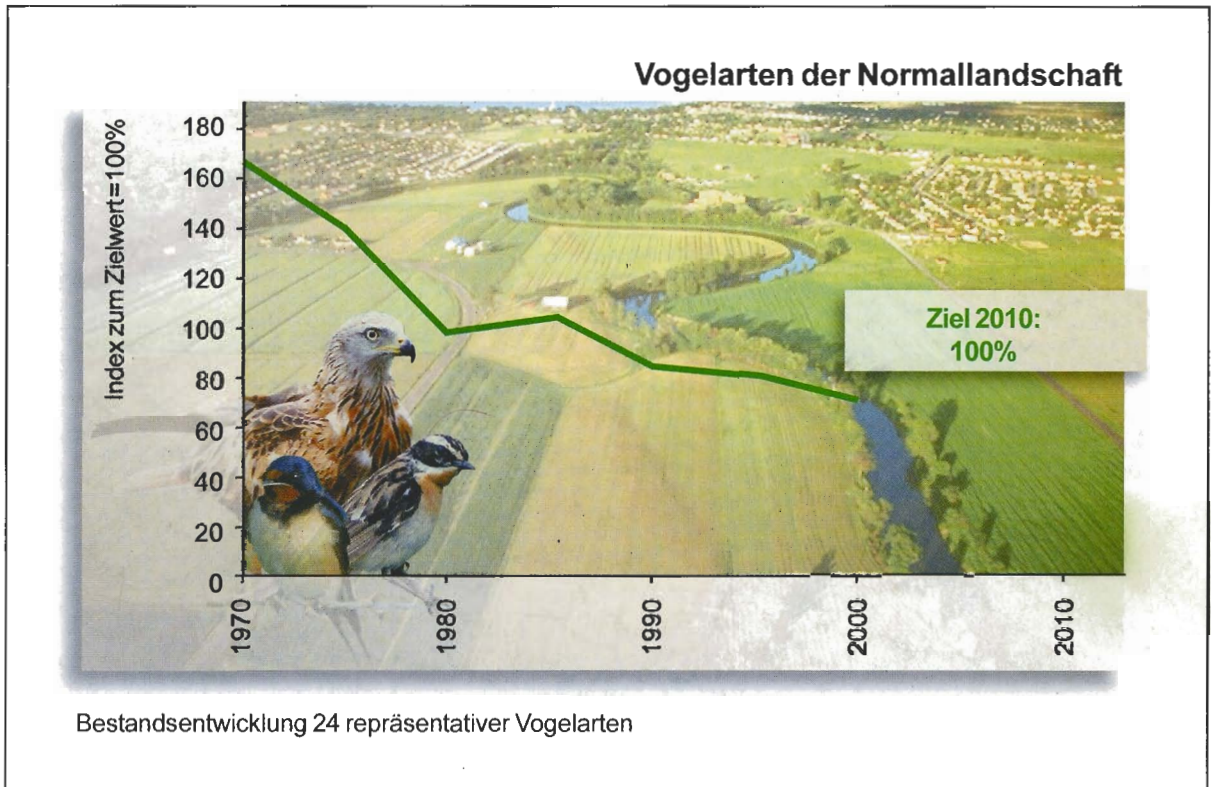


NNA

Berichte

16. Jahrgang, Heft 2, 2003



Naturschutz-Indikatoren

Neue Wege im Vogelschutz

NNA-Ber.	16. Jg.	H. 2	144 S.	Schneverdingen 2003	ISSN: 0935 - 1450
Naturschutz-Indikatoren / Neue Wege im Vogelschutz					

Herausgeber und Bezug:

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen
Telefon (05199) 989-0, Telefax (05199) 989-46
E-Mail: nna@nna.niedersachsen.de
Internet: www.nna.de

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Schriftleitung: Jann Wübbenhorst

ISSN 0935-1450

Titelbild: Vogelarten der Normallandschaft – der erste funktionierende Zustandsindikator für Natur und Landschaft. Er veranschaulicht, wie sich die Flächennutzungen und Stoffeinträge auf die biologische Vielfalt der nicht besonders geschützten „Normallandschaft“ auswirken. Die Bestandsentwicklung repräsentativer Arten zeigt stellvertretend die Situation vieler anderer Arten, die Qualität von Biotopen und die Eignung der Landschaft als Lebensraum an. Der Abwärtstrend ist verlangsamt, aber eine Trendwende steht noch aus.

Quelle: Staatliche Vogelschutzwarte, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie.

NNA-Berichte

16. Jahrgang/2003, Heft 2

Naturschutz-Indikatoren / Neue Wege im Vogelschutz

Inhalt

Schupp, Doris, Südbeck, Peter und Wübbenhorst, Jann	Vorwort	3
Naturschutz-Indikatoren		
Schilling, Jan	Nachhaltigkeit messbar machen - Entwicklung und Anwendung von Nachhaltigkeits- und Umweltindikatoren in Deutschland und der EU	5
Schupp, Doris	Aktuelle Naturschutz-Indikatoren in den Bundesländern und internationalen Indikatorensets	19
Kohli, Erich	Indikatoren des Biodiversitätsmonitorings Schweiz (BDM-CH)	29
Fuchs, Daniel, Sachteleben, Jens, und Liegl, Alois	Gefährdungsgrad als Indikator? – Überlegungen zur Etablierung eines Indikators „Gefährdete Arten“ in Bayern	39
Danner, Christine	Indikator „Schutzgebiete“ oder „Vorrangflächen“ - welche Gebietskategorien werden dazu gerechnet?	47
Esswein, Heide, Jaeger, Jochen, und Schwarz-von Raumer, Hans-Georg	Der Grad der Landschaftszerschneidung als Indikator im Naturschutz: Unzerschnittene verkehrssarme Räume (UZR) oder effektive Maschenweite (m_{eff})?	53
Dörpinghaus, Annette	Der „Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt“	69
Schlumprecht, Helmut und Südbeck, Peter	Naturschutz-Indikatoren für Niedersachsen auf der Basis artspezifischer Zielwerte – Zwei Indikatoren zur Bestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten	73
Kohli, Erich	Indikatoren für Landschaftsbild, Wohnqualität und Partizipation an Landschaft – Schweizer Ideen für „Landschaft 2020“	81
Schupp, Doris	Welche Naturschutz-Indikatoren brauchen wir? - Ergebnisse der Tagung „Naturschutz-Indikatoren“	89
Neue Wege im Vogelschutz		
Nottmeyer-Linden, Klaus	Geschichte des Vogelschutzes in Deutschland	91
Zang, Herwig	Veränderungen in der niedersächsischen Vogelwelt im 20. Jahrhundert	95
Bairlein, Franz	Was erwartet die wissenschaftliche Biologie vom Naturschutz?	113
Nipkow, Markus	Prioritäten im Vogelschutz – Ergebnisse des Workshops auf der DO-G-Tagung in Münster am 27.09.2002	119
Langgemach, Torsten	Schutz der Großtrappe in Brandenburg - rückwärts gewandt oder zukunftsweisend?	123
Boye, Peter	Zukunft der Roten Listen – ausgedientes Modell oder nach wie vor unverzichtbar?	127
Dröschmeister, Rainer	Erfolg und Misserfolg im Auge haben: Erfordernisse an ein Vogelartenmonitoring von heute	133
Richarz, Klaus	Mit Vögeln werben – Vögel zwischen flagship und keystone: Gebrauch oder Missbrauch?	137

Der Grad der Landschaftszerschneidung als Indikator im Naturschutz: Unzerschnittene verkehrsarme Räume (UZR) oder effektive Maschenweite (m_{eff})?

von Heide Esswein, Jochen Jaeger und Hans-Georg Schwarz-von Raumer

1 Bedarf nach Indikatoren in Naturschutz und Umweltpolitik

Das ökologische Wirkungsgefüge von Landschaften („Naturhaushalt“), das sich über Jahrtausende entwickelt und immer wieder auch umgeformt und verändert hat, ist in seiner Komplexität vom Menschen nur schwer erfassbar und kann niemals vollständig analysiert und beschrieben werden (Scheringer et al. 1998, Jaeger 2002: 93ff.). Dennoch wirken wir Menschen täglich auf die Ökosysteme in unseren Landschaften ein und verändern ihr Wirkungsgefüge, auch wenn die Folgen nur zum Teil vorher prognostiziert werden können. Oft erkennen wir erst Jahre und Jahrzehnte später, welche Auswirkungen die Landschaftseingriffe mit sich gebracht haben.

