

VII-12

Zerschneidung der Landschaft durch
Verkehrswege und Siedlungsgebiete

JOCHEN JAEGER

Inhalt

1	Landschaftsverbrauch durch Verkehrsstrecken und Siedlungsflächen	2
1.1	Zuspitzung der Konflikte und politische Zielerklärungen	2
1.2	Daten zur realen Entwicklung	5
1.2.1	Straßendichte	5
1.2.2	Verkehrs- und Siedlungsfläche	6
1.2.3	Unzerschnittene verkehrsarme Räume (UVR)	8
1.2.4	Zerschneidungsgrad (effektive Maschenweite, m_{eff})	12
2	Bisher bekannte Auswirkungen des Verkehrswegenetzes	14
2.1	Übersicht	14
2.2	Wirkungen auf Tierpopulationen	16
2.2.1	Die vier Hauptwirkungen	16
2.2.2	Stark von Verkehrsmortalität betroffene Arten	20
2.2.3	Beispielstudien	21
2.3	Beispiele für Modelle	22
2.4	Wirkung von Zäunen	23
3	Hürden auf dem Weg zu einer Trendwende	24
3.1	Drei Kernprobleme bei der Bewertung von Landschaftseingriffen	24
3.2	Verantwortung für die Folgen	25
3.3	Umgang mit Unsicherheit	25
3.4	Der Zirkel der Landschaftszerschneidung	26
4	Maßnahmen	26
5	Literatur	30

1 Landschaftsverbrauch durch Verkehrsstrecken und Siedlungsflächen

1.1 Zuspitzung der Konflikte und politische Zielerklärungen

Die Siedlungs- und Verkehrsflächen haben sich in Deutschland in den letzten 50 Jahren ebenso stark ausgedehnt wie im Zeitraum von über 2000 Jahren davor. Diese enorme Beschleunigung hat zahlreiche ökologische Folgen. Bildvergleiche zeigen, wie weitreichend der Bau von Verkehrsstrecken und das Wachstum von Wohn- und Gewerbegebieten Landschaften überprägt haben und weiter überprägen. Im Beispiel von Abbildung 1 fallen besonders die extreme Verbreiterung der Bundesstraße, die erhebliche Ausdehnung der Wohngebiete in alle Richtungen und die Ausbreitung von Gewerbegebieten in der Talmitte entlang der Verkehrsachse auf. Solche Aufnahmen belegen, dass es sich hier nicht um punktuelle Erscheinungen, sondern vielfach um eine flächendeckende menschliche Einflussnahme handelt (BRUGGER 1990, TANNER 1999).

Seit zwei Jahrzehnten häufen sich die wissenschaftlichen Belege dafür, dass Straßen und Schienen für viele Tiere als Ausbreitungsbarrieren und Störquellen wirken (Abschnitt 2). Der fortschreitende Siedlungszuwachs – bei gleichzeitiger Intensivierung der Landwirtschaft – engt die verbleibenden Freiräume für die Tier- und Pflanzenwelt weiter ein. Dies führt zu einem Zurückdrängen vieler wild lebender Arten, insbesondere von Arten mit großen Raumansprüchen, und somit zu einem Verlust an Biodiversität. Der Grad der Landschaftszerschneidung ist daher ein wichtiger Indikator für die Bedrohung der Artenvielfalt. Da Tierpopulationen in der Regel mit großen Zeitverzögerungen auf die Verkleinerung und Zerteilung ihrer Lebensräume reagieren, ist es für stabilisierende Maßnahmen oft schon zu spät, wenn ein Rückgang der Populationen dokumentiert wird. Außerdem ist für die meisten Tierarten nicht bekannt, wie stark die Größe ihres Lebensraums und ihr Austausch mit Nachbarpopulationen verringert werden darf, ohne ihr dauerhaftes Überleben zu gefährden. Deshalb ist es wichtig, alle Verkleinerungen von Lebensräumen und alle bestehenden Trennelemente in die Untersuchung der Landschaftszerschneidung einzubeziehen.

Für die Flächeninanspruchnahme und Nutzungsintensivierung hat sich die Bezeichnung „Landschaftsverbrauch“ durchgesetzt (TESDORPF 1984). KÜNKELE et al. definieren „Landschaftsverbrauch“ als „das ständige Zurückweichen bisher in Übereinstimmung mit der naturgegebenen Situation genutzter Grundflächen durch landschaftsfremde Nutzungen“ (KÜNKELE et al. 1985/1993: III. Abschnitt, 2. Vor § 10). Der Begriff wurde zwar kritisiert, weil eine Landschaft als Landfläche nicht verbraucht werden könne. Zudem bewerte das Wort „Landschaftsverbrauch“ eine Flächenumwidmung als nachteilig oder schädlich und müsse daher im wissenschaftlichen Gebrauch durch den wertneutralen, deskriptiven Begriff „Flächennutzungswandel“ ersetzt werden. Diese Argumente entwerten jedoch den Begriff des Landschaftsverbrauchs nicht (ähnlich wie der Begriff „Energieverbrauch“ zwar streng physikalisch nicht korrekt ist, das bestehende Umweltproblem jedoch sehr treffend benennt). Der Begriff „Landschaftsver-

brauch“ hat wesentliche Vorteile gegenüber „Flächennutzungswandel“:

- Er bringt die Richtung der Umwidmung – von „natur-nah“ zu „naturfern“ – zum Ausdruck und ist daher in seiner Bedeutung spezifischer als die Bezeichnung „Flächennutzungswandel“.
- Die Flächeninanspruchnahme für Siedlungs-, Wirtschafts- und Verkehrszwecke führt zu Bodenverdichtungen und -versiegelungen, deren nachteilige Wirkungen auf das Bodengefüge und den Wasserhaushalt unbestritten sind. Der Begriff Landschaftsverbrauch macht auf diese Probleme aufmerksam.
- Fläche lässt sich nicht vermehren, sondern ist eine endliche Ressource. Angesichts der Vielzahl konkurrierender Nutzungsansprüche ist ein sparsamer Umgang geboten.
- Bestimmte Flächennutzungsarten können aufgrund der Veränderungen des Bodens und der Landschaft alle anderen Nutzungen auf lange Dauer und zum Teil irreversibel ausschließen. In diesen Fällen ist das Bild des Verbrauches für den Verlust von Boden- bzw. Landschaftsfunktionen zutreffend (KUHN et al. 1994).

Landschaftszerschneidung ist ein Teilprozess des Landschaftsverbrauchs und bezeichnet die Zerteilung von Flächen durch lineare und flächige Trennelemente wie Straßen und Siedlungsgebiete und das „Zerreißen von gewachsenen ökologischen Zusammenhängen zwischen räumlich getrennten Bereichen der Landschaft“ (HABER 1993:62). Die geogene Zerschneidung schließt auch die Trennwirkung von natürlichen Landschaftselementen ein, z.B. von Flüssen und steilen Felswänden.

Zwar besteht in der Wissenschaft und auch in der Politik große Einigkeit darüber, dass die meisten ökologischen Folgen von Verkehrswegen und Siedlungen nicht wünschenswert sind und die Erhaltung großer unzerschnittener, verkehrsarmer Räume eine große Bedeutung für Naturschutz und Erholung hat. Dennoch setzt sich die Entwicklung ungebrems in eine unerwünschte Richtung fort. Der Zuwachs der Siedlungs- und Verkehrsfläche in Deutschland betrug im Zeitraum von 1993 bis 1997 durchschnittlich 120 ha pro Tag und ist im Zeitraum 1997–2001 sogar bis auf 129 ha/Tag angestiegen (Abb. 2). Substanzielle Änderungen in der Verkehrs- und Siedlungspolitik sind trotz zahlreicher Mahnungen von offiziellen Gremien seit der Bodenschutzkonzeption von 1985 nicht in Sicht. Zwar nimmt die Zahl politischer Absichtserklärungen, Landschaftsverbrauch und Landschaftszerschneidung einzudämmen, seit einigen Jahren deutlich zu, doch haben diese Erklärungen bisher keine Trendänderung bewirkt. Die Erklärung der Bundesregierung in der Nachhaltigkeitsstrategie von 2001 (DIE BUNDESREGIERUNG 2001) bleibt in ihren allgemeinen Zielaussagen sogar noch hinter der Bodenschutzkonzeption von 1985 zurück. Die Bodenschutzkonzeption fordert als „zentralen Handlungsansatz“ eine „Trendwende im Landverbrauch“ (BMI 1985). Drei der vorgesehenen Maßnahmen beziehen sich ausdrücklich auf die Landschaftszerschneidung:

- a) „Reduzierung des Verkehrsflächenbedarfs im städtischen Umland durch Trendumkehr bei der Zerschneidung und Zersiedlung der Landschaft sowie durch Erhöhung der Wohnqualität in den Städten“;

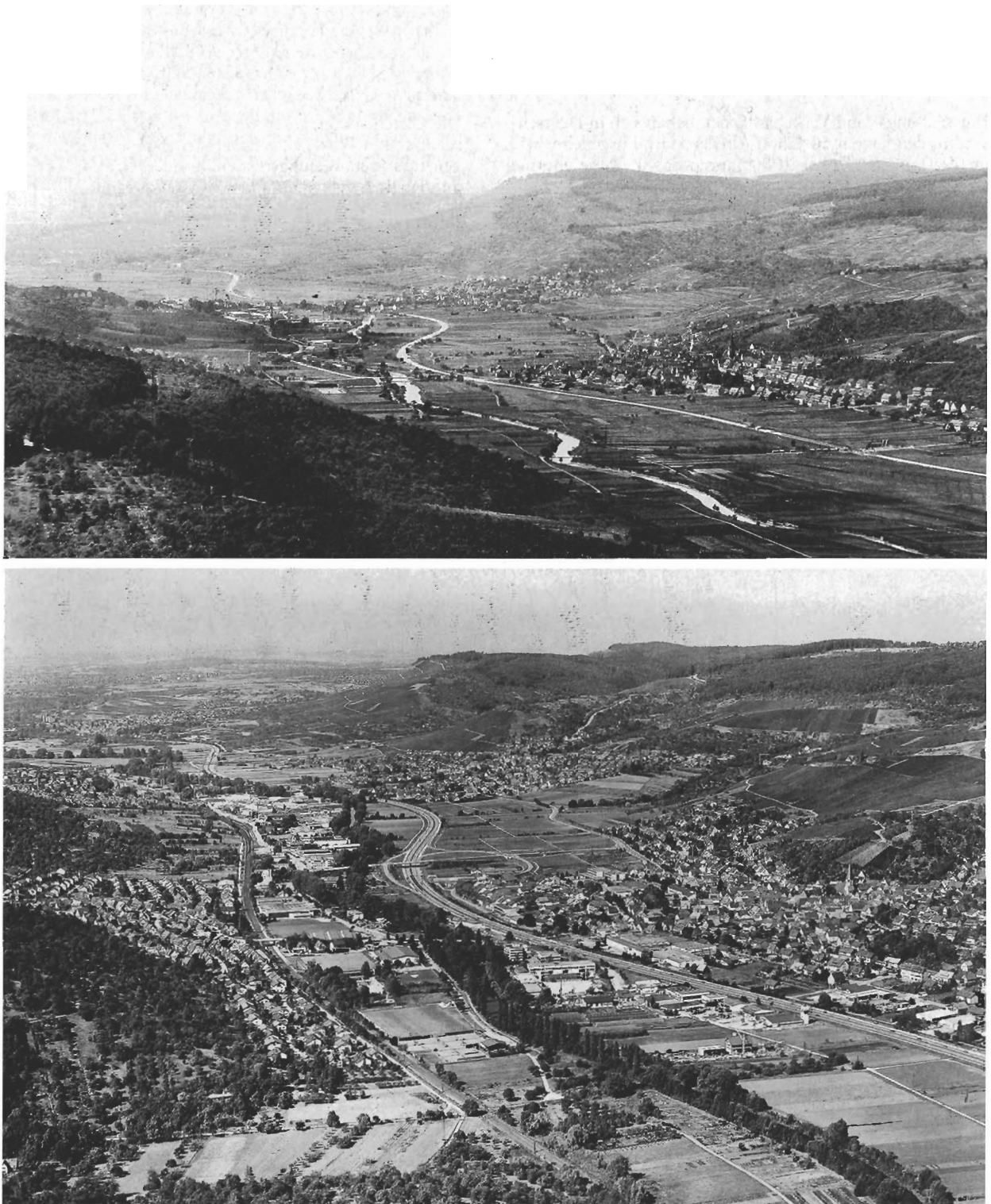


Abb. 1: Luftbildvergleich Weinstadt/Remshalden 1956 und 1989 aus Südosten. Oben ist die neue Bundesstraße B29 im Bau (einspurig), unten hat sie sich bereits zum autobahnartigen Verkehrsband entwickelt (Aufnahmen: ALBRECHT BRUGGER; Wiedergabe mit freundlicher Genehmigung des Landesmedienzentrums Baden-Württemberg, Luftbildarchiv Albrecht BRUGGER).

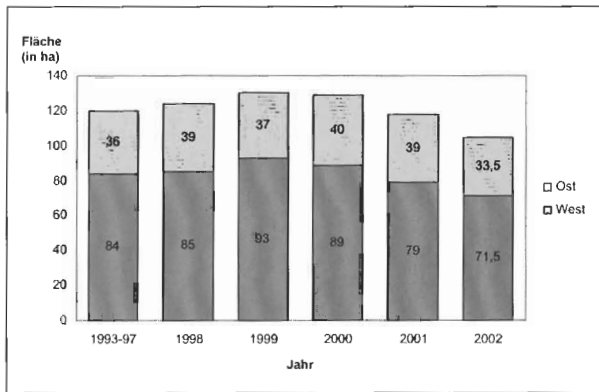


Abb. 2: Tägliche Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke in Deutschland (für 2002 Berechnungen des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung) (STATISTISCHES BUNDESAMT 2003a, 2003d).

- b) „Einschränkung der Zerschneidungs- und Trennwirkung linienförmiger Infrastrukturmaßnahmen“;
- c) Bewahrung von „Landschaften mit naturnahen Bodennutzungen vor weiteren Zerschneidungen durch Verkehrswege und Leitungssysteme sowie vor Bebauung“.

Die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung hingegen benennt zwar die Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche als ein bedeutsames Umweltproblem in Deutschland, geht jedoch kaum auf das Thema Landschaftszerschneidung ein. Neu und sehr begrüßenswert ist allerdings, dass die Nachhaltigkeitsstrategie eine quantitative Zielvorgabe für den Flächenverbrauch macht: Ziel der Bundesregierung bis zum Jahr 2020 ist eine Begrenzung der Flächenneuinanspruchnahme auf maximal 30 ha pro Tag (DIE BUNDESREGIERUNG 2001). Damit bleibt sie allerdings deutlich hinter dem Zielvorschlag der Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages zurück, die eine stärkere und raschere Reduzierung auf 12 ha/Tag bis 2010 fordert (DEUTSCHER BUNDESTAG 1997, 1998). Langfristig soll nach den Zielen der Kommission die Umwandlung von unbebauten Flächen in bebaute durch gleichzeitige Erneuerung von Flächen (z.B. Entsiegelung) vollständig kompensiert werden (Flächenrecycling, Altlastensanierung). Für die Landschaftszerschneidung fehlt jedoch nach wie vor eine Zielvorgabe; allerdings hat das Umweltbundesamt (UBA) hierfür einen ersten Vorschlag in die Diskussion gebracht (UBA 2003, siehe Abschnitt 4).

Angesichts des wachsenden Siedlungsdrucks, Erholungsdrucks und Mobilitätsdrucks reichen die bestehenden Regelungen nicht aus, um die Landschaft zu schützen. Die gegenwärtige Diskrepanz, dass die Landschaftszerschneidung weiter fortschreitet, obwohl diese Entwicklung als Problem erkannt ist und obwohl Eingriffsregelung und Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) etabliert sind, verschärft sich damit fortlaufend. Symptome dieser Verschärfung sind:

- Weiterer unkontrollierter Anstieg der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke: Dieser Anstieg äußert sich in der Zunahme der Wohnfläche

pro Kopf und der Siedlungsfläche pro Kopf (Abschnitt 1.2.2) und kann daher nur zum Teil mit einem Anstieg der Bevölkerung begründet werden. Zudem wachsen die brachgefallenen, ehemals gewerblich oder industriell genutzten Flächen an, während am Stadtrand und im Umland neue Gewerbeflächen ausgewiesen werden.

- Fortsetzung der bisherigen Verkehrspolitik zugunsten der Straße und Wirkungslosigkeit der bisherigen Ankündigungen von Trendänderungen in der Verkehrspolitik, z.B. durch die gemeinsame Konferenz der Umwelt-, Verkehrs- und Raumordnungsminister der Länder und des Bundes von 1992 (UBA 1997).
- Zunahme der Nutzungskonflikte: Die Nutzungskonflikte liegen zunehmend auf höherer Konfliktebene, d.h. sie gehen über Sachfragen und fachliches Erfahrungswissen hinaus und betreffen in steigendem Maße Werte und Weltbilder, z.B. zur Stellung des Menschen in der Natur. Dadurch werden die Konflikte heftiger und schwieriger lösbar (RENN 1996: 170).
- Selbstverstärkungseffekte: Wenn Gebiete neu erschlossen werden, erhöht sich in ihnen das Verkehrsaufkommen. Zudem sind die steigende Verlärmung und der Verlust von Erholungsgebieten Ursachen für eine Verkehrszunahme. Damit wird der Verkehr selbst Ursache für weiteren Verkehr, und die zerschnittene und verlärmte Landschaft erscheint immer weniger als schutzwürdig. In der Folge erhöht sich der Erholungsdruck auf die wenigen noch verbliebenen unzerschnittenen Räume. Daher ist die Behauptung mancher Interessensvertreter, weiteres Verkehrswachstum bedeute Sicherung und Steigerung von Wohlstand und Lebensqualität (z.B. WICENEC 2001: 217), heute nicht mehr überzeugend, sondern der Zusammenhang zwischen Verkehrswachstum und Lebensqualität hat sich inzwischen umgekehrt.
- Verknappung geeigneter Flächen für Ausgleichsmaßnahmen: In vielen Verdichtungsräumen wurde es in den letzten Jahren immer schwieriger, adäquate Flächen für den eingriffsgebundenen Ausgleich zu finden. Auch eine räumliche und zeitliche Entkoppelung des Eingriffsausgleichs von der konkreten Planung ändert nichts am Mangel an aufwertbaren Flächen in den verdichteten Gebieten. Vielmehr hat die Eingriffsregelung durch solche Entkoppelung „ihre die Ausweisung von Bauland limitierende Funktion“ verloren (SRU 1998: 171 Tz 397).

Alle Anzeichen sprechen dafür, dass sich der Trend zur Suburbanisierung des näheren und weiteren Umlands der Verdichtungsräume fortsetzen wird, mit starken Zersiedelungstendenzen. Beim Grundstückserwerb werden noch weitere Entfernungen von der Kernstadt hingenommen als bisher, mit der Folge großflächiger Siedlungsdispersion (BBR 2000: 192). „Deutschland droht damit eine schon ansatzweise erkennbare Zersiedelung mit erheblichen Qualitätsverlusten für Freizeit, Naturschutz und ggf. auch das Wohnen, verbunden mit stagnierenden oder noch steigenden Energie- und Baustoffverbräuchen auf hohem Niveau. Die Flächeninanspruchnahme muss als ein strukturelles gesellschaftliches Problem angesehen werden“ (DEUTSCHER BUNDESTAG 1998: 264). Eine wesentliche Schwierigkeit dabei, die Entwicklung zu lenken, ist der geringe Einfluss des heutigen Naturschutzes in der „Durchschnittslandschaft“ (Abschnitt 3.1). Erforderlich ist aber ein „Naturschutz auf der gesamten, auch der genutzten

Fläche“ (SRU 1996a: 121 Tz 236, vgl. auch SRU 1996b: 25f. Tz 12).

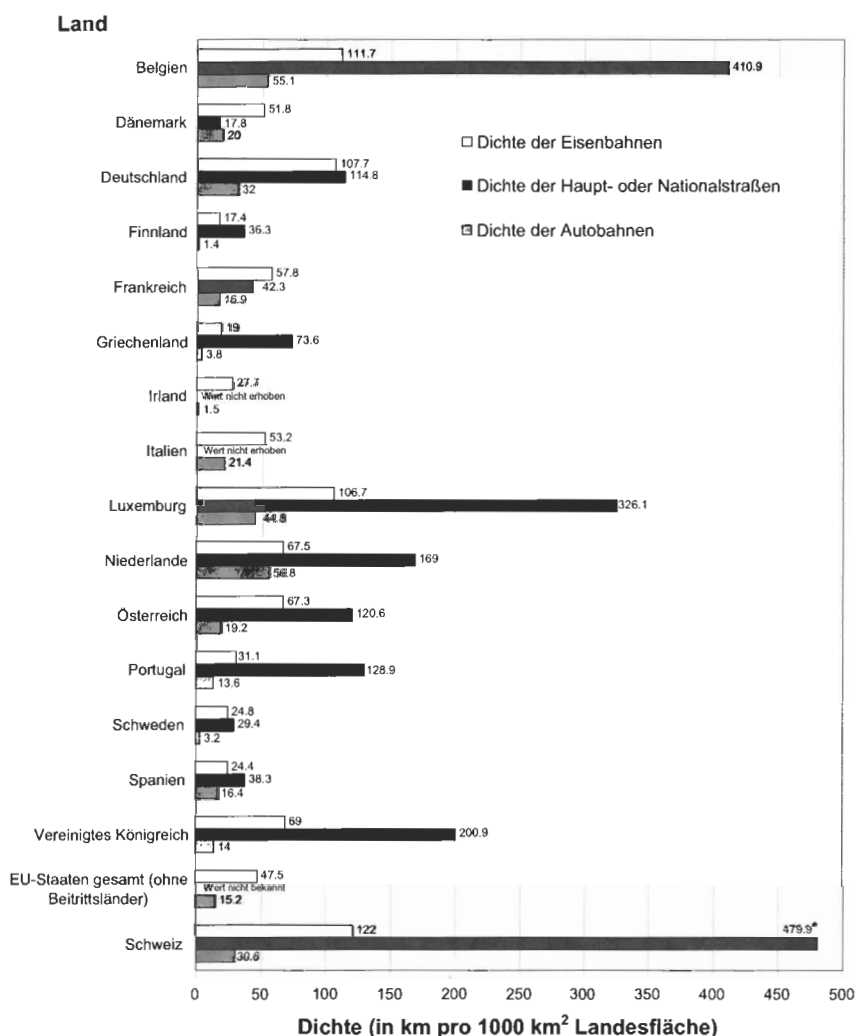
Um Antworten auf diese Entwicklung zu finden, ist daher ein Ausbau des methodischen Instrumentariums unabdingbar (vgl. SRU 1994: 19 Tz 42* u. 125f. Tz 245ff.). Hierzu zählt die Festlegung von Umweltstandards für den Landschaftsverbrauch und die Landschaftszerschneidung (SRU 1994: 128 Tz 253). Große Hoffnungen werden derzeit auf die Wirkung von Leitbildern als „Gegenkonzepte“ zu unerwünschten Trends gesetzt (LEHNES & HÄRTLING 1997: 11ff.). Damit sie wirksam werden können, müssen sie praktisch handhabbar gemacht werden für künftige Entscheidungen und Planungen. WATERSTRAAT et al. (1996) haben dazu die Anerkennung von unzerschnittenen verkehrsarmen Räumen (UVR) als Schutzgut vorgeschlagen (GRAU 1998: 431f.). Wenn derartige Gegenkonzepte fachgerecht

ausgearbeitet und auch eingesetzt werden, können sie einen wesentlichen Beitrag dazu liefern, dass die bestehenden Konflikte verantwortungsbewusst ausgetragen und gelöst werden und die weitere Entwicklung in eine wünschenswerte Richtung gelenkt wird.

1.2 Daten zur realen Entwicklung

1.2.1 Straßendichte

Im europäischen Vergleich verfügt Deutschland nach den Niederlanden, Belgien und Luxemburg über die höchste Netzdichte bei der Fernverkehrsinfrastruktur (Abb. 3). Die Netzstruktur ist in Deutschland maschenartig wegen der dezentralen Zentrenstruktur. Die Gesamtlänge der Straßen



* = Wert für National- und Kantonsstraßen zusammen; der Wert für Nationalstraßen allein beträgt 39,7 km/1000km²; beide Werte sind nicht direkt mit den Werten für die EU-Staaten vergleichbar

Abb. 3: Dichte der Straßen und Eisenbahnen im europäischen Vergleich 1998 (Daten aus BUNDESAMT FÜR STATISTIK 2003: 469, STATISTISCHES BUNDESAMT 2002d: 90).

Tab. 1: Zunahme der Straßenlänge des überörtlichen Verkehrs, der Länge der Autobahnen und des Kraftfahrzeugbestands 1950–2001 in Gesamtdeutschland (vor 1990 von BRD und DDR) im Vergleich mit dem Wachstum der Bevölkerung (BMVBW 2002). Stand 2001 (für 2000): Länge der Bundesautobahnen: 11 712 km, Bundesstraßen: 41 282 km, Landes-/Staatsstraßen: 86 803 km, Kreisstraßen: 90 977 km, zusammen: 230 774 (STATISTISCHES BUNDESAMT 2002a: 299). Hinzu kommen die Binnenwasserstraßen mit 7300 km (Stand 2000), die Rohrfernleitungen mit 2966 km (Stand 2001; BMVBW 2002: 101 u. 120), die Eigentumsstreckenlänge der Eisenbahn mit 44 730 km bzw. die Gesamtgleislänge von 80 217 km (Stand 2000; STATISTISCHES BUNDESAMT 2002a: 296). Die Länge des gesamten Straßennetzes beträgt 649 158 km (Stand 1999; STATISTISCHES BUNDESAMT 2003e: 92).

