Germany, France and The Netherlands. Report to Infra Eco Network Europe (IENE), Fifth IENE Meeting. Budapest, Hungary.
 475. Keller, V., and H. P. Pfister. 1997. Wildlife passages as a means of mitigating effects of habitat fragmentation by roads and railway lines. In *Habitat Fragmentation & Infrastructure*, edited by K. Canters, 70-80. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
 476. Keller, V., H.-G. Bauer, H.-W. Ley, and H. P. Pfister. 1996. Bedeutung von Grünbrücken über Autobahnen für Vögel. *Der Ornithologische Beobachter* 93:249-58.
 477. Keller, V. E. 1991. The effect of disturbance from roads on the distribution of feeding sites of geese (*Anser brachyrhynchus*, *A. anser*), wintering in north-east Scotland. *Ardea* 79:229-32.
 478. Kelley, D. W., and E. A. Nater. 2000. Historical sediment flux from three watersheds into Lake Pepin, Minnesota. *Journal of Environmental Quality* 29:561-68.
 479. Kellman, M. 1974. Preliminary seed budgets for two plant communities in coastal British Columbia. *Journal of Biogeography* 1:123-33.
 480. Kelsey, P. D., and R. G. Hootman. 1992. Deicing salt dispersion and effects on vegetation along highways, case study: Deicing salt deposition on the Morton Arboretum. In *Chemical Deicers and the Environment*, edited by F. M. D'Itri, 253-81. Lewis, Mich: Chelsea.
 481. Kent, R. L. 1993. Determining scenic quality along highways: A cognitive approach. *Landscape and Urban Planning* 27:29-45.
 482. Kerri, K. D., J. A. Racine, and R. B. Howell. 1985. Forecasting pollutant loads from highway runoff. *Transportation Research Record* 1017:39-46.
 483. Kershaw, K. A., and J. H. H. Looney. 1985. Quantitative and Dynamic Plant

- Ecology. London: Edward Arnold.
484. Kertell, K. 2000. Pacific loon. In *The Natural History of an Arctic Oil Field: Development and the Biota*, edited by J. G. Truett and S. R. Johnson, 181-96. San Diego, Calif.: Academic Press.
 485. Kiester, A. R. 1995. Aesthetics of biological diversity. *Human Ecology Review* 3:151-63.
 486. King, R. S., K. T. Nunnery, and C. J. Richardson. 2000. Macroinvertebrate assemblage response to highway crossings in forested wetlands: Implications for biological assessment. *Wetlands Ecology and Management* 8:243-56.
 487. Kivilaan, A., and R. S. Bandurski. 1981. The one-hundred-year period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botany* 68:1290-92.
 488. Kiviniemi, K., and O. Eriksson. 1999. Dispersal, recruitment and site occupancy of grassland plants in fragmented habitats. *Oikos* 86:241-53.
 490. Kjensmo, J. 1997. The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjoen, Norway. *Oecologia* 347:151-58.
 491. Klein, D. R. 1971. Reaction of reindeer to obstructions and disturbance. *Science* 173:393-98.
 492. Kline, N. C., and D. E. Swann. 1998. Quantifying wildlife road mortality in Saguaro National Park. In *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 23-31. Publication FL-ER-69-98. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 493. Klinkhamer, P. G., T. J. de Jong, J. A. J. Metz, and J. VaI. 1987. Life history tactics of annual organisms: The joint effects of dispersal and delayed germination. *Theoretical Population Biology* 32:127-56.
 494. Knaapen, J. P., M. Scheffer, and B. Harms. 1992. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 23:1-16.
 495. Knight, R. L., and K. J. Gutzwiller, eds. 1995. *Wildlife and Recreationists: Coexistence through Management and Research*. Washington, D.C.: Island Press.
 496. Knight, R. L., and J. Y. Kawashima. 1993. Responses of raven and red-tailed hawk populations to linear right-of-ways. *Journal of Wildlife Management* 57:266-70.
 497. Knobloch, W. 1939. Death on the highway. *Journal of Mammalogy* 20:508.
 498. Knutson, M. G., D. J. Leopold, and R. C. Smardon. 1993. Selecting islands

- and shoals for conservation based on biological and aesthetic criteria. *Environmental Management* 17:199-210.
499. Kobringer, N. P. 1984. Sources and Migration of Highway Runoff Pollutants - Executive Summary. Vol. 1. FHWA/RD-84/057. Milwaukee, Wis.: Federal Highway Administration and Rexnord EnviroEnergy Technology Center.
 500. Koehler, G. M., and J. D. Brittell. 1990. Managing spruce-fir habitat for lynx and snowshoe hares. *Journal of Forestry* 88:10-14.
 501. Koelman, M., V. D. Janssen, W. Laak, and H. Ietswaart. 1999. Dispersion of PAH and heavy metals along motorways in The Netherlands: An overview. *Science and the Total Environment* 235:347-49.
 502. Koford, E. J. 1993. Assessment and mitigation for endangered vernal pool invertebrates. In *Conference Proceedings for the 20th Anniversary Conference on Water Management in the 90's*, 839-41. New York: Water Resource Planning and Management of Urban Water Resources, ASCE.
 503. Komura, J., and M. Sakamoto. 1991. Short-term oral administration of several manganese compounds in mice: Physiological and behavioral alterations caused by different forms of manganese. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46:921-28.
 504. Kopecky, K. 1988. Einfluss der Strassen auf die Synanthropisierung der Flora und Vegetation nach Beobachtungen in der Tschechoslowakei. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 23:145-71.
 505. Kozel, R. M., and E. D. Fleharty. 1979. Movement of rodents across roads. *Southwestern Naturalist* 24:239-48.
 506. Kreithen, M. L., and D. B. Quine. 1979. Infrasonic detection by the homing pigeon: A behavioral audiogram. *Journal of Comparative Physiology (Series A)* 129:1-4.
 507. Krieger, A., D. Cobb, and A. Turner, eds. 2001. *Mapping Boston*. Cambridge: MIT Press.
 508. Krummel, J. R., R. H. Gardner, G. Sugihara, R. V. O'Neill, and P. R. Coleman. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos* 48:321-24.
 510. Kruse, J. 1998. Remove it and they will disappear: Why building new roads isn't always the answer. *New England Planning* (June 1998): 1, 4, and 8.
 511. Kucera, T. E., and R. H. Barrett. 1993. The Trailmaster camera system for detecting wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23:110-13.

512. Kuemmel, D. A., R. C. Sonntag, J. Crovetti, Y. Becker, J. R. Jaeckel, and A. Satanovsky. 2000. Noise and Texture on PCC Pavements - Results of a Multi-state Study. Madison: Wisconsin Department of Transportation.
513. Kuennen, T. 1989. New Jersey's I-78 preserves mountain habitat. *Roads and Bridges* (February 1989): 69-73.
514. Kuitunen, M., E. Rossi, and A. Stenroos. 1998. Do highways influence density of land birds? *Environmental Management* 22:297-302.
515. Kusler, J. A., D. E. Willard, and H. C. Hull. 1998. *Wetlands and Watershed Management: Science Applications and Public Policy*. Berne, N. Y.: Association of State Wetland Management.
516. Lal, R., ed. 1994. *Soil Erosion: Research Methods*. Ankeny, Iowa: Soil and Water Conservation Society.
517. La Marche, J. L., and D. P. Lettenmaier. 2001. Effects of forest roads on flood flows in the Deschutes River, Washington. *Earth Surface Processes and Landforms* 26:115-34.
518. Land, D., and M. Lotz. 1996. Wildlife crossing designs and use by Florida panthers and other wildlife in Southwest Florida. In *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*, edited by G. L. Evink, D. Zeigler, P. Garrett, and J. Berry, 323-28. Publication FL-ER-58-96. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
519. Lande, R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. *American Naturalist* 130:624-35.
520. ----- . 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241:1455-60.
521. Lane, D. 1976. The vegetation of roadsides and adjacent farmland of the Mornington Peninsula, Victoria, Australia. *Weed Research* 16:385-89.
522. Langton, T. E. S., ed. 1989. *Amphibians and Roads*. Shefford, Bedfordshire, England: ACO Polymer Products.
523. Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57:205-19.
524. ----- . 2000. Mega-development trends in the Amazon: Implications for global change. *Environmental Monitoring and Assessment* 61:113-22.
525. Laurance, W. F., A. K. M. Albernaz, and C. Da Costa. 2001a. Is deforestation accelerating in the Brazilian Amazon? *Environmental Conservation* 28:305-11.

526. Laurance, W. F., A. K. M. Albernaz, G. Schroth, P. M. Fearnside, S. Bergen, E. M. Venticinque, and C. Da Costa. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29:737-48.
527. Laurance, W. F., M. A. Cochrane, S. Bergen, P. M. Fearnside, P. Delamonica, C. Barber, S. D'Angelo, and T. Fernandes. 2001b. The future of the Brazilian Amazon. *Science* 291:438-39.
528. Laursen, K. 1981. Birds on roadside verges and the effect of mowing on frequency and distribution. *Biological Conservation* 20:59-68.
530. Lausi, D., and P. L. Nimis. 1985. Roadside vegetation in boreal South Yukon and adjacent Alaska. *Phytocoenologia* 13:103-38.
531. Lawson, D. E. 1986. Response of permafrost terrain to disturbance: A synthesis of observations from Northern Alaska, U.S.A. *Arctic and Alpine Research* 18:1-17.
532. Lay, M. G. 1992. *Ways of the World*. New Brunswick, N.J.: Rutgers University Press.
533. Lee, C. S. Y., and G. G. Fleming. 1996. Measurement of Highway-Related Noise. Report FHWA-PD-96-046. Washington, D.C.: Federal Highway Administration, U.S. Department of Transportation.
534. Lee, C. S. Y., G. G. Fleming, and J. Burstein. 1998. FHWA Traffic Noise Model: Look-Up Tables. Report FHWA-PD-98-047. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration.
535. Leeson, B. 1996. Highway conflicts and resolutions in Banff National Park, Alberta. In *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler and J. Berry, 91-96. Report FL-ER-58-96. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
536. Legret, M., and C. Pagotto. 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science and the Total Environment* 235:143-50.
537. Leharne, S., D. Charlesworth, and B. Chowdhry. 1992. A survey of metal levels in street dusts in an inner London neighborhood. *Environment International* 18:263-70.
538. Lehnert, M. E., and J. A. Bissonette. 1997. Effectiveness of highway crosswalk structures at reducing deer-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 25:809-18.
539. Lehnert, M. E., J. A. Bissonette, and J. W. Haefner. 1998. Deer (Cervidae) highway mortality: Using models to tailor mitigative efforts. *Gibier Faune*

- Sauvage, *Game Wildlife* 15 (Hors Série Tome 3): 835-41.
540. Leopold, A. 1933. *Game Management*. New York: Charles Scribner's Sons.
541. ----- . 1949. *A Sand County Almanac and Sketches Here and There*. New York: Oxford University Press.
542. Lerdau, M. T., J. W. Munger, and D. J. Jacob. 2000. The NO₂ conundrum. *Science* 289:2291-93.
543. *Les Bocages: Histoire, Ecologie, Economie*. 1976. Rennes, France: Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, et Université de Rennes.
544. Leslie, M., G. K. Meffe, J. L. Hardesty, and D. L. Adams. 1996. *Conserving Biodiversity on Military Lands: A Handbook for Natural Resources Managers*. Arlington, Va.: The Nature Conservancy.
545. Leung, P. L., and R. M. Harrison. 1999. Roadside and in-vehicle concentrations of monoaromatic hydrocarbons. *Atmosphere and Environment* 33:191-204.
546. Levin, S.A., D. Cohen, and A. Hastings. 1984. Dispersal strategies in patchy environments. *Theoretical Population Biology* 26:165-91.
547. Liddle, M. 1997. *Recreation Ecology: The Ecological Impact of Outdoor Recreation and Ecotourism*. New York and London: Chapman and Hall.
548. Likens, G. E., and F. H. Bormann. 1974. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *BioScience* 24:447-56.
550. Likens, G. E., F. H. Bormann, R. S. Pierce, J. S. Eaton, and N. M. Johnson. 1977. *Biogeochemistry of a Forest Ecosystem*. New York: Springer-Verlag.
551. Likens, G. E., C.T. Driscoll, and D. C. Buso. 1996. Long-term effects of acid rain: Response and recovery of a forest ecosystem. *Science* 272:244-46.
552. Lima, S. L., and P. A. Zollner. 1996. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 11:131-35.
553. Ling, P. 1990. *America and the Automobile: Technology Reform and Social Change*. Manchester, England: Manchester University Press.
554. Ling, R. W., J. P. Van Amberg, and J. K. Werner. 1986. Pond acidity and its relationship to larval development of *Ambystoma maculatum* and *Rana sylvatica* in Upper Michigan. *Journal of Herpetology* 20:230-36.
555. Linsdale, J. M. 1929. Roadways as they affect bird life. *Condor* 31:143-45.
556. Linsley, R. K., Jr., M. A. Kohler, and J. L. H. Paulkus. 1975. *Hydrology for Engineers*. New York: McGraw-Hill.
557. Little, S. J., R. G. Harcourt, and A. P. Clevenger. 2002. Do wildlife passages