Um die komplexen Zusammenhänge zu erfassen, sind geeignete Messmethoden und Monitoringsysteme erforderlich. Nicht immer sind die Ergebnisse von Ökosystemanalysen von den Entscheidungsträgern in vertretbarer Zeit durchschaubar und begreifbar, da ihr Verständnis ein umfangreiches Wissen über die verschiedenen Umweltmedien voraussetzt. Deshalb ist es um so wichtiger, geeignete Messgrößen zu finden, die die Ergebnisse über den Zustand der Landschaft zusammenfassen (Komplexitätsreduktion) im Hinblick auf die an-

schließende Bewertung, damit sinnvolle Entscheidungen für ein nachhaltigeres Handeln in der Zukunft getroffen werden können. Gerade die Politik, aber auch die Öffentlichkeit, benötigt leicht verständliche Messzahlen, da häufig schnelle Antworten und einfach nachvollziehbare Argumente erwartet werden. Daher sind Indikatoren gefragt, die den Qualitätszustand der Landschaft zusammenfassend beschreiben und leicht kommunizierbar sind. Indikatoren haben die Aufgabe, komplexe Sachverhalte auf einfache, durchschaubare Maße zu reduzieren (Renn et al. 2000). Umweltindikatoren sollen in der Regel eine Reihe verschiedener Belastungsfaktoren zusammenfassen (als „proxy measures“ im Sinn von relativ hoch aggregierten Messgrößen für die Abschätzung von Umweltbelastungen) und die grobe Entwicklungsrichtung der Umweltbelastung erkennbar machen (Berg & Scheringer 1994). Dabei ist je nach Zusammenhang zwischen zwei Bedeutungen zu unterscheiden:

(1) Nach der ursprünglichen, naturwissenschaftlichen Definition sind Indikatoren Pflanzen oder Tiere, Sachverhalte oder Messgrößen, die sich im Sinne von „Zeigern“ zum indirekten Nachweis von Größen oder Prozessen eignen, die nicht oder nur mit sehr viel höherem Aufwand direkt gemessen werden können.

(2) Im Rahmen der Diskussion über Umweltqualitätsziele und -standards wurde die Definition ergänzt um eine normative Komponente. Demnach sind Indikatoren Kenngrößen, die Ist- und Sollzustände eines Systems beschreiben und sich somit zur Interpretation und Bewertung von Sachverhalten eignen (Vermittlung zwischen Norm und Sachverhalt)¹.

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen hat schon in seinem Umweltgutachten von 1974 Indikatoren als ein Hilfsmittel der Umweltpolitik genannt. Er beschreibt sowohl deskriptive als auch normative Aufgaben für Indikatoren (SRU 1998: 93f):

- deskriptiv: Beschreibung des Zustandes der Umwelt, Diagnose bestehender und Prognose künftiger Umweltbelastungen;
- normativ: Bewertung der Umweltbelastung und des Umweltzustandes, Hilfestellung bei der Formulierung und Präzisierung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen, Beitrag zur öffentlichen Aufklärung und Kommunikation über die Umweltsituation, Erleichterung der politischen Entscheidungsfindung und Prioritätensetzung, Testen von Umweltschutzstrategien und -einzelplanungen und Erfolgskontrolle von Umweltmaßnahmen.

An Bewertungsindikatoren werden also insgesamt sehr hohe Ansprüche gestellt. Sie sollen die hohe Komplexität ökologischer Zusammenhänge auf eine handhabbare Zahl von Parametern reduzieren, mit vertretbarem Aufwand erfassbar sein, Rückschlüsse auf wichtige Wirkungszusammenhänge ermöglichen und für die Bewertung relevante Dimensionen darstellen. Um dies leisten zu können, benötigen Indikatoren einen theoretischen Rahmen, der ihre sachliche Richtigkeit und normative Relevanz begründet und die deskriptiven und normativen Arbeitsschritte aufeinander bezieht (siehe ausführlich in Jaeger 2002).²

¹ Für eine vergleichende Diskussion bestehender Indikatorensysteme siehe die dreibändige Pilotstudie der Akademie für Technikfolgenabschätzung (Morosini et al. 2002, 2001a, 2001b).

² Die Arbeit von Scheringer (1999) diskutiert die Bedeutung des theoretischen Rahmens richtungsweisend am Beispiel der zeitlichen und räumlichen Reichweite zur Bewertung von Umweltchemikalien.

2 Anforderungen an Naturschutz-indikatoren

Für die Aufstellung von Indikatorensystemen sind in der Literatur eine Reihe von Anforderungen in der Diskussion (u.a. *BUND/Misereor* 1996, Walz et al. 1997, Zieschank et al. 1993, Kriterienkatalog des SRU 1998). Gemeinsam ist allen Ansätzen, dass Indikatoren gleichermaßen Anforderungen in wissenschaftlicher, funktionaler und pragmatischer Hinsicht erfüllen sollten. Wir verwenden hier die Aufstellung des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (2002: 31).

a) **Wissenschaftliche Anforderungen**
 Aus wissenschaftlicher Sicht ist es wichtig, dass ein Indikator ein bestehendes Umweltproblem korrekt und angemessen beschreibt (Problemrelevanz) und einer weiteren Analyse zugänglich ist. Der Indikator sollte in eindeutiger Weise mit dem betrachteten Umweltproblem zusammenhängen, so dass eine Veränderung des Indikatorwertes klar interpretierbar ist. Andernfalls besteht die Gefahr, dass lediglich ein öffentlichkeitswirksames „Sanieren des Indikators“ erfolgt, ohne dass aber das eigentliche Umweltproblem davon berührt ist. Ein zweites wichtiges Kriterium ist Transparenz, das heißt, ob der Weg der Erkenntnisgewinnung nachvollziehbar und in jeder Hinsicht logisch konsequent ist. Drittens ist es eine Grundvoraussetzung für einen Indikator, einen jederzeit reproduzierbaren Wert zu liefern. Diese Eigenschaft gewährleistet, dass Zeitreihen erstellt werden können und Entwicklungstrends ablesbar sind. Eine geeignete Berücksichtigung wichtiger ökologischer Zusammenhänge ist die vierte wissenschaftliche Anforderung.

b) **Funktionale Anforderungen**
 Indikatoren sollen einen schnellen Überblick über bestimmte Problemfelder ermöglichen. Eine leicht nachvollziehbare Interpretation der Ergebnisse, möglichst auch durch

Laien, ist deshalb erstrebenswert. Des weiteren soll der Indikator relevante Informationen für umweltpolitische Entscheidungen bereitstellen, nach Möglichkeit bereits in Form von Zeitreihen erhoben sein und in einem internationalen Kontext Beachtung finden (internationale wissenschaftliche und umweltpolitische Diskussion bzw. Anwendung, Anwendbarkeit der Methode in allen Landschaften).

c) **Pragmatische Anforderungen**
 Der Aufwand zur Ermittlung der Indikatorwerte sollte vertretbar sein (Zeitbedarf, Materialkosten). Wenn für einen Indikator bereits eine geeignete Datenbasis vorhanden ist, erleichtert dies zwar die Berechnung der Werte erheblich, allerdings sollte man einen solchen Vorteil nicht zu der Anforderung erheben, dass die benötigten Messdaten bereits vorliegen sollen. Dadurch würde man sich sehr stark einschränken und eigentliche Fortschritte bei der Entwicklung neuer leistungsfähiger Indikatoren von vorneherein unterbinden. Schließlich soll der Indikator im Bezug zu Zielaussagen stehen bzw. die Konkretisierung von Zielaussagen erleichtern.

3 Das Problem der Landschaftszerschneidung und -zersiedelung

Die Landschaftszerschneidung und -zersiedelung ist ein Hauptgrund für den starken Artenverlust in Europa. Das Netzwerk von Straßen, Schienen und Siedlungen zerteilt die Habitate von Pflanzen und Tieren und durchtrennt gewachsene ökologische Zusammenhänge (Forman et al. 2003, Jaeger 2003). Die Barrierewirkung der technischen Elemente führt zur Isolation von (Teil-)Populationen. Damit erhöht sich die Aussterbewahrscheinlichkeit, da der Austausch zwischen den Populationen unterbunden wird und die isolierten Populationen empfindlicher werden für äußere Störungen, z.B. für extreme Witterungsverhältnisse. Wenn in einem Habitat eine Population erst

einmal erloschen ist, dann unterbindet die Barrierewirkung außerdem die Möglichkeit zur Wiederbesiedelung. Die Zerschneidung unterbricht somit die Metapopulationsdynamik und verringert die Resilienz von Tierpopulationen, d.h. ihre Fähigkeit, sich in Reaktion auf schädigende Ereignisse wieder zu regenerieren.³ Tiere, die nicht vor einem Überquerungsversuch zurückschrecken, laufen Gefahr, von Fahrzeugen verletzt oder getötet zu werden. Außerdem haben lineare Infrastrukturanlagen auch einen direkten Flächenbedarf, der für die Tier- und Pflanzenwelt oft totalen Habitatverlust oder Verlust von Teillebensräumen bedeutet. Der Habitatverlust geht wegen der Emissionen weit über die Fläche der eigentlichen Anlage hinaus, besonders wenn eine Strecke mitten durch ein Habitat führt und die abgetrennten Habitattteile zu klein sind, um eine Population dauerhaft erhalten zu können.