Jahr	Bevölkerung (in Mio.)	Straßenlänge insgesamt (in 1000 km)	Auto- bahnen (in 1000 km)	Kfz- Bestand (in Mio.)
1950	66,1	176	3,5	2,7
1955	68,1	178	3,5	5,8
1960	73,2	181	3,9	9,4
1965	76,3	203	4,6	14,3
1970	77,7	210	5,9	19,8
1975	78,6	217	7,8	24,8
1980	78,3	220	9,2	31,6
1985	77,7	220	10,0	35,5
1990	79,8	221	10,7	42,5
1995	81,818	228,9	11,19	47,286
2000	82,26	230,77	11,712	50,794
2001	82,441	230,85	11,786	51,889

des überörtlichen Verkehrs in Deutschland entspricht fast sechsmal dem Erdumfang (Tab. 1). Im Jahr 2002 gab es in Deutschland 230 848 km Straßen des überörtlichen Verkehrs, 85 653 km Eisenbahnstrecken (Gesamtgleislänge; Eigentumsstreckenlänge = 44 439 km) und 7 472 km Wasserstraßen (STATISTISCHES BUNDESAMT 2003c). Hinzu kommen die Gemeindestraßen (im Jahr 1999 betrug die Länge des gesamten Straßennetzes 649 158 km), Feld- und Waldwege, Freileitungen und sonstigen Infrastrukturen. In der Schweiz stieg die Länge der National-, Kantons- und Gemeindestraßen von 1960 bis 1995 von 55 034 km auf 70 975 km (BUNDESAMT FÜR STATISTIK 1998) und auch danach bis 2002 noch weiter auf 71 192 km (BUNDESAMT FÜR STATISTIK 2004).

Neben der Verdichtung des Verkehrswegenetzes hat die Nutzungsdichte der Verkehrswege stark zugenommen. In Baden-Württemberg hat sich die Jahresfahrleistung auf den Außerortsstraßen seit 1970 mehr als verdoppelt, auf den Autobahnen verdreifacht (VERKEHRSMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1995: 52). Dass die Trennlinien in der Landschaft immer breiter und undurchlässiger für Tiere werden, illustriert auch die Zunahme der Lärmemissionen: Seit 1975 sind in Deutschland die Lärmpegel an Autobahnen aufgrund einer höheren mittleren Geschwindigkeit und größerer Verkehrsdichte um mehr als 2,5 dB(A) und an Bundes-, Landes- und Kreisstraßen um 1,5 dB(A) angestiegen (ULLRICH 1994).

1.2.2 Verkehrs- und Siedlungsfläche

Die Flächen für Siedlungs- und Verkehrszwecke in den deutschsprachigen Ländern nahm seit dem Beginn der industriellen Revolution mit großer Gleichmäßigkeit zu. Von 1950 bis 2002 stieg der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsflächen an der Gesamtfläche der alten Bundesländer in Deutschland von 7,0 % auf 13,8 %. Die tägliche Flächeninanspruchnahme betrug gemäß den amtlichen Flächenerhebungen 113 ha (1981–1984) bzw. 87 ha (1985–1988) und 71 ha (1989–1992) (in den alten Ländern; PETRAUSCHKE & PESCH 1994: 748). Der Höchststand lag in den Jahren 1966–1970 bei 138 ha/Tag. Die Flächenneuanspruchnahme hat nach einer Abschwächung in der zweiten Hälfte der 80er-Jahre wieder erheblich zugenommen. In den neuen Bundesländern betrug der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche im Jahr 2002 8,9 %, in ganz Deutschland 12,3 % (STATISTISCHES BUNDESAMT 2002a). Die Siedlungs- und Verkehrsfläche in ganz Deutschland nimmt pro Tag um mehr als 100 ha zu (Abb. 2, Tab. 2, Tab. 3; STATISTISCHES BUNDESAMT 2003a). Das Statistische Bundesamt prognostiziert eine kontinuierliche Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsfläche auf 13,4 % im Jahr 2010, mit 14,9 % in den alten und 9,8 % in den neuen Bundesländern (DOSCH & BECKMANN 1999).

Obwohl die Gesamtbevölkerung auch in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts deutlich gestiegen ist, standen 1997 jeder Person in den alten Bundesländern mit fast 500 m² erheblich mehr Siedlungsfläche zur Verfügung gegenüber 350 m² im Jahr 1950. In der Folge verteilt sich die Bevölkerung heute auf viel größere Siedlungsflächen (Abb. 4). Die Siedlungsfläche nahm in den alten Bundesländern seit 1960 um drei Viertel zu, während die Bevölkerungszahl im gleichen Zeitraum nur um rund 20 % und die Zahl der Erwerbstätigen sogar nur um 7 % zugenommen hat (DOSCH & BECKMANN 1999). Die Trends der Siedlungsflächenzunahme und der Einwohnerentwicklung verlaufen daher weitgehend voneinander abgekoppelt. Die individuelle Wohnflächeninanspruchnahme stieg von weniger als 15 m²/E im Jahr 1950 auf nunmehr 40 m²/E (Abb. 4; BBR 2000, vgl. auch SRU 2000: Tz 453–463 u. 532–550, SRU 2002: Tz 58–62). Aufgrund der geringen Geburtenrate wird die Bevölkerungszahl künftig sogar abnehmen, was zusätzlich dazu beiträgt, dass jede Person noch mehr Siedlungsfläche und Wohnfläche beanspruchen wird.

Tab. 2: Straßenlängen und Verkehrs- und Siedlungsfläche in den deutschen Bundesländern im Jahr 2002 (Daten für Baden-Württemberg von 2001 und für Hessen von 2000; STATISTISCHES BUNDESAMT 2002b, 2002c).

Bundesland	Längenstatistik der Straßen		Flächenstatistik			
	Straßen des überörtlichen Verkehrs [km] (Dichte [km/km ²])	darunter Bundesautobahnen [km] (Dichte [km/km ²])	Siedlungs- und Verkehrsfläche		Verkehrsfläche allein	
			1997 [km ²] (Anteil an der Gesamtfläche)	2001 [km ²] (Anteil an der Gesamtfläche)	1997 [km ²] (Anteil an der Gesamtfläche)	2001 [km ²] (Anteil an der Gesamtfläche)
Baden-Württemberg	27 454 (0,768)	1 029 (0,029)	4 542,9 (12,7 %)	4 718,3 (13,2 %)	1 871,5 (5,2 %)	1 896,8 (5,3 %)
Bayern	41 761 (0,592)	2 283 (0,032)	6 929,7 (9,8 %)	7 344,3 (10,4 %)	3 138,3 (4,4 %)	3 233,5 (4,6 %)
Berlin	251 (0,281)	69 (0,077)	594,4 (66,7 %)	615,0 (69,0 %)	134,3 (15,1 %)	135,2 (15,2 %)
Brandenburg	12 502 (0,424)	788 (0,027)	2 279,9 (7,7 %)	2 416,3 (8,2 %)	988,8 (3,4 %)	1 010,2 (3,4 %)
Bremen	98 (0,243)	59 (0,146)	218,0 (53,9 %)	225,8 (55,8 %)	48,7 (12,0 %)	47,9 (11,8 %)
Hamburg	236 (0,313)	81 (0,107)	427,3 (56,6 %)	430,7 (57,0 %)	88,2 (11,7 %)	88,6 (11,7 %)
Hessen	15 938 (0,755)	956 (0,045)	3 067,9 (14,5 %)	3 139,1 (14,9 %)	1 372,3 (6,5 %)	1 382,8 (6,5 %)
Mecklenburg-Vorpommern	9 806 (0,423)	355 (0,015)	1 440,6 (6,2 %)	1 551,0 (6,7 %)	587,1 (2,5 %)	615,2 (2,7 %)
Niedersachsen	28 074 (0,59)	1 352 (0,028)	5 783,5 (12,1 %)	6 023,3 (12,6 %)	2 295,5 (4,8 %)	2 330,4 (4,9 %)
Nordrhein-Westfalen	29 628 (0,869)	2 180 (0,064)	6 906,9 (20,3 %)	7 147,3 (21,0 %)	2 227,3 (6,5 %)	2 268,0 (6,7 %)
Rheinland-Pfalz	18 488 (0,932)	839 (0,042)	2 577,2 (13,0 %)	2 656,3 (13,4 %)	1 182,9 (6,0 %)	1 197,4 (6,0 %)
Saarland	2 031 (0,791)	236 (0,092)	496,1 (19,3 %)	506,2 (19,7 %)	155,3 (6,0 %)	156,7 (6,1 %)
Sachsen	13 550 (0,736)	455 (0,025)	1 952,6 (10,6 %)	2 072,9 (11,3 %)	689,5 (3,7 %)	712,9 (3,9 %)
Sachsen-Anhalt	10 894 (0,533)	320 (0,016)	1 770,3 (8,7 %)	1 914,2 (9,4 %)	743,5 (3,6 %)	760,3 (3,7 %)
Schleswig-Holstein	9 887 (0,627)	485 (0,031)	1 699,9 (10,8 %)	1 760,5 (11,2 %)	630,3 (4,0 %)	634,5 (4,0 %)
Thüringen	10 250 (0,634)	299 (0,018)	1 365,1 (8,4 %)	1 417,8 (8,8 %)	632,3 (3,9 %)	647,4 (4,0 %)
Bundesgebiet	230 848 (0,647)	11 786 (0,033)	42 052,2 (11,8 %)	43 939,0 (12,3 %)	16 785,6 (4,7 %)	17 117,6 (4,8 %)

Tab. 3: Entwicklung der Siedlungs- und Verkehrsfläche in Deutschland 1993–2003. Die Siedlungs- und Verkehrsfläche ist die Summe aus den Nutzungsarten Gebäude- und Freifläche, Betriebsfläche ohne Abbau- und Erholungsfläche, Verkehrsfläche, Friedhof (STATISTISCHES BUNDESAMT 2003e).

Nutzungsart	Fläche [km ²]				
	1993	1997	2001	2002	2003
Siedlungs- und Verkehrsfläche	40 305 (11,3 %)	42 052 (11,8 %)	43 939 (12,3 %)	44 367 (12,4 %)	44 750 (12,5 %)
Verkehrsfläche allein	16 441 (4,61 %)	16 786 (4,70 %)	17 118 (4,79 %)	17 199 (4,82 %)	17 280 (4,84 %)
Gebäude- und Freifläche allein	20 733 (5,8 %)	21 937 (6,1 %)	23 081 (6,5 %)	23 299 (6,5 %)	23 503 (6,6 %)
Erholungsfläche allein	2 255 (0,6 %)	2 374 (0,7 %)	2 659 (0,7 %)	2 759 (0,8 %)	2 831 (0,8 %)
Bodenfläche insgesamt	356 970 (100 %)	357 030 (100 %)	357 031 (100 %)	357 033 (100 %)	357 037 (100 %)

Die Siedlungstätigkeit konzentriert sich – auch als Folge der weiter zunehmenden Mobilität – immer mehr auf die weiteren Einzugsbereiche der Agglomerationen und das Umland der verdichteten Räume. Bereits 1993 befanden sich bundesweit etwa ein Sechstel der Verkaufsflächen mit innenstadtrelevanten Sortimenten auf der „Grünen Wiese“, d.h. in Gewerbe- und Industriegebieten, entlang von Ausfallstraßen und außerhalb der geschlossenen Bebauung (BBR 2000: 39 u. 144). Die Probleme der Suburbanisierung haben sich nach der Deutschen Wiedervereinigung eher verschärft als abgeschwächt.

Bisher besteht ein sehr stabiler linearer Zusammenhang zwischen dem realen Bruttoinlandsprodukt und der Siedlungs- und Verkehrsfläche: Pro Million realem Bruttoinlandsprodukt werden etwa 0,8 ha Siedlungs- und Verkehrsfläche beansprucht. Wenn sich der lineare Zusammenhang fortsetzt, so würde bei einem realen Wirtschaftswachstum von jährlich 2 % in 121 Jahren die Siedlungs- und Verkehrsfläche die gesamte Fläche der alten Bundesländer überdecken, bei einem Wachstum von 3 % bereits nach 81 Jahren (STATISTISCHES BUNDESAMT 1999: 5).

In der Schweiz hat sich die überbaute Fläche bereits zwischen 1950 und 1989 mehr als verdoppelt (HÄBERLI et al. 1991: 15). 1997 beanspruchten die Siedlungsflächen 2791 km², d.h. 6,8 % der Landesfläche. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in der Schweiz unproduktive Flächen 25,5 % der Landesfläche ausmachen (Gewässer, Fels, Gletscher etc.). Die durchschnittliche Siedlungsfläche pro Person beträgt 397 m². Die Verkehrsflächen machen mit 894 km² fast ein Drittel der gesamten Siedlungsfläche aus (= 2,2 % der Landesfläche). Die Arealstatistik (BUNDESAMT FÜR STATISTIK 2001, 2002: 126 ff.) weist für den Zeitraum 1985–1997 eine jährliche Neuinanspruchnahme von 2100 ha aus. In dieser Zeit nahmen die Siedlungsflächen um 327 km² (bzw. 13,3 %) zu, d.h. um 27,3 km² pro Jahr. Die Wohngebiete dehnten sich um 25,4 % aus. Ihr Wachstum ist damit deutlich höher als das durchschnittliche Wachstum der gesamten Siedlungsfläche. Der zusätzliche Platzbe-

darf lässt sich mit der Bevölkerungszunahme von rund 9 % nicht hinreichend erklären. Vielmehr ist der Flächenanspruch pro Kopf in den 1990er-Jahren weiter stark angestiegen. Jede Person belegt im Durchschnitt 112 m² reines Wohnareal. Der Bodenbedarf der Industrie hat eine Zuwachsrate von 24,4 % und liegt damit ähnlich hoch wie beim Wohnareal (BUNDESAMT FÜR STATISTIK 2001, 2002). Für Österreich schätzt PETZ (2001) den gesamten Flächenverbrauch auf 15 bis 25 ha/Tag (ohne Berücksichtigung der Erholungsflächen und Friedhöfe), entsprechend einem Pro-Kopf-Flächenverbrauch von 7 bis 12 m²/Jahr und Person. Der Tages-Flächenverbrauch liegt unter dem Wert für Deutschland, andererseits aber ist der Pro-Kopf-Flächenverbrauch höher als in Deutschland (die Bevölkerungsdichte ist mit 95 E/km² geringer als in Deutschland, wo sie 230 E/km² beträgt). Bei einem Vergleich von Daten aus Österreich mit Daten aus Deutschland und der Schweiz ist zu beachten, dass in Österreich andere Flächenkategorien verwendet werden (DOUBEK & WINKLER 1995, ÖIR 1996, SEGER 2000, AUBRECHT & PETZ 2001).

1.2.3 Unzerschnittene verkehrsarme Räume (UVR)

Die Daten zur Verkehrs- und Siedlungsfläche aus dem vorigen Abschnitt geben bei Weitem nicht die Größe der Landschaft an, die von den Folgen betroffen ist, denn sie beziehen sich lediglich auf die direkt in Anspruch genommenen Flächen. Die Angabe von 12,3 % verleitet leicht zur Annahme, dass 87,7 % der Landschaft in Deutschland 2002 noch unverbaut und unbeeinflusst waren. Dies trifft jedoch nicht zu, denn die verbleibenden Flächen werden durch das Verkehrs- und Siedlungsnetz zerteilt (Abb. 5). Daten zur Verkehrs- und Siedlungsfläche sagen nichts über den Netzcharakter der Flächenbeanspruchung, über die Größen der verbleibenden Landschaftsausschnitte und über die gestörten und unterbrochenen ökologischen Zusammenhänge zwischen ihnen aus. Hierfür werden andere An-

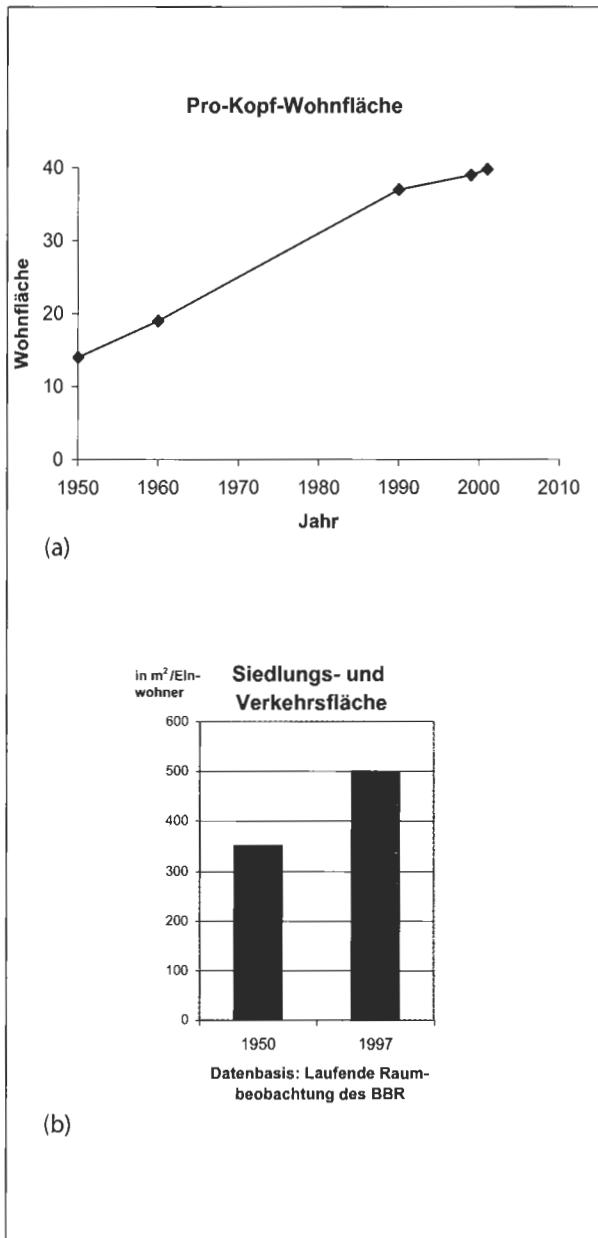


Abb. 4: (a) Wohnfläche je Einwohner und (b) Siedlungs- und Verkehrsfläche je Einwohner 1950 und 1997 in den alten Bundesländern (BBR 2000: 35).

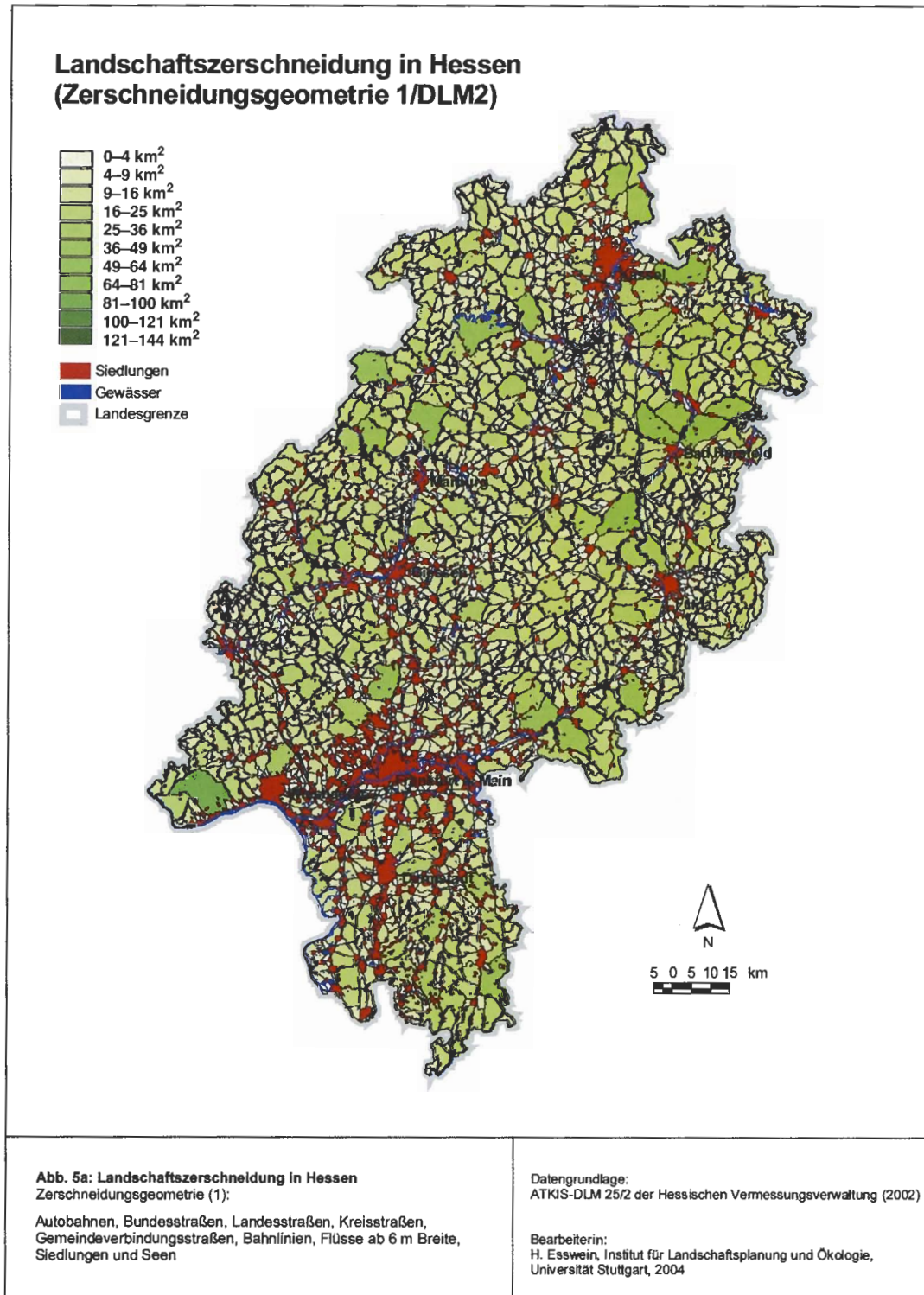
gaben benötigt, z.B. Zahl und Flächenanteil der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UVR) und die „effektive Maschenweite“ als Maß für den Zerschneidungsgrad (Abschnitt 1.2.4, Kapitel II-5.3).

„Unzerschnittene verkehrsarme Räume“ (UVR) sind definiert als Räume größer als 100 km², abgegrenzt durch Straßen außerorts, die eine Verkehrsmenge von über 1000 Fahrzeugen im 24-Stunden-Mittel aufweisen, sowie von Eisenbahntrassen (sofern letztere nicht in einem UVR en-

den). Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) gibt den Anteil der Landschaft, der nicht in Flächen kleiner als 100 km² zerstückelt ist, mit lediglich noch 22,4 % an (und 14,2 % in den alten Bundesländern, Abb. 6; BfN 1999) – ein sehr viel geringerer Wert als die 87,7 % Nicht-Siedlungs- und Verkehrsfläche (und 86,2 % in den alten Bundesländern). Der Wert für die Flächen > 50 km² in den alten Bundesländern liegt ebenfalls deutlich tiefer, bei 46,0 % (mit 58,3 % in den neuen Bundesländern und 49,7 % für ganz Deutschland; SCHUMACHER & WALZ 2000). Zwar gibt es bisher keinen bundesgesetzlich festgelegten Schutz unzerschnittener Räume, aber nach § 2 (2) BNatSchG sind „unbebaute Bereiche in genügender Größe zu erhalten“. Gemäß den heutigen Verkehrsprognosen wird jedoch steigender Warenaustausch (v.a. mit osteuropäischen Ländern) in den kommenden Jahren eine starke Verkehrszunahme in Deutschland bewirken, und die geplanten Verkehrsprojekte in den neuen Bundesländern werden die Zahl der unzerschnittenen Räume größer als 100 km² und größer als 50 km² noch weiter herabsetzen und langfristig möglicherweise zu einer ähnlichen Zerschneidungssituation wie in Westdeutschland führen. Derzeit beträgt der Anteil der UVR > 100 km² an der Landesfläche in den neuen Bundesländern noch durchschnittlich 40,2 % (mit mehr als 50 % in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg), während er in allen westlichen Bundesländern bei unter 20 % liegt (BfN 1999).

JAEGER et al. (2001) erhalten für Baden-Württemberg in einer detaillierteren Untersuchung Werte von lediglich noch 3,1 % (ohne Berücksichtigung der Gemeindestraßen) und 2,1 % (mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen) für den Anteil der Flächen > 100 km² an der Gesamtfläche. Das bedeutet, dass 96,9 % bzw. 97,9 % der Landesfläche bereits in kleinere Stücke zerschnitten sind. 91,0 % der Landesfläche sind sogar in Flächen kleiner als 50 km² zerstückelt (ohne Berücksichtigung der Gemeindestraßen); mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen sind es 94,7 %.