- act as prey-traps? *Biological Conservation* 107:135-45.
558. Liu, B. 1997. Route finding by using knowledge about the road network. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics, Part A - Systems and Humans* 27(4):436-48.
 559. Liu, D. S., L. R. Iverson, and S. Brown. 1993. Rates and patterns of deforestation in the Philippines: Application of geographic information systems analysis. *Forest Ecology Management* 57:1-16.
 560. Liu, J., and W. W Taylor, eds. 2002. *Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management*. New York and Cambridge: Cambridge University Press.
 561. Liu, M. 2002. Atmospheric Deposition of Phosphorus and Particles to Lake Tahoe, California-Nevada. Master's thesis, University of California, Davis.
 562. Loehle, C., and B. L. Li. 1996. Habitat destruction and the extinction debt revised. *Ecological Applications* 6:784-89.
 563. Lonsdale, W. M., and A. M. Lane. 1994. Tourist vehicles as vectors of weed seeds in Kakadu National Park, Northern Australia. *Biological Conservation* 69:277-83.
 564. Lopez, B. 1998. *About This Life: Journeys on the Threshold of Memory*. New York: Vintage Books.
 565. Lovallo, M. J., and E. M. Anderson. 1996. Bobcat movements and home ranges relative to roads in Wisconsin. *Wildlife Society Bulletin* 24:71-76.
 566. Lovich, J. E., and D. Bainbridge. 1999. Anthropogenic degradation of the southern California desert ecosystem and prospects for natural recovery and restoration. *Environmental Management* 24:309-26.
 567. Loving, B. L., K. M. Waddell, and C. W Miller. 2000. Water and Salt Balance of Great Salt Lake, Utah, and Simulation of Water and Salt Movement through the Causeway, 1987-98. U.S.G.S. Water Resources Investigations Report 00-4221. Salt Lake City, Utah: U.S. Geological Survey.
 568. Lowe, J. C., and S. Moryadas. 1975. *The Geography of Movement*. Boston: Houghton-Mifflin.
 570. Ludwig, J., and T. Bremicker. 1983. Evaluation of 2.4 m fences and one-way gates for reducing deer-vehicle collisions in Minnesota. *Transportation Research Record* 913:12-22.
 571. Ludwig, J., D. Tongway, D. Freudenberger, J. Noble, and K. Hodgkinson, eds. 1997. *Landscape Ecology Function and Management: Principles from Australia's Rangelands*. Collingwood, Victoria, Australia: CSIRO

- Publishing.
572. Luey, J. E., and I. R. Adelman. 1980. Downstream natural areas as refuges for fish in drainage development watersheds. *Transactions of the American Fisheries Society* 109:332-35.
 573. Lugo, A. E., and H. Gucinski. 2000. Function, effects, and management of forest roads. *Forest Ecology and Management* 133:249-62.
 574. Lyles, L. 1988. Basic wind erosion processes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 22/23:91-101. (Reprinted in J. R. Brandle, D. L. Hintz, and J. W. Sturrock, eds., *Windbreak Technology*, Amsterdam: Elsevier, 1988.)
 575. Lynam, D. R., G. D. Pfeifer, B. F. Fort, and A. A. Gelbcke. 1990. Environmental assessment of MMT fuel additive. *Science and the Total Environment* 93:107-14.
 576. Lynch, K., and G. Hack. 1996. *Site Planning*. Cambridge: MIT Press.
 577. Lytle, C. M., B. N. Smith, and C. Z. McKinnon. 1995. Manganese accumulation along Utah roadways: A possible indication of motor vehicle exhaust pollution. *Science and the Total Environment* 162:105-9.
 578. MacDonald, L. H., R. W. Sampson, and D. M. Anderson. 2001. Runoff and road erosion at the plot and road segment scales, St. John, U.S. Virgin Islands. *Earth Surface Processes and Landforms* 26:251-72.
 579. Mace, R. D., J. S. Waller, T. L. Manley, L. J. Lyon, and H. Zuuring. 1996. Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology* 33:1395-1404.
 580. Macek-Rowland, K. M., M. J. Barr, and G. B. Mitton. 2001. Peak Discharges and Flow Volumes for Streams in the Northern Plains 1996-97. U.S.G.S. Circular 1185-B. Washington, D.C.: U.S. Geological Survey.
 581. Mack, R. N. 1981. Invasion of *Bromus tectorum* L. into western North America: An ecological chronicle. *Agro-Ecosystems* 7:145-65.
 582. Madej, M. A. 2001. Erosion and sediment delivery following removal of forest roads. *Earth Surface Processes and Landforms*. 26:175-90.
 583. Mader, H. J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29:81-96.
 584. Mader, H. J., C. Schell, and P. Kornacker. 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation* 54:209-22.
 585. Maehr, D. S., E. D. Land, and M. E. Roelke. 1991. Mortality patterns of panthers in Southwest Florida. *Proceedings of the Annual Conference of Southeastern Association Fish and Wildlife Agencies* 45:201-7.

586. Maki, S., R. Kalliola, and K. Vuorinen. 2001. Road construction in the Peruvian Amazon: Process, causes and consequences. *Environmental Conservation* 20:199-214.
587. Malanson, G. P. 1993. *Riparian Landscapes*. New York: Cambridge University Press.
588. Malingreau, J. P., and C. J. Tucker. 1988. Large-scale deforestation in the south-eastern Amazon Basin of Brazil. *Ambio* 17(1):49-55.
590. Maltby, L. A., B. A. Boxall, D. M. Farrow, P. Calow, and C. I. Betton. 1995. The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems. 2. Identifying major toxicants. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14:1093-1101.
591. Mansergh, I. M., and D. J. Scotts. 1989. Habitat-continuity and social organization of the mountain pygmy-possum restored by tunnel. *Journal of Wildlife Management* 53:701-7.
592. Mansfield, T. M., and B. D. Miller. 1975. Highway Deer-Kill District 02 Regional Study. Internal report. Sacramento: California Department of Transportation.
593. Marino, F., A. Ligeró, and D. J. Diaz Cosin. 1992. Heavy metals and earthworms on the border of a road next to Santiago (Galicia, Northwest of Spain): Initial results. *Soil Biology and Biochemistry* 24:1705-9.
594. Marland, G., R. J. Andres, T. Boden, C. Johnston, and A. Brenkert. 1999. Global, Regional, and National CO₂ Emission Estimates from Fossil-Fuel Burning, Cement Production, and Gas Flaring: 1751-1996. Report NDP-030. Oak Ridge, Tenn.: Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory.
595. Marland, G., T. A. Boden, and R. J. Andres. 2001. Global, regional, and national fossil fuel CO₂ emissions. In *Trends: A Compendium of Data on Global Change*. Oak Ridge, Tenn.: Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory.
596. Maron, J., and R. Jefferies. 2001. Restoring enriched grasslands: Effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. *Ecological Applications* 11:1088-1100.
597. Marsh, P. C., and J. E. Luey. 1982. Oases for aquatic life within agricultural watersheds. *Fisheries* 7(6):16-19, 24.
598. Marshik, J., L. P. Renz, J. L. Sipes, D. Becker, and D. Paulson. 2002. Preserving a spirit of place: U.S. Highway 93 on the Flathead Indian Reservation. In *International Conference on Ecology and Transportation 2001*

- Proceedings: A Time for Action, 244-56. Center for Transportation and the Environment. Raleigh: North Carolina State University.
599. Martin, R. J. 1939. Highway toll. *Michigan Conservation* 9:2.
600. Massachusetts EOE (Executive Office of Environmental Affairs). 1995. *Phragmites -Controlling the All-too-common Reed*. Boston: Commonwealth of Massachusetts.
601. ----- . 1998. *Neponset River Watershed Restoration Plan*. Boston: Commonwealth of Massachusetts.
602. Matson, P. A., W. H. McDowell, A. R. Townsend, and P. M. Vitousek. 1999. The globalization of N deposition: Ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry* 46:67-83.
603. Maurer, M. E. 1999. Development of a community-based, landscape-level terrestrial mitigation decision support system for transportation planners. In *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 99-109. FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
604. May, S. A., and T. W. Norton. 1996. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australian forest ecosystems. *Wildlife Research* 23:387-400.
605. McBean, E., and S. Al-Nassri. 1987. Migration pattern of de-icing salts from roads. *Journal of Environmental Management* 25:231-38.
606. McCarthy, J. J., O. F. Canziani, N. A. Leary, D. J. Dokken, and K. S. White, eds. 2001. *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. New York: Cambridge University Press.
607. McClaran, M. P., and T. T. Van Devender. 1995. *The Desert Grassland*. Tucson: University of Arizona Press.
608. McClure, H. L. 1951. An analysis of animal victims on Nebraska's highways. *Journal of Wildlife Management* 15:410-20.
610. McDonnell, M. J., and E. W. Stiles. 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56:109-16.
611. McGuire, T. M., and J. F. Morrall. 2000. Strategic highway improvements to minimize environmental impacts within the Canadian Rocky Mountain national parks. *Canadian Journal of Civil Engineering* 27:523-32.

612. McHarg, I. 1969. *Design with Nature*. New York: Doubleday.
613. McIntyre, S., and S. Lavorel. 1994. Predicting richness of native, rare, and exotic plants in response to habitat and disturbance variables across a variegated landscape. *Conservation Biology* 8:521-31.
614. McKelvey, K. S., Y. K. Ortega, G. Koehler, K. Aubry, and D. Brittell. 1999. Canada lynx habitat and topographic use patterns in north central Washington: A reanalysis. In *Ecology and Conservation of Lynx in the United States*, edited by L. F. Ruggiero, K. B. Aubry, S. W. Buskirk, G. M. Koehler, C. J. Krebs, K. S. McKelvey, and J. R. Squires, 307-36. General Technical Report RMRS-GTR-30WWW. Fort Collins, Colo.: USDA Forest Service.
615. McLellan, B. N., and D. M. Shackleton. 1988. Grizzly bears and resource-extraction industries: Effects of roads on behavior, habitat use and demography. *Journal of Applied Ecology* 25:451-60.
616. McNaughton, K. G. 1988. Effects of windbreaks on turbulent transport and microclimate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 22/23:17-39. (Reprinted in J. R. Brandle, D. L. Hintz, and J. W. Sturrock, eds., *Windbreak Technology*, Amsterdam: Elsevier, 1988.)
617. Mech, L. D. 1970. *The Wolf: The Ecology and Behavior of an Endangered Species*. St. Paul: University of Minnesota Press.
618. Mech, L. D., S. H. Fritts, G. L. Raddle, and W. J. Paul. 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 16:85-87.
619. Meehan, W. R., ed. 1991. *Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitats*. Special Publication 19. Bethesda, Md.: American Fisheries Society.
620. Meffe, G. K., C. R. Carroll, and contributors. 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates.
621. Megahan, W. F., M. Wilson, and S. B. Monson. 2001. Sediment production from granitic cutslopes on forest roads in Idaho, USA. *Earth Surface Processes and Landforms* 26:153-63.
622. Melman, P. J. M., and H. J. Verkaar. 1991. Layout and management of herbaceous vegetation in road verges. In *Nature Engineering and Civil Engineering Works*, edited by P. Aanen, W. Alberts, et al., 62-78. Wageningen, Netherlands: Pudoc.
623. Mena, I. 1980. Manganese. In *Metals in the Environment*, edited by H. A. Waldron, 199-220. New York: Academic Press.
624. Merriam, G. 1990. Ecological processes in the time and space of farmland