Vor allem Tiere, die einen großen Raumanpruch haben (Beispiel: Luchse benötigen mindestens 100 km²), sind von den linearen Trennelementen stark betroffen. Schreiadler und Fischotter sind zwei sehr bekannte Tierarten aus den ostdeutschen Bundesländern, die stark durch die Verdichtung des Netzes aus Verkehrs- und Siedlungsflächen gefährdet sind und in Westdeutschland nicht bzw. kaum noch zu finden sind. Oggier et al. (2002) geben ein weiteres Beispiel: *„Hirsche brauchen nicht nur im Verlauf des Tages verschiedene Teile eines Gebietes (Deckung, Äsungsplätze, usw.), sondern sie machen auch ausgeprägte saisonale Wanderungen zwischen Sommer- und Wintereinständen. Werden solche Wanderungen z.B. durch Verkehrsträger verunmöglicht (...), sind die Tiere gezwungen, immer in der gleichen Landschaftskammer zu bleiben. Hieraus kann unter anderem eine starke Übernutzung der Futterpflanzen resultieren“*.

Der Zerschneidungsgrad besitzt eine Indikatorfunktion für die Gefährdung der Biodiversität durch die Lebensraumzerstückelung. Der Bedarf nach solchen Größen wird in der internationalen

³ Der Begriff „Metapopulation“ bezeichnet ein Ensemble von lokalen Populationen, die durch den Austausch von Individuen miteinander in Beziehung stehen. Lokale Populationen sind definiert als ein Ensemble von Individuen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit miteinander interagieren.

Literatur zur Landschaftsökologie und zur Abschätzung und Bewertung von Umweltrisiken betont (z.B. *Geoghegan et al. 1997, Turner & Gardner 1991*). Der Zerschneidungsgrad hat wegen der Vielzahl der umweltbelastenden Folgen und ihres kumulativen Charakters eine starke normative Relevanz als ein Bewertungskriterium (vgl. hierzu ausführlich *Jaeger 2002*).

Ein gravierendes Problem besteht darin, dass sich die negativen Folgen der Habitatzerschneidung und -zerstückelung für eine Population oft erst nach Jahrzehnten zeigen, wie es *Findlay & Bourdages (2000)* für den Artenreichtum in Feuchtgebieten nachgewiesen haben. Es ist daher mit erheblichen Zeitverzögerungen zwischen den Eingriffen und den Auswirkungen zu rechnen, insbesondere sind in den kommenden Jahrzehnten weitere Artenverluste als Folge der bereits durchgeführten Landschaftseingriffe wahrscheinlich. Wenn bereits ein Rückgang der Populationen dokumentiert wird, kann es für stabilisierende Maßnahmen schon zu spät sein. Außerdem ist für die meisten Tierarten nicht bekannt, welche minimale Lebensraumgröße sie noch verkraften können, ohne dass ihr dauerhaftes Überleben aufs Spiel gesetzt wird. Aus diesen Gründen ist es wichtig, alle Verkleinerungen von Lebensräumen und alle bestehenden Trennelemente zu erfassen.

Die Auswirkungen der Landschaftszerschneidung umfassen sechs weitere Problemfelder: Boden und Bodenbedeckung, Kleinklima, Immissionen (Lärm, Abgase, Streusalz etc.), Wasserhaushalt, Landschaftsbild, Folgen für die Landnutzung. Die negativen Folgen der Verkehrsinfrastruktur werden seit den 70er Jahren als flächendeckendes Umweltproblem in Wissenschaft und Politik diskutiert, und 1985 fordert die Bundesregierung in ihrer Bodenschutzkonzeption eine „Trendwende im Landverbrauch“ einschließlich einer „Trendumkehr bei der Zerschneidung und Zersiedlung der Landschaft“ sowie einer möglichst weitgehenden Bewahrung freier Landschaften vor weiteren Zerschneidungen (*Bundesminister des Inneren 1985*). 1997 macht die Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages

einen weiteren Vorstoß und fordert die „Entkoppelung des Flächenverbrauches von Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum“ (*Deutscher Bundestag 1997*). Als quantitative Zielvorgabe befürwortet sie die Verringerung der Flächeninanspruchnahme bis zum Jahr 2010 auf 10% der Rate, die für die Jahre 1993 bis 1995 festgestellt wurde (d.h. auf ca. 12 ha/Tag). Im April 2002 hat die Bundesregierung eine „Nationale Nachhaltigkeitsstrategie“ beschlossen. Darin wird die Verminderung der Flächeninanspruchnahme quantitativ konkretisiert: Ziel ist die Rückführung der Neuinanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke bis 2020 von etwa 129 ha/Tag heute auf 30 ha/Tag (*Dosch 2002*).

Da sich trotz der früheren Forderungen noch keine Trendwende im Landschaftsverbrauch abgezeichnet hat, ist zu hoffen, dass mit geeigneten neuen Instrumenten und größerem Engagement doch für die Zukunft Verbesserungen erreicht werden können. Es fehlen jedoch nach wie vor quantitative Zielvorgaben für den Grad der Landschaftszerschneidung. Zwar betont die „Nachhaltigkeitsstrategie“ der Bundesregierung zutreffend: „in ländlichen Regionen ist die Erhaltung von unzerschnittenen landschaftlichen Freiräumen von besonderer Bedeutung“ (*Bundesregierung 2002: 291*), geht aber nicht darüber hinaus. Insgesamt bleibt der Text damit noch hinter den Aussagen der Bodenschutzkonzeption von 1985 zurück.

Eine Verbesserung der Situation setzt voraus, dass geeignete Indikatoren entwickelt werden, um die Veränderungen in der Struktur der Landschaft, die aus dem Wachstum der Siedlungsflächen und des Verkehrsnetzes resultieren, erfassen und bewerten zu können. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) empfiehlt, mit solchen Indikatoren eine flächendeckende Ermittlung und Bewertung struktureller Landschaftsveränderungen durchzuführen: „So können Aussagen über den direkten Lebensraumverlust, z.B. anhand des Versiegelungsgrades, oder über die Isolierung von Biotopen, z.B. mit Hilfe des Zerschneidungsgrades oder des Anteils unzerschnittener Räume, gemacht werden. Entsprechende Indikatoren sollten

entwickelt oder weiter verfeinert werden“ (*SRU 1994:126 Tz 250*).

4 Die effektive Maschenweite zur Messung des Zerschneidungsgrades

Zur Quantifizierung der Landschaftszerschneidung gibt es in der Fachliteratur eine Reihe von Vorschlägen. Die meisten haben jedoch mehr oder weniger erhebliche Mängel oder sind nur unter engen Einschränkungen gültig, oftmals bedingt durch eine unzureichende Unterscheidung der Begriffe „Zerschneidung“ und „Heterogenität“ (für Methodenübersicht und -vergleich siehe *Jaeger 2002*). Das bisher am häufigsten genannte Maß ist die Zahl der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UZR) größer als 100 km² (*Lassen 1979, BfN 1999*). Das Bundesamt für Naturschutz definiert diese Räume dadurch, dass sie abgegrenzt sind durch Straßen außerorts, die eine Verkehrsmenge von über 1000 Fahrzeugen im 24-Stunden-Mittel aufweisen, sowie durch Eisenbahntrassen, sofern letztere nicht in einem UZR enden. Schwächen einer Erfassung des Zerschneidungsgrades über die Zahl der UZR größer als 50 oder 100 km², n_{UZR} , sind beispielsweise:

- Die Zerteilung eines 300 km² großen Raumes in zwei Gebiete von je 150 km² führt zur Erhöhung von n_{UZR} und scheint somit fälschlicherweise eine Verbesserung der Situation anzuzeigen.
- Die Verkleinerung einer Fläche von z.B. 150 km² auf 110 km² wird nicht registriert.
- Veränderungen bei den Flächen, die kleiner als 100 km² (bzw. 50 km²) sind, werden nicht berücksichtigt.

Um die Gefahr von Fehlinterpretationen der n_{UZR} zu vermeiden, muss der Flächenanteil der UZR an der Gesamtfläche des untersuchten Gebiets daher immer mit angegeben werden. Eine Weiterentwicklung der UZR-Methode wird beispielsweise in der Wuppertal-Studie „Zukunftsfähiges Deutschland“ gefordert: „Für eine genauere Beschreibung der ökologischen Relevanz anthropogener Flächennutzung sollte neben dem Mengenmaß ein Strukturmaß entwickelt werden. So ist zum Beispiel für die Bedrohung der biologischen

Vielfalt nicht nur die rein quantitative Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsflächen, sondern auch ihr Verteilungsmuster von Bedeutung. (...) Eine Überprüfung und Erweiterung des Konzeptes [der UZR] ist deshalb dringend erforderlich" (BUND/ Misereor 1996: 48f).