Zahl und Flächenanteil der UVR eignen sich zwar gut zu Kommunikations- und Illustrationszwecken, als Messgrößen für den Zerschneidungsgrad eignen sie sich allerdings relativ schlecht, da sie nicht ausreichend sensitiv sind, vor allem werden Veränderungen bei den Flächen, die kleiner als 100 km² sind, nicht berücksichtigt (siehe Kapitel II-5.3; ESSWEIN et al. 2003). Daher ist diese Messgröße nicht nur für Gebiete, in denen keine Flächen > 100 km² mehr vorhanden sind, problematisch, sondern auch für Gebiete, in denen es zwar noch Flächen > 100 km² gibt, diese aber in der Zukunft voraussichtlich nicht mehr verändert werden. Dies ist z.B. in Hessen der Fall (Abb. 5). Dort gibt es, je nach gewählter Zerschneidungsgeometrie, nur noch eine, zwei oder drei Flächen > 100 km², für die eine weitere Zerschneidung aber nicht zu erwarten ist, sondern die kleineren Flächen werden von neuen Zerschneidungen betroffen sein. Das Problem wird auch in großen Bundesländern wie Baden-Württemberg deutlich, wenn man die Zeitreihe für die UVR seit 1970 mit der Zeitreihe für die effektive Maschenweite vergleicht (Abb. 7): Der Flächenanteil der UVR > 100 km² gibt die Entwicklung der Landschaftszerschneidung seit 1977 nicht wieder. Außerdem haben die Flächen > 100 km² seit 30 Jahren nur noch einen Anteil von weniger als 5 % an der Landesfläche. Eine Verwen-



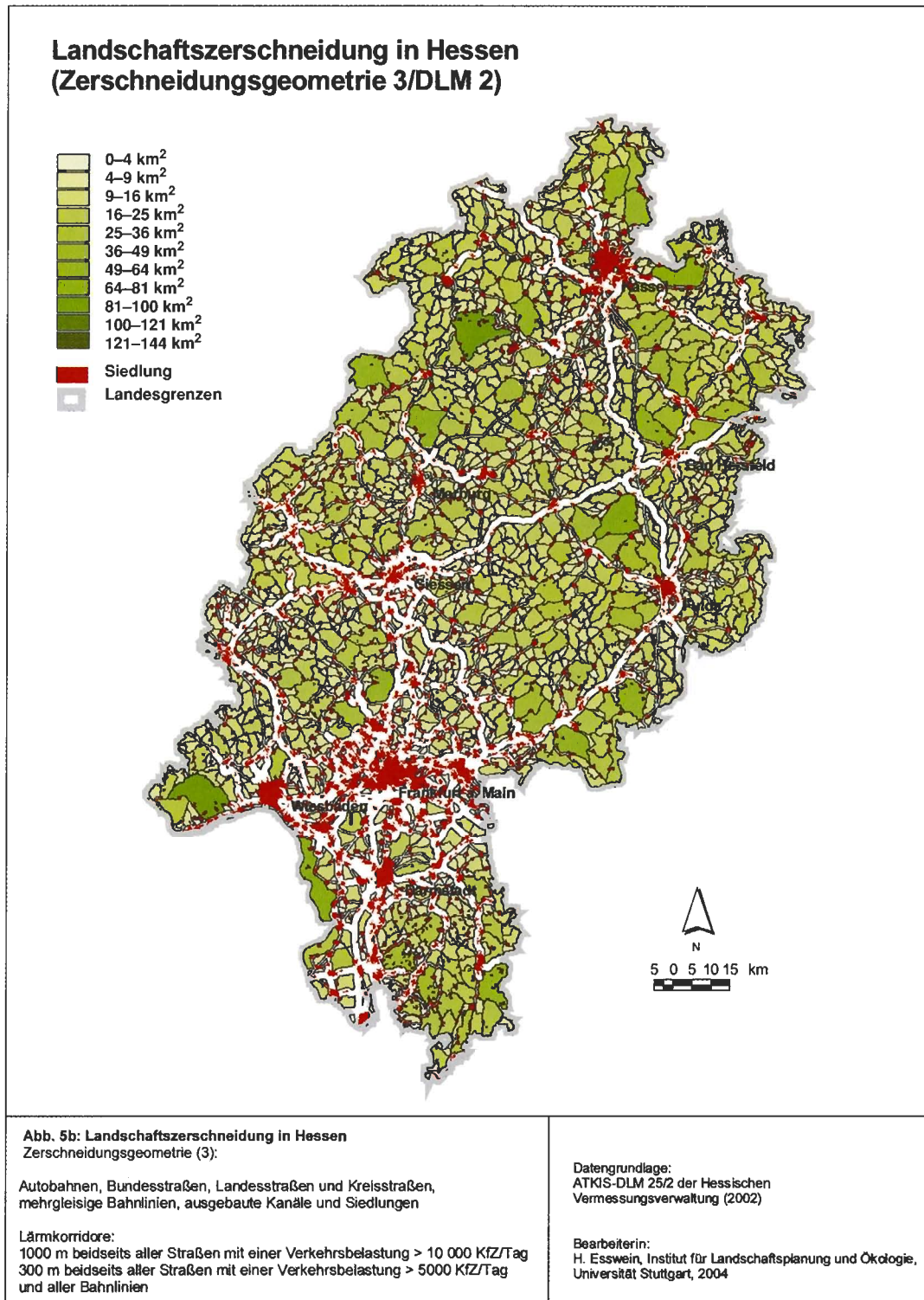


Abb. 5: Darstellung der Landschaftszerschneidung in Hessen nach zwei verschiedenen Zerschneidungsgeometrien; (1) mit und (3) ohne Lärmbänder (siehe Text). Zerschneidungsgeometrie (1) ist mit den Ergebnissen aus Baden-Württemberg vergleichbar (siehe Text). Aus ESSWEIN & SCHWARZ VON RAUMER (2004: 9 und 13); Wiedergabe mit freundlicher Genehmigung des Hessischen Landesamts für Umwelt und Geologie.

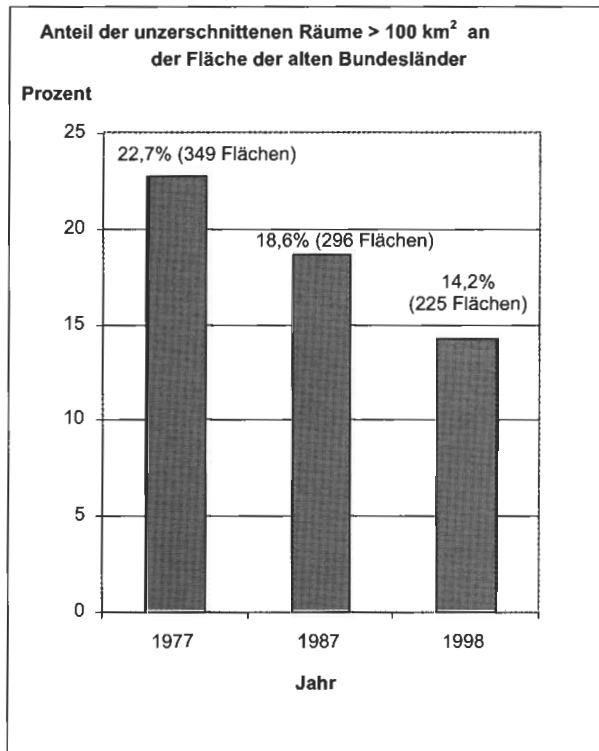


Abb. 6: Abnahme der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UVR) größer als 100 km² in den alten Bundesländern innerhalb von 20 Jahren (in % der Gesamtfläche; LASSEN 1979, 1987, 1990, BfN 1999: 39f.). Diese Daten verdeutlichen den ungebrochenen Trend der Entwicklung, auch wenn sich die aktuellen Werte nicht direkt mit den früheren Untersuchungen von Lassen vergleichen lassen. (Es wurden teilweise andere Abgrenzungskriterien verwendet, um die Belange der Naturschutzes und der Landschaftspflege mit einzubeziehen, wodurch sich für einzelne Bundesländer sogar höhere Werte in der UVR-Anzahl und des Flächenanteils als für 1987 ergeben. Die Unterschiede fallen gegenüber der Trendentwicklung allerdings nicht ins Gewicht).

derung der UVR bedeutet daher, dass man das, was auf diesem geringen Anteil der Landesfläche geschieht, als Aussage über das ganze Bundesland einsetzt, wobei das Geschehen auf allen anderen Flächen vernachlässigt wird. Solche Daten bilden daher für sich allein keine belastbare Grundlage gemäß den Anforderungen an Messgrößen für die Landschaftszerschneidung (Kapitel II-5.3).

1.2.4 Zerschneidungsgrad (effektive Maschenweite, m_{eff})

Für die Messung des Zerschneidungsgrades und die Ermittlung von Zeitreihen ist die effektive Maschenweite besser geeignet als die UVR (Kapitel II-5.3, ESSWEIN et al. 2003). Da die UVR bei der Berechnung der effektiven Maschenweite automatisch mit bestimmt werden, bietet es

sich an, beide Werte anzugeben (Abb. 7), wobei die effektive Maschenweite den eigentlichen, belastbaren Indikator darstellt, während der Flächenanteil der UVR zusätzlich zur Veranschaulichung und als Kommunikationshilfe dient (z.B. durch Kennzeichnung der UVR in der Karte).

Die Definition der effektiven Maschenweite stützt sich auf die Wahrscheinlichkeit dafür, dass zwei zufällig ausgewählte Punkte in derselben Fläche liegen. Diese Wahrscheinlichkeit wird durch die Multiplikation mit der Gesamtgröße des Gebiets in eine Flächengröße – die effektive Maschenweite – umgerechnet (z.B. angegeben in km²). Die effektive Maschenweite drückt somit die Engmaschigkeit des Verkehrswegenetzes aus. Auch die Siedlungsflächen tragen dazu bei, da die verbleibenden ungestörten Flächen durch die Überbauungen verkleinert werden. Die effektive Maschenweite lässt sich interpretieren als die Möglichkeit dafür, dass zwei Tiere derselben Art einander in einem Gebiet begegnen können. Je mehr Barrieren in der Landschaft sind, umso geringer wird die Wahrscheinlichkeit einer Begegnung und umso kleiner wird die effektive Maschenweite. Wenn die Landschaft gleichmäßig in Flächen mit der Größe von m_{eff} zerteilt würde, so ergäbe sich dieselbe Begegnungswahrscheinlichkeit wie für das betrachtete Gebiet. Die effektive Maschenweite kann auch als die zu erwartende Größe der erreichbaren Fläche interpretiert werden, wenn ein Tier (oder ein Mensch) an einem zufällig ausgewählten Punkt innerhalb des untersuchten Gebietes eine Wanderung beginnt, ohne eine Barriere überqueren zu müssen (d.h. Erwartungswert der Größe des Wandergebietes bei zufällig gewähltem Wanderungsbeginn).

Der Wert von m_{eff} liegt zwischen 0 (total zerschnitten oder überbaut) und der Gesamtgröße des Gebietes (unzerschnitten). Wenn alle Flächen gleich groß sind, ist die effektive Maschenweite ebenso groß wie diese Flächen und damit gleich der Durchschnittsgröße, in der Regel ist die effektive Maschenweite jedoch nicht gleich der Durchschnittsgröße (JAEGER 2000a, 2002). Die Berechnung von m_{eff} erfolgt nach der Formel

$$(1) \ m_{\text{eff}} = \frac{1}{F_{\text{total}}} (F_1^2 + F_2^2 + \dots + F_i^2 + \dots + F_n^2)$$

mit n = Zahl der Flächen, F_i = Flächengröße der Fläche i (i nimmt die Werte 1 bis n an) und F_{total} = Gesamtfläche des untersuchten Gebietes. Hilfreich für die Interpretation der Resultate sind Vergleiche verschiedener Zerschneidungsgeometrien (z.B. mit/ohne Gemeindestraßen, mit/ohne Gewässer, mit/ohne Lärmbänder), verschiedener Methoden (z.B. Ausschneide- und Mittelpunktverfahren) und verschiedener Zeitschnitte.

Baden-Württemberg hat als erstes Bundesland den Zerschneidungsgrad mit der effektiven Maschenweite ermittelt (JAEGER et al. 2001, ESSWEIN et al. 2002). Inzwischen liegen entsprechende Ergebnisse auch in Bayern, Hessen (1995, 2002), Sachsen, Thüringen (Zeitreihen ab 1965) und Schleswig-Holstein sowie im Kanton Aargau in der Schweiz vor (SCHERFKE 2002, ESSWEIN & SCHWARZ VON RAUMER 2003, 2004, PETER & MEIER 2003, THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2004, NEUMANN-FINKE 2004). Die Berücksichtigung von Flüssen und Seen als geogene landschaftszerschneidende Elemente wird kontrovers diskutiert. Für manche Tierarten können

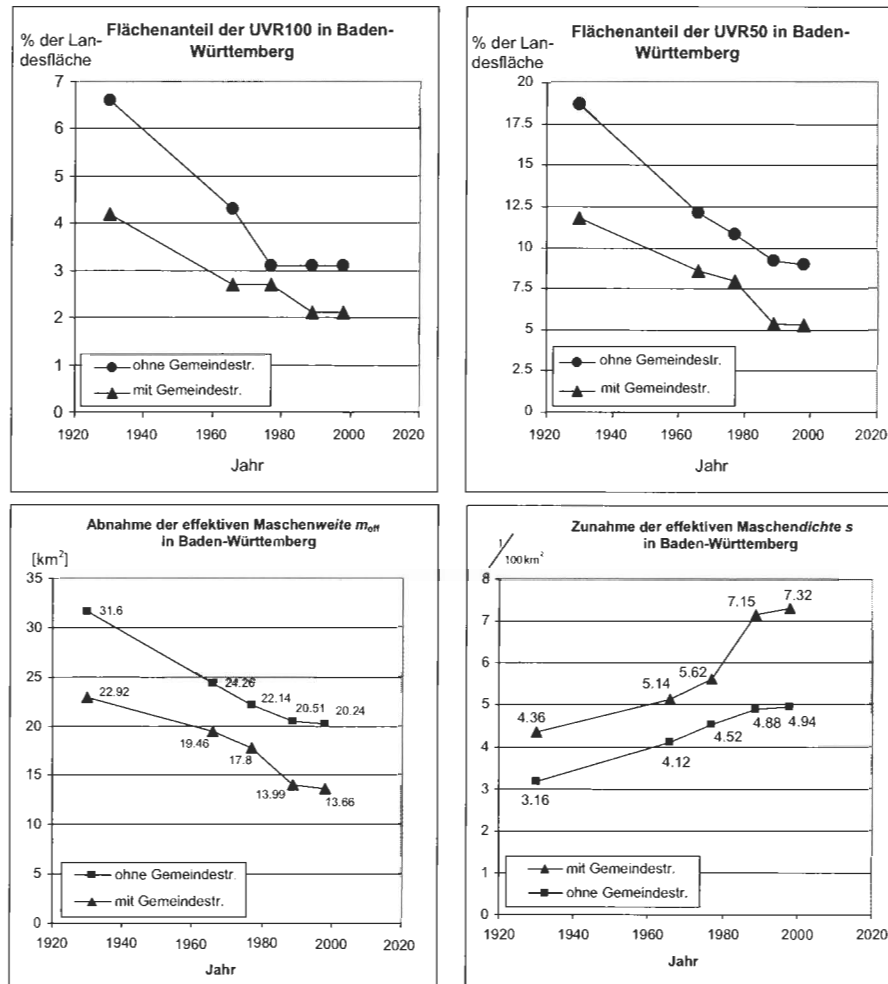


Abb. 7: Darstellung der Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg seit 1930 im Vergleich mehrerer Größen: Abnahme des Flächenanteils der UVR > 100 km² und > 50 km² an der Landesfläche, effektive Maschenweite m_{eff} und effektive Maschenichte s ($= 1/m_{eff}$). Der Wert der effektiven Maschenichte nimmt mit ansteigender Landschaftszerschneidung zu, die effektive Maschenweite und die Zahl der UVR nehmen hingegen ab. Der Vergleich zeigt u.a., dass der Flächenanteil der UVR > 100 km² die Zunahme der Landschaftszerschneidung seit 1977 nicht wiedergibt. Der Flächenanteil der UVR > 50 km² berücksichtigt seit 1989 nur das Geschehen auf weniger als 10 % der Landesfläche, die übrigen Flächen werden außer Acht gelassen. Effektive Maschenweite und -ichte beziehen hingegen alle Flächen in die Berechnung ein (Daten aus ESSWEIN et al. 2002: 51).

sie Barrieren darstellen, insbesondere wenn die Ufer steilwandig befestigt sind, so dass schwimmende Tiere nicht ans Ufer gelangen können. Für Hessen wurden daher drei verschiedene Zerschneidungsgeometrien miteinander verglichen:

- (1) Autobahnen, Bundes-, Landes-, Kreis- und Gemeindestraßen, Bahnlinien, Flüsse ab 6 m Breite, Siedlungen und Seen;
- (2) wie (1), aber ohne Gemeindestraßen, ohne Flüsse, ohne Seen, mit Kanälen, nur mehrgleisige Bahnlinien,
- (3) wie (2) plus Lärmbänder mit 300 m Breite für die Straßen ab 5000 Kfz/Tag und für alle zweigleisigen Bahnlinien und für die Straßen ab 10000 Kfz/Tag mit 1000 m Breite.

Die Zerschneidungsgeometrie (1) entspricht Tierarten, für die Flüsse ab 6 m und Gemeindestraßen als Barrieren wirken (Abb. 5a). Geometrie (2) entspricht Tieren, die Gemeindestraßen und Flüsse problemlos überqueren können, und (3) entspricht Erholungssuchenden, für die Lärm eine Beeinträchtigung ist, während Wasserflächen attraktiv wirken (Abb. 5b). Die effektive Maschenweite ist im zweiten Fall 2,3 km² kleiner (Tab. 4), obwohl Gemeindestraßen

und Gewässer hier wegfallen. Dies unterstreicht die weitreichende Verlärmung durch den Verkehr. Zerschneidungsgeometrie (1) ist direkt mit Baden-Württemberg (effektive Maschenweite = 13,66 km²) vergleichbar. Obwohl Hessen mit 0,5 % einen geringeren Anteil an Flächen > 100 km² hat als Baden-Württemberg (2,1 %) und mit 5,4 % einen vergleichbaren Anteil an Flächen > 50 km² wie Baden-Württemberg (5,3 %), ist die effektive Maschenweite um fast 2 km² größer. Dies ist dadurch bedingt, dass in Hessen deutlich mehr Flächen zwischen 10 und 50 km² vorhanden sind, während das Verkehrsnetz in Baden-Württemberg bei den Flächen < 50 km² enger ist. Die Werte der Landkreise zeigen eine deutliche räumliche Differenzierung (Abb. 5). Die südlich gelegenen Landkreise (z.B. Main-Taunus-Kreis und Landkreis Offenbach) sind stärker zerschneidet als die nördlichen.

Für die Zerschneidungsgeometrien (2) und (3) wurden zudem die Werte für 1995 berechnet (Tab. 4). Die Werte belegen, dass die Zerschneidung Hessens innerhalb von nur sieben Jahren spürbar zugenommen hat.

Die längsten Zeitreihen liegen bisher für Baden-Württemberg vor (Abb. 7 und 8). Die effektive Maschenweite hat sich in den Landkreisen in den letzten 70 Jahren um bis zu

Tab. 4: Landschaftszerschneidung in Hessen: Ergebnisse zur effektiven Maschenweite, m_{eff} . Vergleich von drei unterschiedlichen Zerschneidungsgeometrien (siehe Text; aus ESSWEIN & SCHWARZ-VON RAUMER 2004: 6; Wiedergabe mit freundlicher Genehmigung des Hessischen Landesamts für Umwelt und Geologie).

Zerschneidungs- geometrie (Jahr)	Effektive Maschen- weite (m_{eff})	Zahl der Flächen insgesamt	Größe der größten Fläche	Unzerschnittene Räume > 50 km ²		Unzerschnittene Räume > 100 km ²	
				Anzahl	Gesamtfläche/ % der Landesfl.	Anzahl	Gesamtfläche/ % der Landesfl.
1 (2002)	15,63 km ²	15 260	105,5 km ²	17	1 130 km ² /5,4 %	1	105 km ² /0,5 %
2 (1995)	18,48 km ²	6 980	128,1 km ²	22	1 572 km ² /7,4 %	3	340 km ² /1,6 %
2 (2002)	17,97 km ²	9 091	127,5 km ²	20	1 418 km ² /6,7 %	3	339 km ² /1,6 %
3 (1995)	13,77 km ²	3 511	103,9 km ²	15	1 070 km ² /5,1 %	2	207 km ² /1,0 %
3 (2002)	13,34 km ²	3 602	103,5 km ²	14	970 km ² /4,6 %	2	207 km ² /1,0 %

67 % mit und um bis zu 78 % ohne Berücksichtigung der Gemeindestraßen verringert (Abb. 8). Die effektive Maschendichte s ($s = 1/m_{\text{eff}}$) stellt den Zerschneidungsgrad alternativ zur effektiven Maschenweite durch zunehmende Werte dar (Abb. 7).

Solche Daten dienen als Indikator für den Zustand der Umwelt und für die Gefährdung der Biodiversität aufgrund der Lebensraumzerstückelung, als Datengrundlage für wissenschaftliche Untersuchungen, als Planungs- und Entscheidungsgrundlage für künftige Landschaftseingriffe und zur Erfolgskontrolle für Schutzmaßnahmen. Ein Vergleich der Resultate aus verschiedenen Ländern ist wünschenswert, allerdings ist dies nur möglich, wenn dieselben Trennelemente verwendet werden.

2 Bisher bekannte Auswirkungen des Verkehrs- wegenetzes

2.1 Übersicht

Die ökologischen Folgen des Siedlungs- und Verkehrsflächenwachstums lassen sich zu sieben Wirkungsbereichen zusammenfassen (z.B. VITOUSEK et al. 1997, ZIPPERER et al. 2000):

- der Verlust von Boden (oftmals der fruchtbarsten Böden in einer Region oder von weniger fruchtbaren, aber aus Naturschutzsicht wertvollen Böden, weil sich dort die Spezialisten befinden);
- der Verlust von Habitaten (z.B. Wald, Feuchtgebiete, Küstenökosysteme) und von freier Landschaft;
- die Unterbindung natürlicher Störungen (z.B. in der Auedynamik) und das Einbringen neuer Störungen (Lärm, Schadstoffe, nächtliche Beleuchtung, Unruhe, z.B. von Fahrzeugen und Menschen) verändern die Vegetationsdynamik und setzen die Habitatqualität herab (problematisch insbesondere für störungsempfindliche Arten, z.B. für den Schreiadler; SCHELLER et al. 2001);
- das Einbringen invasiver Arten, die heimische Arten verdrängen;

- der Hinterlandbedarf von Agglomerationen zur Versorgung mit Ressourcen (Holz, Kies, Lebensmittel etc.) und zur Ablagerung von Abfällen und Schadstoffen beansprucht weitere Flächen, die insgesamt ein bis zwei Größenordnungen größer sind als die eigentliche Siedlungsfläche (MARZLUFF 2002);
- die Fragmentierung von Habitaten, da die Siedlungsflächen dispers in der Landschaft verstreut liegen und durch Verkehrswege netzartig verbunden sind;
- die Beeinflussung des Wasserhaushaltes und der Wasserqualität (Zunahme von Überschwemmungen, Grundwasserabsenkung, Einleitung von Straßenabwässern etc.).

Damit ist die Ausbreitung der Siedlungs- und Verkehrsflächen einer der Hauptgründe dafür, dass sich die Vorkommenshäufigkeiten bei den einheimischen Tier- und Pflanzenarten verschieben, sowie für den Artenverlust in Industrieländern. Zwar kann in Siedlungsgebieten und an Straßenrändern durchaus eine gewisse Zahl heimischer Arten, zum Teil auch seltene Arten, vorkommen (SUKOPP & WITTIG 1998), doch können Siedlungsgebiete und Straßenränder für die Erhaltung der Biodiversität nur eine eng begrenzte Rolle spielen (z.B. REIDL & KONOLD 2003). Dies illustriert Abbildung 9, die zeigt, wie die Brutvogelarten in der Schweiz auf die verschiedenen Lebensräume verteilt sind. In den Siedlungsbereichen leben nur knapp 6 % der Brutvogelarten und nur knapp 3 % derjenigen Brutvogelarten, die auf der Roten Liste stehen.

Siedlungen können somit nicht oder nur in geringem Maße als Ersatz für den Verlust anderer Lebensräume angesehen werden. Das Vorkommen von Arten in Siedlungsgebieten ist erst seit etwa 25 Jahren intensiver untersucht worden (WÄCHTER 2003), wobei die festgestellte Artenzahl die anfänglichen Erwartungen weit übertraf. Allerdings zählten zu den untersuchten „Siedlungsbereichen“ oftmals nicht nur bebaute Flächen, sondern auch die großflächigen Stadtparks und Erholungswälder von München und Berlin. So urteilten ERZ & KLAUSNITZER (1998: 306), „dass die Bedeutung der Stadt- und Industrielandschaft für die Sicherung der gefährdeten heimischen Brutvogelfauna

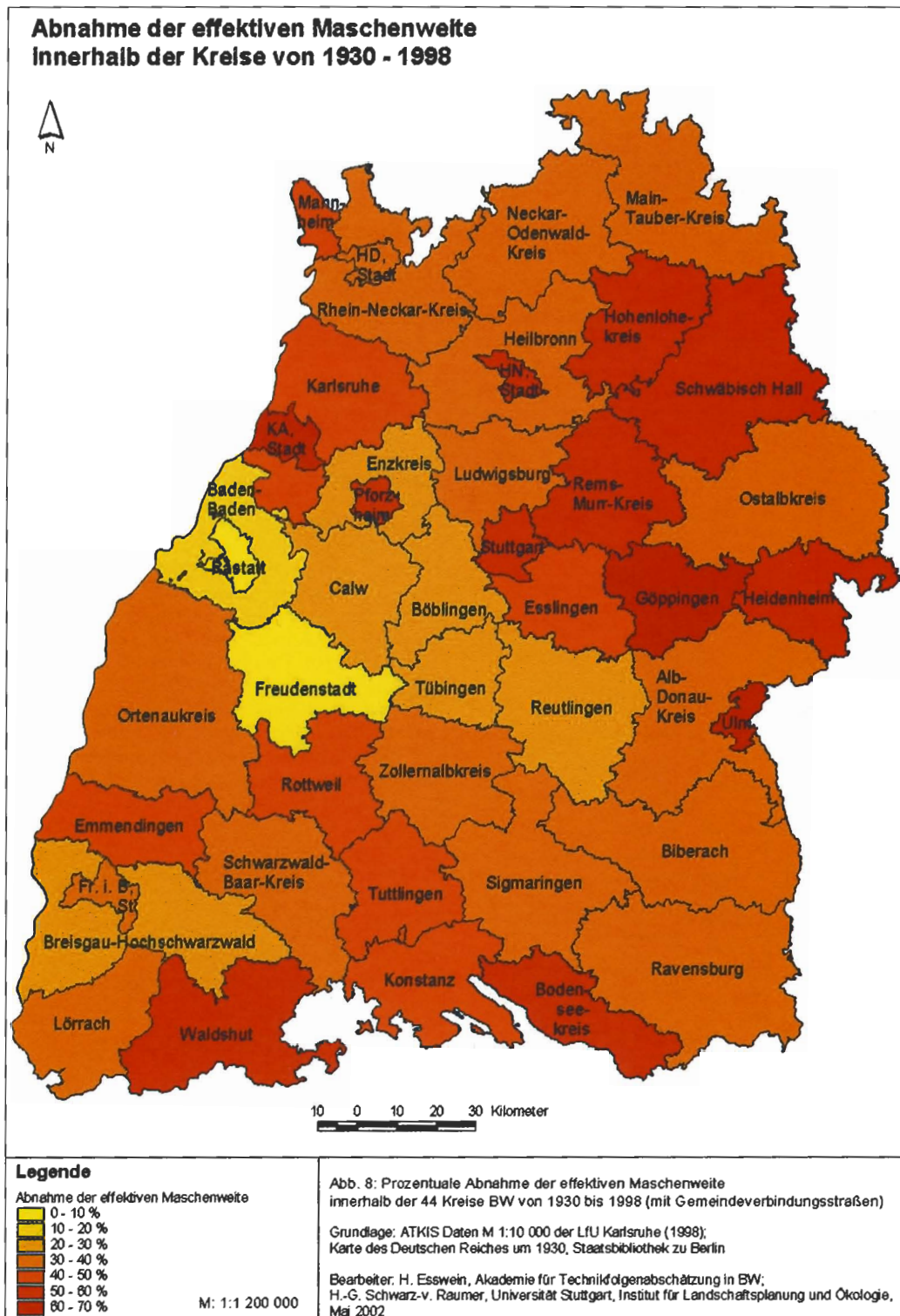


Abb. 8: Prozentuale Abnahme der effektiven Maschenweite innerhalb der 44 Landkreise in Baden-Württemberg von 1930 bis 1998 (mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen; aus ESSWEIN et al. 2002).