- mosaics. In *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*, edited by I. S. Zonneveld and R. T. T. Forman, 121-33. New York: Springer-Verlag.
625. ----- . 1991. Corridors and connectivity: Animal populations in heterogeneous environments. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*, edited by D. A. Saunders and R. J. Hobbs, 133-42. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
627. ----- . 1998. Important concepts from landscape ecology for game biologists. In *Twenty-Third Congress of the International Union of Game Biologists*, edited by P. Havet, E. Taran, and J. C. Berthos. *Gibier, Faune Sauvage* 15 (Hors série Tome 2): 525-31.
628. Merriam, G., and A. Lanoue. 1990. Corridor use by small mammals: Field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. *Landscape Ecology* 4:123-31.
630. Merriam, G., K. Michal, E. Tsuchiya, and K. Hawley. 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecology* 29:227-35.
631. Merrill, L. 1998. Making the dust go away. *Erosion Control Magazine*, July/August, 26-32.
632. Messmer, T. A., C. W. Hendricks, and P. W. Klimack. 2000. Modifying human behavior to reduce wildlife-vehicle collisions using temporary signing. In *Wildlife and Highways: Seeking Solutions to an Ecological and Socio-economic Dilemma*, edited by T. A. Messmer and B. West, 125-39. Nashville, Tenn.: The Wildlife Society.
633. Meunier, F. D., C. Verheyden, and P. Jouventin. 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 92:291-98.
634. Milberg, P., and B. B. Lamont. 1995. Fire enhances weed invasion of roadside vegetation in Southwestern Australia. *Biological Conservation* 73:45-49.
635. Milberg, P., and T. Persson. 1994. Soil seed bank and species recruitment in road verge grassland vegetation. *Annales Botanica Fennoscandia* 31:155-62.
636. Milchunas, D. G., K. A. Schulz, and R. B. Shaw. 1999. Plant and environmental interactions: Plant community responses to disturbance by mechanized military maneuvers. *Journal of Environmental Quality* 28:1533-47.
637. Ministry of Transport, Public Works and Water Management. 1994a. *Towards Sustainable Verge Management in The Netherlands*. No. 59. Delft,

- Netherlands: Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
638. ----- . 1994b. *Managing Roadside Flora in The Netherlands*. No. 60. Delft, Netherlands: Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
639. ----- . 1994c. *The Chemical Quality of Verges in The Netherlands*. No. 62. Delft, Netherlands: Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
640. ----- . 2000. *National Highway Verges. ... National Treasures!* Delft, Netherlands: Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
641. Mitch, W. J., and J. G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. New York: Van Nostrand Reinhold.
642. Mitchell, J. H, 1984. *Ceremonial Time: Fifteen Thousand Years on One Square Mile*. New York: Addison-Wesley.
643. Mladenoff, D. J., T. A. Sickley, R. G. Haight, and A. P. Wydeven. 1995. A regional landscape analysis of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region. *Conservation Biology* 9:279-94.
644. Mladenoff, D. J., T. A. Sickley, and A. P. Wydeven. 1999. Predicting gray wolf landscape recolonization: Logistic regression models vs. new field data. *Ecological Applications* 9:37-44.
645. Mobley, C. D. 1994. *Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters*. New York: Academic Press.
646. Montgomery, D. R., K. Sullivan, and H. M. Greenberg. 1998. Regional test of a model of shallow landsliding. *Hydrological Processes* 12:943-55.
647. Montgomery, D. R. 1994. Road surface drainage, channel initiation, and slope stability. *Water Resources Research* 30:1925-32.
648. Mooney, H. A., and J. A. Drake, eds. 1986. *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. New York: Springer-Verlag.
650. Moran, J. M., and M. D. Morgan. 1994. *Meteorology: The Atmosphere and the Science of Weather*: New York: Macmillan.
651. Morawska, L., S. Thomas, D. Gilbert, C. Greenaway, and E. Rijnders. 1999. A study of the horizontal and vertical profile of submicrometer particles in relation to a busy road. *Atmosphere and Environment* 33:1261-74.
652. 652, Morel, G. A., and B. P. M. Specken. 1992. *Versnippering van de ecologische hoofdstructuur door de natte infrastructuur*. Project Versnippering Deel 4 (H. Ducloux, schrijver). Delft, Netherlands: Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde (Ministry of Transport, Public Works and Water Management).

653. Morin, P. J. 1999. *Community Ecology*. Malden, Mass.: Blackwell Science.
654. Morrall, J. F., and T. M. McGuire. 2000. Sustainable highway development in a national park. *Transportation Research Record* 1702:3-10.
655. Morrison, D. 1981. Utilization of prairie plants on disturbed sites. *Transportation Research Record* 822:10-17.
656. Mowat, G., K. G. Poole, and M. O'Donoghue. 1999. Ecology of lynx in northern Canada and Alaska. In *Ecology and Conservation of Lynx in the United States*, edited by L. E. Ruggiero, K. B. Aubry, S. W. Buskirk, G. M. Koehler, C. J. Krebs, K. S. McKelvey, and J. R. Squires, 265-306. General Technical Report RMRS- GTR-30WWW. Fort Collins, Colo.: USDA Forest Service.
657. Mueller, D. S. 2000. National Bridge Scour Program - Measuring Scour of the Streambed at Highway Bridges. U.S.G.S. Fact Sheet FS 107-00. Louisville, Ken.: U.S. Geological Survey.
658. Mueller-Navarra, D. C., M. T. Brett, A. M. Liston, and C. R. Goldman. 2000. A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. *Nature* 403:74-77.
659. Muller, F. 1997. State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling* 100:135-61.
660. Mumme, R. L., S. J. Schoech, G. E. Woolfenden, and J. W. Fitzpatrick. 2000. Life and death in the fast lane: Demographic consequences of road mortality in the Florida scrub-jay. *Conservation Biology* 14:501-12.
661. Munguira, M. L., and J. A. Thomas. 1992. Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology* 29:316-29.
662. Murphy, S. M., and J.A. Curatolo. 1987. Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads and traffic in northern Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 65:2483-90.
663. Murphy, T. J., and P.V. Doskey. 1976. Inputs of phosphorus from precipitation to Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 2:60-70.
664. Muskett, C. J., and M. P. Jones. 1980. The dispersal of lead, cadmium and nickel from motor vehicles and effects on roadside invertebrate macrofauna. *Environmental Pollution (Series A)* 23:231-42.
665. Nagler, A., W. Schmidt, and T. Stottele. 1989. Die Vegetation an Autobahnen und Strassen in Sudhessen. *Tuexenia* 9:151-82.
666. Naiman, R. J., T. J. Beechie, L. E. Benda, et al. 1992. Fundamental elements

- of ecologically healthy watershed in the Pacific Northwest Coastal region. In *Watershed Management: Balancing Sustainability and Environmental Chance*, edited by R. J. Naiman, 127-88. New York: Springer-Verlag.
667. Naiman, R. J., R. E. Bilby, and P. A. Bisson. 2000. Riparian ecology and management in the Pacific Coastal rain forest. *BioScience* 50:996-1011.
668. Nakamura, F., F. J. Swanson, and S. M. Wondzell. 2000. Disturbance regimes of stream and riparian systems - a disturbance-cascade perspective. *Hydrological Processes* 14:2849-60.
670. Nassauer, J. I., ed. 1997. *Placing Nature: Culture and Landscape Ecology*. Washington, D.C.: Island Press.
671. Nassauer, J. I., and R. Westmacott. 1987. Progressiveness among farmers as a factor in heterogeneity of farmed landscapes. In *Landscape Heterogeneity and Disturbance*, edited by M. G. Turner, 199-210. New York: Springer-Verlag.
672. National Council for Air and Stream Improvement. 1992. Status of the NCASI Cumulative Watershed Effects Program and Methodology. Technical Bulletin 634. Washington, D.C.
673. National Research Council. 1995. *Expanding Metropolitan Highways: Implications for Air Quality and Energy Use*. Washington, D.C.: National Academy Press.
674. ----- . 1997. *Toward a Sustainable Future: Addressing the Long-Term Effects of Motor Vehicle Transportation on Climate and Ecology*. Washington, D.C.: National Academy Press.
675. ----- . 2002. *Surface Transportation Environmental Research: A Long-Term Strategy*. Special Report 268. Washington, D.C.: Transportation Research Board.
676. Nellemann, C., and R. D. Cameron. 1996. Effects of petroleum development on terrain preferences of calving caribou. *Arctic* 49:23-28.
677. ----- . 1998. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. *Canadian Journal of Zoology* 76:1425-30.
678. Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhoey, and O. Strand. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101:351-60.
679. Nepstad, D., G. Carvalho, A. C. Barros, A. Alencar, J. Capobianco, J. Bishop, P. Moutinho, P. Lefebvre, and U. Silva Jr. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and*

- Management 154:295-407.
680. Nepstad, D. C., A. Verissimo, A. Alencar, C. Nobre, E. Lima, P. Lefebvre, P. Schlesinger, C. Potter, P. Moutinho, E. Mendoza, M. Cochrane, and V. Brooks. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398:505-08.
 681. New York Times. 1998. 1999 Almanac. New York: Penguin Reference Books.
 682. Newton, I., I. Wyllie, and A. Asher. 1991. Mortality causes in British barn owls *Tyto alba*, with a discussion of aldrin-dieldrin poisoning. *Ibis* 133:162-69.
 683. Nieuwenhuizen, W., and R. C. van Apeldoorn. 1995. Mammal Use of Fauna Passages on National Road A1 near Oldenzaal. Report P-DWW-95-737. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
 684. Norton, D. A., R. J. Hobbs, and L. Atkins. 1995. Fragmentation, disturbance, and plant distribution: Mistletoes in woodland remnants in the Western Australian wheatbelt. *Conservation Biology* 9:426-38.
 685. Noss, R. F. 1991. Landscape connectivity: Different functions at different scales. In *Landscape Linkages and Biodiversity*, edited by W. E. Hudson, 27-39. Washington, D.C.: Island Press.
 686. Noss, R. F., H. B. Quigley, M. G. Hornocker, T. Merrill, and P. C. Paquet. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:949-63.
 687. Nowland, A. 1997. Sustainable Management Strategy for Traveling Stock Routes and Reserves in Central Western New South Wales. New South Wales, Australia: Condobolin, Coonabarabran, Coonamble, Dubbo, Forbes, Molong, and Nyngan Rural Lands Protection Boards.
 688. Oberts, G. L. 1986. Pollutants associated with sand and silt applied to roads in Minnesota. *Water Resources Bulletin* 22:479-83.
 690. O'Neill, R. V., D. L. DeAngelis, J. B. Waide, and T. F. H. Allen, eds. 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton, N.J.: Princeton University Press.
 691. Odum, E. P. 1971. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia: Saunders.
 692. Odum, H. T. 1983. *Systems Ecology: An Introduction*. New York: John Wiley.
 693. Oetting, R. B., and J. F. Cassel. 1971. Waterfowl nesting on interstate

- highway right-of-way in North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 35:774-81.
694. Ontario Ministry of Natural Resources. 1995. *Environmental Guidelines for Access Roads and Water Crossings*. Toronto: Ontario Ministry of Natural Resources.
695. Opdam, P. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: A review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5:93-106.
696. Opdam, P. F. M. 1997. How to choose the right solution for the right fragmentation problem? In *Habitat Fragmentation & Infrastructure*, edited by K. Canters, 55-60. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
697. Opdam, P. 2002. Assessing the conservation potential of habitat networks. In *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, edited by K. J. Gutzwiller, 381-404. New York: Springer.
698. Oris, J. T., A. Hatch, J. Weinstein, R. Findlay, P. McGinn, S. Diamond, R. Garrett, W. Jackson, G. A. Burton, and B. Allen. 1998. Toxicity of Ambient Levels of Motorized Watercraft Emissions to Fish and Zooplankton in Lake Tahoe, California/Nevada, USA. Poster 3E-P005. 8th annual meeting SETAC-Europe (European Society of Environmental Toxicology and Chemistry), Bordeaux, France.
699. Ortega, Y. K., and D. E. Capen. 1999. Effects of forest roads on habitat quality for ovenbirds in a forested landscape. *Auk* 116:937-46.
700. Oxley, D. J., M. B. Fenton, and G. R. Carmody. 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11:51-59.
701. Panetta, F. D., and A. J. M. Hopkins. 1991. Weeds in corridors: Invasion and management. In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*, edited by D. A. Saunders and R. J. Hobbs, 341-51. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
702. Parendes, L. A. 1997. Spatial patterns of invasion by exotic plants in a forested landscape. Ph.D. dissertation, Oregon State University, Corvallis.
703. Parendes, L. A., and J. A. Jones. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14:64-75.
704. Park, G. 1995. *Nga Uruora: Ecology and History in a New Zealand Landscape*. Wellington, New Zealand: Victoria University Press.
705. Parker, G. R. 1981. Winter habitat use and hunting activities for lynx (*Lynx*