Auch das zweithäufigste Maß für die Landschaftszerschneidung, die Verkehrsliniendichte, hat Schwächen. Es enthält keine Informationen über die Verteilung der Verkehrsstrecken in der Landschaft und sagt somit auch kaum etwas über die Größen der verbleibenden Flächen aus, die in Abhängigkeit von der Anordnung der Verkehrswege in der Landschaft sehr unterschiedlich sein kann.

Zusätzlich zu den generellen Anforderungen an Umweltindikatoren (Abschnitt 2) nennt Jaeger (2002) spezifische Eignungskriterien für Zerschneidungsmaße. Diese Kriterien lassen sich aus Überlegungen zu den Zielen einer Quantifizierung der Landschaftszerschneidung herleiten. Die Kriterien dienen unter anderem zur Überprüfung, ob ein Maß ausreichend auf das Problem der Zerschneidung ausgerichtet ist oder lediglich ein allgemeines Heterogenitätsmaß darstellt.⁴ Die neun Eignungskriterien sind: Anschaulichkeit (intuitive Einsichtigkeit), mathematische Einfachheit (als Effizienzkriterium sowie für leichte Handhabbarkeit in der Praxis), nicht allzu hoher Datenbedarf (als Effizienzkriterium, Handhabbarkeit), Robustheit gegenüber der Berücksichtigung von Kleinstflächen (für zuverlässige Reproduzierbarkeit der Resultate), Ungleichbehandlung der fragmentierenden gegenüber den von der Fragmentierung betroffenen Flächen bzw. Linien (entsprechend der Unterscheidung von „Heterogenität“ und „Zerschneidung“), gleichgerichtete Reaktion auf verschiedene Fragmentierungsphasen (Perforation, Inzision, etc., vgl. Jaeger 2000) sowie innerhalb einer jeden Fragmentierungsphase, Sensitivität

für strukturelle Unterschiede zwischen Zerschneidungsmustern, Homogenität (im mathematischen Sinn), Additivität. (Die beiden letzten mathematischen Kriterien ergeben sich aus der Forderung nach Vergleichbarkeit von verschiedenen Zerschneidungssituationen unabhängig von der Größe der Gesamtfläche.) Nach einem detaillierten Auswahlverfahren werden von 19 bestehenden Maßen sechs Maße ausgewählt, die anhand dieser neun Kriterien überprüft werden (Jaeger 2002: 118ff.). Das Ergebnis zeigt, dass die bisherigen Zerschneidungsmaße für eine quantitative Zerschneidungsanalyse nur sehr bedingt geeignet sind.

Die noch relativ junge Methode der effektiven Maschenweite (Kasten 1; Jaeger 2000) hat mehrere Vorteile gegenüber diesen älteren Methoden:

- Das Verfahren beachtet sämtliche im „Netz“ der Infrastrukturtrassen und Siedlungsgebiete verbleibenden Flächen und berücksichtigt sie entsprechend ihrer Größe.
- Es vermittelt eine rasche vergleichende Einschätzung von verschiedenen Landschaftsräumen anhand eines quantitativen Maßes und ermöglicht eine einfache Ermittlung und Darstellung der Trendentwicklung durch die Angabe einer Zeitreihe für das untersuchte Gebiet.
- Die Methode kann auf einfache Weise so erweitert werden, dass sie auch die Nachbarschaftsbeziehungen der Flächen mit einbezieht (über die „Barriestärke“ β mit $0 \leq \beta \leq 1$; Jaeger 2002).

Die effektive Maschenweite ist dafür geeignet, die Zerschneidung von Gebieten unterschiedlicher Gesamtgröße sowie mit differierenden Anteilen an Siedlungs- und Verkehrsfläche zu vergleichen. Sie reagiert auf fünf der sechs Fragmentierungsphasen (Perforation, Inzision, Durchschneidung, Zerstückelung, Verkleinerung und Auslöschung;

vgl. Jaeger 2000, 2002). Zudem bietet die Methode mittelfristig die Möglichkeit zur Festlegung von Grenz-, Richt- oder Zielwerten auf der Basis der ermittelten Ergebnisse (Jaeger 2001b).

Die faunistische Interpretation, die sich aus der Definition der effektiven Maschenweite m_{eff} aus Kasten 1 ableiten lässt, lautet: Die effektive Maschenweite ist ein Ausdruck für die Möglichkeit, dass sich zwei Tiere, die zufällig (und unabhängig voneinander) im betrachteten Gebiet ausgesetzt werden, begegnen können. Je mehr Barrieren in die Landschaft eingefügt werden, um so geringer wird die Begegnungswahrscheinlichkeit. Der Maximalwert der effektiven Maschenweite wird erreicht für ein vollkommen unzerschnittenes Gebiet; der Wert von m_{eff} ist dann gleich der Größe des Gebietes. Wird ein Gebiet in n gleich große Flächen zertrennt, so ist der Wert von m_{eff} gleich der Größe dieser Teilräume. (m_{eff} ist allerdings im Allgemeinen nicht gleich der Durchschnittsgröße der verbleibenden Flächen.) Der minimale Wert von m_{eff} ist 0 km^2 ; erreicht wird er nur dann, wenn ein Gebiet vollständig von Verkehrs- und Siedlungsfläche überdeckt wird.

Die Vorteile dieser Modellvorstellung liegen in ihrer Einfachheit und Transparenz (vgl. die wissenschaftlichen und funktionalen Anforderungen an Indikatoren in Tab. 1), ihrer Anschaulichkeit als Überlebensbedingung für die Tierarten, den mathematischen Eigenschaften des resultierenden Maßes und der Möglichkeit zur graphischen Veranschaulichung (im kumulierten Größenverteilungsdiagramm; vgl. die Darstellung in Jaeger 2000). Eine verfeinerte Bestimmung der Begegnungswahrscheinlichkeiten kann z.B. als Computersimulation umgesetzt werden (Jaeger 2001a). Die Methode berücksichtigt die Größen von unzerschnittenen Flächen und die Erreichbarkeit von Flächen. Diese beiden Faktoren beeinflussen das Extinktionsrisiko wesentlich; für

⁴ Viele Heterogenitätsmaße reagieren zwar auf eine Zunahme der Landschaftszerschneidung, aber sie reagieren auch auf viele andere Landschaftsveränderungen und sind daher nicht spezifisch genug, um als Zerschneidungsmaße verwendbar zu sein. Dass „Heterogenität“ und „Zerschneidung“ unterschiedliche Begriffe sind, verdeutlicht auch die Unterschiedlichkeit ihrer Gegensätze: „Homogenität“ versus „Zusammenhang bzw. Verbundenheit der als Lebensraum (oder Erholungsgebiet) geeigneten Flächen – nicht jedoch der ungeeigneten Flächen“. Ein Beispiel ist die Aufsiedlung von Flächen, die zuvor eine Trittsteinfunktion innerhalb der sie umgebenden Siedlungsfläche hatten: Die Trennwirkung erhöht sich (und die Landschaftszerschneidung steigt), aber die Heterogenität nimmt ab (denn die Homogenität der Siedlungsfläche nimmt zu). Wenn der Unterschied zwischen „Heterogenität“ und „Zerschneidung“ bei der Entwicklung von Zerschneidungsmaßen nicht genügend beachtet wird, kann z.B. der Effekt auftreten, dass die Zerschneidung zu sinken scheint, wenn sich die Siedlungsflächen ausdehnen (siehe Jaeger 2001a, 2002).

das Überleben von (Meta-)Populationen und einen ausreichenden Genaustausch ist eine Begegnungsmöglichkeit von Tieren derselben Art nicht nur vorteilhaft, sondern notwendig.