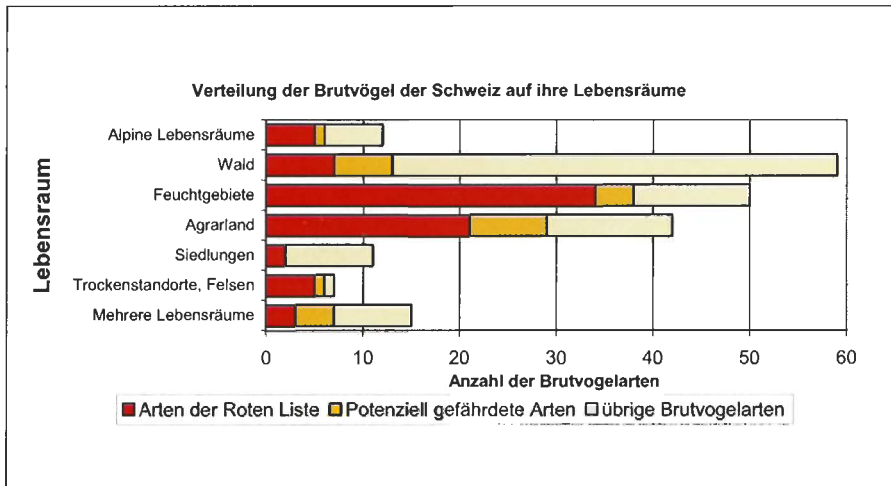


Abb. 9: Verteilung der Brutvögel der Schweiz auf ihre Lebensräume. Von den 195 in der Schweiz einheimischen und regelmäßig brütenden Vogelarten stehen 77 auf der Roten Liste (40 % der Arten). Weitere 24 Arten sind potenziell gefährdet (12 %). 50 % Prozent der Arten, die hauptsächlich im Agrarland vorkommen, sind bedroht (d.h. 21 von 42 Arten). Siedlungsbereiche weisen eine geringere Artenzahl auf als die anderen Landnutzungstypen (verändert nach KELLER et al. 2001: 32).

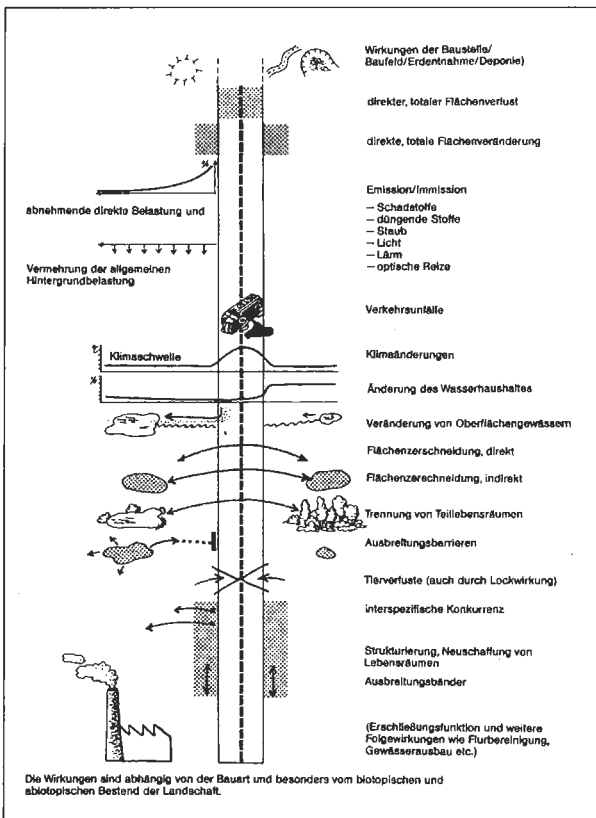


Abb. 10: Vereinfachte Darstellung der Wirkungen einer Straße (aus RECK & KAULE 1993).

wahrscheinlich bisher stark unterschätzt wird“. Entscheidend ist jedoch nicht, ob sich die Tiere zeitweise in Siedlungsgebieten aufhalten und dort Nahrung finden, sondern ob sie sich dort auch ausreichend stark vermehren können, so dass die Populationen dauerhaft überleben, oder ob die Siedlungsflächen *sink*-Habitats sind (d.h. die Mortalität ist

höher als die Reproduktion, so dass sich die Populationen nur durch ständige Zuwanderung von außen halten kann; PULLIAM 1988).

Die ökologischen Auswirkungen des Verkehrswegenetzes betreffen sieben Problemfelder: Boden und Bodenbedeckung, Kleinklima, Immissionen, Wasserhaushalt, Flora/Fauna, Landschaftsbild, Folgen für die Landnutzung (siehe Tab. 1 in Kapitel II-5.3 für eine systematische Übersicht, Abb. 10). Den Einflussbereich von Straßen auf ökologische Prozesse nennen FORMAN & DEBLINGER (2000) die *road-effect zone*. Wind, Wasser und Habitatpräferenzen von Tieren beeinflussen die tatsächlichen Reichweiten der Wirkungen, die daher auf den beiden Seiten der Straße unterschiedlich weit reichen können (z.B. werden Emissionen mit dem Wind weiter getragen). Durch den Netzcharakter der Verkehrswege verbinden sich die Einflussbereiche zu einer *network-effect zone* (FORMAN et al. 2003). FORMAN (2000) schätzt, dass mindestens 20 % der Fläche der USA durch das Straßennetz direkt ökologisch beeinträchtigt werden.

2.2 Wirkungen auf Tierpopulationen

2.2.1 Die vier Hauptwirkungen

Als ein wichtiges Beispiel für die Relevanz der Landschaftszerschneidung für den Naturschutz geht dieser Abschnitt genauer auf die Auswirkungen im Bereich Fauna ein. Die vier Hauptwirkungen von Verkehrswegen auf Tierpopulationen sind (Abb. 11):

- sie zerstören Habitatflächen am Ort des Straßenkörpers (direkte Flächeninanspruchnahme) und setzen in den angrenzenden Flächen die Habitatqualität herab (indirekter Habitatverlust durch Emissionen und Störungswirkungen);
- sie erhöhen die Mortalität der Tiere, die versuchen, die Straße zu überqueren (Kollision mit Fahrzeugen);
- sie erschweren oder verhindern den Zugang zu benötigten Ressourcen, z.B. bei Bedarf nach unterschiedlichen

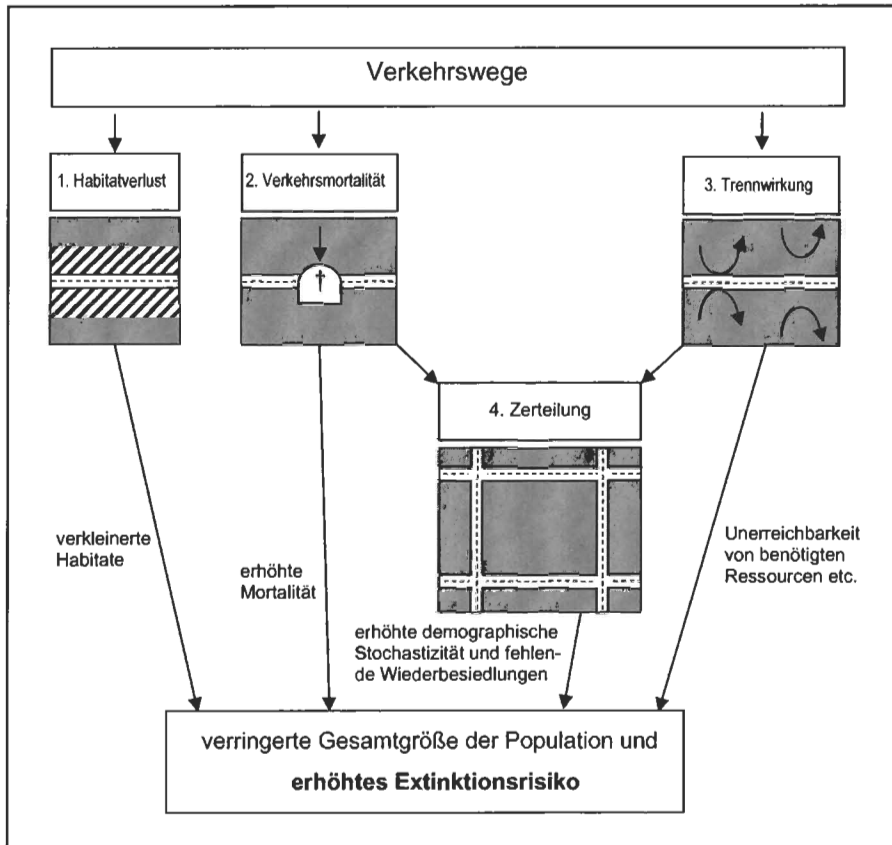


Abb. 11: Die vier Hauptwirkungen von Verkehrswege auf Tierpopulationen (verändert nach FAHRIG 2002: 11). Sowohl die Verkehrsmortalität (2.) als auch die Trennwirkung (3.) tragen zur Zerteilung und Isolation von Populationen (4.) bei.

Teillebensräumen, und zu neuen Lebensräumen, z.B. das Aufsuchen eines eigenen Territoriums durch Jungtiere (Trennwirkung);

- sie zerteilen Populationen in kleinere, isolierte Teilpopulationen und unterbrechen dadurch die bestehenden Austauschbeziehungen (Verhinderung des Genaustauschs, Unterbindung von Wiederbesiedlungen); die kleineren Teilpopulationen sind einem höheren Extinktionsrisiko ausgesetzt (auf Grund der höheren demographischen Stochastizität), vor allem wenn die Flächen kleiner als die benötigten Mindestareale sind.

Die vier Einwirkungen sind je nach Tierart unterschiedlich gravierend. Beispielsweise ist die Hinderniswirkung für Säugetiere im Allgemeinen umso stärker, je kleiner die Tiere sind. Das Risiko, bei einem Überquerungsversuch von einem Fahrzeug erfasst zu werden, ist hingegen im Durchschnitt umso höher, je größer die Tiere sind (VAN APELDOORN 1997: 122).

Diese Wirkungen führen zur Verringerung der Populationsdichten und schließlich zur Extinktion von Populationen und werden aufgrund der prognostizierten Verkehrszunahme und des Neubaus von Verkehrsstrecken in ihrer Bedeutung noch weiter steigen. Tierarten mit großen Raumansprüchen oder geringer Besiedlungsdichte reagieren am stärksten und am schnellsten auf die Zerteilung und Verkleinerung ihrer Lebensräume. Als Modellarten eignen sich hier beispielsweise Fischotter (*Lutra lutra*) und

Dachs (*Meles meles*), Luchs (*Lynx lynx*), Wildkatze (*Felis silvestris*), Rothirsch (*Cervus elaphus*), Schreiadler (*Aquila pomarina*), Fischadler (*Pandion haliaetus*), Seeadler (*Haliaeetus albicilla*), Steinadler (*Aquila chrysaetos*), Feldhase (*Lepus europaeus*), Baummarder (*Martes martes*), Iltis (*Mustela putorius*), Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) und Großtrappe (*Otis tarda*). Sie lassen sich dadurch kennzeichnen, dass die Tiere insular verbreitet sind (z.B. Rothirsch), ihr Bestand rückläufig ist (Feldhase), sie nur in geringer Dichte vorkommen (Luchs, Baummarder, Iltis), einer hohen Verkehrsmortalität unterliegen (Fischotter, Dachs, Luchs, Igel) oder stark gefährdet sind (Fischotter, Wildkatze, Schreiadler).

Die Barrierewirkung kann durch sogenannte Mobilitätsdiagramme aufgezeigt werden (z.B. MADER 1979 für Laufkäfer, MERRIAM et al. 1989 für Kleinsäuger): Die Aufenthaltsorte, an denen ein Individuum beobachtet wurde, werden sequenziell miteinander verbunden. Die Zahl der Verbindungslinien, die den Verkehrsweg überqueren, wird mit der Zahl der Verbindungslinien über zufällig gewählte (gedachte) Linien in der Landschaft verglichen (z.B. DYER et al. 2002).

Die Stärke der Wirkungen nimmt in der Regel mit steigendem Verkehrsaufkommen und steigender Geschwindigkeit der Fahrzeuge zu: Mehr Tiere schrecken vor einem Überquerungsversuch zurück, und von denen, die einen Überquerungsversuch machen, wird ein höherer Anteil vom Verkehr getötet (BERTWISTLE 1999, HUBBARD et al. 2000,

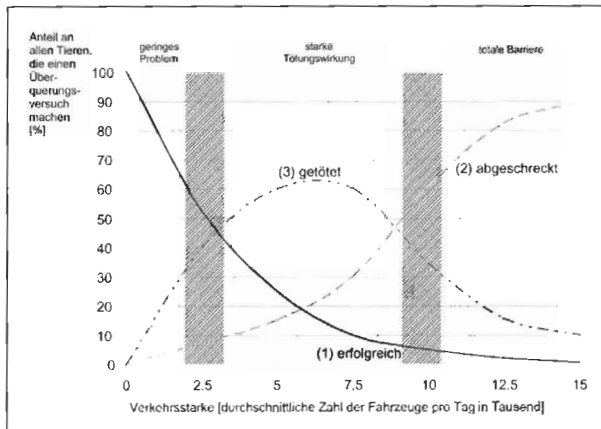


Abb. 12: Modellhafte Darstellung von drei Wirkungen des Verkehrsaufkommens auf einer Straße auf Huftiere: (1) Prozentsatz der Tiere, die erfolgreich die Straße überqueren, (2) Prozentsatz der Tiere, die durch den Lärm oder die Fahrzeugbewegungen von einem Überqueren abgeschreckt werden und (3) Prozentsatz der Tiere, die getötet werden. Die Kurven stützen sich auf empirische Daten aus verschiedenen Quellen über Huftiere (aus SEILER 2003b: 30).

SEILER 2003). Der Austausch quer über eine Straße nimmt daher bei einer Zunahme des Verkehrs stark ab (Abb. 12). Eine wichtige Frage ist, ab welcher Verkehrsstärke eine Straße für welche Tierarten nicht mehr überquerbar ist. Hierzu gibt es bisher kaum zuverlässige Daten. MÜLLER & BERTHOUD (1995: 11) schätzen, dass die Schwelle des Verkehrsaufkommens, bei der der Austausch stark abnimmt, selbst für so mobile Arten wie das Reh bereits bei etwa 4000 Fahrzeugen pro Tag liegt. Ab diesem Schwellenwert versuchen nur noch Tiere, die sich auf langen Wanderungen befinden oder in ihrem Territorium gestört sind, die Straße zu überqueren. Ab 10.000 Fahrzeugen pro Tag kommen nach Angaben von MÜLLER & BERTHOUD (1995) erfolgreiche Überquerungen nicht mehr oder nur in unbedeutender Zahl vor.

Das Überleben der Populationen hängt davon ab, wie stark die unterschiedlichen Wirkungen der Verkehrswege auf die jeweilige Tierart sind. Hierbei sind folgende Fragen relevant:

- Gelingt es wandernden Individuen, Flächen wiederzubesiedeln, auf denen eine (Teil-)Population erloschen ist? Ist die Trennwirkung (vgl. Kasten 1) oder die Mortalitätswirkung eines Verkehrsweges (siehe Tab. 5) schädlicher für das Überleben der Population (bei welchen Verkehrsstärken)? Unter welchen Bedingungen ist das Abzäunen des Verkehrsweges vorteilhaft für das Überleben der Population (siehe Abschnitt 2.4)?
- Welchen Einfluss hat die Konfiguration des Verkehrsnetzes für die Stärke der Auswirkungen (bei gleicher Gesamtlänge der Verkehrswege)? Unter welchen Bedingungen ist eine Bündelung von Verkehrsweegen vorteilhaft für das Überleben der Population?
- Wie stark steigt die Wirkung der Verkehrswege, wenn zugleich andere Faktoren die Populationen negativ beeinflussen, z.B. wenn die Wasserverhältnisse nivelliert

Tab. 5: Anhaltswerte für Verkehrsverluste in Baden-Württemberg in einem Jahr (für Haarwildarten, die dem Jagdrecht unterliegen). Es handelt sich bei den meisten Arten um Mindestwerte, da die Erfassung der Verkehrsverluste unvollständig ist. Gesamtstrecke = Jagdstrecke + Fallwild + Verkehrsverluste (nach Daten der Jagdstatistik im Jagdjahr 2000/2001; aus PEGEL 2001).

Wildart	Verkehrsverluste [Anzahl]	Anteil an der Gesamtstrecke
Dachs	> 1 615	> 26 %
Feldhase	> 2 333	> 13 %
Steinmarder	> 442	> 13 %
Baummarder	> 46	> 12 %
Rehwild	14 906	11 %
Iltis	> 35	> 10 %
Wiesel	> 53	> 6 %
Damwild	26	6 %
Sikawild	14	6 %
Fuchs	> 3 901	> 5 %
Schwarzwild	1 282	5 %
Kaninchen	> 143	> 4 %
Rothirsch	15	2 %
Gamswild	5	1 %

werden, die landwirtschaftliche Nutzung intensiviert wird, flächendeckend Stickstoff eingetragen wird oder die Größe der Habitatflächen abnimmt, d.h. gibt es positive Kopplungsterme zwischen Habitatverkleinerung etc. und den Wirkungen der Verkehrswege?

Zur Beantwortung dieser Fragen besteht großer Forschungsbedarf. Zum Vergleich der Auswirkungen unterschiedlicher Konfigurationen von Verkehrswegen gibt es bisher keine wissenschaftliche Literatur. Die „Bündelung“ wird zwar aus Lärmschutzgründen und aufgrund von Plausibilitätsüberlegungen seit Jahrzehnten in der Verkehrsplanung propagiert, aber zur Frage, wie stark sie tatsächlich die negativen Wirkungen für Tierpopulationen verringert, gibt es bisher weder empirische noch Modellstudien.

In der Schweiz, in Österreich und in den USA wurden umfangreiche Literaturstudien zu den Auswirkungen von Verkehrslinien auf Wildtiere erstellt (HOLZGANG et al. 2000, OGGIER et al. 2001, GLITZNER et al. 1999, ERCELAWN 1999). Übersichten zu den bisher bekannten ökologischen Auswirkungen von Verkehrswegen geben außerdem die

Kasten 1: Vier Beispiele zur Wirkung der Landschaftszerschneidung auf den genetischen Austausch zwischen Teilpopulationen**1. Durch Autobahnen und Bahnlinien isolierte Grasfroschpopulationen**

Autobahnen und Bahnstrecken erhöhen die genetische Distanz zwischen den Subpopulationen des Grasfrosches (*Rana temporaria*, Foto: Hansruedi Wildermuth) signifikant (REH & SEITZ 1990). Das bedeutet, dass sie den genetischen Austausch unterbinden oder zumindest stark herabsetzen. Zudem belegte die Untersuchung von REH & SEITZ (1990), dass die Homozygotie (Reinerbigkeit, d.h. es liegt jeweils ein Paar gleicher Erbanlagen vor) in den untersuchten Subpopulationen signifikant erhöht war, wenn sie von Straßen oder Bahnlinien umgeben waren. Dies zeigt einen hohen Grad von Inzucht an. Mit zunehmender Isolation steigt die Wahrscheinlichkeit, dass verwandte Individuen miteinander Nachkommen haben.

**2. Unterbrechung des Genaustauschs durch Straßen bei Rötelmäusen**

Populationen von Rötelmäusen (*Clethrionomys glareolus*, Foto: Alfred Leutert) werden nicht nur durch alte geogene Barrieren wie den Rhein voneinander genetisch isoliert, sondern auch durch Autobahnen. Die durch eine Autobahn getrennten Populationen im Süden Baden-Württembergs zeigten bereits wenige Jahrzehnte nach dem Bau der Straße genetische Unterschiede, die durch fehlenden oder stark eingeschränkten Genaustausch bedingt waren (GERLACH & MUSOLF 2000).

**3. Verringerung der genetischen Vielfalt durch Straßen bei Laufkäfern**

Teilpopulationen des Violetten Laufkäfers (*Carabus violaceus*, Foto: Ekkehard Wachmann) werden durch Straßen so stark voneinander isoliert, dass sie bereits nach wenigen Jahrzehnten deutliche genetische Unterschiede aufweisen. Die Stärke der Unterschiede spricht dafür, dass die Straßen absolute Barrieren für den Genaustausch dieser flugunfähigen Käferart darstellen (KELLER & LARGIADÈR 2003). Zudem war die genetische Vielfalt einer untersuchten Population vermindert, die in einem kleinen Waldfragment lebte, welches durch eine Straße von den übrigen Flächen abgetrennt war. Diese Resultate zeigen an, dass Straßen den Genaustausch unterbinden, zu erhöhter Inzucht in den fragmentierten Populationen führen und damit das Extinktionsrisiko der einzelnen Teilpopulationen vergrößern.

**4. Inzucht und verringerte Fruchtbarkeit beim Deutschen Enzian und bei der Wiesen-Schlüsselblume**

Pflanzen in kleinen Beständen des Deutschen Enzians (*Gentianella germanica*, Foto: Karl Martin Tanner) produzieren weniger Samen als Pflanzen in großen Populationen (FISCHER & MATTHIES 1998a). Gemessen an der Anzahl Samen pro Pflanze war die Fruchtbarkeit in kleinen Populationen um das Vierfache niedriger als in großen Beständen. In der Folge waren die Populationsgrößen der kleinen Bestände rückläufig, während sehr große Populationen weiter anwuchsen. Pflanzen aus Samen von großen Populationen überlebten weit besser als Pflanzen aus Samen, die von kleinen Beständen kamen, wobei alle Samen unter einheitlichen Bedingungen ausgesät wurden. Die Vitalitätsunterschiede waren auf genetische Unterschiede zurückzuführen: Die genetische Variabilität war in kleinen Populationen deutlich geringer als in großen Populationen. Die kleinen Bestände haben ihre genetische Vielfalt aufgrund der höheren Wahrscheinlichkeit, dass sich genetisch ähnliche Individuen miteinander fortpflanzen, weitgehend eingebüßt (FISCHER & MATTHIES 1998b). Bei der Wiesen-Schlüsselblume (*Primula veris*, Foto: René Bertiller) fanden KÉRY et al. (2000) ebenfalls Vitalitätsunterschiede zwischen Samen aus kleinen Populationen und denjenigen großer Populationen. Diese Ergebnisse stützen die These, dass Habitatfragmentierung zur Schwächung von kleinen Populationen durch Inzuchteffekte führt und das Fortbestehen von Pflanzenpopulationen gefährdet.



Arbeiten von TROMBULAK & FRISSELL (2000), UNDERHILL & ANGOLD (2000), LODÉ (2000), CARR et al. (2002), SPELLERBERG (2002), SEILER (2003a) und FORMAN et al. (2003) sowie die Konferenzbände von CANTERS et al. (1997) und EVINK et al. (1999, 2002). Im deutschen BMBF-Projekt „Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltiere mit großen Raumanprüchen“ galt das Interesse dem Vergleich der Größe, Isolation und Funktion von Habitatflächen, wobei die Isolationswirkung von Verkehrswegen jedoch nur am Rande betrachtet wurde (z.B. HENLE et al. 1998, BINNER et al. 1999). Ein weiteres BMBF-Projekt widmete sich der Bedeutung von Isolation, Flächengröße und Biotopqualität für das Überleben von Tier- und Pflanzenarten in der Kulturlandschaft am Beispiel von Trockenstandorten (AMLER et al. 1999). Auf EU-Ebene lief bis 2003 ein Projekt mit dem Titel „Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure“ (COST 341), an dem fast alle europäischen Länder beteiligt waren (IUELL et al. 2003, TROCMÉ et al. 2003, TURCOTT & BEKKER 2004).

Trotz der bisherigen Untersuchungen ist das Verständnis der Wirkungen des Verkehrsnetzes auf Populationsdichten und Extinktionsrisiken erst gering entwickelt. Die meisten Publikationen (siehe die Beispiele in Abschnitt 2.2.3) berichten über Totfunde von Tieren an Straßen (z.B. STONER 1925, PRÜTER et al. 1995, ASHLEY & ROBINSON 1996, KNUTSON 1997), über die Barrierewirkung (z.B. BAUR & BAUR 1990) und die Zahl der Tiere, die eine Grünbrücke oder eine Unterführung benutzt haben (z.B. PFISTER et al. 1997). Um abschätzen zu können, wie sich die getöteten Tiere und die erfolgreichen Straßenüberquerungen auf die Populationen auswirken, sind zusätzlich Daten zur Populationsgröße, zu den anderen Mortalitätsarten und zur Reproduktionsrate erforderlich (z.B. KRAMER-SCHADT et al. 2004); sie sind jedoch nur in wenigen Fällen bekannt. Dieses Problem wurde zwar bereits 1977 aufgezeigt (INSTITUT FÜR NATURSCHUTZ UND TIERÖKOLOGIE 1977: 101f.), doch hat sich seither wenig daran geändert. Die genauere Erforschung der Auswirkungen des Verkehrsnetzes auf Tierpopulationen in langfristig angelegten Studien ist daher ein aktuelles Desideratum (FORMAN et al. 2003, IUELL et al. 2003): Die Erforschung der Auswirkungen von Straßen ist, wie es Harvard-Professor Richard Forman ausdrückt, „the sleeping giant of biological conservation“ (FORMAN 2002).