- canadensis) on Cape Breton Island, Nova Scotia. In *Worldwide Furbearer Conference Proceedings*, edited by J. A. Chapman and D. Pursley, 221-48. Frostburg: University of Maryland.
706. Parker River Clean Water Association. 1996. Tidal Crossing Inventory and Assessment. Summary Report: Upper North Shore, Massachusetts. Newburyport, Mass.: Parker River Clean Water Association.
707. Parr, T. W, and J. M. Way. 1988. Management of roadside vegetation: The long term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25:1073-87.
708. Parsons, R. 1995. Conflict between ecological sustainability and environmental aesthetics: Conundrum, canard or curiosity. *Landscape and Urban Planning* 32:227-44.
710. Paterson, A. M., B. F. Cumming, J. P. Smol, J. M. Blais, and R. L. France. 1998. Assessment of the effects of logging, forest fires and drought on lakes in north-western Ontario: A 30-year paleolimnological perspective. *Canadian Journal of Forest Research* 28:1546-56.
711. ----- . 2000. A paleolimnological assessment of the effects of logging on two lakes in northwestern Ontario, Canada. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27:1214-19.
712. Patric, J. H., J. O. Evans, and J. D. Helvey. 1984. Summary of sediment yield data from forested land in the United States. *Journal of Forestry* 76:101-04.
713. Patten, B. C. 1992. Energy, emergy, and environs. *Ecological Modelling* 62:29-70.
714. Patterson, P. 2000. *Explaining VMT Growth*. Washington, D.C.: Office of Technology Transfer, U.S. Department of Energy.
715. Peiser, R. 2001. Decomposing urban sprawl. *Town Planning Review* 72:275-98.
716. Perdikaki, K, and C. E Mason. 1999. Impact of road run-off on receiving streams in Eastern England. *Water Research* 33:1627-33.
717. Perring, E. H. 1967. Verges are vital: A botanist looks at our roadsides. *Journal of the Institute of Highway Engineers* 14:13-16.
718. Perrins, J., A. Fitter, and M. Williamson. 1993. Population biology and rates of invasion of three introduced *Impatiens* species in the British Isles. *Journal of Biogeography* 20:33-44.
719. Peterken, G. F. 1993. *Woodland Conservation and Management*. New York and London: Chapman and Hall.
720. ----- . 1996. *Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern*

- Temperate Regions. New York: Cambridge University Press.
721. Peters, N. E., and J. T. Turk 1981. Increases in sodium and chloride in the Mohawk River, New York, from the 1950s to the 1970s attributed to road salt. *Water Resources Bulletin* 17:586-98.
 722. Pfister, H. P., V. Keller, H. Reck, and B. Georgii. 1997. Bio-okologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege (Bio-ecological effectiveness of wildlife overpasses or „green bridges” over roads and railway lines). Bonn-Bad Godesberg, Germany: Herausgegeben vom Bundesministerium für Verkehr Abteilung Strassenbau.
 723. Pickett, S. T. A., and M. J. McDonnell. 1989. Changing perspectives in community dynamics: A theory of successional forces. *Trends in Ecology and Evolution* 4:241-45.
 724. Pickett, S. T. A., and P. S. White, eds. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. New York: Academic Press.
 725. Piepers, A. A. G., ed. 2002. *Infrastructure and nature: fragmentation and defragmentation*. Dutch State of the Art Report for COST Activity 341. Report P-DWW- 2000-41. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
 726. Pimentel, D., ed. 1993. *World Soil Erosion and Conservation*. New York and Cambridge: Cambridge University Press.
 727. Pimm, S. L., J. H. Lawton, and J. E. Cohen. 1991. Food web patterns and their consequences. *Nature* 350:669-74.
 728. Pisarski, A. E. 1996. *Commuting in America II: The Second National Report on Commuting Patterns and Trends*. Washington, D.C.: Eno Transportation Foundation.
 730. ----- . 2001. US roads. In *Millennium Book*, 52-79. Paris: International Road Federation.
 731. Platt, D. D., ed. 1998. *Rim of the Gulf. Restoring Estuaries in the Gulf of Maine*. Rockland, Maine: Island Institute.
 732. Platt, R. H., R. A. Rowntree, and P. C. Muick. 1994. *The Ecological City: Preserving and Restoring Urban Biodiversity*. Amherst: University of Massachusetts Press.
 733. Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks, and J. C. Stromberg. 1997. The natural flow regime. *BioScience* 47:769-84.
 734. Pollard, E., M. D. Hooper, and N. W. Moore. 1974. *Hedges*. London: W.

- Collins.
735. Pollock, S. 1990. Mitigating Highway Deicing Salt Contamination of Private Water Supplies in Massachusetts. Wellesley: Research and Materials Section, Massachusetts Department of Public Works (reprinted in C. Goldman and G. Malyj, 1990).
 736. Pope, S. E., L. Fahrig, and H. G. Merriam. 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology* 81:2498-508.
 737. Port, G. R., and J. R. Thompson. 1980. Outbreaks of insect herbivores on plants along motorways in the United Kingdom. *Journal of Applied Ecology* 17:649-56.
 738. Pratt, D. W., R. A. Black, and B. A. Zamora. 1984. Buried viable seed in a ponderosa pine community. *Canadian Journal of Botany* 62:44-52.
 739. President's Council on Sustainable Development. 1996. Sustainable America: A New Consensus for Prosperity, Opportunity, and a Healthy Environment for the Future. Washington, D.C.: President's Council on Sustainable Development.
 740. Prince George's County. 1999. Low-Impact Development Design Strategies: An Integrated Design Approach. Prince George's County, Md.: Prince George's County Department of Environmental Resources.
 741. Puglisi, M. J., J. S. Lindzey, and E. D. Bellis. 1974. Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 38:799-807.
 742. Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132:652-61.
 743. Purinton, T. 1998. Restoring tidal flow to salt marshes. *Coastal Monitor* 8:16-18.
 744. Putman, R. J. 1997. Deer and road traffic accidents: Options for management. *Journal of Environmental Management* 51:43-57.
 745. Quarles, H. D., R. B. Hanawalt, and W. E. Odum. 1974. Lead in small mammals, plants, and soil at varying distances from a highway. *Journal of Applied Ecology* 11:937-49.
 746. Rabenold, K. N., P. T. Fauth, B. W. Goodner, J. A. Sadowski, and P. G. Parker. 1998. Response of avian communities to disturbance by an exotic insect in spruce-fir forests of the Southern Appalachians. *Conservation Biology* 12:177-89.

747. Race, M. S., and M. S. Fonseca. 1995. Fixing compensatory mitigation: What will it take? *Ecological Applications* 6:94-101.
748. Racin, J. A., R. B. Howell, G. R. Winters, and E. C. Shirley. 1982. Estimating Highway Runoff Quality. FHWA/CA/TL-82/11. Sacramento: Federal Highway Administration and California Department of Transportation.
750. Rajvanshi, A., V. B. Mathur, G. C. Teleki, and S. K. Mukherjee. 2001. Roads, Sensitive Habitats and Wildlife: Environmental Guideline for India and South Asia. Dehradun, India: Wildlife Institute of India.
751. Randall, J. M., and J. Marinelli, eds. 1996. Invasive Plants: Weeds of the Global Garden. New York: Brooklyn Botanic Garden.
752. Ranney, J. W., M. C. Bruner, and J. B. Levenson. 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*, edited by R. L. Burgess and D. M. Sharpe, 67-92. New York: Springer-Verlag.
753. Raty, M. 1979. Effect of highway traffic on tetraonid densities. *Ornis Fennica* 56:169-70.
754. Reck, H., and G. Kaule. 1992. Strassen und Lebensraume: Ermittlung und Beurteilung strassenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensraume. Bonn-Bad Godesberg, Germany: Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik, Heft 654, Herausgegeben vom Bundesminister für Verkehr.
755. Reed, D. F. 1981. Effectiveness of highway lighting in reducing deer-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management* 45:721-26.
756. Reed, D. F., and A. L. Ward. 1985. Efficacy of methods advocated to reduce deer-vehicle accidents: Research and rationale in the USA. In *Routes et faune sauvage* 285-93. Bagneaux, France: Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes.
757. Reed, D. F., T. M. Pojar, and T. N. Woodard. 1974. Use of one-way gates by mule deer. *Journal of Wildlife Management* 38:9-15.
758. Reed, D. F., T. N. Woodard, and T. M. Pojar. 1975. Behavioral response of mule deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management* 39:361-67.
759. Reed, D. M., and J. A. Schwarzmeier. 1978. The prairie corridor concept: Possibilities for planning large-scale preservation and restoration. In *Proceedings of the Fifth Midwest Prairie Conference*, edited by Lewin and Landers, 158-65. Ames: Iowa State University.

760. Reed, R. A., J. Johnson-Barnard, and W L. Baker. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:1098-106.
761. Reeve, A. F. 1988. Vehicle-Related Mortality of Mule Deer in Nugget Canyon, Wyoming. Laramie: Wyoming Cooperative Fisheries and Wildlife Research Unit.
762. Reeve, A. F., and S. H. Anderson. 1993. Ineffectiveness of Swareflex reflectors at reducing deer-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 21:127-32.
763. Regional Ecosystem Office. 1995. Ecosystem Analysis at the Watershed Scale, Version 2.2. Washington, D.C.: U.S. Government Printing Office.
764. Reh, W. 1989. Investigations into the influence of roads in the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. In *Amphibians and Roads*, edited by T. E. S. Langton, 101-03. Shefford, Bedfordshire, England: ACO Polymer Products.
765. Reh, W., and A. Seiz. 1990. The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation* 54:239-49.
766. Reid, L. M., and T. Dunne. 1984. Sediment production from forest road surfaces. *Water Resources Research* 20:1753-61.
767. Reijnen, M. J. S. M., G. Veenbaas, and R. P. B. Foppen. 1995. Predicting the Effects of Motorway Traffic on Breeding Bird Populations. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
768. Reijnen, R., and R. Foppen. 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 31:85-94.
769. ----- . 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 32:481-91.
770. Reijnen, R., R. Foppen, and H. Meeuwssen. 1996. The effects of car traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75:255-60.
771. Reijnen, R., R. Foppen, C. ter Braak, and J. Thissen. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32:187-202.