5 Eignung der effektiven Maschenweite als Indikator

Im Folgenden überprüfen wir die effektive Maschenweite anhand der Kriterien aus Abschnitt 2 auf ihre Einsatzfähigkeit als Umweltindikator (Tab. 1). Zum Vergleich diskutieren wir parallel dazu die Zahl der unzerschnittenen verkehrersarmen Räume (UZR).

a) Wissenschaftliche Anforderungen

Die effektive Maschenweite erfüllt alle vier wissenschaftlichen Anforderungen in sehr hohem Maße (Tab. 1). Die Definition ist transparent und leicht nachvollziehbar, denn die Betrachtung der Begegnungswahrscheinlichkeit wird durch die mathematische Formel für den Kohärenzgrad C direkt umgesetzt (siehe Kasten 1). Die effektive Maschenweite ist anschaulich als Messgröße zur Beschreibung einer Überlebensbedingung interpretierbar, denn die Begegnungsmöglichkeit von Tieren ist Voraussetzung für ihre Fort-

pflanzung und damit für das Überleben einer Art. Transparenz und Reproduzierbarkeit sind bei der Zahl der UZR ebenfalls sehr hoch, allerdings besteht die Schwierigkeit, dass in der jüngsten Untersuchung des Bundesamtes für Naturschutz (1999) die Abgrenzungskriterien der Räume gegenüber den vorherigen Arbeiten von Lassen (1979, 1990) geändert wurden, wobei aber nicht mit angegeben wird, worin diese Änderungen genau bestehen. Da Flächen erst ab einer bestimmten Größe einbezogen werden, ist die Problemlösung relevanz geringer als bei der effektiven Maschenweite. Zudem berücksichtigt die Zahl der UZR ökologische Zusammenhänge in deutlich geringerem Maße als die effektive Maschenweite. Insbesondere ist mit der Zahl der UZR ein Vergleich der Situationen mit und ohne Störungsbänder in Abhängigkeit vom Verkehrsaufkommen wenig aussagekräftig. Zwar verkleinern die Störungsbänder alle Flächen, dies schlägt sich jedoch in der Flächenanzahl nicht nieder, wenn die Flächen auch nach der Verkleinerung noch größer als 100 km² sind. Außerdem wird die Wirkung auf alle Flächen < 100 km² nicht registriert.

b) funktionale Anforderungen

Die effektive Maschenweite erfüllt die vier funktionalen Anforderungen ebenfalls sehr gut. Daher eignet sie sich gut für Monitoringaufgaben. Für Baden-Württemberg wurden Zeitreihen für 1930 bis 1998 mit insgesamt 5 Zeitschnitten aufgestellt (s. auch Abschnitt 7). Weitere Zeitreihen werden voraussichtlich in einigen Monaten aufgrund von geplanten Untersuchungen in anderen Bundesländern vorliegen. Die Methode der unzerschnittenen verkehrersarmen Räume besteht seit 24 Jahren, wurde unseres Wissens jedoch bisher nicht international aufgegriffen. Für die Methode der effektiven Maschenweite, die erstmals im Jahr 2000 veröffentlicht wurde (Jaeger 2000), sind gute Voraussetzungen für eine internationale Verwendung gegeben.

Da das BfN (1999) in seiner Studie die Abgrenzungskriterien der UZR geändert hat, sind zwar die Werte von 1979, 1989 und 1998 als Zeitreihe für die alten Bundesländer insgesamt brauchbar, nicht jedoch für jedes Bundesland einzeln. (Einige Bundesländer scheinen wegen der neuen

Kasten 1: Effektive Maschenweite m_{eff}

Die Definition der effektiven Maschenweite m_{eff} stützt sich auf den Kohärenzgrad C , der die Wahrscheinlichkeit dafür angibt, dass zwei beliebige Punkte, die in einem Gebiet liegen, nach der Zerteilung des Gebietes noch in derselben Fläche liegen. Dieser Ansatz führt zu folgender Berechnungsformel (Jaeger 2000, 2001b, 2002):

$$m_{\text{eff}} = F_g \cdot \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_i}{F_g} \right)^2$$

2. Die Multiplikation mit der Größe des Gebietes rechnet die Wahrscheinlichkeit in eine Fläche um. Diese Fläche gibt die Größe der „Maschen“ eines regelmäßigen Netzes mit dem gleichen Zerschneidungsgrad an und lässt sich mit anderen Gebieten vergleichen.

1. Dieser Teil der Formel gibt die Wahrscheinlichkeit an, dass die beiden Punkte in derselben Fläche liegen (= Kohärenzgrad C).

Dabei bezeichnen n die Anzahl der verbleibenden Flächen, F_i den Flächeninhalt von Fläche i und F_g die Gesamtfläche der untersuchten Region, welche in n Flächen zerteilt wurde.

Kriterien 1998 sogar mehr UZR zu besitzen als 1989.) Die Zahl der UZR ist ebenfalls gut verständlich wie die effektive Maschenweite, jedoch ist die umweltpolitische Relevanz etwas geringer, da die Zahl der UZR nicht auf Zerschneidungen (oder die Aufhebung von Zerschneidungen) bei den Flächen $< 100 \text{ km}^2$ reagiert. Mit der effektiven Maschenweite können direkt die Veränderungen in der Straßen- und Siedlungsplanung bzw. ihrem Bau gemessen werden. Wird eine neue Straße gebaut, die einen vorher unzerschnittenen Raum durchtrennt, so sinkt die effektive Maschenweite. Damit werden die Veränderungen direkt sichtbar. Bei der Zahl der UZR ist die Ablesbarkeit solcher Maßnahmen viel weniger gegeben, da nur die Veränderungen der Räume $> 100 \text{ km}^2$ erfasst werden (vgl. Abschnitt 4). Auch die Zahl der UZR stellt jedoch eine wichtige Grundlage für bundes- und landesweite Straßenplanungen dar, da die großen unzerschnittenen Räume herausgehoben werden, deren Erhaltung besonders wichtig ist.

Die Beispiele aus Esswein et al. (2002a) zeigen, dass mit der effektiven Maschenweite Zeitreihen zur Landschaftszerschneidung seit 1930 für das Bundesland Baden-Württemberg mit vertretbarem Aufwand erstellt werden können (siehe Abschnitt 7). Daher ist es ohne Schwierigkeiten möglich, die Methode auf andere Naturräume bzw. Länder anzuwenden, auch europaweit und darüber hinaus. Dies wird durch die Aufnahme der effektiven Maschenweite in das international verbreitete Programm FRAGSTATS erleichtert (vgl. Tab. 1).

c) pragmatische Anforderungen

Hinsichtlich Aufwand und Datenverfügbarkeit schneiden beide Methoden gleich gut ab. Die Anforderung nach einem Bezug zu Zielaussagen wird von der effektiven Maschenweite noch besser erfüllt als von der Zahl der UZR, da das Verfahren detaillierter ist. Dass die Methode der effektiven Maschenweite bei vorhandener Datenbasis (z.B. ATKIS-Daten) mit relativ geringem Aufwand durchführbar ist, belegen die Arbeiten der letzten zwei Jahre

in Baden-Württemberg (Abschnitt 7), die Erstellung eines ArcInfo-Tools (Avenue-Skript, für eine ausführliche Beschreibung siehe Esswein et al. 2002b) zur automatisierten Berechnung und die Tatsache, dass die Methode bereits in anderen Bundesländern (z.B. Sachsen) erfolgreich angewendet wird. Da inzwischen digitale Daten deutschlandweit vorliegen und in Zukunft ständig aktualisiert werden, ist eine Durchführung der Methode in ganz Deutschland in Zukunft ohne Schwierigkeiten möglich und wünschenswert.

Die Überprüfung der Anforderungen an Indikatoren zeigt, dass beide Maße die Kriterien gut bis sehr gut erfüllen. Die Vorteile der Methode der effektiven Maschenweite gegenüber der Anzahl der UZR wurden bereits in Abschnitt 4 erläutert. Hinsichtlich der Anforderungen an Indikatoren aus Tabelle 1 bestehen zudem Unterschiede zu den Punkten Problemrelevanz, Berücksichtigung ökologischer Zusammenhänge, umweltpolitische Relevanz, Existenz von Zeitreihen, internationaler Kontext und Bezug zu Zielaussagen, wobei die effektive Maschenweite jeweils etwas besser bewertet wird als die Zahl der UZR. Hier soll noch angemerkt werden, dass bei der vorgestellten Methode neben der Berechnung der effektiven Maschenweite die Anzahl (und Größe) der unzerschnittenen Räume automatisch mitberechnet wird. Daher empfiehlt es sich, stets alle diese Werte (m_{eff} , UZR_{50} , UZR_{100}) anzugeben, wie es Tab. 2 und Abb. 1 für die Zeitreihen von Baden-Württemberg darstellen. Auf diese Weise können beide Informationen direkt miteinander verglichen werden, und die Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen wird möglichst hoch.

Ein weiterer Vorteil der effektiven Maschenweite ist die Flexibilität in der Auswahl der Trennelemente und in der Auswahl des Bezugsraumes (und damit des Maßstabs). Das bedeutet, dass je nach Fragestellung die unterschiedlichen relevanten Trennelemente neu zusammengestellt werden können und die Werte für verschiedene Teilräume berechnet werden können. Dabei ist es unerheblich, ob sehr große Bezugsräume (Länder, Regionen) verglichen werden

sollen oder eher kleine Räume (Kreise, Gemeinden, Naturräume). Dadurch ist es möglich, den Indikator auf verschiedenen Maßstabsebenen einzusetzen.