2.2.2 Stark von Verkehrsmortalität betroffene Arten

Für einige Tierarten ist nachgewiesen, dass für sie der Straßenverkehr die Haupttodesursache ist. In Deutschland ist der Verkehr für den unter Naturschutz stehenden Fischotter (*Lutra lutra*) zur häufigsten Todesursache geworden und bedroht akut das Überleben der Art (Abb. 13; BINNER et al. 1999, HAUER et al. 2002); PHILCOX et al. (1999) beschreiben eine ähnliche Situation in Großbritannien. Nach HENLE et al. (1998) steigt das Mortalitätsrisiko für den Fischotter ab einer Verkehrsstärke von 10 Fahrzeugen pro Stunde besonders stark an. Für den Dachs (*Meles meles*) in Großbritannien ist der Verkehr ebenfalls als wichtigste Todesursache belegt (CLARKE et al. 1998). Die Dichte des Straßenverkehrs war die Hauptursache für den Rückgang der Dachs in den Niederlanden (VAN DER ZEE et al. 1992).

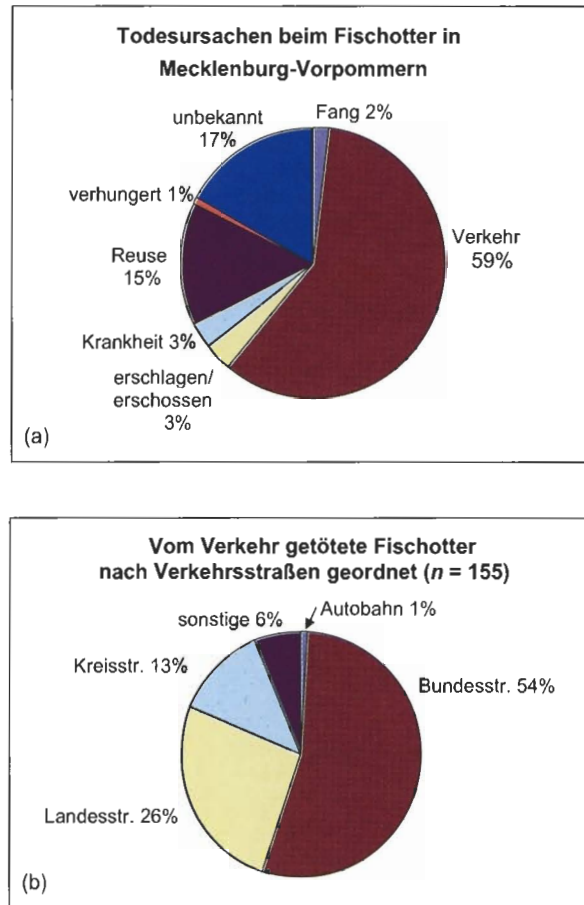


Abb. 13: Todesursachen beim Fischotter in Mecklenburg-Vorpommern. (a) Todesursachen, (b) Verteilung der vom Verkehr getöteten Fischotter auf die verschiedenen Straßenarten. Die Zahl der Fischotter-Totfunde hat sich gegenüber den 60er und 70er Jahren mit etwa drei pro Jahr ab 1985 linear auf 56 im Jahre 1996 erhöht. Dabei ist der Verkehr die Haupttodesursache. Unter den betroffenen Straßen sind die Bundesstraßen mit mehr als die Hälfte am stärksten vertreten. Autobahnen sind hingegen nur sehr gering beteiligt, obwohl hier höhere Geschwindigkeiten gefahren werden (aus BINNER et al. 1999: 18–23; in Deutschland sind Autobahnen, anders als in der Schweiz, in der Regel nicht abgeäumt).

Der Rückgang konnte inzwischen durch den Bau zahlreicher Dachstunnel aufgehalten werden (KRÜGER 2000). In der Schweiz wurden 45 % der zwischen 1988 und 1997 tot aufgefundenen Luchs-Jungtiere durch den Verkehr getötet (SCHMIDT-POSTHAUS et al. 2002). Die Straßenmortalität ist damit der wichtigste Isolationsmechanismus, der Luchse in Mitteleuropa daran hindert, neue Lebensräume zu erreichen (KRAMER-SCHADT et al. 2004). Igel (*Erinaceus europaeus*) überqueren Straßen häufig: Durchschnittlich 12 (Männchen) bzw. 6 (Weibchen) Straßenüberquerungen pro Nacht wurden in einem Gebiet südwestlich von Zürich beobachtet (BONTADINA 1991). Der Igel zählt folgerichtig zu den Wirbeltieren, die mit am stärksten durch den Straßen-

verkehr betroffen sind (z.B. REICHHOLF & ESSER 1981; REICHHOLF 1989: 170 ff.).

Die Straßenmortalität ist eine der Haupttodesursachen beim Iberischen Luchs (*Lynx pardinus*) im Südwesten Spaniens (FERRERAS et al. 1992) und bei den Wölfen (*Canis lupus*) in Minnesota (FULLER 1989). Für den Tod von Pumas (*Puma concolor*) in Südkalifornien sind Kraftfahrzeuge sogar die größte Einzelursache (BEIER & BARRETT 1991). Beim gefährdeten Florida-Puma (*Puma concolor coryi*) waren 49 % der Mortalität durch Kollisionen mit Fahrzeugen bedingt, bis Abzäunungen und Unterführungen diesen Anteil stark verringert haben (MAEHR et al. 1991). Weitere Tierarten, bei denen Kollisionen mit Fahrzeugen die wichtigste Todesursache darstellen, sind Elche (*Alces alces*) im Kenai National Wildlife Refuge in Alaska (BANGS et al. 1989), Schleiereulen (*Tyto alba*) in Großbritannien (NEWTON et al. 1991) sowie Schwarzbären (*Ursus americanus*), Key-Weisswedelhirsche (*Odocoileus virginianus clavium*), Spitzkrokodile (*Crocodylus acutus*) und Weißkopfseeadler (*Haliaeetus leucocephalus*) in Florida (HARRIS & SCHECK 1991). Die bisher vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass die Beeinträchtigung von Populationen durch Straßenmortalität erheblich sein kann.

2.2.3 Beispielstudien

WEIDEMANN & REICH (1995) fanden auf einem 130 m langen Abschnitt einer Landesstraße und einem kleinen Rastplatz über einen Zeitraum von nur zwei Monaten insgesamt 1085 totgefundene Insekten (29 % Zweiflügler, 22 % Heuschrecken, 20 % Hautflügler, 19 % Käfer, 7 % Schmetterlinge). 72 Individuen der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*) wurden tot auf der Straße gefunden, dies entspricht 15–20 % der Imaginationpopulation. Die Straße hat für diese Art eine starke Hinderniswirkung, insbesondere sind die Weibchen kaum in der Lage, eine Landstraße zu überqueren. Beim Schachbrettfalter (*Melanargia galathea*) hingegen überquerten 40 Individuen (von 582 markierten Tieren) nachweislich die Straße. Wegen der hohen Mobilität des Schachbrettfalters hat die Straße für diese Art kaum einen Barriereeffekt und die relativ geringe Zahl an getöteten Tieren hatte keinen nennenswerten Einfluss auf die Populationsentwicklung.

BAUR & BAUR (1990) verglichen eine 8 m breite geteerte Straße (500 Fahrzeuge pro Tag) mit einem 3 m breiten Waldweg und einem überwachsenen Pfad. Nur eine von 169 wiedergefangenen markierten Baumschnecken (*Arianta arbustorum*) hatte nach 3 Monaten die Straße überquert, 2 (von 49) den Waldweg und 19 (von 24) den Pfad. Das Ergebnis deutet darauf hin, dass Straßen mit zunehmender Straßenbreite und Verkehrsdichte für Schnecken starke bis unüberwindbare Barrieren darstellen. Baumschnecken benötigen ein bis zwei Stunden, um eine 8 m breite Straße zu überqueren, wenn sie direkt quer zur Straße laufen. Allerdings änderten die meisten Schnecken auf der Straße mehrfach ihre Laufrichtung, wurden durch den hohen Wasserverlust erschöpft und legten eine längere Ruhepause ein. Als Folge dieses Verhaltens fanden BAUR & BAUR (1990) zahlreiche zerbrochene und zerdrückte Schnecken am Straßenrand, unter denen auch markierte

Tiere waren. 6 m und 9 m breite asphaltierte Straßen mit großer Verkehrsdichte wurden in der Studie von WIRTH et al. (1999) von keiner der 560 markierten Gemeinen Heideschnecken (*Helicella itala*) überquert. Solche Straßen wirken daher für Schnecken mit hoher Sicherheit als Ausbreitungsbarriere.

Rothirsche (*Cervus elaphus*) benötigen nicht nur im Verlauf eines Tages Zugang zu verschiedenen Teilen eines Gebiets, sondern sie machen auch ausgeprägte saisonale Wanderungen zwischen Sommer- und Wintereinständen. Wenn solche Wanderungen nicht mehr möglich sind, dann sind die Tiere gezwungen, immer in der gleichen Landschaftskammer zu bleiben. Hieraus kann unter anderem eine starke Übernutzung der Futterpflanzen resultieren (OGGIER et al. 2001: 19). Am Beispiel des Rehs (*Capreolus capreolus*) wurde gezeigt, dass auch nicht eingezäunte Fahrbahnen Barrieren sein können. MÜRI (1999) wies nach, dass die Wanderdistanzen bei den Rehpopulationen in der Schweiz in den letzten zwei Jahrzehnten erheblich gesunken sind. Am stärksten ist diese Tendenz bei den Rehgeißen: In den Jahren 1971 bis 1975 lag der Fundort der tot aufgefundenen oder bei der Jagd erlegten Tiere im Schnitt 4,1 km vom Geburtsort entfernt, im Zeitraum 1991 bis 1993 nur noch 0,6 km. Die Wanderdistanz ist umso kürzer, je höher die Barriendichte im näheren Umfeld des Geburtsortes ist. Zwischen 1984 und 1995 gelang es nur gerade einem einzigen von 152 im Schweizer Mittelland markierten und im Erwachsenenalter wieder gefundenen Rehen, in einen anderen Populationsraum zu wechseln – aufgrund eines Tunnels, der die Barriere unterbrach.

Der Feldhase (*Lepus europaeus*) meidet in der Regel die Nähe von Siedlungen und verkehrsreichen Straßen (PFISTER et al. 2002). Die Fragmentierung der Landschaft wirkt sich daher ungünstig auf den Bestand aus. In kleinen, stark isolierten Gebieten sind keine oder nur vereinzelt Feldhasen anzutreffen (PFISTER et al. 2002). Die Bestände sind aus diesem Grund in Kombination mit weiteren Gründen in der Schweiz seit 50 Jahren rückläufig. Heute steht der Hase dort bereits auf der Roten Liste. Auch in Deutschland sind die Hasenbestände rückläufig, und in mehreren Bundesländern steht der Hase, einst eine der häufigsten Wildtierarten, auf der Vorwarnliste oder ist als gefährdet eingestuft.

Eisenbahnen sind weniger gut untersucht als Straßen. Die bisher vorliegenden Daten sprechen jedoch dafür, dass auch sie große Auswirkungen auf Tierpopulationen haben (VAN DER GRIFF 1999). Entlang der Zugstrecke Madrid-Sevilla beträgt die geschätzte Zahl der jährlich getöteten Tiere 36,5 Tiere pro Kilometer (SCV 1996). Etwa 40 % davon sind Säugetiere, d.h. etwa 15 Säugetiere pro Kilometer werden jährlich auf dieser Strecke getötet. Der Anteil, den Schienenstrecken an der Mortalität von Säugetieren haben, kann demnach recht hoch sein. Für die Großsäuger Reh (*Capreolus capreolus*), Rothirsch (*Cervus elaphus*) und Wildschwein (*Sus scrofa*) zeigten RIGHETTI & MALLI (2004), dass die Zahl der durch Züge getöteten Tiere die Rehbestände lokal schwächen kann. Eine Filterwirkung (noch teilweise durchlässige Barriere) wiesen sie für diese Arten bei mehrgleisigen Schienenstrecken (≥ 2 Gleise) ab einer Zugfrequenz von 15 Zügen/h nach. Vier oder mehr Gleise werden von Rehen und Dachsen kaum oder überhaupt nicht mehr überquert, während Wildschweine hier noch regelmäßig begangene Wechsel direkt

über den Gleiskörper unterhalten, was vermehrte Kollisionen von Zügen mit Wildschweinen zur Folge hat.

2.3 Beispiele für Modelle

Um das Minimierungspotenzial verschiedener Maßnahmen wie Abzäunung (siehe Abschnitt 2.4), stärkerer Bündelung von Verkehrswegen und Bau von Querungshilfen zu vergleichen, ist ein genaueres Verständnis ihrer Wirkungen erforderlich: Unter welchen Bedingungen (z.B. Charakteristika der Tierart, Zahl bzw. Engmaschigkeit der Verkehrswege, Verkehrsaufkommen) sind welche Maßnahmen am aussichtsreichsten? Zur Klärung dieser Frage können Modelle einen wesentlichen Beitrag leisten. Die Modelldurchläufe können sehr oft wiederholt und über die Dauer vieler Generationszeiten der modellierten Populationen fortgesetzt werden, um Überlebenswahrscheinlichkeiten für verschiedene Szenarien zu bestimmen, was in empirischen Studien kaum durchführbar ist. Modelle können zudem hilfreich sein, um neue Hypothesen aufzustellen, die durch empirische Untersuchungen beantwortet werden können (JAEGER 2001b).

Bisher gibt es erst wenige Untersuchungen der Straßenmortalität durch Modelle (z.B. VAN LANGEVELDE & JAARMA 1997, HELS & BUCHWALD 2001, FRANK et al. 2002, TLUK VON TOSCHANOWITZ 2002). Nach FRANK et al. (2002) wird das Verkehrsaufkommen für Fischotter (*Lutra lutra*) ab einem bestimmten Schwellenwert (in Abhängigkeit von der Überquerungsdauer) zur absoluten Barriere (z.B. ab einer durchschnittlichen Fahrzeugdichte von 15 Fahrzeugen pro Minute bei einer Überquerungsdauer von 20 Sekunden). Das Modell von HELS & BUCHWALD (2001) für Amphibien sagt (je nach Spezies) eine Unüberquerbarkeit der Straße ab Werten zwischen 2 bis 10 Fahrzeugen pro Minute voraus. In dieser Arbeit lautet die Formel für die Wahrscheinlichkeit p von erfolgreichen Überquerungen:

$$(2) \quad p \text{ (erfolgreiche Überquerung)} = e^{-\frac{N \cdot a}{v \cdot \cos \alpha}},$$

wobei N = Verkehrsdichte (Zahl der Fahrzeuge pro Zeit), a = wirksame Breite des Fahrzeugs, v = Geschwindigkeit des Tieres und α = Winkel der Überquerung ($\alpha = 0$ für Überquerung im rechten Winkel zur Straße).

Die Wahrscheinlichkeit, eine Straße erfolgreich zu überqueren, nimmt also nicht linear mit der Verkehrsdichte N ab, sondern exponentiell (Abb. 14), und sie nimmt exponentiell mit der Fortbewegungsgeschwindigkeit v der Tiere über die Straße zu. Wenn der Überquerungswinkel $\alpha = 0$ ist (quer zur Straße), ist der Überquerungserfolg am größten. In diesem Modell sinkt die Zahl der getöteten Tiere nicht wieder ab, wenn das Verkehrsaufkommen hohe Werte annimmt, wie es für Huftiere der Fall ist (Abb. 12), weil Amphibien nicht vom Verkehr abgeschreckt werden, sondern in jedem Fall einen Überquerungsversuch machen. Amphibien werden bereits allein durch die starken Luftdruckschwankungen unter und hinter den Fahrzeugen tödlich verletzt (d.h. auch ohne mit den Reifen in Berührung zu kommen), wenn die Fahrzeuge schneller als 30 km/h

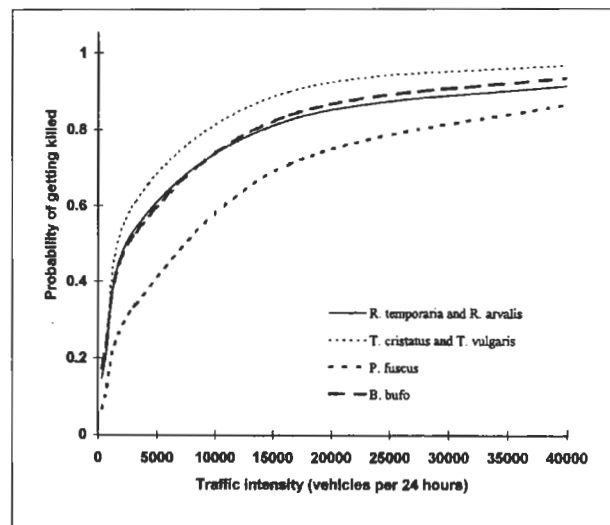


Abb. 14: Tötungswahrscheinlichkeit für sechs Amphibienarten beim Überqueren einer Straße: Grasfrosch (*Rana temporaria*), Moorfrosch (*Rana arvalis*), Kammolch (*Triturus cristatus*), Teichmolch (*Triturus vulgaris*), Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) und Erdkröte (*Bufo bufo*). Die Tötungswahrscheinlichkeit ist abhängig vom durchschnittlichen Verkehrsaufkommen. Bei dieser Darstellung wurde die Formel (2) (siehe Text) verwendet und gemäß dem Aktivitätsmuster der Tierarten und der Variation des Verkehrsaufkommens über 24 Stunden gewichtet (aus HELS & BUCHWALD 2001; siehe auch RASMUSSEN et al. 2003: 172–204).

fahren (HUMMEL 2001). Daher ist für a ab dieser Geschwindigkeit die volle Fahrzeugbreite einzusetzen.

Bei der Erdkröte (*Bufo bufo*) reichen bereits 24–40 Fahrzeuge pro Stunde aus, um 50 % der Tiere, die die Straße zu überqueren versuchen, zu töten (KUHN 1987). HEINE (1987) berechnete mit einem älteren, linearen Modell, dass ein Verkehrsaufkommen von 26 Fahrzeugen pro Stunde dazu führt, dass auf der Straße keine Kröten mehr überleben.

Wenn die Engmaschigkeit des Verkehrsnetzes ansteigt, dann gibt es einen Schwellenwert, bei dem die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen rasch bis auf 0 absinkt, wenn sich das Verkehrsnetz noch etwas stärker verdichtet. Dies haben Untersuchungen mit einem räumlich expliziten individuen-basierten Populationsmodell gezeigt (JAEGER et al., in Vorb.). Die zunehmende Zahl der Straßen führte zu stärkerer Habitatzerteilung und häufigeren Überquerungsversuchen, während die Gesamtfläche der Habitate konstant gehalten wurde. Die genaue Lage des Schwellenwertes hängt von der Tierart und vom Verkehrsaufkommen auf den Straßen ab. Wenn die vorhandenen Tierpopulationen alle bisherigen Straßenneubauten in einer Landschaft überstanden haben, so lässt sich daraus nicht schließen, dass die Populationen auch noch weitere Straßen verkraften können. Wenn der Schwellenwert erreicht ist, führt der nächste neue Verkehrsweg mit hoher Wahrscheinlichkeit zum Erlöschen der Populationen.

Zur Frage nach den Reaktionszeiten von Populationen auf Landschaftsveränderungen unterstreichen NAGELKERKE et al. (2002) den Bedarf nach Untersuchungen zu Zeitverzögerungen (*time lags*). Eine der wenigen empirischen Untersuchungen hierzu belegt, dass sich die negativen Folgen des Baus von Straßen für den Artenreichtum in Feuchtgebieten erst nach zwei bis vier Jahrzehnten zeigen (FINDLAY & BOURDAGES 2000). Eine weitere wichtige Aufgabe für den Einsatz von Modellen ist die Frage, an welchen Orten Unter- und Überführungen am besten platziert werden sollten (CLEVINGER et al. 2002, MALO et al. 2004).

2.4 Wirkung von Zäunen

In der Schweiz sind sämtliche Autobahnen beidseitig abgezäunt, vorrangig aus Gründen der Verkehrssicherheit. Zäune entlang von Verkehrswegen verringern zwar die Straßenmortalität (CLEVINGER et al. 2001), haben aber den nicht direkt sichtbaren Nachteil der stärkeren Trennwirkung. Die wissenschaftliche Literatur über die Wirkung von Zäunen ist jedoch bisher ausgesprochen gering (abgesehen von praktischen Anleitungen zur Erstellung von Amphibienzäunen und Untersuchungen ihrer Wirksamkeit). Die Frage lässt sich anhand von Modellen untersuchen. Dazu wird der Anteil der Tiere, die bei einer Begegnung mit einer Straße zurückweichen, mit R (*road avoidance*) bezeichnet und der Anteil der Tiere, die auf der Straße getötet werden, mit K (*killed by traffic*). Beide Parameter können unabhängig voneinander Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Wie oft die Tiere den Straßen begegnen, hängt von der Lage der Straßen in der Landschaft ab. Für ein einfaches Modell (Abb. 15a) hat die Überlebenswahrscheinlichkeit als Funktion von R und K das Aussehen, wie es Abb. 15b zeigt. Die Darstellung gilt für bestimmte Parameterwerte, die einer gefährdeten Art entsprechen (mit 80 % Überlebenswahrscheinlichkeit ohne Straßenwirkung), ist aber für andere Parameterwerte qualitativ gleich. Zu jedem Wert des Tötungsfaktors K gibt es einen optimalen Wert der Straßenmeidung R , bei dem die Überlebenswahrscheinlichkeit am größten ist. Je höher das Verkehrsaufkommen ist (d.h. je größer K ist), umso höher liegt der optimale Wert der Straßenmeidung R .

Wenn Zäune entlang der Straßen aufgestellt werden, dann beträgt die Umkehrwahrscheinlichkeit $R = 1$ und daher werden keine Tiere mehr getötet. Dies führt in der Situation, die in Abb. 15 modelliert wurde, zu einer Überlebenswahrscheinlichkeit der gesamten Population von 18 % (Linie am rechten Rand des Diagramms). Unter bestimmten Bedingungen ist die Wirkung der Straßenmortalität auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population stärker bzw. geringer als die Wirkung des Zauns (Abb. 15b; JAEGER & FAHRIG 2004). Je höher der verkehrsbedingte Tötungsfaktor K ist und je geringer die Straßenmeidung R ist (unterhalb des optimalen Wertes von R), umso größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass Zäune für die betrachtete Art vorteilhaft sind. In anderen Situationen können Zäune die Überlebenswahrscheinlichkeit aber auch erheblich verringern, z.B. wenn die Tiere auf der Straße nur relativ selten getötet werden oder wenn sie die Straße sowieso schon relativ stark meiden. Zäune können von Vorteil sein, wenn der Verkehr so stark ist, dass die Tiere nie oder fast nie er-

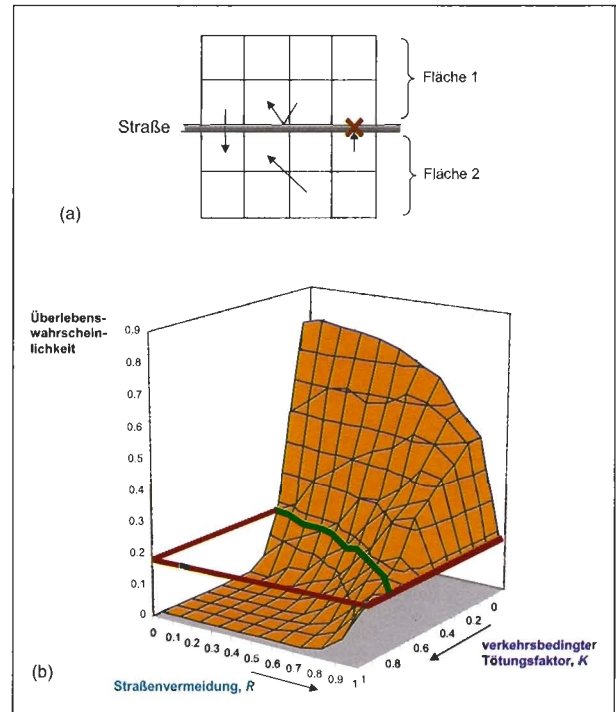


Abb. 15: Modell zur Wirkung einer Straße auf eine Tierpopulation. (a) Lage der Straße in den Simulationsläufen auf einem 4x4-Zellen-Modell. Die vier Möglichkeiten, wie sich die Tiere bewegen können, sind durch Pfeile angedeutet: Überqueren der Straße, Vermeidung der Straße, Fortbewegung ohne der Straße zu begegnen, Töten des Tieres durch Fahrzeuge bei einem Überquerungsversuch. (b) Überlebenswahrscheinlichkeit der Modell-Population in Abhängigkeit vom Grad der Straßenvermeidung R und dem Wert des verkehrsbedingten Tötungsfaktors K . Die Überlebenswahrscheinlichkeit wurde aus dem Anteil der Durchläufe bestimmt, bei denen die Population nach 500 Zeitschritten noch existierte. Wenn der Tötungsfaktor K steigt, sinkt die Überlebenswahrscheinlichkeit ab bis unterhalb des Wertes, der bei Aufstellung eines Zaunes entlang der Straße erreicht wird (18 %, dicke rote Linie am rechten Rand und grüne Linie). Unterhalb der grünen Linie ist die Aufstellung von Zäunen vorteilhaft für die Population, oberhalb davon ist sie nachteilig (verändert nach JAEGER & FAHRIG 2004).

folgreich die Straße überqueren oder wenn die Population rückläufig ist und Verkehrsmortalität zum Populationsrückgang beiträgt. Wenn die Population hingegen stabil ist oder anwächst oder wenn die Tiere Zugang zu Ressourcen von beiden Seiten der Straße benötigen, dann sollten keine Zäune errichtet werden. Wenn diese Informationen nicht mit Sicherheit bekannt sind, dann sollten Zäune nur in Verbindung mit Unter- und Überführungen verwendet werden.