772. Reiner, E. 1999. Salt Marsh Restoration in Massachusetts. Boston: Association of Conservation Commissions.
773. Richardson, C. J., and K. Nunnery. 2001. Ecological functional assessment (EFA): A new approach to determining wetland health. In *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*, edited by J. Vymazal, 95-111. Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers.
774. Richardson, J. H., R. F. Shore, and J. R. Treweek. 1997. Are major roads a barrier to small mammals? *Journal of Zoology (London)* 243:840-46.
775. Richman, T., J. Worth, P. Dawe, J. Aldrich, and B. Ferguson. 1997. *Start at the Source: Residential Site Planning and Design Guidance Manual for Stormwater Quality Protection*. Los Angeles: Bay Area Stormwater Management Agency Association.
776. Ricklefs, R. E., and G. L. Miller. 2000. *Ecology*. New York: Freeman.
777. Ries, L., D. M. Debinski, and M. L. Wieland. 2001. Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conservation Biology* 15:401-11.
778. Riffell, S. K. 1999. Road mortality of dragonflies (Odonata) in a Great Lakes coastal wetland. *Great Lakes Entomologist* 32:63-73.
779. Roach, G. L., and R. D. Kirkpatrick. 1985. Wildlife use of roadside woody plantings in Indiana. *Transportation Research Record* 1016:11-15.
780. Roberston, S. B. 1989. Technical comments: Impacts of petroleum development in the Arctic. *Science* 25:764-65.
781. Rodriguez, A., G. Crema, and M. Delibes. 1996. Factors affecting crossing of red foxes and wildcats through non-wildlife passages across a high speed railway. *Ecography* 20:287-94.
782. ----- . 1997. Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology* 33:1527-40.
783. Rolley, R. E., and L. E. Lehman. 1992. Relationship among raccoon road-kill surveys, harvests, and traffic. *Wildlife Society Bulletin* 20:313-18.
784. Romin, L. A. 1994. Factors associated with the highway mortality of mule deer at Jordanelle Reservoir, Utah. Master's thesis, Utah State University, Logan.
785. Romin, L. A., and J. A. Bissonette. 1996a. Deer-vehicle collisions: Status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24:276-83.
786. ----- . 1996b. Temporal and spatial distribution of highway mortality of

- mule deer on newly constructed roads at Jordanelle Reservoir, Utah. *Great Basin Naturalist* 56:1-11.
787. Romin, L., and L. B. Dalton. 1992. Lack of response by mule deer to wildlife warning whistles. *Wildlife Society Bulletin* 20:382-84.
788. Romme, W H. 1997. Creating pseudo-rural landscapes in the Mountain West. In *Placing Nature: Culture and Landscape Ecology*, edited by J. I. Nassauer, 139-61. Washington, D.C.: Island Press.
790. Roof, J., and J. Wooding. 1996. Evaluation of the S.R. 46 wildlife crossing in Lake County, Florida. In *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 329-36. Publication FL-ER-58-96. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
791. Rosell, C., J. Parpal, R. Campeny, S. Jove, A. Pasquina, and J. M. Velasco. 1997. Mitigation of barrier effect on linear infrastructures on wildlife. In *Habitat Fragmentation Infrastructure*, edited by K. Canters, 367-72. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
792. Rosell Papes, C., and J. M. Velasco Rivas. 1999. Manual de prevencio i correccio dels impactes de les infraestructures viaries sobre la fauna. Departament de Medi Ambient, Numero 4. Barcelona, Spain: Generalitat de Catalunya.
793. Rosen, P. C., and C. H. Lowe. 1994. Highway mortality of snakes in the Sonoran Desert of southern Arizona. *Biological Conservation* 68:143-48.
794. Rosenberg, N. J., B. L. Blad, and S. B. Verma. 1983. *Microclimate: The Biological Environment*. New York: John Wiley.
795. Rosenberry, D. O., P. A. Bukaveckas, D. C. Buso, G. E. Likens, A. M. Shapiro, and T. C. Winter. 1999. Movement of road salt to a small New Hampshire lake. *Water, Air; and Soil Pollution* 109:179-206.
796. Ross, S. M. 1986. Vegetation change on highway verges in south-east Scotland. *Journal of Biogeography* 13:109-13.
797. Rost, G. R., and J. A. Bailey. 1979. Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *Journal of Wildlife Management* 43:634-41.
798. Rothwell, R. L. 1983. Erosion and sediment control at road-stream crossings. *Forestry Chronicle* 59:62-66.
799. Royal Commission on Environmental Pollution. 1994. *Transport and the Environment*. London: Stationery Office.
800. Royal Commission on National Passenger Transportation. 1992. *Directions:*

- The Final Report of the Royal Commission on National Passenger Transportation. Ottawa: Supply and Services Canada.
801. Rudolph, C., S. Burgdorf, R. Conner, and R. Schaefer. 1999. Preliminary evaluation of the impact of roads and associated vehicular traffic on snake populations in eastern Texas. In *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, and D. Zeigler, 129-36. Publication FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 802. Ruediger, B. 1996. The relationship between rare carnivores and highways. In *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 24-38. Publication FL-ER-58-96. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 803. Ruediger, B., J. Claar, and J. Gore. 1999. Restoration of carnivore habitat connectivity in the Northern Rockies. In *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, and D. Zeigler, 5-20. Publication FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 804. Russell, E. W. B. 2001. Applications of historical ecology to land-management decisions in the northeastern United States. In *Applying Ecological Principles to Land Management*, edited by V. H. Dale and R. A. Hauer, 119-35. New York: Springer.
 805. Russell, H. N., and D. Amadon. 1938. A note on highway mortality. *Wilson Bulletin* 50:205-06.
 806. Russell, W. H., and C. Jones. 2001. The effects of timber harvesting on the structure and composition of adjacent old-growth coast redwood forest, California, USA. *Landscape Ecology* 16:731-41.
 807. Ruthsatz, B., and A. Otte. 1987. Kleinstrukturen im Raum Ingolstadt: Schutz und Zeigerwert. Teil III. Feldwegränder und Ackerraine. *Tuexenia* 7:139-63.
 808. Ryden, K. C. 2001. *Landscape with Figures: Nature & Culture in New England*. Iowa City: University of Iowa Press.
 810. Safford, H. D., and S. P. Harrison. 2001. Grazing and substrate interact to affect native vs. exotic diversity in roadside grasslands. *Ecological Applications* 11:1112-22.
 811. Salvesen, D. 1994. *Wetlands: Mitigating and Regulating Development Impacts*. Washington, D.C.: Urban Land Institute.

812. Samson, F. B., and F. L. Knopf, eds. 1996. *Prairie Conservation: Preserving North America's Most Endangered Ecosystem*. Washington, D.C.: Island Press.
813. Sandoval, M. 1974. Inklinationseigenschaften der Vegetation am Beispiel der Pflanzengesellschaften der Strasse Susice-Modrava (Bohmerwald). *Folia Musei Rerum Naturae Bohemica Occidentalis Botanica* 13:1-35.
814. Santelmann, M. V., and E. Gorham. 1988. The influence of airborne road dust on the chemistry of Sphagnum mosses. *Journal of Ecology* 76:1219-31.
815. Saunders, D. A., and R. J. Hobbs, eds. 1991. *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
816. Saunders, D. A., G. W. Arnold, A. A. Burbidge, and A. J. M. Hopkins, eds. 1987. *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
817. Saunders, S. C., M. R. Mislivets, J. Chen, and D. T. Cleland. 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation* (in press).
818. Sawchuk, W. 2001. Ice Road Technology in the Murphy Oil Chicken Creek B-94-B/94-G-6 Natural Gas Drilling Project. Chetwynd, B.C.: A review by the Chetwynd Environmental Society.
819. Schafer, J. A., and S. T. Penland. 1985. Effectiveness of Swareflex reflectors in reducing deer-vehicle accidents. *Journal of Wildlife Management* 49:774-76.
820. Schaffers, A. P., M. C. Vasseur, and K. V. Sykora. 1998. Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *Journal of Applied Ecology* 35:349-64.
821. Schloss, J. A. 2002. GIS watershed mapping: Developing and implementing a watershed natural resources inventory (New Hampshire). In *Handbook of Water Sensitive Planning and Design*, edited by R. L. France. Boca Raton, Fla.: Lewis Publishers.
822. Schmidt, W. 1989. Plant dispersal by motor cars. *Vegetatio* 80:147-52.
823. Schonewald-Cox, C., and M. Buechner. 1992. Park protection and public roads. In *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, edited by P. L. Fiedler and S. L. Jain, 373-95. New York: Chapman and Hall.
824. Schroeder, H. W., and T. C. Daniel. 1980. Predicting the scenic quality of forest road corridors. *Environment and Behavior* 12:349-66.

825. Schueler, T. 1995. Site Planning for Urban Stream Protection. Ellicott City, Md.: Center for Watershed Protection.
826. Schulze, E. D., O. L. Lange, and R. Oren, eds. 1989. Forest Decline and Air Pollution: A Study of Spruce (*Picea abies*) on Acid Soils. New York: Springer-Verlag.
827. Schwartz, M. W., ed. 1997. Conservation in Highly Fragmented Landscapes. New York and London: Chapman & Hall.
828. Scott, N. E., and A. W. Davison. 1985. The distribution and ecology of coastal species on roadsides. *Vegetatio* 62:433-40.
830. Scott, T. G. 1938. Wildlife mortality on Iowa highways. *American Midland Naturalist* 20:527-39.
831. Scott, W. S., and N. P. Wylie. 1980. The environmental effects of snow dumping - a literature review. *Journal of Environmental Management* 10:219-40.
832. Scottish Natural Heritage. 1997. Scotland's Wildlife: Otters. Edinburgh, Scotland: Scottish Natural Heritage.
833. Seabrook, W. A., and E. B. Dettmann. 1996. Roads as activity corridors for cane toads in Australia. *Journal of Wildlife Management* 60:363-68.
834. Seddon, G. 1997. Landprints: Reflections on Place and Landscape. New York: Cambridge University Press.
835. Sedinger, J. S., and A. A. Stickney. 2000. Black brant. In *The Natural History of an Arctic Oil Field: Development and the Biota*, edited by J. C. Truett and S. R. Johnson, 221-32. San Diego, Calif.: Academic Press.
836. Semlitsch, R. D. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management* 64:615-31.
837. Shaver, G. R., J. Canadell, F. S. Chapin III, J. Gurevitch, J. Harte, G. Henry, P. Ineson, S. Jonasson, J. Melillo, L. Pitelka, and L. Rustad. 2000. Global warming and terrestrial ecosystems: A conceptual framework for analysis. *BioScience* 50:871-82.
838. Shaw, D. L. 1988. The design and use of living snowfences in North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 22/23:351-62. (Reprinted in J. R. Brandle, D. L. Hintz, and J. W. Sturrock, eds., *Windbreak Technology*, Amsterdam: Elsevier, 1988.)
839. Shen, J. X. 1983. A behavioral study of vibrational sensitivity in the pigeon (*Columba livia*). *Journal of Comparative Physiology* 152:251-55.
840. Shiffer, M. 1994. *Taking Charge: The Electric Automobile in America*.

- Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
841. Shroba, R. R., P. W. Schmidt, E. J. Crosby, and W. R. Hansen. 1979. Storm and flood of July 31 - August 1, 1976, in the Big Thompson River and Cache la Poudre River basins, Larimer and Weld Counties, Colorado. In Part B, Geologic and Geomorphic Effects in the Big Thompson Canyon Area, Larimer County, 87-148. U.S. Geological Survey Professional Paper 1115. Washington, D.C.: U.S. Geological Survey.
 842. Shutes, R. B. E., D. M. Revitt, I. M. Lagerberg, and V. C. E. Barraud. 1999. The design of vegetative constructed wetlands for the treatment of highway runoff. *Science and the Total Environment* 235:189-97.
 843. Sidle, R. C., A. J. Pearce, and C. L. O'Loughlin. 1985. Hillslope Stability and Land Use. Water Resources Monograph No. 11. Washington, D.C.: American Geophysical Union.
 844. Singer, F. J., and J. B. Beattie. 1986. The controlled traffic system and associated wildlife responses in Denali National Park. *Arctic* 39:195-203.
 845. Singer, F. J., and J. L. Doherty. 1985. Managing mountain goats at a highway crossing. *Wildlife Society Bulletin* 13:469-77.
 846. Singleton, P. H., and J. F. Lehmkuhl. 1999. Assessing wildlife habitat connectivity in the Interstate 90 Snoqualmie Pass corridor, Washington. In *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, and D. Zeigler, 75-84. Publication FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 847. Skidmore, E. L., and L. J. Hagen. 1977. Reducing wind erosion with barriers. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 20:911-15.
 848. Skole, D., and C. J. Tucker. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260:1905-10.
 850. Smardon, R. C. 1988. Perception and aesthetics of the urban environment: A review of the role of vegetation. *Landscape and Urban Planning* 15:85-106.
 851. Smith, D. 1999. Identification and prioritization of ecological interface zones on state highways in Florida. In *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, and D. Zeigler, 209-29. Publication FL-ER-73-99.