Man kann den Zerschneidungsgrad sowohl als pressure- als auch als state-Indikator ansehen. Erstens drückt er den Zustand („state“) der Zerschneidung einer Landschaft aus. Zweitens, da die Zerteilung von Habitaten eine Einwirkung auf die Fauna und Flora darstellt (siehe Abschnitt 3), beschreibt er die bestehende Belastung bzw. den Nutzungsdruck („pressure“). Man kann die effektive Maschenweite damit als Maß für den Gefährdungsgrad einer Landschaft bzw. als Indikator für die Gefährdung der Biodiversität heranziehen. Je enger die Maschen sind, desto geringer sind z.B. die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Populationen.

6 Anwendung von m_{eff} und n_{UZR} im Vergleich

Im Juni 2002 hat die Akademie für Technikfolgenabschätzung Zeitreihen zur Entwicklung der Landschaftszerschneidung für den Zeitraum 1930-1998 veröffentlicht (Esswein et al. 2002a). Die Untersuchung wurde in Zusammenarbeit mit dem Institut für Landschaftsplanung und Ökologie an der Universität Stuttgart (H.-G. Schwarz-von Raumer) und der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (M. Müller) durchgeführt. Die Hauptergebnisse stellt Abschnitt 7 vor; zuvor setzen wir die Ergebnisse dazu ein, um den Vergleich von m_{eff} und n_{UZR} mit konkreten Daten aus Baden-Württemberg zu veranschaulichen (Abb. 1). Die Beispieldaten zeigen, dass sowohl die effektive Maschenweite als auch die Zahl der UZR $> 100 \text{ km}^2$ und $> 50 \text{ km}^2$ seit 1930 stark zurückgegangen sind. Mehr als 50% der UZR $> 50 \text{ km}^2$ sind innerhalb von 70 Jahren verloren gegangen. Extrapoliert man diesen Entwicklungstrend linear, so wäre ein Verlust sämtlicher UZR bis spätestens zum Jahr 2070 zu erwarten. Die effektive Maschenweite hat sich im gleichen Zeitraum um 40% verringert (mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen). Hier führt eine lineare Extrapolation des Trends bis zum Jahr 2100 auf eine effektive Maschenweite von 0 km^2 , d.h.

Tab. 1: Anforderungen an Naturschutzindikatoren. Vergleich von effektiver Maschenweite (m_{eff}) und Unzerschnittenen verkehrsarmen Räumen (UZR) anhand von elf Anforderungen

Anforderungen an Indikatoren nach: Walz (1997) und NLÖ (2002)		Durch effektive Maschenweite erfüllt?	Erläuterung (zu m_{eff})	Durch UZR > 100 km ² erfüllt?	Erläuterung (zu UZR)
wissenschaftlich	Problemrelevanz	sehr hoch	Alle relevanten Trennelemente und alle verbleibenden Flächen werden berücksichtigt (die Flächen entsprechend ihrer Größe).	hoch	Alle relevanten Trennelemente werden berücksichtigt, die verbleibenden Flächen jedoch erst ab einer bestimmten Größe (ab 100 km ²) und nur in ihrer Anzahl.
	Transparenz	sehr hoch	Eindeutige, gut nachvollziehbare Definition; mathematisch sehr einfach.	sehr hoch	Eindeutige, im Prinzip leicht nachvollziehbare Definition, aber Änderung der Abgrenzungskriterien durch BfN gegenüber den Untersuchungen von 1979 und 1990; mathematisch sehr einfach.
	Reproduzierbarkeit	sehr hoch	Durch Eindeutigkeit der Definition (Unabhängigkeit vom Bearbeiter) und Unempfindlichkeit gegenüber Kleinstflächen; automatisierte Erfassung durch GIS-Einsatz möglich.	sehr hoch	Durch Eindeutigkeit der Definition (Unabhängigkeit vom Bearbeiter); automatisierte Erfassung durch GIS-Einsatz möglich.
	Berücksichtigung ökologischer Zusammenhänge	ja	Sinnfällige faunistische Interpretation über die Wahrscheinlichkeit dafür, dass sich zwei zufällig in der Landschaft ausgesetzte Tiere begegnen können (erweiterbar um individuelle Barrierestärken und die Verbindungswirkung von Korridoren und Grünbrücken etc.); Vergleich mit/ohne Lärmbänder sehr aufschlussreich.	teilweise	Ursprünglich auf Erholungsfunktion ausgerichtet (Mindestgröße für ungestörte Tageswanderung), später um ökologische Abgrenzungskriterien ergänzt; Interpretation für Tiere mit großen Raumansprüchen (z.B. Fischotter, Luchs) sowie als Erholungsräume sinnvoll möglich; Vergleich mit/ohne Lärmbänder ist jedoch wenig sinnvoll.
funktional	Verständlichkeit	sehr hoch	sinnfällige faunistische Interpretation; mathematisch sehr einfach.	sehr hoch	leicht nachvollziehbare Definition; mathematisch sehr einfach.
	Umweltpolitische Relevanz	sehr hoch	Messbarkeit von politischen/plänerischen Maßnahmen (siedlungs- und straßenbaulich) durch Bilanzierung von Neuzerschneidungen und Rückbaumaßnahmen, Identifikation von Trendänderungen, Festlegung von Umweltqualitätszielen (z.B. Richtwerten).	hoch	Ähnlich wie bei der effektiven Maschenweite, aber weniger detailliert.

funktional	Existenz von Zeitreihen	ja: 1930-1998 für Baden-Württemberg vorliegend (5 Zeitschnitte).	Anhand von Karten zu verschiedenen Zeitpunkten leicht auch für andere Bundesländer ermittelbar (Berechnung aus den Flächeninhalten der verbleibenden Flächen).	teilweise: 1979-1998 für die alten Bundesländer vorliegend (3 Zeitschnitte), aber problembehaftet.	Ein Vergleich der Werte von 1998 mit früheren Untersuchungen ist nur bedingt möglich, da teilweise andere Abgrenzungskriterien verwendet wurden (<i>BfN 1999, Gawlak 2001</i>).
	Internationaler Kontext	zunehmend ja	Vorschlag von der Europäischen Umweltagentur aufgegriffen; Veröffentlichungen in internationalen Zeitschriften; effektive Maschenweite wurde in die international verwendeten Programme FRAGSTATS (ab Version 3.1) und GRASS (ab Version 5.0) aufgenommen (im Internet erhältlich*); kann für alle gewünschten Landschaften angewendet werden.	bisher nicht	Bisher nicht international aufgegriffen, wäre aber künftig möglich; Anzahl der UZR kann für alle gewünschten Landschaften berechnet werden (allerdings nur sinnvoll, sofern es dort noch Flächen > 100 km ² gibt).
pragmatisch	vertretbarer Aufwand	ja	Geringer Datenbedarf; Berechnung mit einem GIS sehr leicht automatisiert möglich.	ja	Geringer Datenbedarf; mit GIS leichte Berechnung möglich, sofern Verkehrsstärken digital vorliegen.
	Datenverfügbarkeit	ja	Die aktuelle Geoinformation ist heute in der Regel digital verfügbar (GIS); für frühere Zustände sind Karten verfügbar; Werte der effektiven Maschenweite für Baden-Württemberg vorliegend (Zeitreihe 1930-1998), für mehrere weitere Bundesländer ist die Berechnung mit aktuellen Daten in Arbeit (z.B. in Sachsen, Hessen, Bayern).	ja	Aktuelle Datengrundlage ist im Regelfall digital verfügbar (GIS); für frühere Zustände sind Karten verfügbar; aktuelle Werte der UZR liegen für sämtliche Bundesländer vor, Werte von 1979 und 1989 nur für die alten Bundesländer (aber problembehaftet, s. o.).
	Bezug zu Zielaussagen	sehr hoch	Zielaussagen für „Trendumkehr bei der Zerschneidung und Zersiedelung“ (1985) und „Erhaltung unzerschnittener Räume“ (1992) werden durch die effektive Maschenweite messbar; Festlegung quantitativer Zielvorgaben (Umweltstandards) derzeit noch ausstehend, aber möglich (<i>Jaeger 2001 b</i>).	ja	Ähnlich wie bei effektiver Maschenweite, aber weniger detailliert, da nur Flächen ab einer bestimmten Größe (ab 100 km ²) berücksichtigt werden.

* Die Internetadressen lauten <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> und http://www.geog.uni-hannover.de/grass/gdp/landscape/r_le_manual5.pdf.

zu vollständiger Umwidmung des Landes zu Siedlungs- und Verkehrsfläche.