Diese ersten Resultate aus der Modellierung sollten noch durch mehrere weitere Studien bestätigt und gegebenenfalls überarbeitet und konkretisiert werden, bevor sie als

allgemeingültig angesehen und großflächig in der Praxis angewendet werden. Schwierigkeiten beim Einsatz von Zäunen bestehen nämlich noch darin, dass die Verkehrsstärke und die Fortbewegungsaktivität der Tiere (und damit der Wert des Tötungsfaktors K) über das Jahr und den Tagesverlauf schwanken. Daher muss der Wert für K in geeigneter Weise gemittelt werden, um ihn mit der Wirkung eines Zaunes vergleichen zu können. Zudem wirken Zäune auf alle Arten ab einer bestimmten Größe und nicht nur selektiv auf die Arten, für die Zäune vorteilhaft sind. Die Werte von R und K können möglicherweise auch durch die Gestaltung der Straßenränder oder Warnsysteme beeinflusst werden, so dass Zäune unnötig werden. Insbesondere die Reduktion von Fahrgeschwindigkeit und Verkehrsaufkommen könnte eine Abzäunung unnötig machen. Grünbrücken (und andere Querungshilfen) führen für den überbrückten Abschnitt der Straße zu einer Herabsetzung von K auf 0 und zu einem veränderten Wert von R (je nachdem, wie die Tiere auf das Bauwerk reagieren) und erhöhen damit, wenn sie von den Tieren angenommen werden, die Überlebenswahrscheinlichkeit.

3 Hürden auf dem Weg zu einer Trendwende

3.1 Drei Kernprobleme bei der Bewertung von Landschaftseingriffen

Die zahlreichen Konsequenzen, die der Bau von Verkehrswegen für die Landschaft mit sich bringt, müssen abgewogen werden gegen den erwarteten Nutzen, aber auch gegenüber ethischen Forderungen – wie z.B. der Verteilungsgerechtigkeit bezüglich Nutzen und Belastungen – und gegenüber den Wertvorstellungen der Menschen, die von den Folgen betroffen sind bzw. die aufgrund ihrer Werthaltung die Folgen für relevant einschätzen. Dazu ist es nötig, – als Zwischenschritt zwischen der Prognose der Eingriffsfolgen (sowie der Folgen des Unterlassens des Eingriffs) und der Abwägung zwischen den verschiedenen Handlungsoptionen – die Optionen zu bewerten. Die Abwägung bestimmt dann vor allem das Verhältnis der Ziele zueinander und die Angemessenheit der Mittel.

Das übliche Verständnis von „Bewertung“ beinhaltet den Vergleich eines dokumentierten oder geplanten Zustandes mit einem Ziel- oder Sollzustand, der in der Regel als vorgegeben angenommen wird. Gerade beim Thema der Landschaftszerschneidung ist eine Überprüfung der Ziele selber notwendig. So wird z.B. von wissenschaftlicher Seite das raumordnerische Ziel, in allen Landesteilen gleichwertige Lebensbedingungen zu schaffen, zunehmend kritisch gesehen (SRU 1996b: 30 Tz 29, 1998: 127 Tz 258). Eine Rückkoppelung von Bewertungsergebnissen mit den Zielvorgaben ist angesichts der derzeitigen Konfliktverdichtung eine wesentliche Aufgabe von Bewertungen. Beispielsweise ist es nötig, dass die steigenden Transportwünsche infrage gestellt werden. Dazu bedarf es einer Rückkoppelung an diejenigen, die Transporte verursachen (z.B. durch Internalisierung der Kosten von Grünbrücken und anderer Kompensationsmaßnahmen in die Transportkosten und über einen Bewusstseinswandel durch Vermittlung des Folgenwissens).

Das Bewertungsproblem bei der Landschaftszerschneidung ist durch drei Hauptschwierigkeiten gekennzeichnet:

- 1) *Machtlosigkeit von Naturschutzanliegen in der „Durchschnittslandschaft“*: Für *halbnatürliche, nutzungsabhängige Ökosysteme*, welche letztlich jene Landschaften prägen, die Naturschutz und Landschaftspflege erhalten wollen, fehlen flächige Schutzstrategien weitgehend, denn die klassischen Kriterien und Bewertungsmethoden des Naturschutzes greifen in der „Durchschnitts-“ oder „Gebrauchslandschaft“ nicht. Ein Beispiel ist der fehlende Schutz von UVR. Die Naturschutzkriterien greifen nicht für den Schutz von UVR, und die UVR sind auch nicht direkt wirksam geschützt. Um zu beurteilen, inwieweit die Nutzung einer „Gebrauchslandschaft“ beispielsweise dem Ziel der Nachhaltigkeit folgt, bedarf es daher anderer Kriterien, die bisher jedoch noch kaum entwickelt sind.
- 2) *Wert- und Zielkonflikte*: Konflikte zwischen verschiedenen Raumnutzungsansprüchen und Prinzipienkonflikte auf der normativen Ebene lassen sich nicht in allgemeiner Form lösen (HÖFFE 1993: 271ff.). Beispielsweise kann die Forderung nach ökologischer Nachhaltigkeit mit dem Ziel der Sozialverträglichkeit kollidieren. Für eine sachgerechte, faire und nachvollziehbare Abwägung und Prioritätensetzung lassen sich zwar Verfahrensregeln angeben. Allerdings setzen sie oft viel mehr Wissen voraus, als in der Realität vorhanden ist bzw. mit vertretbarem Aufwand gewonnen werden kann (z.B. über die mittel- und langfristigen Summenwirkungen von Landschaftseingriffen), siehe Punkt 3. Die Abwägung zwischen verschiedenartigen Teilzielen – nutzbringende und nicht nutzbringende, kurzfristige und langfristige – bereitet daher oft große Probleme. Die eigentlichen Konflikte werden in der Praxis meist erst auf der Maßnahmenebene sichtbar, wenn es um die Zuweisung von Finanzmitteln und anderen Ressourcen geht, sie sind jedoch oft durch tiefer liegende Differenzen begründet. Insbesondere unterschiedliche Naturbilder und unterschiedliche Ansichten über die Stellung des Menschen in der Natur führen zu teils heftigem Dissens (RENN 1996: 170f.). Kompromisse sind hierüber aber nur schwer möglich.
- 3) *Unvollständigkeit des Folgenwissens*: Aufgrund der unüberschaubaren Komplexität ökologischer Wechselbeziehungen lassen sich die Folgen von Landschaftseingriffen prinzipiell nur unvollständig prognostizieren (insbesondere Spätfolgen, Summenwirkungen). Oft sind auch der Ist-Zustand (z.B. die Umweltfunktionen) und frühere Zustände der Landschaft nur lückenhaft ermittelbar. Die meisten Verfahren zur Eingriffsbewertung setzen jedoch dieses Folgenwissen voraus. Wegen der Lückenhaftigkeit des Folgenwissens bekommen *Differenzen auf der Wert- und Weltbildebene* (vgl. Punkt 2) ein umso höheres Gewicht, und der *Umgang mit Ungewissheit* wird zu einem Schlüsselproblem (vgl. SCHERINGER et al. 2001, BÖSCHEN et al. 2001).

Für das Problem der Landschaftszerschneidung ist die Situation besonders deshalb schwierig, weil räumliche Transporte als ein unentbehrliches Mittel für zahlreiche Aktivitäten in einer modernen Gesellschaft gelten und von zahlreichen Akteuren hoch bewertet werden, die hier aufbrechenden Wertkonflikte also sehr heftig sind.

3.2 Verantwortung für die Folgen

Inwieweit werden die Folgen der Landschaftszerschneidung – als Folge der hohen Mobilität – rational bewertet und verantwortet? Konkretisierung und Zuordnung von Verantwortung ist generell umso schwieriger, je weiter die Folgen von menschlichen Handlungen über den zwischenmenschlichen Nahbereich hinausgehen (JONAS 1979, HÖFFE 1993: 181ff.). Die Frage nach der Verteilung von Nutzen und Schaden einer weiteren Erhöhung der Mobilität ist nicht leicht zu beantworten. Insbesondere führen mehrere Folgen hoher Mobilität – Zerteilung und Verlärmung von Erholungsgebieten oder sinkende Wohnqualität aufgrund hoher Pendlerströme – zu einem noch höheren Mobilitätswunsch, so dass die Zurechnung von Verantwortlichkeiten durch Überlagerungen und Mehrdeutigkeiten erschwert wird.

Zwei Probleme erschweren eine Übernahme von Verantwortung besonders stark:

- 1) Das Problem der *mangelhaften Kenntnis der wirklich eingetretenen Folgen*: Wegen fehlender Kontrollbeobachtungen und mangelhafter Vergleichsdaten aus der Zeit vor dem Eingriff ist oft unbekannt, welche Folgen tatsächlich aufgetreten sind und ob die Ausgleichsmaßnahmen erfolgreich waren.
- 2) Das Problem der *unvollständigen Zurechenbarkeit von Folgen zum Einzeleingriff*: Selbst wenn spätere Folgen erkennbar werden, lässt sich in der Regel nicht eindeutig *nachweisen*, ob es sich um Folgen des Eingriffs handelt. Summenwirkungen (z.B. von mehreren neuen Straßen in Kombination mit dem Einfluss der Landwirtschaft) lassen sich nicht dem Einzeleingriff zurechnen, daher fühlt sich für die Folgen niemand zuständig.

Für den Untergang einer Art als Folge der Zerschneidungswirkung einer neuen Straße beispielsweise besteht im rechtlichen Sinn keine Verantwortung. Geringe Einschränkungen gibt es nur im seltenen Fall, dass eine Jagdwertminderung eingeklagt wird oder dass in der Planfeststellung eine Überprüfungs- und Nachbesserungspflicht festgelegt wurde.

Wie eine Expertenbefragung (in Verkehrsplanung, Landschaftsplanung, Naturschutz) gezeigt hat, bestehen deutliche Unterschiede zwischen der wahrgenommenen ethisch-moralischen Verantwortung und der rechtlich wirksamen Verantwortung für nachträglich erkannte Schädigungen des Naturhaushaltes (JAEGER 2002). Auch wenn die beiden Grundprobleme überwunden werden können, ist gemäß den Aussagen der Befragten (außer im Fall der Jagdwertminderung sowie teilweise beim Lärm) niemand für die Registrierung und Behebung oder Kompensation zuständig. Die überwiegende Zahl der Befragten identifiziert jedoch in ethisch-moralischer Hinsicht alle Mitglieder der Gesellschaft, alle diejenigen, die am Verkehr teilnehmen, oder alle, die an der Planung mitwirken, als Verantwortungssubjekte. Die Vorschläge, was angesichts dieser Diskrepanz getan werden sollte, reichen von „Aussitzen“ bis hin zu konkreten Maßnahmen:

- unerwartete Folgen in der Planfeststellung durch Überprüfungs- und Nachbesserungsverpflichtungen verstärkt berücksichtigt;

- Haftungsverpflichtungen der Planenden bzw. derjenigen, die die Planungshoheit haben;
- nachträgliche Maßnahmen als freiwillige Leistungen auf politischer Ebene einfordern;
- nachträgliche Maßnahmen als Ersatzmaßnahmen von künftigen Eingriffen an anderen Orten vorsehen;
- Finanzierung von Maßnahmen zur Beseitigung oder zum Ausgleich nachträglich erkannter Folgen aus der Mineralölsteuer.

Die Ausgrenzung von verbleibenden Unsicherheiten und Summenwirkungen aus der Entscheidungsfindung (siehe Abschnitt 3.3) erfolgt somit, ohne dass dafür die Verantwortung übernommen wird – weder vorsorgend noch nachsorgend. Ohne eine Übernahme von Verantwortung aber sind die verbleibenden Unsicherheiten und die Erkenntnis nachträglich festgestellter Folgen ohne Konsequenz für den Trend der zunehmenden Landschaftszerschneidung.

3.3 Umgang mit Unsicherheit

Die Befragten aus der oben erwähnten Expertenbefragung nennen zahlreiche Beispiele, wo Unsicherheiten bestehen können (JAEGER 2000b, 2002). Diese Beispiele lassen sich zu sechs Bereichen zusammenfassen:

1. Wertigkeit der Landschaft,
2. Naturwissenschaftliche Zusammenhänge,
3. Erfolg von Ausgleichsmaßnahmen,
4. Summenwirkungen,
5. Unfallszenarien,
6. Monetarisierung der potenziellen Schäden in der Kosten-Nutzen-Kalkulation.

Die meisten Vorschläge dafür, wie mit solchen Unsicherheiten umgegangen wird bzw. werden soll, beziehen sich auf den ersten Bereich („Wertigkeit der Landschaft“). In den Bereichen „naturwissenschaftliche Zusammenhänge“, „Erfolg von Ausgleichsmaßnahmen“ und „Summenwirkungen“ nimmt die Zahl der Vorschläge gegenüber dem ersten Bereich stark ab. Die Befragten stimmen darin überein, dass unsichere Summenwirkungen bei der Entscheidungsfindung nicht berücksichtigt werden, obwohl alle Befragten damit eine Vorstellung verbinden und davon ausgehen, dass es sie gibt.

Die Frage, ob es außerdem noch weitere, heute noch nicht bekannte Folgen der Landschaftszerschneidung geben könnte, beantworten mehrere Befragte zustimmend. Die mit großen Unsicherheiten verbundenen Wirkungsbereiche erhalten jedoch in der Abwägung ein sehr geringes Gewicht. Diese Situation ist unbefriedigend, weil unsichere und unbekannte Folgen konsequenzenlos bleiben für den Eingriff.

Die wichtigsten Argumente dafür, dass nicht genauer abschätzbare unsichere und unbekannte Folgen nicht entscheidungsrelevant seien, sind nach Ansicht der Befragten die *mangelnde Handhabbarkeit*, die *rechtliche Situation* (auch als Ausdruck des „Zeitgeistes“) und die praktische *Nicht-Abänderbarkeit* vieler Eingriffsfolgen. Einige Befragte weisen z.B. auf den hohen Begründungsbedarf für Ausgleichsmaßnahmen hin, der bei unsicheren Folgen nicht erfüllt werden könne. Daher sei ein *vorsorglicher*

Ausgleich für bestehende Unsicherheiten nicht durchsetzbar. Mehrere Befragte schieben insbesondere die Summenwirkungen generell den menschlichen Aktivitäten oder der gesellschaftlichen Entwicklung zu, der gegenüber man ohnmächtig sei.

3.4 Der Zirkel der Landschaftszerschneidung

Wie lässt sich die anhaltende Zunahme der Landschaftszerschneidung angesichts der Vielzahl negativ bewerteter Folgen erklären? Welche Änderungen sind für eine Trendwende erforderlich? Die Expertenbefragung zu den Folgen der Landschaftszerschneidung und zum Umgang mit Unsicherheiten enthüllt die Elemente und Zusammenhänge eines „Zerschneidungszirkels“ (JAEGER 2002). Die Komponenten dieses Zirkels sind:

- 1) Die Umweltverträglichkeitsstudien für geplante Landschaftseingriffe erfolgen mit einem zuvor klar eingegrenzten Untersuchungsaufwand (Scoping).
- 2) Nachträgliche Erweiterungen gegenüber diesem Rahmen sind nur dann möglich, wenn sich *nachweisen* lässt, dass wesentliche Folgen außer acht gelassen wurden. Es verbleiben Unsicherheiten über die (Neben-)Folgen des Eingriffs, die Summenwirkungen und den Erfolg der Ausgleichsmaßnahmen.
- 3) Viele unsichere potenzielle (Neben-)Folgen werden als „spekulativ“ abgewertet.
- 4) Im Entscheidungsprozess gelten „spekulative Folgen“ nicht als ernstzunehmende Argumente und haben keine Entscheidungsrelevanz.
- 5) Die Entscheidung für den Neu- bzw. Ausbau erfolgt in der Regel ohne Erfolgskontrollen und ohne Nachbesserungsverpflichtungen hinsichtlich unsicherer Folgen und unsicherer Ausgleichsmaßnahmen.
- 6) Da eine Straße oder Schienenstrecke nachträglich nicht mehr verhindert werden kann, fehlt die Motivation für weitere Untersuchungen ihrer negativen Folgen.
- 7) Nachträgliche Untersuchungen der Folgen fehlen, daher führt der bisherige Neu- und Ausbau von Straßen nicht zu einem Erkenntniszuwachs hinsichtlich der unsicheren Folgen. Damit aber schließt sich der Zirkel (zu Schritt 2).

Unsichere Folgen – wie Summenwirkungen, innerartliche genetische Verarmungen, Veränderungen in den Nahrungsnetzen oder Wirkungen auf die Metapopulationsdynamik – haben auf das Fortschreiten der Landschaftszerschneidung somit keinen bremsenden Effekt. Hypothesen, die im Entscheidungsprozess als „nicht handhabbar“ gelten, müssten – so das Argument der befragten Expertinnen und Experten – aus dem Verfahren ausgeschlossen werden, wenn das Verfahren nicht zum Stillstand kommen sollte. Die dadurch erreichte „Selbstimmunisierung“ des Zerschneidungszirkels gegenüber schwer prognostizierbaren Zerschneidungsfolgen ist Konsequenz der Komplexitätsreduktion, welche die Akteure im Planungsverfahren vornehmen, um ihre Aufgabenstellung umzusetzen. Dass viele Folgen kaum eindeutig vorhergesagt werden können und im Abwägungsprozess als „spekulativ“ abgewertet werden, bedeutet jedoch nicht, dass sie, wenn sie eintreten, weniger real wären. Wer aber trägt die Verantwortung für

kumulative und für unerwartete (Langzeit-)Folgen von Landschaftseingriffen? Selbst wenn nachträglich unvorhergesehene Folgen aufgedeckt werden, ist juristisch niemand greifbar (Abschnitt 3.2). Derzeit wird die Verantwortung unter allen beteiligten Akteuren „wegverteilt“. Dies ist angesichts der ethischen Forderung nach Nachhaltigkeit und Verantwortungsbewusstsein gegenüber kommenden Generationen eine revisionsbedürftige Situation.

Eine Alternative zur „Immunisierung“ gegenüber unsicheren potenziellen Folgen besteht darin, die Unsicherheiten handhabbar zu machen. Allerdings muss dies auf einem anderen Weg erfolgen als dem der Wirkungsanalyse, z.B. nach dem Konzept der Umweltgefährdung zur Vorverlagerung der Bewertung innerhalb der Kausalkette (Abb. 16; siehe JAEGER 2002).

4 Maßnahmen

Um besser greifende Maßnahmen als bisher zu entwickeln, ist eine Auseinandersetzung mit den drei Kernproblemen aus Abschnitt 3.1 notwendig. Das bedeutet, dass neue Kriterien und Strategien für den Umgang mit Unsicherheit erforderlich sind. Hierfür ist es hilfreich, systematisch zwischen verschiedenen Arten von Unsicherheit zu unterscheiden, denn für jede Art von Unsicherheit sind ein anderer Umgang und andere Bewertungskriterien angemessen (JAEGER 2000b, YOUNG 2001).

Die angestrebte Trendwende in der Landschaftszerschneidung (BUNDESMINISTERIUM DES INNERN 1985) setzt grundlegende Änderungen in der Verkehrspolitik und in der Siedlungspolitik voraus. Hierzu kann die Umsetzung der folgenden Handlungsempfehlungen beitragen (vgl. ESSWEIN et al. 2002, JAEGER 2001b, 2002). Grundsätzlich lassen sich vier Gruppen von Einzelmaßnahmen unterscheiden: (1) Minimierung der Belastungen bei Trassenplanung und -bau, (2) Sanierungsmaßnahmen bei bestehenden Verkehrsstrecken, (3) Verhinderung der weiteren Verdichtung des Verkehrsnetzes, (4) Rückbau von bestehenden Verkehrsstrecken. Ein Hauptziel ist die Erhaltung und Vernetzung aktueller und potenzieller Lebensräume. Mehrere Schritte zur Lösung des Problems der fortschreitenden Landschaftszerschneidung sind **kurzfristig** umsetzbar, wurden bisher jedoch nicht oder zu wenig in Betracht gezogen. Hierzu zählen:

- **Monitoring:** Wünschenswert ist eine bessere Erfassung der tatsächlichen Folgen des Eingriffs und der Ausgleichsmaßnahmen (JESSEL 2002). Dabei wird das erforderliche Monitoring solange durchgeführt, bis die bestehenden Ungewissheiten abgeklärt sind und genügend Sicherheit gewonnen wurde, ob ein weiterer Ausgleich noch nötig ist oder nicht.
- **Nachbesserungsverpflichtung:** Es sollte eine Nachbesserungspflicht für nachträglich festgestellte ökologische Schäden verankert werden (z.B. in der Planfeststellung), um auf diesem Weg die Verantwortung für die nachträglich erkannten Folgen auch wirklich zu tragen.
- **Verbesserung der Datengrundlage:** Erhebung zum Grad der Landschaftszerschneidung in allen deutschen Bundesländern sowie in anderen europäischen Staaten (mit Zeitreihen) nach einer einheitlichen Methode, damit die

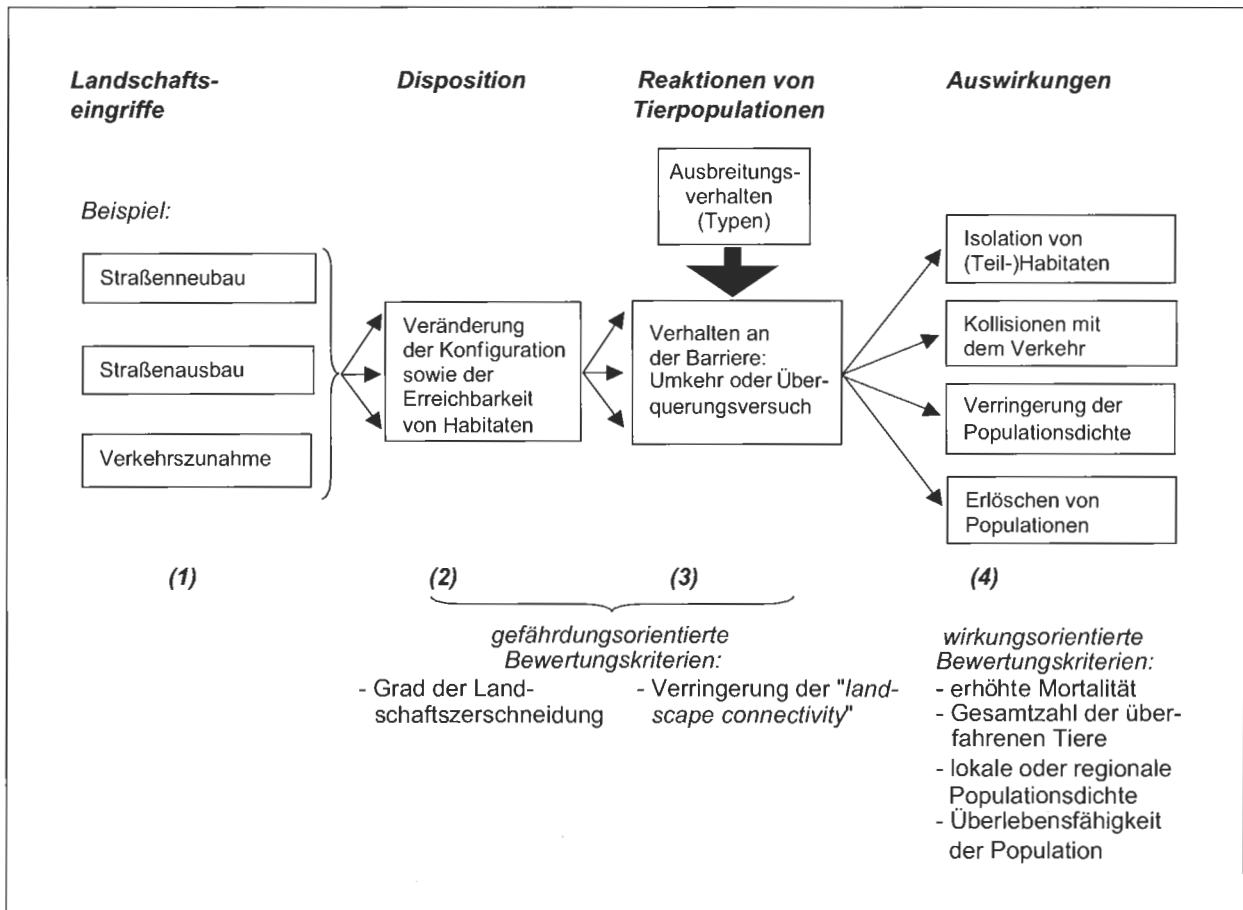


Abb. 16: Schematische Darstellung der Kausalkette für landschaftszerschneidende Eingriffe und ihre Auswirkungen auf Tierpopulationen (in 4 Stufen). Die *Disposition* bezeichnet das Ausmaß, in welchem eine Einwirkung zur Veränderung der räumlichen und zeitlichen Bezüge in einer Landschaft beiträgt (aus JAEGER 2001b).

Resultate vergleichbar sind.¹⁾ Dazu hat die Länderinitiative für einen gemeinsamen Satz von Kernindikatoren (LIK) Empfehlungen für eine einheitliche Berechnung des Zerschneidungsgrads in allen Bundesländern erarbeitet.

- *Quantitative Bilanzierung von Neuerschneidungen und Aufhebungen von Zerschneidungen* hinsichtlich des Zerschneidungsgrads (mit dem Ziel einer Begrenzung der Umweltgefährdung).
- Gezielte Förderung der potenziellen *positiven Effekte* der Begleitstreifen von Verkehrswegen (z.B. Autobahnböschungen oligotroph halten).
- *Beschreibung und Anerkennung von UVR als Schutzgut*, da sie eine nicht vermehrbare Ressource und ein gefährdetes Landschaftspotenzial beschreiben, vor allem

als Lebensräume für Tiere und als ruhige Erholungsräume für Menschen (WATERSTRAAT et al. 1996).

- *Moratorium in der Landschaftszerschneidung:* Um die Langfristfolgen und Summenwirkungen der bisher erfolgten Zerschneidungen zu untersuchen und weitere unbeabsichtigte irreversible Artenverluste und Lebensraumverluste zu vermeiden, ist ein Moratorium für weitere Zerschneidungen erforderlich.
- Anerkennung von geeigneten *gefährdungsorientierten Argumenten* und entsprechenden *Bewertungskriterien* zum Umgang mit Unsicherheiten im Entscheidungsprozess.
- *Abschaffung der Eigenheimzulage* und stattdessen stärkere Förderung des Ziels, den *Wohnungsbestand aufzuwerten* und das Wohnumfeld in bestehenden Siedlungsgebieten, insbesondere in den Kernstädten, attraktiver zu machen.