- Tallahassee: Florida Department of Transportation.
852. Smith, D. L. 1977. Wildlife considerations in managing highway rights-of-way. *Transportation Research Record* 647:23-25.
 853. Smith, D. S., and P. C. Hellmund, eds. 1993. *Ecology of Greenways: Design and Function of Linear Conservation Areas*. Minneapolis: University of Minnesota Press.
 854. Smith, J. 1999. Wetlands health assessments in Massachusetts. *Coastlines* (Spring 1999):6.
 855. Smith, M. A., M. G. Turner, and D. H. Rusch. 2002. The effect of military training activity on eastern lupine and the Karner blue butterfly at Fort McCoy, Wisconsin, USA. *Environmental Management* 29:102-15.
 856. Smith, R. L. 1996. *Ecology and Field Biology*. New York: Harper Collins.
 857. Smith, W. H. 1990. *Air Pollution and Forests: Interaction between Air Contaminants and Forest Ecosystems*. New York: Springer-Verlag.
 858. Smith, W. T., and R. D. Cameron. 1985. Reactions of large groups of caribou to a pipeline corridor on the arctic coastal plain of Alaska. *Arctic* 38:53-57.
 859. Snow, W. 1959. *The Highway and the Landscape*. New Brunswick, NJ.: Rutgers University Press.
 860. Soil Conservation Service. 1975a. *Soil Taxonomy: A Basic System for Making and Interpreting Soil Surveys*. Agriculture Handbook 436. Washington, D.C.: U.S. Department of Agriculture.
 861. -----1975b. *Urban Hydrology for Small Watersheds*. Technical Release 55. Washington, D.C.: U.S. Department of Agriculture.
 862. Spellerberg, I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: A literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7:317-33.
 863. Spellerberg, I. F., and M. J. Gaywood. 1993. *Linear Features: Linear Habitats and Wildlife Corridors*. Research Report 63. Peterborough, England: English Nature.
 864. Spencer, C. N., and C. L. Schelske. 1998. Impact of timber harvest on sediment deposition in surface waters in northwest Montana over the last 150 years: A paleolimnological study In *Forest-Fish Conference: Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems*, edited by M. K. Brewin and D. M. Monita, 187-201. Ottawa: Canadian Forest Service.
 865. Sperling, D. 1995. *Future Drive: Electric Vehicles and Sustainable Transportation*. Washington, D.C.: Island Press.

866. Sperling, D. 1998. *New Transportation Fuels: A Strategic Approach to Technological Change*. Berkeley: University of California Press.
867. Sperling, D., and D. Salon. 2002. *Developing Countries and Global Climate Change: Transportation Strategies and Policies*. Arlington, Va.: Pew Center for Climate Change.
868. Spillios, L. C., and R. L. Rothwell. 1998. Freeze-core sampling for sediment intrusion from road stream crossings in Alberta's foothills: A preliminary discussion. In *Forest-Fish Conference: Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems*, edited by M. K. Brewin and D. M. Monita, 445-50. Ottawa: Canadian Forest Service.
870. Spirn, A. W. 1984. *The Granite Garden: Urban Nature and Human Design*. New York: Basic Books.
871. Stamps, J. A., M. Buechner, and V. V. Krishman. 1987. The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist* 129:533-52.
872. Stanford, J. A., and J. V. Ward. 1988. The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature* 335:64-66.
873. Starrett, W. C. 1938. Highway casualties in Central Illinois during 1937. *Wilson Bulletin* 50:193-96.
874. Stedman, S. M., and J. Hanson. 1997. *Wetlands, Fisheries, and Economics in the New England Coastal States: Habitat Connections*. Vol. 1.3. Boston: National Oceanic and Atmospheric Administration.
875. Steedman, R. J., and R. L. France. 2000. Origin and transport of aeolian sediment from new clearcuts into boreal lakes, northwestern Ontario, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution* 122:139-52.
876. Steiner, F. 2002. *Human Ecology*. Washington, D.C.: Island Press.
877. Steinitz, C. 1990. Toward a sustainable landscape with high visual preference and high ecological integrity: The Loop Road in Acadia National Park, U.S.A. *Landscape and Urban Planning* 19:213-50.
878. Stevenson, D. 1991. Is lead's replacement really safer? *Canadian Consumer* 21:4-5.
879. Stiles, E. W. 1980. Patterns of fruit presentation and seed dispersal in bird-disseminated woody plants in the eastern deciduous forest. *American Naturalist* 116:670-88.
880. Stoker, Y. E. 1996. Effectiveness of a Stormwater Collection and Detention System for Reducing Constituent Loads from Bridge Runoff in Pinellas

- County, Florida. U.S.G.S. Open-File Report 96-484. Tampa, Fla.: U.S. Geological Survey.
881. Stoms, D. M. 2000. GAP management status and regional indicators of threats to biodiversity. *Landscape Ecology* 15:21-33.
 882. Stoner, D. 1925. The toll of the automobile. *Science* 61:56-57.
 883. ----- . 1936. Wildlife casualties on the highways. *Wilson Bulletin* 48:276-83.
 884. Stottele, T. 1995. *Vegetation und Flora am Strassennetz Westdeutschlands*. Stuttgart, Germany: J. Cramer.
 885. Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* 38:913-20.
 886. Straker, A. 1998. Management of roads as biolinks and habitat zones in Australia. In *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*, edited by G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler, and J. Berry, 181-88. Publication FL-ER-69-98. Tallahassee: Florida Department of Transportation.
 888. Strategic Highway Research Program. 1991. *Snow Fence Guide*. Washington, D.C.: National Research Council.
 890. Sukopp, H., N. Numata, and A. Huber, eds. 1995. *Urban Ecology as the Basis of Urban Planning*. The Hague, Netherlands: SPB Academic Publishing.
 891. Swanson, F. J., and C. T. Dyrness. 1975. Impact of clear-cutting and road construction on soil erosion by landslides in the western Cascade Range, Oregon. *Geology* 3:393-96.
 892. Swanson, F. J., S. L. Johnson, S. V. Gregory, and S. A. Acker. 1998. Flood disturbance in a forested mountain landscape. *BioScience* 48:681-89.
 893. Swanson, G. A., T. C. Winter, V. A. Adomaitis, and J. W. LaBaugh. 1988. *Chemical Characteristics of Prairie Lakes in South-Central North Dakota, Their Potential for Influencing Use by Fish and Wildlife*. Technical Report 18. Washington, D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service.
 894. Swap, R., M. Garstang, and S. Greco. 1992. Saharan dust in the Amazon Basin. *Tellus* 44B:133-49.
 895. Swift, T. J. 2001. *Determinants of optical characteristics of Lake Tahoe, CA-NV*. Ph.D. dissertation, University of California, Davis.
 896. Swihart, R. K., and N. A. Slade. 1984. Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. *Journal of Mammalogy* 65:357-60.
 897. Sykora, K. V., L. J. de Nijs, and T. A. H. M. Pelsma. 1993.

- Plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen. Utrecht, Netherlands: Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.
898. Taaffe, E. J., and H. L. Gauthier Jr. 1973. *Geography of Transportation*. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall.
 899. Taaffe, E. J., R. L. Morrill, and P. R. Gould. 1963. Transport expansion in underdeveloped countries: A comparative analysis. *Geophysical Review* 53:503-29.
 900. Tabler, R. D. 1974. New engineering criteria for snow fence systems. *Transportation Research Record* 506:65-84.
 901. Tabor, R. 1974. Earthworms, crows, vibrations and motorways. *New Scientist* 62:482-83.
 902. Tamm, C. O., and T. Troedsson. 1955. An example of the amounts of plant nutrients supplied to the ground in road dust. *Oikos* 6:61-70.
 903. Tanghe, M. 1986. Approche floristique et phytosociologique des espaces verts autoroutiers de la moyenne Belgique (Brabant Hainaut). *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique* 119:22-34.
 904. Taskula, T. 1997. The moose ahead. *Traffic Technology International* 142:170-73.
 905. Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, and G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-73.
 906. Ter Haar, G. L., M. E. Griffing, M. Brandt, D. G. Oberding, and M. Kapron. 1975. Methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl as an antiknock: Composition and fate of manganese exhaust products. *Journal of Air Pollution Control Association* 25:858-60.
 907. Terrene Institute. 1994. *Urbanization and Water Quality: A Guide to Protecting the Urban Environment*. Washington, D.C.: Terrene Institute.
 908. Thiel, R. P. 1985. Relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *American Midland Naturalist* 113:404-07.
 910. Thompson, J. R., A. J. Rutter, and P. S. Ridout. 1986. The salinity of motorway soils. 2. Distance from the carriageway and other local sources of variation in salinity. *Journal of Applied Ecology* 23:269-80.
 911. Thompson, K., and J. P. Grime. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67:893-921.
 912. Thoreau, H. D. 1849. *A Week on the Concord and Merrimack Rivers*.

- Sentry Edition. Boston: Houghton Mifflin.
913. Thurber, J. M., R. O. Peterson, T. D. Drummer, and S. A. Thomasma. 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin* 22:61-68.
 914. Tibke, G. 1988. Basic principles of wind erosion control. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 22/23:103-22. (Reprinted in J. R. Brandle, D. L. Hintz, and J. W. Sturrock, eds., *Windbreak Technology*, Amsterdam: Elsevier, 1988.)
 915. Tiemann, K. H. 1971. Die Auswirkungen des Strassenverkehrs auf Boden, Pflanzen und Wasser. *Wasserbau TU Hannover* 21:157-225.
 916. Tikka, P. M., H. Hogmander, and P. S. Koski. 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* 16:659-66.
 917. Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, and M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65-66.
 918. Tinker, D. B., C. A. C. Resor, G. P. Beauvais, K. F. Kipfmüller, C. I. Fernandes, and W. L. Baker. 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology* 13:149-65.
 919. Tischendorf L., and L. Fahrig. 2000a. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7-19.
 920. ----- . 2000b. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15:633-41.
 921. Tivy, J. 1990. *Agricultural Ecology*. Harlow, Essex, England: Longman.
 922. Tong, S. T. Y. 1990. Roadside dusts and soils contamination in Cincinnati, Ohio, USA. *Environmental Management* 14:107-14.
 923. Townsend, C. R., J. L. Harper, and M. Begon. 2000. *Essentials of Ecology*. Malden, Mass.: Blackwell Science.
 924. Transport Association of Canada. 1995. *Transportation in Canada: A Statistical Overview*. Ottawa: Transport Association of Canada.
 925. Transport Association of Canada. 2000. *Transportation in Canada 2000*. Ottawa: Transport Association of Canada.
 926. Transportation Research Board. 1991. *Highway Deicing: Comparing Salt and Calcium Magnesium Acetate*. Special Report 235. Washington, D.C.: National Research Council.
 927. Transportation Research Board. 1993. *Stormwater Management for Transportation Facilities*. NCHRP Synthesis 174. Washington, D.C.: National

- Research Council.
928. Treweek, J., and N. Veitch. 1996. The potential application of GIS and remotely sensed data to the ecological assessment of proposed new road schemes. *Global Ecology and Biogeography Letters* 5:249-57.
 929. Trombulak, S. C., and C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14:18-30.
 931. Truett, J. C., and S. R. Johnson, eds. 2000. *The Natural History of an Arctic Oil Field: Development and the Biota*. San Diego, Calif.: Academic Press.
 932. Turner, A. K., and R. L. Schuster, eds. 1996. *Landslides: Investigation and Mitigation*. Transportation Research Board Special Report 247. Washington, D.C.: National Academy Press.
 933. Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-97.
 935. Turner, M. G., R. H. Gardner, and R. V. O'Neill. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. New York: Springer-Verlag.
 936. Turtle, S. L. 2000. Embryonic survivorship of the spotted salamander (*Ambystoma maculatum*) in roadside and woodland vernal pools in southeastern New Hampshire. *Journal of Herpetology* 34:60-67.
 937. Tyser, J. W., and C. A. Worley. 1992. Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (USA). *Conservation Biology* 6:253-62.
 938. Ujvari, M., H. J. Baagoe, and A. B. Madsen. 1998. Effectiveness of wildlife warning reflectors in reducing deer-vehicle collisions: A behavioral study. *Journal of Wildlife Management* 62:1094-99.
 939. Ulanowicz, R. E. 1997. *Ecology, the Ascendent Perspective*. New York: Columbia University Press.
 940. Ullmann, I., and B. Heindl. 1989. Geographical and ecological differentiation of roadside vegetation in temperate Europe. *Botanica Acta* 102:261-340.
 941. Ullmann, I., P. Bannister, and J. B. Wilson. 1995. The vegetation of roadside verges with respect to environmental gradients in southern New Zealand. *Journal of Vegetation Science* 6:131-42.
 942. -----. 1998. Lateral differentiation and the role of exotic species in roadside vegetation in southern New Zealand. *Flora* 193:149-64.
 943. Ullmann, I., B. Heindl, and B. Schug. 1990. *Naturraumliche Gliederung*