Der Vergleich von effektiver Maschenweite und UZR anhand der realen Daten zeigt, dass die Zahl der UZR > 100 km² die Veränderungen der letzten 20 Jahre nicht wiedergibt. Die Betrachtung der UZR > 50 km² schneidet besser ab (in diesem Fall sehr ähnlicher Kurvenverlauf wie für m_{eff}), doch stellen sich auch hier prinzipiell die gleichen Probleme wie bei der Zahl der UZR > 100 km² (z.B.: Veränderungen bei den Flächen < 50 km² werden nicht registriert). Die Darstellung durch die effektive Maschenweite ist am genauesten und zuverlässigsten. Als ergänzende Information ist die Zahl der UZR > 100 km² und > 50 km² allerdings sehr interessant zu betrachten. Alternativ zur effektiven Maschenweite kann auch die effektive Maschendichte verwendet werden, die mit zunehmender Landschaftszerschneidung ansteigt. Die effektive Maschendichte s gibt die Dichte, d.h. Anzahl von Flächen gleicher Größe pro 100 km² an, in die das untersuchte Gebiet zu zerteilen

wäre, so dass die Wahrscheinlichkeit dafür, dass zwei zufällig ausgewählte Orte in derselben Fläche liegen, denselben Wert C hat (vgl. Kasten 1) wie für die jetzige Situation im Untersuchungsgebiet. Die effektive Maschendichte lässt sich aus der effektiven Maschenweite nach der Formel $s = \frac{1}{m_{eff}}$ leicht berechnen (Jaeger 2000).

7 Die Hauptergebnisse der Zerschneidungsanalyse für Baden-Württemberg 1930-1998

In unserem Projekt zur Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg untersuchten wir unterschiedliche Raumkategorien, errechneten die Werte zum aktuellen Zustand der Landschaftszerschneidung und -zersiedelung (JAEGER et al. 2001) und analysierten die Entwicklung des Zerschneidungsgrades seit 1930 (Esswein et al. 2002, Jaeger et al. in Vorb.).

Die räumliche Differenzierung erfolgte dabei nach den vier Regierungsbezirken, den 44 Landkreisen und den 66 Naturräumen Baden-Württembergs. Die aktuellen Werte errechneten wir auf Grundlage der Daten des amtlichen topographisch-kartographischen Informationssystems (ATKIS) des Landesvermessungsamtes Baden-Württemberg. Die ATKIS-Daten konnten wir in aufbereiteter Form⁵ mit dem Geographischen Informationssystem ArcView/ArcInfo bearbeiten. Dies lieferte uns den Grad der Landschaftszerschneidung für 1998. Die historische Analyse basiert auf den alten Ausgaben der Topographischen Übersichtskarte (TÜK 200) des Landes. Es wurden Karten aus den Jahren um 1930, 1966, 1977 und 1989 bearbeitet (Zurückdigitalisierung der ATKIS-Daten von 1998), so dass wir eine Zeitreihe von 1930 bis 1998 aufstellen konnten. Um zu ermitteln, wie stark sich der Einfluss des Verkehrs auf die effektive Maschenweite auswirkt, bezogen wir die Verkehrsstärke ab einer Belastung von 10 000 Fahrzeu-

Tab. 2: Daten zur Entwicklung der Landschaftszerschneidung Baden-Württemberg. Angegeben sind der Zerschneidungsgrad, gemessen mit der effektiven Maschenweite, die Anzahl der bei der Berechnung berücksichtigten Flächen, die Größe der größten verbliebenen unzerschnittenen Fläche, die Zahl der Flächen > 100 km² und > 50 km² (zum Vergleich mit anderen Studien; die letzte Spalte „Flächen > 50 km²“ bezieht die Flächen > 100 km² mit ein). Quelle: Esswein et al. (2002 a: 51).

Zeitpunkt	m_{eff}	Anzahl der Flächen (>100 m ²)	Größte Fläche	Flächen > 100 km ² Anzahl (Fläche / % der Landesfläche)	Flächen > 50 km ² Anzahl (Fläche / % der Landesfläche)
mit Gemeindestraßen					
1998	13,66 km ²	30 835	146,7 km ²	6 (752 km ² /2,1%)	22 (1880 km ² /5,3%)
1989	13,99 km ²	34 096	146,8 km ²	6 (753 km ² /2,1%)	23 (1941 km ² /5,4%)
1977	17,80 km ²	33 664	161,4 km ²	7 (973 km ² /2,7%)	36 (2875 km ² /8,0%)
1966	19,46 km ²	34 525	161,5 km ²	7 (975 km ² /2,7%)	39 (3068 km ² /8,6%)
1930	22,92 km ²	32 049	206,2 km ²	11 (1497 km ² /4,2%)	52 (4067 km ² /11,8%)
ohne Gemeindestraßen					
1998	20,24 km ²	13 945	161,0 km ²	8 (1109 km ² /3,1%)	40 (3209 km ² /9,0%)
1989	20,51 km ²	15 469	161,0 km ²	8 (1110 km ² /3,1%)	41 (3302 km ² /9,2%)
1977	22,14 km ²	15 079	163,4 km ²	8 (1115 km ² /3,1%)	49 (3846 km ² /10,8%)
1966	24,26 km ²	14 352	163,5 km ²	11 (1522 km ² /4,3%)	54 (4343 km ² /12,1%)
1930	31,60 km ²	11 499	221,9 km ²	17 (2369 km ² /6,6%)	83 (6703 km ² /18,7%)

⁵ ATKIS DLM 25 der LfU Baden-Württemberg

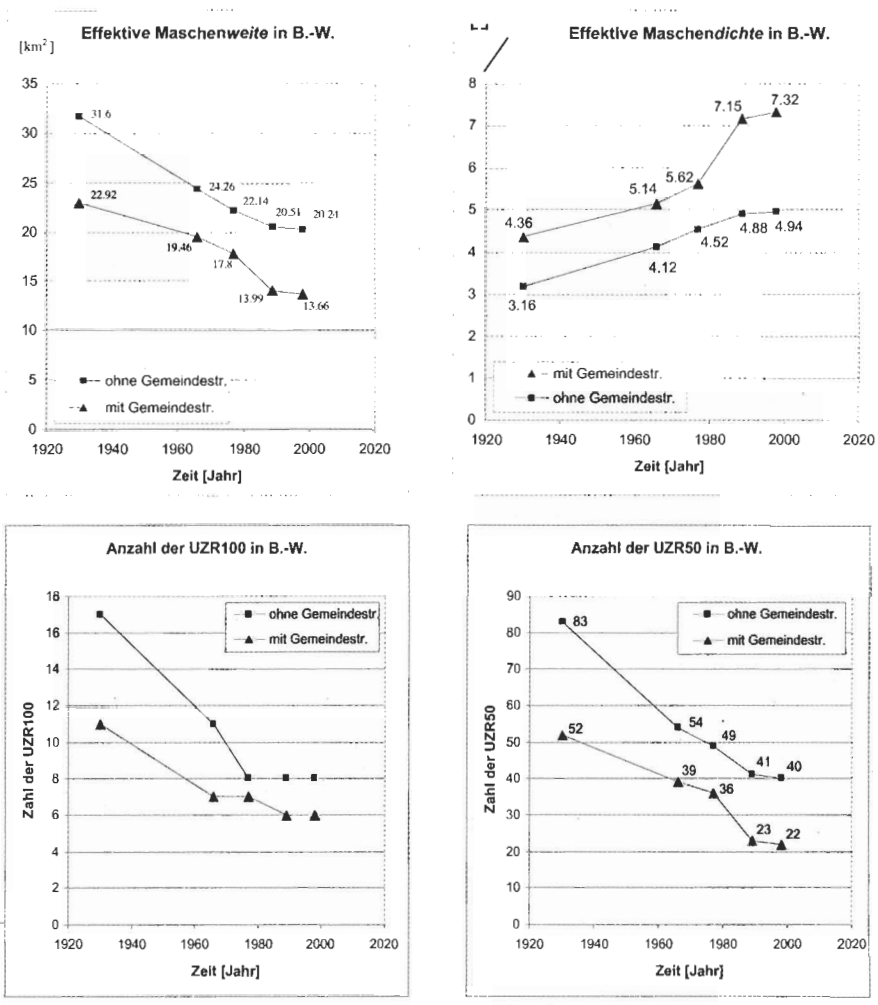


Abb. 1: Direkter Vergleich von effektiver Maschenweite und Zahl der UZR am Beispiel von Baden-Württemberg (Zeitreihen 1930–1998). Alternativ zur effektiven Maschenweite kann der Grad der Landschaftszerschneidung auch mit der effektiven Maschendichte s erfasst werden. Der Wert der effektiven Maschendichte nimmt mit ansteigender Landschaftszerschneidung zu, die effektive Maschenweite und die Zahl der UZR nehmen hingegen ab. Die Zahl der UZR > 100 km² ohne Berücksichtigung der Gemeindestraßen liegt seit 1977 konstant bei 8 und bringt die seither erfolgte weitere Zunahme der Landschaftszerschneidung nicht zum Ausdruck. Die Kurven für den Flächenanteil (vgl. Tab. 2) verlaufen in diesem Fall genau parallel zur Zahl der UZR (ob dies der Fall ist oder nicht, muss für eine korrekte Interpretation der Zahl der UZR stets überprüft werden, siehe Abschnitt 4).

gen pro Tag für die Zeitschnitte 1966, 1977 und 1989 mit ein⁶ (zur Beschreibung der Methode siehe Esswein et al. 2002a). In Anlehnung an die Methode von Reijnen et al. (1995) errechneten wir für jeden Straßenabschnitt eine Korridorbreite, entsprechend der Verkehrsbelastung und der damit verbundenen Lärmimmission in die Landschaft. Diese Störungsbänder verringern die effektive Maschenweite

entsprechend der Verkehrsstärke entlang der Straßenabschnitte.