Mittelfristig (innerhalb von etwa fünf Jahren) umsetzbare Maßnahmenvorschläge sind:

- Die Nachbesserungsverpflichtung nachträglich festgestellter Schäden sollte mit einer *Versicherungspflicht* für unerwartete Folgen verbunden werden.

¹⁾ Das Projekt aus Baden-Württemberg (JAEGER et al. 2001, ESSWEIN et al. 2002) liefert Referenzdaten für eine bundesweite Erfassung und Darstellung der Landschaftszerschneidung nach der Methode der effektiven Maschenweite.

- *Netzbetrachtungen*: Neben der UVP für die Einzeleingriffe ist eine UVP für die Summenwirkungen erforderlich, z.B. als „Strategische UVP“ oder „Plan-UV“ (UBA 2004).
- *Technische Aufhebung von Migrationshindernissen* an allen bestehenden und neuen Verkehrswegen: Wie zahlreiche Untersuchungen zeigen, werden Grünbrücken und Durchlässe von sehr vielen Tierarten zur Querung genutzt (z.B. PFISTER 1997, FORMAN et al. 2003). Wesentlich ist der tatsächliche Austausch zwischen den Teillebensräumen. Die für die Vernetzung geeigneten Korridore sollten rechtlich und planerisch gesichert werden. Allerdings ist eine Vernetzung von Lebensräumen wirkungslos, wenn die Lebensräume zu klein sind oder immer weiter verkleinert werden, diese müssen daher in ausreichender Größe erhalten werden.
- *Ermittlung und Sanierung der Wildtierkorridore* wie in der Schweiz (HOLZGANG et al. 2001) und in Baden-Württemberg (MÜLLER et al. 2003) und Unterschutzstellung der Wildtierkorridore von regionaler oder landesweiter Bedeutung.
- *Verschlechterungsverbot für den Stand des Landschaftswiderstandes („landscape connectivity“)*: Als ein nachhaltig zu sichernder Aspekt des Naturhaushaltes darf die „landscape connectivity“ nicht mehr weiter herabgesetzt werden, sondern sie sollte kontinuierlich gestärkt werden, z.B. durch Querungshilfen wie Grünbrücken und Durchlässe und durch Straßenrückbau.
- *Erstellung von Zerschneidungskarten*: Eine räumlich aufgeschlüsselte Darstellung des Zerschneidungsgrades in Karten kann die Gefährdungssituation durch Farbabstufungen verdeutlichen und ermöglicht die Identifikation von sensiblen Bereichen, die durch weitere Zerschneidungen besonders gefährdet sind. Der Vergleich von Gebieten mit vergleichbarer naturräumlicher Ausstattung dient dazu, typische Wertebereiche der Zerschneidungsmaße in verschiedenen Arten von Räumen zu ermitteln, die zur Orientierung bei der Aufstellung von Zielwerten dienen können (siehe unten).
- *Internalisierung der Kosten* von Grünbrücken und anderer Maßnahmen in die Transportkosten, z.B. *Finanzierung der Nachbesserungsmaßnahmen für Summenwirkungen aus der Mineralölsteuer*: Folgen, die sich nicht einem oder mehreren Einzeleingriffen als Ursache zurechnen lassen, sollten künftig durch Maßnahmen behoben, gemindert oder ausgeglichen werden, deren Kosten gemäß dem Verursacherprinzip über die Mineralölsteuer allen anzulasten sind, die am Verkehr teilnehmen (d.h. entsprechend ihrer Fahrleistung). Dieser Vorschlag hat die Vorteile, dass die Planfeststellung wie bisher ihre Verantwortung mit dem Feststellungsbeschluss abgeben kann und nachträgliche Folgen den Nutzerinnen und Nutzern der Straße angelastet werden, so dass zugleich eine dynamische Anpassung an den ökologischen Wissensstand erreicht wird. Vor allem können auf diesem Weg auch Summenwirkungen einbezogen werden.
- *Steuerung der Flächennutzung*, einschließlich Förderung von Flächenrecycling und Altlastensanierung) durch mengen- und preisstuernde Instrumente (BREUSTE 2001, NACHHALTIGKEITSBEIRAT BADEN-WÜRTTEMBERG 2004).

Die langfristig zu planenden Schritte (innerhalb von fünf bis zwanzig Jahren) für eine Trendumkehr bei der Landschaftszerschneidung umfassen:

- *Reduktion des Verkehrsaufkommens* und Veränderung der *Siedlungsstruktur*: Das Ziel der Erhaltung und Vernetzung von Lebensräumen wird nicht erreichbar sein, wenn das Verkehrsaufkommen weiterhin stark wächst. Konzepte zur Begrenzung und Reduktion des Verkehrsaufkommens werden daher künftig von noch größerer Bedeutung sein, als sie es heute schon sind. Hierzu kann ein Umbau zu einer stärker durchmischten, verkehrsvermeidenden Siedlungsstruktur mit punktaxialen Verdichtungen und der Stopp von dispersem Siedlungswachstum einen wesentlichen Beitrag liefern.
- Entwicklung und Anwendung von *neuen Bewertungskriterien*, die verstärkt das Problem der Unsicherheit einbeziehen, d.h. gezielte Suche nach Kriterien und Indikatoren für potenzielle Umweltgefahren. Die Entwicklung solcher Bewertungskriterien kann sich z.B. am Konzept der Umweltgefährdung (SCHERINGER et al. 1994, JAEGER 1998) und am Vorsorgeprinzip orientieren sowie an der Leitidee der Fehlerfreundlichkeit (WEIZSÄCKER & WEIZSÄCKER 1984). Erste Beispiele hierfür sind Irreversibilitätsgrad der Einwirkungen, Grad der technischen Durchdringung der Landschaft und räumliche Reichweite der Auswirkungen auf die Erreichbarkeit von weiteren besiedelten Habitaten (JAEGER 2002).
- Verstärkte Nutzung der *ökologischen Modellierung*: Die ökologische Modellierung hat ein großes Potenzial als ein Werkzeug in der Entwicklung (und Quantifizierung) solcher neuen Bewertungskriterien. Dieses Potenzial, entscheidungsunterstützende Informationen zu liefern, sollte künftig stärker genutzt werden als bisher (vgl. JAEGER 2001b).
- Aufstellung von *Landschaftsleitbildern* einschließlich der Benennung von regional und landesweit bedeutsamen unzerschnittenen Räumen und von Schwerpunktgebieten für den Rückbau von zerschneidenden Bauwerken.²⁾ Zur Konkretisierung der Leitbilder, so dass ihr Erreichen überprüfbar wird, eignet sich die Aufnahme von Orientierungswerten oder Zielwerten für die Landschaftszerschneidung (siehe den folgenden Maßnahmenvorschlag).
- *Zielvereinbarungen für die Landschaftszerschneidung*: Das Instrumentarium für die Festlegung von Grenzwerten sollte entsprechend den verschiedenen Planungsebenen entwickelt werden (JAEGER 2001a). Der Sachverständigenrat für Umweltfragen hat bereits 1994 angeregt, „einen Bewertungsrahmen für die Erfassung struktureller Veränderungen in der Landschaft zu schaffen“ (SRU 1994: S. 126, Textziffer 248), und befürwortet die Entwicklung von Indikatoren „für die Isolierung von Biotopen mit Hilfe des Zerschneidungsgrades oder des Anteils unzerschnittener Räume“. Solche Indikatoren sollten bereitgestellt werden, um „Umweltqualitätsziele und Umweltqualitätsstandards zu entwickeln“ und „verstärkt Grenzen für Stoffeinträ-

²⁾ Für den Vorschlag dieser beiden Maßnahmen danke ich Herrn Ronald Jordan, Potsdam.

ge festzulegen (...) sowie *Grenzen für strukturelle Veränderungen der Landschaft im Zeitablauf*“ (S. 126, Textziffer 250, und S. 128, Textziffer 253; Hervorhebungen JJ). Die Einführung von quantitativen Grenz- oder Richtwerten für die Landschaftszerschneidung ist ein Beitrag dazu, diesen Vorschlag umzusetzen, z. B. in der anstehenden Umsetzung des neuen Bundesnaturschutzgesetzes in den Ländergesetzen. Solche Umweltstandards sollten diskursiv festgelegt werden (vgl. RENN 1996). Das Umweltbundesamt hat hierfür bereits konkrete Werte in die Diskussion gebracht (Tab. 6). In Pilotprojekten sollte überprüft werden, ob sich eher Zielwerte oder eher Grenzwerte eignen.

- *Leitbildorientierte Planung statt bedarfsorientierter Planung*: Nachhaltigkeit bedeutet u. a., dass Landschaftsverbrauch und Landschaftszerschneidung nicht beliebig weiter fortgesetzt werden können. Daher sollten Zielvorstellungen entwickelt werden, wie künftige nachhaltige, zerschneidungsarme Verkehrssysteme aussehen könnten und welche Umbauszenarien sich daraus ableiten lassen. Entsprechend sollte die Verkehrsplanung von der Nachfrageorientierung auf eine Zielorientierung umgestellt werden. Diese Überlegungen betreffen auch die Siedlungsentwicklung, vgl. BACCINI & OSWALD (1998) für das Beispiel einer urbanen Region im Schweizer Mittelland.

Wünschenswert sind künftige Untersuchungen von *Arten-Zerschneidungsgrad-Korrelationen*. Auf Grundlage eines Vergleichs mit Minimalarealen (Mindestflächenbedarf) von dauerhaft lebensfähigen Tierpopulationen sowie von empirischen Korrelationen zwischen der Artenzahl und dem Zerschneidungsgrad kann sich die Festlegung von Richt- und Zielwerten für die Landschaftszerschneidung an landschaftsspezifischen Zielarten orientieren.

Die Einzelmaßnahmen sollten in einem Gesamtkonzept für die Erhaltung, Sanierung und Neuschaffung von Wildwanderwegen und zur Aufhebung der Fragmentierung der Landschaft („Entschneidungsprogramm“) aufeinander abgestimmt werden, z. B. in einem bundesweiten Tierfernwegnetz oder Durchlässigkeitskonzept (GEORGII 2001). Beispiele hierfür gibt es bereits in den Niederlanden (KRÜGER 2000), in der Schweiz (HOLZGANG et al. 2001) und in Österreich (VÖLK & GLITZNER 2000). Technische Maßnahmen wie Straßentunnel, Aufständierungen, Grünbrücken und Tierdurchlässe leisten hierin essenzielle Beiträge. Wesentliche Erfolgskriterien dafür, ob technische Verbindungselemente die Durchlässigkeit der Straße ausreichend erhöht haben, sind (FORMAN et al. 2003: 162f.):

- Wurde die Zahl der auf der Straße getöteten Tiere reduziert?
- Wie oft wurde das Verbindungselement von den verschiedenen Tierarten benutzt? Sind die Tiere auf beiden Seiten der Straße anwesend? Ist der Genfluss über die Straße hinweg dadurch gewährleistet?
- Sind die Reproduktionsraten kurz- und langfristig stabil? Ist das Geschlechterverhältnis ausgewogen? Sind die Lebenserwartungen der Tiere reduziert? Wie ist die Fitness der Tiere?

Tab. 6: Begrenzung der Landschaftszerschneidung: Diskussions- und Erprobungsvorschlag des Umweltbundesamtes (UBA 2003: 301). Die Begrenzung der Abnahme der effektiven Maschenweite wird durch Werte angegeben, die vom heutigen Zerschneidungsgrad abhängig sind. Die Werte sollen bundesweit sowie in allen durch Verkehrsprojekte betroffenen Regionen gelten. Dabei soll die absolute Fläche der jeweiligen Untersuchungsregionen ein fünfzigstel der Fläche der Bundesrepublik nicht überschreiten (d. h. 7140 km²).

Zielbereich	Zielvorgaben	
1. Schutz unzerschnittener Flächen	Die Anzahl der jeweils noch vorhandenen unzerschnittenen Flächen über 140, 120, 100, 80 und 64 km ² soll künftig erhalten bleiben. Die unzerschnittenen Flächen über 100 km ² dürfen nicht mehr angetastet werden.	
2. Begrenzung der kleinteiligen Landschaftszerschneidung	Effektive Maschenweite heute:	Ziel bis 2012: Abnahme der effektiven Maschenweite um nicht mehr als:
	< 10 km ²	1,5 %
	10–20 km ²	1,9 %
	20–35 km ²	2,2 %
	> 35 km ²	3,0 %

- Werden leere Habitate erfolgreich wiederbesiedelt? Gelingt es Jungtieren, aus der Region, in der sie geboren wurden, in neue Gebiete zu ziehen?
- Können Pflanzenfresser ihre Nahrungsquellen erreichen? Können Prädatoren ihre Beutetiere erreichen?

Allerdings sollten sich die Maßnahmen nicht auf diesen technischen Bereich beschränken, denn Grünbüden sind kein Ausgleich für den Verlust großer ungestörter Lebensräume oder die Verlärmung der Landschaft. Eine „Entschneidung“ im eigentlichen Wortsinn wird daher durch eine Grünbrücke nicht geleistet, sondern nur durch den Rückbau der Verkehrswege. Kern eines Erfolg versprechenden bundesweiten Konzeptes werden die Ziele Verkehrsreduktion, Verkehrsvermeidung, Straßenrückbau und Entwurf von zerschneidungsärmeren Verkehrsnetzen und von entsprechenden Siedlungsstrukturen sein müssen.

Danksagung

Für die kritische Durchsicht des Manuskripts und hilfreiche Kommentare danke ich Anna-Katharina Pantli, René Bertiller und Werner Konold sowie Cristina Boschi, Reinhard Klenke und Peter Pindur für wertvolle Hinweise auf Literatur. Ebenfalls herzlicher Dank geht an René Bertiller, Alfred Leutert, Karl Martin Tanner, Ekkehard Wachmann

und Hansruedi Wildermuth, die Fotos zur Verfügung gestellt haben (für Kasten 1). Das diesem Aufsatz zugrunde liegende Forschungsprojekt wird durch ein DFG-Forschungsstipendium von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert (Förderkennzeichen JA 1105/1-1).

5 Literatur

- AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P.; SETTELE, J. (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. – Ulmer-Verlag, Stuttgart
- ASHLEY, E. P. & ROBINSON, J.T. (1996): Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario. – Canadian Field-Naturalist 110: 404–412
- AUBRECHT, P. & PETZ, K.C. (2001): Bevölkerung und Flächenverbrauch. – In: UMWELTBUNDESAMT (ed.): Umweltsituation in Österreich: 23–61. – 6. Umweltkontrollbericht des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft an den Nationalrat, Wien
- BACCINI, P. & OSWALD, F. (Hrsg.) (1998): Netzstadt: Transdisziplinäre Methoden zum Umbau urbaner Systeme. – Vdf Hochschulverlag, Zürich
- BAIER, H. & HOLZ, R. (2001): Landschaftszerschneidung als Naturschutzproblem: Die Wirkungen und ihre Vermeidungsstrategien. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 44(1): 11–27
- BANGS, E.E.; BAILEY, T.N.; PORTNER, M.F. (1989): Survival rates of adult female moose on the Kenai Peninsula, Alaska. – Journal of Wildlife Management 53: 557–563
- BAUR, A. & BAUR, B. (1990): Are roads barriers to dispersal in the land snail *Arianta arbustorum*? – Can. J. Zool. 68: 613–617
- BEIER, P. & BARRETT, R.H. (1991): The Cougar in the Santa Ana Mountain Range, California. – Final Report: Orange County Co-operative Mountain Lion Study. Department of Forestry and Resource Management. Berkeley, California
- 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: EVINK, G. L.; GARRETT, P.; ZEIGLER, D. (eds.): Proceedings of the third international conference on wildlife ecology and transportation: 89–97. – FL-ER-73–99. Florida Department of Transportation, Tallahassee
- BINNER, U.; HAGENGUTH, A.; KLENKE, R.; WATERSTRAAT, A. (1999): Analyse des Einflusses von Zerschneidungen und Störungen auf die Population des Fischotters (*Lutra lutra*) in Mecklenburg-Vorpommern. Endbericht zum Teilprojekt 3.2 im BMBF-Verbundprojekt „Auswirkungen und Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume auf Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen“. Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V., Kratzburg, 149 S.
- BONTADINA, F. (1991): Strassenüberquerungen von Igeln (*Eri-naeus europaeus*). – Diplomarbeit Univ. Zürich
- BÖSCHEN, S.; SCHERINGER, M.; JAEGER, J. (2001): Wozu Umweltforschung? Über das Spannungsverhältnis zwischen Forschungsstrategien und umweltpolitischen Leitbildern. Teil I: Das Beispiel „Ökologische Chemie“. – GAIA 10(2): 125–135
- BREUSTE, J. (2001): Nachhaltige Flächennutzung durch den Einsatz mengen- und preisstuernder Instrumente. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 14: 360–369
- BRUGGER, A. (1990): Baden-Württemberg – Landschaft im Wandel. Eine kritische Bilanz in Luftbildern aus 35 Jahren. – Theiss, Stuttgart
- BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (BBR) (2000): Raumordnungsbericht 2000. Berichte Band 7. – Selbstverlag des BBR, Bonn
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (Hrsg.) (1999): Daten zur Natur 1999. – Landwirtschaftsverlag, Bonn
- BUNDESAMT FÜR STATISTIK (1999, 2002, 2003, 2004): Statistisches Jahrbuch der Schweiz 1999/2002/2003/2004. 106./109./110./111. Jahrgang. – Verlag Neue Zürcher Zeitung, Zürich
- BUNDESAMT FÜR STATISTIK (2001): Bodennutzung im Wandel. Arealstatistik Schweiz. – Neuchâtel
- BUNDESMINISTER DES INNERN (BMI) (Hrsg.) (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 7. März 1985. – Kohlhammer, Stuttgart
- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN (BMVfW) (Hrsg.) (2002): Verkehr in Zahlen 2002/2003. – Deutscher Verkehrs-Verlag, Hamburg
- CANTERS, K.; PIEPERS, A.; HENDRIKS-HEERSMA, D. (eds.) (1997): Habitat fragmentation & infrastructure. Proceedings of the international conference „Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering“, 17–21 September 1995, Maastricht and The Hague. – Ministry of Transport, Public Works and Water Management (DWW publication P-DWW-97–046), NIVO Drukkerij & DTP service, Delft
- CARR, L.W.; FAHRIG, L.; POPE, S.E. (2002): Impacts of landscape transformation by roads. – In: GUTZWILLER, K.J. (ed.): Applying landscape ecology in biological conservation: 225–243. – Springer-Verlag, New York etc.
- CLARKE, G.P.; WHITE, P.C.L.; HARRIS, S. (1998): Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. – Biological Conservation 86: 117–124
- CLEVINGER, A.P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K.E. (2001): Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. – Wildlife society bulletin 29(2): 646–653
- CLEVINGER A.P.; WIERZCHOWSKI, J.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. (2002): GIS-generated expert based models for identifying wildlife habitat linkages and mitigation passage planning. – Conservation Biology 16: 503–514
- DEUTSCHER BUNDESTAG (1997): Konzept Nachhaltigkeit. Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zwischenbericht der Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages. Zur Sache 1/97. – Selbstverlag. Bonn
- DEUTSCHER BUNDESTAG (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht der Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages. BT-Drucksache 13/11200. Zur Sache 4/98. – Selbstverlag. Bonn
- DIE BUNDESREGIERUNG (Hrsg.) (2001): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin. Online: http://www.bundesregierung.de/Anlage585668/pdf_datei.pdf

- DOSCH, F. & BECKMANN, G. (1999): Trends und Szenarien der Siedlungsflächenentwicklung bis 2010. Themenheft „Perspektiven der künftigen Raum- und Siedlungsentwicklung“. – Informationen zur Raumentwicklung, Heft 11/12.1999: 827–842
- DOUBEK, C. & WINKLER, P. (1995): Siedlungsentwicklung in Österreich. Band I: Trends 1971–1991. – ÖROK-Schriftenreihe 121. Wien
- DYER, S.J.; O'NEILL, J.P.; WASEL, S.M.; BOUTIN, S. (2002): Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. – Canadian Journal of Zoology 80(5): 839–845
- ERCELAWN, A. (1999): End of the Road – The Adverse Ecological Impacts of Roads and Logging: A Compilation of Independently Reviewed Research. Edited by the Natural Resources Defence Council, New York, NY. 130 pp. Online: <http://www.nrdc.org/land/forests/roads/eotrxn.asp>
- ERZ, W. & KLAUSNITZER, B. (1998): Fauna. – In: SUKOPP, H. & WITTIG, R. (Hrsg.): Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis: 266–315. – 2. Auflage, G. Fischer, Stuttgart
- ESSWEIN, H.; JAEGER, J.; SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G.; MÜLLER, M. (2002): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg – Zerschneidungsanalyse zur aktuellen Situation und zur Entwicklung der letzten 70 Jahre mit der effektiven Maschenweite. Arbeitsbericht der Akademie für Technikfolgenabschätzung Nr. 214. ISBN 3–934692–69–5 / ISSN 0945–9553. – Selbstverlag, Stuttgart
- ESSWEIN, H.; JAEGER, J.; SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G. (2003): Der Grad der Landschaftszerschneidung als Indikator im Naturschutz: unzerschnittene verkehrsarme Räume (UZR) oder effektive Maschenweite (m_{eff})? – In: NNA-Berichte 16(2): 55–70
- ESSWEIN, H. & SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G. (2003): Darstellung und Analyse der Landschaftszerschneidung in Bayern. Endbericht, im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Bayern. Veröffentlichung im Jahresbericht des Landesamtes für Umweltschutz geplant, bestellbar über <http://www.bayern.de/lfu/bestell/index.html>. 42 S.
- ESSWEIN, H. & SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G. (2004): Analyse der Landschaftszerschneidung in Hessen. Endbericht, im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Im Internet erhältlich unter <http://www.hlug.de/medien/nachhaltigkeit/dokumente/landzerschneidung.pdf> (abgerufen am 02.08.2004). 34 S.
- EVINK, G.L.; GARRETT, P.; ZEIGLER, D. (eds.) (1999): Proceedings of the third international conference on wildlife ecology and transportation. – FL-ER-73–99. Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida
- EVINK, G.L.; GARRETT, P.; ZEIGLER, D. (eds.) (2002): 2001 Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation (ICOET). – Published by: The Center for Transportation and the Environment at North Carolina State University, Raleigh, NC
- FAHRIG, L. (2002): Animal populations and roads. – In: EVINK, G.L.; GARRETT, P.; ZEIGLER, D. (eds.): 2001 Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation (ICOET): 9–11. – Published by: The Center for Transportation and the Environment at North Carolina State University, Raleigh, NC
- FERRERAS, R.; ALDAMA, J.J.; BELTRAN, J.F.; DELIBES, M. (1992): Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardini* Temminck, 1824. – Biological Conservation 61: 197–202
- FINDLAY, C.S. & BOURDAGES, J. (2000): Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. – Conservation Biology 14(1): 86–94
- FISCHER, M. & MATTHIES, D. (1998a): Effects of population size on performance in the rare plant *Gentianella germanica*. – Journal of Ecology 86: 195–204
- FISCHER, M. & MATTHIES, D. (1998b): RAPD variation in relation to population size and plant fitness in the rare *Gentianella germanica* (Gentianaceae). – American Journal of Botany 85(6): 811–819
- FORMAN, R.T.T. (2000): Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. – Conservation Biology 14(1): 31–35
- FORMAN, R.T.T. (2002): Foreword. – In: GUTZWILLER, K.J. (ed.): Applying landscape ecology in biological conservation: vii-x. – Springer-Verlag, New York
- FORMAN, R.T.T. & DEBLINGER, R.D. (2000): The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. – Conservation Biology 14: 36–46
- FORMAN, R.T.T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J.A.; CLEVINGER, A.P.; CUTSHALL, C.D.; DALE, V.H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C.R.; HEANUE, K.; JONES, J.A.; SWANSON, F.J.; TURRENTINE, T.; WINTER, T.C. (2003): Road Ecology. Science and Solutions. – Island Press, Washington
- FRANK, K.; EULBERG, P.; HERTWECK, K.; HENLE, K. (2002): A simulation model for assessing otter mortality due to traffic. – IUCN Otter Specialist Group Bulletin (Proc. VIIth International Otter Colloquium) 19A: 64–68
- FULLER, T. (1989): Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. – Wildlife Monographs 105: 1–41
- GERLACH, G. & MUSOLF, K. (2000): Fragmentation of landscapes as a cause for genetic subdivision in bank voles. – Conservation Biology 14(4): 1066–1074
- GEORGII, B. (2001): Defizite von Umweltverträglichkeitsstudie und Landschaftspflegerischem Begleitplan – vom Blick über den Straßenrand hinaus. – In: HUTTER, C.-P.; JAUCH, E.; LINK, F.-G. (Hrsg.): Ein Brückenschlag für Wildtiere: 61–73. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Band 30. Stuttgart
- GLITZNER, I.; BEYERLEIN, P.; BRUGGER, C.; EGERMANN, F.; PAILL, W.; SCHLÖGEL, B.; TATARUCH, F. (1999): Literaturstudie zu anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen von Straßen auf die Tierwelt. Endbericht. – Erstellt im Auftrag des Magistrates der Stadt Wien, Abteilung 22-Umweltschutz. „G5“-Game-Management, Graz. Online: <http://www.magwien.gv.at/ma22/pool/doc/TiereundStrassen.pdf>
- GRAU, S. (1998): Überblick über Arbeiten zur Landschaftszerschneidung sowie zu unzerschnittenen Räumen in der Bundes-, Landes- und Regionalplanung Deutschlands. – Natur und Landschaft 73(10): 427–434
- HABER, W. (1993): Ökologische Grundlagen des Umweltschutzes. – Economica, Bonn
- HÄBERLI, R.; LÜSCHER, C.; PRAPLAN CHASTONAY, B.; WYSS, C. (1991): Boden- Kultur. Vorschläge für eine haushälterische Nutzung des Bodens in der Schweiz. Schlussbericht des Nati-