- der Vegetation auf Strassenbegleit-flachen im westlichen Unterfranken. *Tuexenia* 10:197-222.
944. Underhill, J. E., and P. G. Angold. 2000. Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Review* 8:21-39.
945. USDA Forest Service. 1999. Roads Analysis: Informing Decisions about Managing the National Forest Transportation System. Miscellaneous Report FS-643. Washington, D.C.: U.S. Department of Agriculture.
946. Department of Transportation. 1999. Transportation Equity Act for the 21st Century. Washington, D.C.: Federal Highway Administration.
947. Department of Transportation and Environmental Protection Agency Joint Report. 1993. Clean Air through Transportation: Challenges in Meeting National Air Quality Standards. Washington, D.C.
948. Fish and Wildlife Service. 1981. Standards for the Development of Suitability Index Models. Ecological Services Manual 103. Washington, D.C.: US. Department of Interior.
950. ----- . 2001. Karner Blue Butterfly (*Lycaeides melissa samuelis*) Recovery Plan. Technical Agency Draft. Fort Snelling, Minn.: U.S. Fish and Wildlife Service.
951. van Bohemen, H., C. Padmos, and H. de Vries. 1994. Versnippering-ontsnippering: Beleid en onderzoek bij verkeer en waterstaat. *Landschap* 1994, no. 3: 15-25.
952. van Bohemen, H. D. 1996. Mitigation and compensation of habitat fragmentation caused by roads: Strategy, objectives and practical measures. *Transportation Research Record* 1475:133-37.
953. ----- . 1998. Habitat fragmentation, infrastructure and ecological engineering. *Ecological Engineering* 11:199-207.
954. van der Sluijs, J., and P. J. M. Melman. 1991. Layout and management of planted road and canal verges. In *Nature Engineering and Civil Engineering Works*, edited by P. Aanen, W. Alberts, G. J. Bekker, et al., 79-85. Wageningen, Netherlands: Pudoc.
955. van der Sluijs, J., and H. D. van Bohemen. 1991. Green elements of civil engineering works and their (potential) ecological importance. In *Nature Engineering and Civil Engineering Works*, edited by P. Aanen, W. Alberts, G. J. Bekker, et al., 21-32. Wageningen, Netherlands: Pudoc.
956. van der Zande, A. N., W. J. Ter Keurs, and W. J. van der Weijden. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat:

- Evidence of a long-distance effect. *Biological Conservation* 18:299-321.
957. Vander Zanden, M. J., G. Cabana, and J. B. Rasmussen. 1999. Stable isotope evidence for food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401:464-67.
958. van der Zee, F. F., J. Wiertz, C. J. F. Ter Braak, and R. C. Apeldoorn. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation* 61:17-22.
959. van Dorp, D., P. Schippers, and J. M. van Groenendael. 1997. Migration rates of grassland plants along corridors in grassland landscapes assessed with a cellular automation model. *Landscape Ecology* 12:39-50.
960. van Dyke, F. B., R. H. Brocke, H. G. Shaw, B. B. Ackerman, T. P. Hemker, and F. G. Lindzey. 1986. Reactions of mountain lions to logging and human activity. *Journal of Wildlife Management* 50:95-102.
961. van Eimern, J., R. Karschon, L. A. Razumova, and G. W. Robertson. 1964. Windbreaks and Shelterbelts. Technical Note 59. Geneva: World Meteorological Organization.
962. Vankat, J. L., and D. G. Roy. 2002. Landscape invisibility by exotic species. In *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, edited by K. J. Gutzwiller, 170-91. New York: Springer.
963. Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, and C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37:130-37.
964. Vassant, J., S. Brandt, and J. M. Jullien. 1993a. Influence du passage de l'autoroute A5 sur les populations cerf et sanglier du Massif d'Arc-en-Banois: 1^{ère} partie. *Bulletin de l'Office National de la Chasse* 183:15-25.
965. ----- . 1993b. Influence du passage de l'autoroute A5 sur les populations cerf et sanglier du Massif d'Arc-en-Banois: 2^{ème} partie. *Bulletin de l'Office National de la Chasse* 184: 24-33:
966. Vavrek, M. C., N. Fetcher, J. B. McGraw, G. R. Shaver, F. S. Chapin III, and B. Bovard. 1999. Recovery of productivity and species diversity in tussock tundra following disturbance. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 31:254-58.
967. Veen, J. 1973. De verstoring van weidevogelpopulaties. *Stedeb. en Volkshuisv.* 53:16-26.
968. Veenbaas, G., and G. J. Brandjes. 1999. The use of fauna passages along waterways under motorways. In *Key Concepts in Landscape Ecology*, edited

- by J. W. Dover and R. G. H. Bunce, 315-20. Preston, England: International Association for Landscape Ecology.
970. Venier, L., and L. Fahrig. 1996. Habitat availability causes the species abundance-distribution relationship. *Oikos* 76:564-70.
 971. Verkaar, H. J., and G. J. Bekker. 1991. The significance of migration to the ecological quality of civil engineering works and their surroundings. In *Nature Engineering and Civil Engineering Works*, edited by P. Aanen, W. Alberts, G. J. Bekker, et al., 44-61. Wageningen, Netherlands: Pudoc.
 972. Verkaar, H. J., P. Aanen, and C. F. van de Watering. 1991. Theoretical background to the application of nature engineering knowledge. In *Nature Engineering and Civil Engineering Works*, edited by P. Aanen, W. Alberts, G. J. Bekker, et al., 33-43. Wageningen, Netherlands: Pudoc.
 973. Vermeulen, H. J. W. 1994. Corridor function of a road verge for dispersal stenotopic heathland ground beetles (Carabidae). *Biological Conservation* 69:339-49.
 974. Vermeulen, H. J. W., and P. F. M. Opdam. 1995. Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: A simulation study. *Landscape and Urban Planning* 31:233-48.
 975. Vermuelen, J., and T. Whitten, eds. 1999. *Conservation of Biodiversity and Cultural Property in the Exploitation of Limestone: Lessons from East Asia*. World Bank Technical Paper (prepublication draft). Washington, D.C.: World Bank.
 976. Vigier, F. 1987. *Housing in Tunis*. Cambridge, Mass.: Graduate School of Design, Harvard University.
 977. Vileisis, A. 1997. *Discovering the Unknown Landscape: A History of America's Wetlands*. Washington, D.C.: Island Press.
 978. Vitousek, P. M., and R. W. Howarth. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13:87-115.
 979. Vitousek, P. M., J. D. Aber, R. W. Howarth, G. E. Likens, P. A. Matson, D. W. Schindler, W. H. Schlesinger, and D. G. Tilman. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications* 7:737-50.
 980. Voorhees, A. M. 1956. *A General Theory of Traffic Flow*. 1955 Proceedings. New Haven, Conn.: Institute of Traffic Engineers.
 981. Vos, C. C. 1997. Effects of road density: A case study of the moor frog. In *Habitat Fragmentation & Infrastructure*, edited by K. Canters, 93-97. Delft,

- Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
982. Vos, C. C., and J. P. Chardon. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 35:44-56.
 983. Vos, C. C., H. Baveco, and C. J. Grashof-Bokdam. 2002. Corridors and species dispersal. In *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, edited by K. J. Gutzwiller, 84-104. New York: Springer.
 984. Wace, N. 1977. Assessment of dispersal of plant species: The car-borne flora in Canberra. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* 10:167-86.
 985. ----- . 2000. The botany of the motor car. In *The Best of the Science Show*, edited by R. Williams, 70-79. Sydney, Australia: Nelson.
 986. Wade, K. J., J. T. Flanagan, A. Currie, and D. J. Curtis. 1980. Roadside gradients of lead and zinc concentrations in surface-dwelling invertebrates. *Environmental Pollution (Series B)* 1:87-93.
 987. Wales, B. A. 1972. Uegetation analysis of northern and southern edges in a mature oak-hickory forest. *Ecological Monographs* 42:451-71.
 988. Walker, D. A. 1996. Disturbance and recovery of arctic Alaskan vegetation. In *Landscape Function and Disturbance in Arctic Tundra*, edited by J. F. Reynolds and J. D. Tenhunen, 35-71. New York and Berlin: Springer-Verlag.
 990. Walker, D. A., and K. R. Everett. 1987. Road dust and its environmental impact on Alaskan taiga and tundra. *Arctic and Alpine Research* 19:479-89.
 991. Walker, D. A., and M. D. Walker. 1991. History and pattern of disturbance in Alaskan arctic terrestrial ecosystems: A hierarchical approach to analyzing landscape change. *Journal of Applied Ecology* 28:244-76.
 992. Walker, D. A., D. Cate, J. Brown, and C. Racine. 1987a. Disturbance and Recovery of Arctic Alaskan Tundra Terrain: A Review of Recent Investigations. Report 87-11. Hanover, N.H.: Cold Regions Research and Engineering Laboratory.
 993. Walker, D. A., P. J. Webber, E. F. Binnian, K. R. Everett, N. D. Lederer, E. A. Norstrand, and M. D. Walker. 1987b. Cumulative impacts of oil fields on northern Alaskan landscapes. *Science* 338:757-61.
 994. Walling, E. 1985. *Country Roads: The Australian Roadside*. Lilydale, Victoria, Australia: Pioneer Design Studio.
 995. Wallis, M. 2001. *Route 66: The Mother Road*. New York: St. Martin's Griffin.
 996. Walter, K. 2000. Ecosystem effects of the invasion of Eurasian watermilfoil:

- (*Myriophyllum spicatum*) at Lake Tahoe. Master's thesis, University of California, Davis.
997. Ward, A. L. 1982. Mule deer behavior in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Record* 859:8-13.
 998. Ward, J. V. 1989. The four dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8:2-8.
 999. Waring, G. H., J. L. Griffis, and M. E. Vaughn. 1991. White-tailed deer roadside behavior, wildlife warning reflectors, and highway mortality. *Applied Animal Behavior Science* 29:215-23.
 1000. Warner, R. E., G. B. Joselyn, and S. L. Etter. 1987. Factors affecting roadside nesting by pheasants in Illinois. *Wildlife Society Bulletin* 15:221-28.
 1001. Warren, E. R. 1936. Casualties among animals on mountain roads. *Science* 83:14.
 1002. Warren, M. L., and M. G. Pardew. 1998. Road crossings as barriers to small-stream fish movement. *Transactions of the American Fisheries Society* 127:637-44.
 1003. Washington Forest Practices Board. 1995. *Standard Methodology for Conducting Watershed Analysis under Chapter 222-22 WAC, Version 3.0*. Olympia, Wash.: Department of Natural Resources, Forest Practices Division.
 1004. Wasser, S. K., K. Bevis, G. King, and E. Hanson. 1997. Noninvasive physiological measures of disturbance in the northern spotted owl. *Conservation Biology* 11:1019-22.
 1005. Waters, D. 1988. *Monitoring Program Mitigative Measures: Trans-Canada Highway Twinning*. Final Report to Parks Canada. Alberta, Canada: Banff National Park.
 1006. Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo, and D. J. Dokken. 2000. *Land Use, Land-Use Change, and Forestry*. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). New York and Cambridge: Cambridge University Press.
 1007. Watts, M. T. 1975. *Reading the Landscape of America*. New York: Macmillan.
 1008. Way, J. M. 1977. Roadside verges and conservation in Britain: A review. *Biological Conservation* 12:65-74.
 1009. Wayne, R. K., S. B. George, D. Gilbert, P. W. Collins, S. D. Kovach, D. Girman, and N. Lehman. 1991. A morphologic and genetic study of the

- island fox *Urocyon littoralis*. *Evolution* 45:1849-68.
1010. Weathers, K. C., M. L. Cadenasso, and S. T. A. Pickett. 2001. Forest edges as nutrient and pollutant concentrators: Potential synergisms between fragmentation, forest canopies, and the atmosphere. *Conservation Biology* 15:1506-14.
 1011. Weaver, T., and D. Dale. 1978. Trampling effects of hikers, motorcycles and horses in meadows and forest. *Journal of Applied Ecology* 15:451-57.
 1012. Webb, R. H. 1982. Off-road motorcycle effects on a desert soil. *Environmental Conservation* 9:197-208.
 1013. Webb, R. H., and H. G. Wilshire, eds. 1983. *Environmental Effects of Off-Road Vehicles: Impact and Management in Arid Regions*. New York: Springer-Verlag.
 1014. Webber, M. 1992. The joys of automobility. In *The Car and the City: The Automobile, the Built Environment and Daily Life*, edited by M. Wachs and M. Crawford, 274-84. Ann Arbor: University of Michigan Press.
 1015. Webster's Third New International Dictionary: The English Language Unabridged. 1986. Springfield, Mass.: Merriam-Webster.
 1016. Weiner, E. 1997. *Urban Transportation Planning in the United States: An Historical Overview*. Publication DOT-T-97-20. Washington, D.C.: U.S. Department of Transportation.
 1017. Wemple, B. C., J. A. Jones, and G. E. Grant. 1996. Channel network extension by logging roads in two basins, western Cascades, Oregon. *Water Resources Bulletin* 32:1195-1207.
 1018. Wemple, B. C., F. J. Swanson, and J. A. Jones. 2001. Forest roads and geomorphic process interactions, Cascade Range, Oregon. *Earth Surface Processes and Landforms* 26:191-204.
 1019. West, G. B., J. H. Brown, and B. J. Enquist. 1997. A general model for the origin of allometric scaling laws in biology. *Science* 276:122-26.
 1020. Wester, L., and J. O. Juvik. 1983. Roadside plant communities on Mauna Loa, Hawaii. *Journal of Biogeography* 10:307-16.
 1021. Westhoff, V., P. A. Bakker, C. G. van Leeuwen, and E. E. van der Maarel. 1970. *Wilde planten: Flora en vegetatie in onze natuurgebieden*. Amsterdam: Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten.
 1022. Wetzel, R. G., and G. E. Likens. 1991. *Limnological Analysis*. Philadelphia: W. B. Saunders.
 1023. White, F. B. 1927. Birds and motor cars. *Auk* 44:265-66.

1024. ----- . 1929. Birds and motor cars. *Auk* 50:236.
1025. Whitney, G. G., and W. C. Davis. 1986. From primitive woods to cultivated woodlots: Thoreau and the forest history of Concord, Massachusetts. *Journal of Forest History* 30:70-81.
1026. Whittaker, R. H. 1975. *Communities and Ecosystems*. New York: Macmillan.
1027. Whitten, K., and R. D. Cameron. 1983. Movements of collared caribou, *Rangifer tarandus*, in relation to petroleum development on the Arctic Slope of Alaska. *Canadian Field-Naturalist* 97:143-46.
1028. Whyte, W. H. 1980. *The Social Life of Small Urban Spaces*. Washington, D.C.: Conservation Foundation.
1030. Wiche, G. J., R. M. Lent, W. F. Rannie, and A. V. Vecchia. 1997. A history of lake-level fluctuations for Devils Lake, North Dakota, since the early 1800s. In *Proceedings of the 89th Annual Meeting*, 34-39. Grand Forks: North Dakota Academy of Science.
1031. Wiche, G. J., A. V. Vecchia, L. Osborne, C. M. Wood, and J. T. Fay. 2000. *Climatology, Hydrology, and Simulation of an Emergency Outlet, Devils Lake Basin, North Dakota*. U.S.G.S. Water Resources Investigations Report 00-4174. Bismarck, N.D.: U.S. Geological Survey.
1032. Wiens, J. A. 1996. Wildlife in patchy environments: Metapopulations, mosaics, and management. In *Metapopulations and Wildlife Conservation*, edited by D. R. McCullough, 53-84. Washington, D.C.: Island Press.
1033. ----- . 2002. Central concepts and issues of landscape ecology. In *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, edited by K. J. Gutzwiller, 3-21. New York: Springer.
1034. Wiggins, G. B., R. J. Mackay, and I. M. Smith. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporal pools. *Archives fur Hydrobiologia Supplement* 58:97-206.
1035. Wilcox, B. A., and D. D. Murphy. 1985. Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125:879-87.
1036. Wilcox, D. A. 1989. Migration and control of purple loosestrife (*Lythrum salicaria* L.) along highway corridors. *Environmental Management* 13:365-70.
1037. Wilder, T. 1995. *Fort McCoy Karner Blue Butterfly Conservation Plan*. Fort McCoy, Wis.: Directorate of Public Works, Environmental and Natural Resources Division.

1038. Wilkins, K. T. 1982. Highways as barriers to rodent dispersal. *Southwestern Naturalist* 27:459-60.
1039. Williams, P. J. 1995. Permafrost and climate change: Geotechnical considerations. *Philosophical Transactions: Physical Sciences and Engineering* 3:56-60.
1040. Williamson, P., and P. R. Evans. 1972. Lead: Levels in roadside invertebrates and small mammals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 8:280-88.
1041. Wilson, E. O. 1984. *Biophilia*. Cambridge: Harvard University Press.
1042. ----- . 1996. *The Diversity of Life*. Cambridge: Belknap Press of Harvard University Press.
1043. Wilson, J. B., G. L. Rapson, M. T. Sykes, A. J. Watkins, and P. A. Williams. 1992. Distributions and climatic correlations of some exotic species along roadsides in South Island, New Zealand. *Journal of Biogeography* 19:183-94.
1045. Winner, W. E. 1994. Mechanistic analysis of plant responses to air pollution. *Ecological Applications* 4:651-61.
1046. Winter, T. C. 2001. The concept of hydrologic landscapes. *Journal of the American Water Resources Association* 37:335-49.
1047. Winter, T. C., J.W. Harvey, O. L. Franke, and W. M. Alley. 1998. *Ground Water and Surface Water: A Single Resource*. Circular 1139. Reston, Va.: U.S. Geological Survey.
1048. Wisconsin Department of Transportation. 1995. FHWA/NEPA Project Development Process. Unpublished report. Madison: Wisconsin Department of Transportation.
1050. Wisdom, M. J., R. S. Holthausen, and B. K. Wales. 2000. *Source Habitats for Terrestrial Vertebrates of Focus in the Interior Columbia Basin: Broad-Scale Trends and Management Implications*. General Technical Report PNW GTR-485. Portland, Ore.: USDA Forest Service.
1051. With, K. A., and A. W. King. 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13:314-26.
1052. Wohlgenuth, N. 1997. World transport energy demand modeling: Methodology and elasticities. *Energy Policy* 25:1109-19.
1053. Wolska, L., W. Wardencki, M. Wiergowski, et al. 1999. Evaluation of pollution degree of the Odra river basin with organic compounds after the 1997 summer flood: General comments. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*

- 27:343-49.
1054. Woods, J. G. 1990. Effectiveness of Fences and Underpasses on the Trans-Canada Highway and Their Impact on Ungulate Populations. Report to Banff National Park Warden Service. Banff, Alberta.
 1055. Woodward, S. M. 1990. Population density and home range characteristics of woodchucks, *Marmota monax*, at expressway interchanges. *Canadian Field-Naturalist* 104:421-28.
 1056. World Commission on Environment and Development. 1987. *Our Common Future*. New York: Oxford University Press.
 1057. World Health Organization. 1981. Manganese. In *Environmental Health Criteria* 17. Geneva: World Health Organization.
 1058. Wyatt, R. 1996. More on the southward spread of common milkweed, *Asclepias syriaca* L. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 123:68-69.
 1059. Wyatt, R., A. Stoneburner, S. B. Broyles, and J. R. Allison. 1993. Range extension southward in common milkweed, *Asclepias syriaca* L. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 120:177-79.
 1060. Yanes, M., J. Velasco, and F. Suárez. 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: The importance of culverts. *Biological Conservation* 71:217-22.
 1061. Yost, A. C., and R. G. Wright. 2001. Moose, caribou, and grizzly bear distribution in relation to road traffic in Denali National Park, Alaska. *Arctic* 54:41-48.
 1062. Young, A., and N. Mitchell. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation* 67:63-72.
 1063. Young, G. K., S. Stein, P. Cole, T. Kammer, F. Graziano, and F. Bank. 1996. *Evaluation and Management of Highway Runoff Water Quality*. Publication FHWA-PD-96-032. Washington, D.C.: Federal Highway Administration, U.S. Department of Transportation.
 1064. Young, W. C. 1968. Ecology of roadside treatment: To successfully treat a roadside with vegetation, one need only follow basic ecological principles and simulate nature's way of revegetating a disturbed site. *Journal of Soil and Water Conservation* 23:47-50.
 1065. Zachar, D. 1982. *Soil Erosion*. Amsterdam: Elsevier.
 1066. Zacks, J. L. 1986. Do white-tailed deer see red? Premise underlying the design of Swareflex wildlife reflectors. *Transportation Research Record* 1075:35-43.

1067. Zembrzuski, T. J., Jr., and M. L. Evans. 1989. Flood of April 4-5, 1987, in Southeastern New York State, with Flood Profiles of Schoharie Creek. U.S.G.S. Water Resources Investigations Report 89-4084. Albany, N.Y.: U.S. Geological Survey.
1068. Ziegler, A. D., R. A. Sutherland, and T. W. Giambelluca. 2001. Interstorm surface preparation and sediment detachment by vehicle traffic on unpaved mountain roads. *Earth Surface Processes and Landforms* 26:235-50.
1070. Zielinski, J. A. 2002. Open spaces and impervious surfaces: Model development principles and benefits. In *Handbook of Water Sensitive Planning and Design*, edited by R. L. France, 49-64. Boca Raton, Fla.: Lewis Publishers.
1071. Zimmerman, R. 2002. Global warming, infrastructure, and land use in the metropolitan New York area: Prevention and response. In *Global Climate Change and Transportation: Coming to Terms*, 55-64. Washington, D.C.: Eno Transportation Foundation.
1072. Zimmerman, R., and M. Cusker. 2001. Institutional decision-making. In *Climate Change and a Global City: The Potential Consequences of Climate Variability and Change - Metro East Coast*, chapter 9. Report for the U.S. Global Change Research Program, National Assessment of the Potential Consequences of Climate Variability and Change for the United States. New York: Columbia Earth Institute.
1073. Zobel, D. B., L. F. Roth, and G. M. Hawk. 1985. Ecology, Pathology and Management of Port-Orford Cedar (*Chamaecyparis lawsoniana*). General Technical Report PNW-TER-184. Portland, Ore.: USDA Forest Service.
1074. Zonneveld, I. S., and R. T. T. Forman, eds. 1990. *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. New York: Springer-Verlag.
1075. Zug, L. S. 1997. Habitat, water quality, and wetland preservation: U.S. Route 220 (I-99) replacement wetlands, Blair County, Pennsylvania. *Wetland Journal* 9(4): 3-7.
1076. Zwaenepoel, A. 1996. Wegbermen in Vlaanderen: Een refugium voor botanische zeldzaamheden. *Dumortiera* 64/65:25-35.
1077. Zwaenepoel, A. 1997. Floristic impoverishment by changing unimproved roads into metalled roads. In *Habitat Fragmentation F7 Infrastructure*, edited by K. Canters, 127-137. Delft, Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
1078. ----- . 1998. *Werk aan de berm! Handboek botanisch bermbeheer*. Antwerp, Belgium: Stichting Leefmilieu.

CEEbankwatch
network

CEE Bankwatch Network jest międzynarodową siecią organizacji pozarządowych z Europy Środkowej i Wschodniej, które monitorują działalność międzynarodowych instytucji finansowych oraz wydatkowanie funduszy UE pod kątem ich efektywności oraz oddziaływania na środowisko. Bankwatch Network reprezentowana jest w Polsce przez Polską Zieloną Sieć. www.bankwatch.org



Polska Zielona Sieć

Polska Zielona Sieć jest ogólnopolską organizacją pożytku publicznego zrzeszającą organizacje ekologiczne działające w największych miastach Polski. Naszym celem jest rozwój w zgodzie z naturą. Działamy między innymi poprzez budowanie obywatelskiego poparcia dla zrównoważonego rozwoju, tworzenie mechanizmów społecznej kontroli wydatkowania publicznych funduszy, zwiększenie wpływu konsumentów na jakość produktów oraz politykę globalnych korporacji, a także wspieranie ekorozwoju krajów globalnego południa.

Aktywnie działamy dla natury, człowieka i rozwoju.

www.zielonasiec.pl

Island Press istnieje od 1984 r., stanowiąc źródło wiarygodnej informacji o środowisku i jego ochronie. Publikuje najlepsze nowe idee związane z ochroną środowiska i niestrudzenie pracuje na rzecz ich rozpowszechniania, aby pomóc ludziom zmieniać świat na lepsze. Co roku Island Press wydaje 40 nowych książek na tak ważne tematy, jak: ochrona przyrody, biologia mórz, ochrona krajobrazu, ekologiczne budownictwo, zrównoważone rolnictwo, zmiany klimatu czy restytucja siedlisk. Island Press to znacznie więcej niż wydawca książek. Autorzy i eksperci Island Press dostarczają informacji i inspirują pozytywne zmiany docierając do milionów ludzi za pośrednictwem prasy, Internetu, spotkań w szkołach i osobistych kontaktów. Island Press organizuje konferencje, prowadzi szkolenia oraz komunikuje się ze społeczeństwem w istotnych kwestiach środowiskowych.

Więcej na www.islandpress.com