- onalen Forschungsprogrammes (NFP) 22 „Nutzung des Bodens in der Schweiz“. – Vdf Hochschulverlag, Zürich
- HARRIS, L.D. & SCHECK, J. (1991): From implications to applications: The dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. – In: SAUNDERS, D.A.; & HOBBS, R.J. (eds.): The role of corridors: 189–200. – Surrey Beatty, Chipping Norton, Australia
- HAUER, S.; ANSORGE, H.; ZINKE, O. (2002): Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*) from Eastern Germany. – *Journal of Zoology* 256: 361–368
- HEINE, G. (1987): Einfache Mess- und Rechenmethode zur Ermittlung der Überlebenschance wandernder Amphibien beim Überqueren von Straßen. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 41: 473–479
- HELS, T. & BUCHWALD, E. (2001): The effect of road kills on amphibian populations. – *Biological Conservation* 99(3): 331–340
- HENLE, K., et al. (1998): Raumnutzung und Migration des Fischotters, *Lutra lutra* (L. 1758), in der Oberlausitzer Teichlandschaft. Abschlussbericht im Forschungsverbundprojekt „Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen“, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften, Leipzig. Zitiert nach BAIER & HOLZ (2001: 16).
- HÖFFE, O. (1993): Moral als Preis der Moderne. Ein Versuch über Wissenschaft, Technik und Umwelt. – Suhrkamp stw 1046, Frankfurt am Main
- HOLZGANG, O.; SIEBER, U.; HEYNE, D.; LERBER, F.; KELLER, V.; PFISTER, H.P. (2000): Wildtiere und Verkehr – eine kommentierte Bibliographie. – Schweizerische Vogelwarte, Sempach. Online: http://www.vogelwarte.ch/pdf/pr_bib-dt.pdf
- HOLZGANG, O.; PFISTER, H.P.; HEYNE, D.; BLANT, M.; RIGHETTI, A.; BERTHOUD, G.; MARCHESI, P.; MADDALENA, T.; MÜRI, H.; WENDELSPIESS, M.; DÄNDLIKER, G.; MOLLET, P.; BORNHAUSER-SIEBER, U. (2001): Korridore für Wildtiere in der Schweiz – Grundlagen zur überregionalen Vernetzung von Lebensräumen. Hrsg. vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) in Zus.arb. mit der Schweizerischen Gesellschaft für Wildtierbiologie (SGW) und der Schweizerischen Vogelwarte Sempach. Schriftenreihe Umwelt Nr. 326 – Wildtiere. Best.nr. SRU-326-D. Bern
- HUBBARD, M.W.; DANIELSON, B.J.; SCHMITZ, R.A. (2000): Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. – *Journal of wildlife management* 64(3): 707–713
- HUMMEL, D. (2001): Amphibienschutz durch Geschwindigkeitsbegrenzung – eine aerodynamische Studie. – *Natur und Landschaft* 76(12): 530–533
- INSTITUT FÜR NATURSCHUTZ UND TIERÖKOLOGIE der BUNDES-FORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (BFA NL) (1977): Tierwelt und Straße. Problemübersicht und Planungshinweise. – In: ERZ, W. (Hg.): Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 26: 91–115
- IUELL, B.; BEKKER, G.J.; CUPERUS, R.; DUFEK, J.; FRY, G.; HICKS, C.; HLAVÁČ, V.; KELLER, V.; ROSELL, B.; SANGWINE, T.; TØRSLØV, N.; WANDALL, B.I.M. (eds.) (2003): Wildlife and traffic: A European handbook for identifying conflicts and designing solutions. – KNNV publishers, Brussels
- JAEGER, J. (1998): Exposition und Konfiguration als Bewertungsebenen für Umweltgefährdungen. – *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU)* 11(3/4): 444–466
- JAEGER, J. (2000a): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. – *Landscape Ecology* 15(2): 115–130
- JAEGER, J. (2000b): Bedarf nach Unsicherheits-Unterscheidungen. Eine empirische Untersuchung zum Umgang mit Unsicherheit bei der Eingriffsbewertung. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32(7): 204–212
- JAEGER, J. (2001a): Beschränkung der Landschaftszerschneidung durch die Einführung von Grenz- oder Richtwerten. – *Natur und Landschaft* 76(1): 26–34
- JAEGER, J. (2001b): Landschaftszerschneidung und -zersiedelung: Bedarf nach neuen Bewertungsverfahren und der Beitrag der ökologischen Modellierung. – *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU)* 14(1–4): 247–267
- JAEGER, J. (2002): Landschaftszerschneidung. Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung. – Ulmer-Verlag, Stuttgart
- JAEGER, J.; ESSWEIN, H.; SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G.; MÜLLER, M. (2001): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg – Ergebnisse einer landesweiten räumlich differenzierten quantitativen Zerschneidungsanalyse. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33(10): 305–317
- JAEGER, J.A.G. & FAHRIG, L. (2004): Effects of road fencing on population persistence. – *Conservation Biology* 18(6): 1651–1657
- JAEGER, J.A.G.; FAHRIG, L.; EWALD, K.C. (in Vorb.): Thresholds in species' responses to landscape fragmentation by roads
- JESSEL, B. (2002): Nachkontrollen in der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung – Anforderungen und methodischer Rahmen. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34(8): 229–236
- JONAS, H. (1979): Das Prinzip Verantwortung. Insel, Frankfurt/Main
- KELLER, V.; ZBINDEN, N.; SCHMID, H.; VOLET, B. (2001): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten der Schweiz. – BUWAL-Reihe Vollzug Umwelt. – Hrsg. vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, und der Schweizerischen Vogelwarte, Sempach
- KELLER, I. & LARGIADER, C.R. (2003): Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. – *Proc. R. Soc. Lond. B* 270: 417–423
- KÉRY, M.; MATTHIES, D.; SPILLMANN, H.-H. (2000): Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lutea*. – *Journal of Ecology* 88: 17–30
- KNUTSON, R. M. (1987): Flattened fauna. – Ten Speed Press, Berkeley, California
- KRAMER-SCHADT, S.; REVILLA, E.; WIEGAND, T.; BREITENMOSER, U. (2004): Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. – *Journal of Applied Ecology* 41: 711–723
- KRÜGER, U. (2000): Die großräumige und systematische Aufhebung von Lebensraumzerschneidungen – eine realistische Forderung des Naturschutzes? – *Natur und Landschaft* 75(11): 412–425

- KUHN, J. (1987): Straßentod der Erdkröte (*Bufo bufo* L.): Verlustquoten und Verkehrsaufkommen, Verhalten auf der Straße. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 41: 175–186
- KUHN, M.; RADERMACHER, W.; STAHLER, C. (1994): Umweltökonomische Trends 1960 bis 1990. – Wirtschaft und Statistik 11: 658–677
- KÜNKELE, S.; HEIDERICH, E.; ROHLF, D.; KREUZER, K.; SIMPFENDORFER, M. (1985/1993): Naturschutzgesetz für Baden-Württemberg. Kommentar und Vorschriftensammlung zum gesamten Naturschutzrecht. 8. Lieferung, Stand September 1993. – Kohlhammer, Stuttgart
- LASSEN, D. (1979): Unzerschnittene verkehrsarme Räume in der Bundesrepublik Deutschland. – Natur und Landschaft 54: 333–334
- LASSEN, D. (1987): Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 km² Flächengröße in der Bundesrepublik Deutschland. – Natur und Landschaft 62: 532–535
- LASSEN, D. (1990): Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 km² – eine Ressource für die ruhige Erholung. – Natur und Landschaft 65: 326–327
- LEHNES, P. & HÄRTLING, J.W. (1997): Der logische Aufbau von Umweltzielsystemen. Zielkategorien und Transparenz von Abwägungen am Beispiel der „nachhaltigen Entwicklung“. – In: Gesellschaft für Umweltgeowissenschaften (UGG) in der Deutschen Geologischen Gesellschaft (DGG)/Schriftleitung: HUCH, M. & GELDMACHER, H. (Hrsg.): Umweltqualitätsziele. Schritte zur Umsetzung. – Springer, Berlin
- LODÉ, T. (2000): Effects of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. – Ambio 29: 163–166
- MADER, H.-J. (1979): Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Waldbiozönose. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 19. Bonn
- MAEHR, D.S.; LAND, E.D.; ROELKE, M.E. (1991): Mortality patterns of panthers in Southwest Florida. – Proceedings of the Annual Conference of Southeastern Association Fish and Wildlife Agencies 45: 201–207
- MALO, J.E.; SUÁREZ, F.; DÍEZ, A. (2004): Can we mitigate animal-vehicle collisions using predictive models? – Journal of Applied Ecology 41: 701–710
- MARZLUFF, J.M. (2002): Fringe conservation: a call to action. – Conservation biology 16(5): 1175–76
- MERRIAM, G.; KOZAKIEWICZ, M.; TSUCHIYA, E.; HAWLEY, K. (1989): Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. – Landscape Ecology 2: 227–235
- MÜLLER, S. & BERTHOUD, G. (1995): Sicherheit Fauna/Verkehr. Praktisches Handbuch für Bauingenieure. – Laboratoire des voies de circulation de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (LAVOC-EPL), Lausanne
- MÜLLER, U.; STREIN, M.; SUCHANT, R. (2003): Wildtierkorridore in Baden-Württemberg. – Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 48. Hrsg. v. der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Universität Freiburg, und der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA). Eigenverlag der FVA, Freiburg
- MÜRI, H. (1999): Veränderungen im Dispersal von Rehen in einer stark fragmentierten Landschaft. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8(1): 41–51
- NACHHALTIGKEITSBEIRAT BADEN-WÜRTTEMBERG (NBBW) (2004): Neue Wege zu einem nachhaltigen Flächenmanagement in Baden-Württemberg. Sondergutachten. – Stuttgart. Online: <http://www.nachhaltigkeitsbeirat-bw.de/mainDaten/themen/flaechen/flaechen.htm>
- NAGELKERKE, K.(C.J.); VERBOOM, J.; BOSCH, F. VAN DEN; WOLFSHAAR, K. VAN DE (2002): Time lags in metapopulation responses to landscape change. – In: GUTZWILLER, K.J. (ed.): Applying landscape ecology in biological conservation: 330–354. – Springer-Verlag, New York etc.
- NEUMANN-FINKE, A. (2004): Landschaftszerschneidung in Schleswig-Holstein: GIS-gestützte Bestandsaufnahme und Bewertung. Diplomarbeit Univ. Kiel
- NEWTON, I.; WYLLIE, I.; ASHER, A. (1991): Mortality causes in British barn owls *Tyto alba*, with a discussion of aldrindieldrin poisoning. – Ibis 133: 162–169
- OGGIER, P.; RIGHETTI, A.; BONNARD, L. (Hrsg.) (2001): Zerschneidung von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastrukturen COST 341. – Hrsg. vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bundesamt für Raumentwicklung, Bundesamt für Verkehr und Bundesamt für Strassen. – Schriftenreihe Umwelt Nr. 332 – Natur und Landschaft. Best.-Nr. SRU-332-D. Bern
- ÖSTERREICHISCHES INSTITUT FÜR RAUMPLANUNG (ÖIR) (1996): Örok-Studie zeigt auf: Enormer Siedlungsflächenverbrauch in Österreich. – Österreichische Bau-Zeitung Nr. 32: 2–3
- PEGEL, M. (2001): Wanderbewegungen von Wildtieren. Grundsätzliche Betrachtungen am Beispiel der Säugetiere, die dem Jagdrecht unterliegen. – In: HUTTER, C.-P.; JAUCH, E.; LINK, F.-G. (Hrsg.): Ein Brückenschlag für Wildtiere: 83–107. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Band 30, Stuttgart
- PETER, U. & MEIER, S. (2003): Zerschnittene Landschaft – ein Problem im Kanton Aargau? – Umwelt Aargau Nr. 22 (November 2003): 29–32
- PETRAUSCHKE, B., PESCH, K.-H. (1994): Nutzung der Bodenfläche in der Bundesrepublik Deutschland. – Wirtschaft und Statistik 11/1994: 743–749
- PETZ, K.C. (2001): Vergleichende Abschätzung des Flächenverbrauchs in Österreich. – In: Umweltbundesamt Wien: Versiegt Österreich? Der Flächenverbrauch und seine Eignung als Indikator für Umweltbeeinträchtigungen: 10–17. – Tagungsberichte/Conference Papers Band 30. Umweltbundesamt, Wien
- PFISTER, H.P.; KELLER, V.; RECK, H.; GEORGII, B. (1997): Bioökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. – Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 756. – Bundesministerium für Verkehr, Bonn
- PFISTER, H.P.; KOHLI, L.; KÄSTLI, P.; BIRNER, S. (2002): Feldhase. Schlussbericht 1991–2000. – Hrsg. vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, in Zusammenarbeit mit der Schweizerischen Vogelwarte, Sempach. – Schriftenreihe Umwelt Nr. 334 – Wildtiere. Best.-Nr. SRU-334-D. Bern

- PHILCOX, C.K.; GROGAN, A.L.; MACDONALD, D.W. (1999): Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. – *Journal of Applied Ecology* 36: 748–762
- PRÜTER, J.; VAUK, G.; VISSE, C. (1995): Wirbeltierverluste durch Straßenverkehr im NSG Lüneburger Heide. – *Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens* 48: 187–196
- PULLIAM, H.R. (1988): Sources, sinks, and population regulation. – *The American Naturalist* 132(5): 652–661
- RASSMUS, J.; HERDEN, C.; JENSEN, I.; RECK, H.; SCHÖPS, K. (2003): Methodische Anforderungen an Wirkungsprognosen in der Eingriffsregelung. – *Angewandte Landschaftsökologie*, Heft 51. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg
- RECK, H. & KAULE, G. (1993): Straßen und Lebensräume. Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. – *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik*, Heft 654. – Bonn – Bad Godesberg
- REH, W. & SEITZ, A. (1990): The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. – *Biological conservation* 54: 239–249
- REICHHOLF, J.H. (1989): Siedlungsraum. Zur Ökologie von Dorf, Stadt und Straße. – Mosaik Verlag, München
- REICHHOLF, J.H. & ESSER, J. (1981): Daten zur Mortalität des Igels (*Erinaceus europaeus*), verursacht durch den Straßenverkehr. – *Zeitschrift für Säugetierkunde* 46: 216–222
- REIDL, K. & KONOLD, W. (2003): Naturschutz in Stadt- und Industrielandschaften – Aufgaben, Begründungen, Leitbilder und Forschungsdefizite. – In: NOBEL, W. & BÖCKER, R.: Ökologische Konzepte für Gewerbe und Industrie im Ballungsraum: 83–106. – *Nürtinger Hochschulschriften Nr. 20/2003*. Hochschulbund Nürtingen/Geislingen e. V., Nürtingen
- RENN, O. (1996): Möglichkeiten und Grenzen diskursiver Verfahren bei umweltrelevanten Planungen. – In: BIESECKER, A. & GRENZDÖRFER, K. (Hrsg.): Kooperation, Netzwerk, Selbstorganisation: 161–197. – Centaurus-Verlagsgesellschaft, Pfaffenweiler
- RIGHETTI, A. & MALLI, H. (2004): Einfluss von ungezäunten (Hochleistungs-)Zugstrecken auf Wildtierpopulationen. Synthesebericht. – Partner/-innen in Umweltfragen GmbH (PiU), Wabern, Schweiz
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1994, 1996a, 1998, 2000): Umweltgutachten 1994/1996/1998/2000. – Metzler-Poeschel, Stuttgart
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1996b): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Sondergutachten. – Metzler-Poeschel, Stuttgart
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (2002): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Sondergutachten. – Bundestags-Drucksache 14/9852. – Metzler-Poeschel, Stuttgart
- SCHELLER, W.; BERGMANIS, U.; MEYBURG, B.; FURKERT, B.; KNACK, A.; RÖPER, S. (2001): Raum-Zeit-Verhalten des Schreiadlers (*Aquila pomarina*). – *Acta ornithoecologica* 4(2–4): 75–236
- SCHERFKE, M. (2002): Untersuchung der Landschaftszerschneidung in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Dresden. Veröffentlichung auf den Webseiten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie geplant.
- SCHERINGER, M.; BERG, M.; MÜLLER-HEROLD, U. (1994): Jenseits der Schadensfrage: Umweltschutz durch Gefährdungsbegrenzung. – In: BERG, M.; ERDMANN, G.; HOFMANN, M.; JAGGY, M.; SCHERINGER, M.; SEILER, H. (Hrsg.): Was ist ein Schaden? Zur normativen Dimension des Schadensbegriffs in der Risikowissenschaft: 115–146. – Vdf Hochschulverlag, Zürich
- SCHERINGER, M.; BÖSCHEN, S.; JAEGER, J. (2001): Wozu Umweltforschung? Über das Spannungsverhältnis zwischen Forschungstraditionen und umweltpolitischen Leitbildern. Teil II: Zum Leitbild „Reflexive Umweltforschung“. – *GAIA* 10 (3): 203–212
- SCHMIDT-POSTHAUS, H.; BREITENMOSER-WÜRSTEN, C.; POSTHAUS, H.; BACCARINI, L.; BREITENMOSER, U. (2002): Causes of mortality in reintroduced Eurasian lynx in Switzerland. – *Journal of Wildlife Diseases* 38: 84–92
- SCHUMACHER, U. & WALZ, U. (2000): Landschaftszerschneidung durch Infrastrukturtrassen. – In: Institut für Länderkunde Leipzig (ed.): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. Band 10: Freizeit und Tourismus (mithrsg. von C. BECKER u. H. JOB): 132–135. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin
- SEGER, M. (2000): Digitales Rauminformationssystem Österreich – Landnutzung und Landoberflächen im mittleren Maßstab. – Mitteilungen der Österreichischen Geographischen Gesellschaft 142: 13–38
- SEILER, A. (2003a): Effects of infrastructure on nature. – In: TROCMÉ, M.; CAHILL, S.; DE VRIES, J.G.; FARRALL, H.; FOLKESON, L.; FRY, G.; HICKS, D.; PEYMER, J. (eds.): COST 341 – Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review: 31–50. – Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- SEILER, A. (2003b): The toll of the automobile: wildlife and roads in Sweden. – *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae Silvicultura* 295. – Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala
- SOCIEDAD CONSERVACIÓN VERTEBRADOS (SCV) (1996): Mortalidad de vertebrados en líneas de ferrocarril: 1–23. – *Documentos Técnicos de Conservación SCV* 1, Madrid; zitiert nach VAN DER GRIFT (1999)
- SPELLERBERG, I.F. (2002): Ecological effects of roads. – *Land reconstruction and management*, vol. 2. – Science Publishers, Enfield, New Hampshire (USA)
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1999): Zur Interpretation und Verknüpfung von Indikatoren (Interlinkages). – Anlage 2 zu: Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland. Bericht der Bundesregierung. Online: http://www.bmu.de/files/csd_03.pdf
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2002a/2003c): Statistisches Jahrbuch 2002/2003 für die Bundesrepublik Deutschland. – Metzler-Poeschel, Stuttgart
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2002b): Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung 2001, Fachserie 3, Reihe 5.1 (Flächenerhebung 2001). Methodische Erläuterungen und Eckzahlen. – Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2002c): Längenstatistik der Straßen des überörtlichen Verkehrs. Statistisches Bundesamt Deutschland. Online: http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb16_jahrtab36.asp
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2002d/2003e): Statistisches Jahrbuch 2002/2003 für das Ausland. – Metzler-Poeschel, Stuttgart

- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003a): Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung 2002 – Erläuterung und Eckzahlen (Flächenerhebung 2002); siehe auch http://www.bbr.bund.de/raumordnung/siedlung/flaechenerhebung_2002.htm
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003b): Bodenflächen nach Art der tatsächlichen Nutzung. Statistisches Bundesamt Deutschland. Online: <http://www.destatis.de/basis/d/umw/ugrtab7.htm>
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003d): Umwelt – Umweltproduktivität, Bodennutzung, Wasser, Abfall. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- STONER, D. (1925): The toll of the automobile. – *Science* 61: 56–57
- SUKOPP, H. & WITTIG, R. (Hrsg.) (1998): Stadtökologie: ein Fachbuch für Studium und Praxis. 2. Aufl. – Fischer, Stuttgart
- TANNER, K.M. (1999): Augen-Blicke. Bilder zum Landschaftswandel im Baselbiet. – Quellen und Forschungen zur Geschichte und Landeskunde des Kantons Basel-Landschaft, Bd. 68. 3. Aufl. 2001. – Verlag des Kantons Basel-Landschaft, Liestal
- TESDORPF, J.C. (1984): Landschaftsverbrauch. Begriffsbestimmung, Ursachenanalyse und Vorschläge zur Eindämmung. Hrsg. von der Landtagsfraktion der Grünen in Baden-Württemberg. – Verlag Dr. Tesdorpf, Berlin/Vilseck
- THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.) (2004): Landschaftszerschneidung in Thüringen. – Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie Nr. 66, im Druck
- TLUK VON TOSCHANOWITZ, K. (2002): Der Einfluss von Straßennetz und Verkehrsfluss auf die Überlebensfähigkeit territorialer Wildtierpopulationen – eine Modellanalyse. – Diplomarbeit Univ. Osnabrück
- TROCMÉ, M.; CAHILL, S.; DE VRIES, J.G.; FARRALL, H.; FOLKESON, L.; FRY, G.; HICKS, D.; PEYMER, J. (eds.) (2003): COST 341 – Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. – Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- TROMBULAK, S.C. & FRISSELL, C.A. (2000): Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. – *Conservation Biology* 14(1): 18–30
- TURCOTT, E. & BEKKER, H.G.J. (eds.) (2004): IENE Conference 2003 Proceedings. Published by: Infra Eco Network Europe (IENE), Brussels, Belgium. Bestellbar bei: IENE, p/a Institute of Nature Conservation, Klinikstraat 25, B-1070 Brussels, Belgium, <http://www.iene.info>, info@iene.info
- ULLRICH, S. (1994): Geräuschbelastung an klassifizierten Straßen – vergangene und zukünftige Entwicklung. – *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 41/2: 98–103
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (ed.) (1997): Beschlüsse der Umweltministerkonferenz (UMK) und Berichte der Bund/Länder-Arbeitsgruppe „Umwelt und Verkehr“ der UMK 1989–1996. Texte 6/97. – Selbstverlag, Berlin
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2003): Reduzierung der Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr. Materialienband. – Texte 90/2003. – Berlin
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2004): Anforderungen der SUP-Richtlinie an Bundesverkehrswegeplanung und Verkehrsentwicklungsplanung der Länder. – Texte 13/2004. – Berlin
- UNDERHILL, J.E. & ANGOLD, P.G. (2000): Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. – *Environmental Reviews* 8: 21–39
- VAN APELDOORN, R.C. (1997): Fragmented mammals: What does that mean? – In: CANTERS, K.; PIEPERS, A.; HENDRIKS-HEERSMA, D. (eds.) (1997): Habitat fragmentation & infrastructure. Proceedings of the international conference „Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering“, 17–21 September 1995, Maastricht and The Hague: 121–126. – Ministry of Transport, Public Works and Water Management (DWW publication P-DWW-97–046), NIVO Drukkerij & DTP service, Delft
- VAN DER GRIFF, E.A. (1999): Mammals and railroads: impacts and management implications. – *Lutra* 42: 77–98
- VAN DER ZEE, F.F.; WIERTZ, J.; TER BRAAK, C.J.F.; APELDOORN, R.C. (1992): Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. – *Biological Conservation* 61: 17–22
- VAN LANGEVELDE, F. & JAARSMA, C.F. (1997): Habitat fragmentation, the role of minor rural roads and their traversability. – In: CANTERS, K.; PIEPERS, A.; HENDRIKS-HEERSMA, D. (eds.) (1997): Habitat fragmentation & infrastructure. Proceedings of the international conference „Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering“, 17–21 September 1995, Maastricht and The Hague: 171–182. – Ministry of Transport, Public Works and Water Management (DWW publication P-DWW-97–046), NIVO Drukkerij & DTP service, Delft
- VERKEHRSMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1995): Generalverkehrsplan Baden-Württemberg 1995. – Stuttgart
- VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.M. (1997): Human domination of Earth's ecosystems. – *Science* 277: 494–499
- VÖLK, F. & GLITZNER, I. (2000): Habitatzerschneidung für Schalenwild durch Autobahnen in Österreich und Ansätze zur Problemlösung. – In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) (Hrsg.): Zerschneidung als ökologischer Faktor: 9–36. – Laufener Seminarbeiträge 2/00, Laufen/Salzach
- WÄCHTER, M. (2003): Die Stadt: umweltbelastendes System oder wertvoller Lebensraum? Zur Geschichte, Theorie und Praxis stadtökologischer Forschung in Deutschland. Diss. TU Berlin
- WATERSTRAAT, A.; BAIER, H.; HOLZ, R.; SPIEB, H.J.; ULBRICHT, J. (1996): Unzerschnittene, störungsarme Landschaftsräume – Versuch der Beschreibung eines Schutzgutes. – In: Die Bedeutung unzerschnittener, störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen – ein Forschungsprojekt: 5–24. – Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Heft 1. – Güstrow
- WEIDEMANN, G. & REICH, M. (1995): Zur Wirkung von Straßen auf die Tierwelt der Kalkmagerrasen unter besonderer Berücksichtigung der Rotflügeligen Schnarrschrecke und des Schachbretts. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 83: 407–424
- WEIZÄCKER, C. & WEIZÄCKER, E.U. v. (1984): Fehlerfreundlichkeit. – In: KORNWACHS, K. (Hrsg.): Offenheit – Zeitlichkeit – Komplexität: zur Theorie der offenen Systeme: 167–201. – Campus, Frankfurt am Main und New York
- WICENEC, C. (2001): Flächenzerschneidung und Nachhaltigkeit – eine vielschichtige Problematik. – *GAIA* 10(3): 216–217

WIRTH, T.; OGGIER, P.; BAUR, B. (1999): Effect of road width on dispersal and genetic population structure in the land snail *Helicella itala*. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8: 23–29

YOUNG, R.A. (2001): Uncertainty and the Environment. Implications for decision making and environmental policy. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK

ZIPPERER, W.C.; WU, J.; POUYAT, R.V.; PICKETT, S.T.A. (2000): The application of ecological principles to urban and urbanizing landscapes. – Ecological applications 10(3): 685–688

W. Konold · R. Böcker · U. Hampicke

Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege

Kompendium zu Schutz und Entwicklung
von Lebensräumen und Landschaften

14. Ergänzungslieferung

- **Organisation und Recht**

- Aktualisierung Bundesnaturschutzgesetz

- **Land- und Wassernutzung und Naturschutz**

- Zerschneidung der Landschaft durch Verkehrswege und
Siedlungsgebiete

- **Landschaftspflege und -nutzung in der Praxis**

- Industrieflächen

ISBN 3-609-72784-5



9 783609 727844