7.1 Aktueller Zustand und Entwicklung der effektiven Maschenweite seit 1930

Baden-Württemberg ist weit stärker zerstückelt, als es die Ergebnisse früherer Untersuchungen (BfN 1999, Schumacher

& Walz 2000, Gawlak 2001) aufgezeigt haben. (Die folgenden Angaben gelten ohne den Einbezug des Anstiegs des Verkehrsaufkommens.) Die Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg hat seit 1930 stark zugenommen und nimmt weiter zu. Die effektive Maschenweite ist von 31,60 km² im Jahr 1930 um 36% auf heute 20,24 km² geschrumpft (ohne Gemeindestraßen). Mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen ist die effektive Maschenweite sogar um 40% von 22,92 km² im Jahr 1930 auf heute 13,66 km² verkleinert worden.

7.2 Entwicklung der Anzahl der unzerschnittenen Räume

Die Zahl der UZR > 100 km² ist ohne Berücksichtigung der Gemeindestraßen von 17 im Jahr 1930 auf heute acht reduziert worden (Tab. 2). Unter Einbezug der Gemeindestraßen ist die UZR-Anzahl von 11 im Jahr 1930 auf heute sechs gesunken. Für die Zahl der UZR > 50 km² sieht der Trend ähnlich aus: Rückgang von 83 im Jahr 1930 auf heute 40 ohne Berücksichtigung der Gemeindestraßen und von 52 im Jahr 1930 auf heute 22 mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen. Flächenmäßig bedeutet dies eine Reduktion der UZR um 50 bis 54% innerhalb von 70 Jahren.

7.3 Entwicklung der Landschaftszerschneidung in den Teilräumen

Die Entwicklung der effektiven Maschenweite innerhalb der vier Regierungsbezirke seit 1930 zeigt ohne Einbezug der Gemeindestraßen die größte prozentuale Abnahme im Bezirk Stuttgart mit -45%. Es folgen Karlsruhe mit -35%, Freiburg mit -31% und Tübingen mit -30%. Das gleiche Bild zeigt sich auf der Ebene mit Gemeindestraßen mit -48% im Regierungsbezirk Stuttgart. Der Bezirk Freiburg folgt an 2. Stelle mit einem Rückgang von -42%. Lediglich Karlsruhe kann mit nur 21% Abnahme auf dieser Ebene eine bessere Bilanz aufweisen als auf der übergeordneten Ebene. Tübingen liegt bei -37%.

⁶ Es wurde angenommen, dass 1930 der Individualverkehr so gering war, dass die Störungsbänder sehr schmal waren und in der Berechnung von m_{eff} vernachlässigt werden können. Da die Daten für 1998 und weitere aktuelle Daten demnächst digital vorliegen, wurde auf eine manuelle Bearbeitung verzichtet; eine Berechnung anhand der digitalen Daten ist geplant.

Besonders stark verringert, um mehr als 60% (seit 1930), wurde die effektive Maschenweite in den Kreisen Ulm, Karlsruhe/Stadt, Heilbronn/Stadt, Stuttgart und Göppingen sowie in den Naturräumen „Hardtebenen“, „Stuttgarter Bucht“, „Hessische Rheinebene“, „Neckar-Rheinebene“, „Mittleres Albvorland“, in der „Baar“ und auf den „Fildern“ ohne Berücksichtigung der Gemeindestraßen (bzw. in den Kreisen Ulm, Karlsruhe/Stadt und Göppingen sowie in den Naturräumen „Neckar-Rheinebene“, „Marktheidenfelder Platte“ und „Mittelfränkisches Becken“ unter Berücksichtigung der Gemeindestraßen). Freudenstadt ist der einzige Landkreis, für den die Abnahme der effektiven Maschenweite bei beiden Werten (mit/ohne Gemeindestraßen) weniger als 10% beträgt (Abb. 2). Eine Darstellung der entsprechenden Ergebnisse für die 66 Naturräume (aus Naturschutzsicht oft wichtiger als die politische Abgrenzung nach den Landkreisen) ist in Esswein et al. (2002a: 66-78, 88-92) zu finden.

Aktuell (1998) am stärksten zerschnitten sind die Kreise Mannheim, Stuttgart, Ulm, Karlsruhe (Stadt), Pforzheim, Ludwigsburg, Heilbronn (Stadt), der Enzkreis, Konstanz, Heidelberg (Stadt) und der Bodenseekreis. Die Werte der effektiven Maschenweite für die einzelnen Landkreise liegen auf der Betrachtungsebene ohne Gemeindestraßen zwischen 46,13 km² im Ortenaukreis und 2,09 km² im Kreis Mannheim, unter Einbezug der Gemeindestraßen ergeben sich Werte zwischen 30,26 km² (Ortenaukreis) und 1,63 km² (Kreis Stuttgart). Bei den Naturräumen hat die effektive Maschenweite Werte zwischen 71,86 km² ohne Berücksichtigung der Gemeindestraßen (bzw. 66,14 km² mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen) im Naturraum „Grindenschwarzwald und Enzhöhen“ und 1,2 km² ohne Berücksichtigung der Gemeindestraßen (bzw. 0,78 km² mit Gemeindestraßen) im Hochrheinthal.

7.4 Entwicklung der Landschaftszerschneidung unter Einbezug der Verkehrsstärke

Die Zunahme der Verkehrsstärke auf den Straßen hat für viele Tierarten eine schlei-



Abb. 2

chend steigende Lebensraumeinbuße in Form von breiteren Störungsbändern entlang der Verkehrsstrecken zur Folge. Auch die Verlärmung von Erholungsräumen ist mit höherer Verkehrsstärke weitreichender. Keine der früheren Studien hatte diesen wichtigen Einfluss des zunehmenden Verkehrsaufkommens einbezogen. Die Berücksichtigung der Verlärmungsbänder führt zu einer weiteren Reduktion der effektiven Maschenweite auf einen Wert, der schon 1989 bei 13,34 km² (mit Gemeindestraßen) bzw. 19,40 km² (ohne Gemeindestraßen) liegt (Abb. 3). Diese Werte liegen bereits um 2,3% bzw. 4,2% unterhalb der Werte für

1998 ohne Verkehrsstärke. Innerhalb der Teilräume schwankt der Rückgang der effektiven Maschenweite stark und beträgt bei den Regierungsbezirken bis zu 5,8% (mit Gemeindestraßen) bzw. 6,1% (ohne Gemeindestraßen) im Regierungsbezirk Stuttgart, bei den Landkreisen bis zu 50% (mit Gemeindestraßen) bzw. 56% (ohne Gemeindestraßen) im Kreis Mannheim und bei den Naturräumen bis zu 62% (mit Gemeindestraßen) bzw. 68% (ohne Gemeindestraßen) im Naturraum „Hessische Rheinebene“. (Alle diese Werte beziehen sich auf einen Vergleich der m_{eff} -Werte von 1989 mit Verkehr mit denen von 1998 ohne Verkehr).

8 Ausblick

Langfristiges Ziel ist es, bundesweite – möglichst sogar europaweite – Vergleichsdaten zu schaffen. Sie können als Grundlage für Zielvereinbarungen und Maßnahmen – wie die Festsetzung von Grenz-, Richt- oder Zielwerten – dienen, um die Landschaftszerschneidung zu beschränken (Jaeger 2001b), um die seit langem geforderte „Trendwende im Landverbrauch“ einzuleiten. Hierzu ist insbesondere die Erstellung von Zeitreihen für den Vergleich mit früheren Zuständen und für die Erkennung von Trendänderungen sinnvoll (im Vergleich mit/ohne Einbezug des Verkehrsanstiegs).

Als ein nächster Schritt wäre eine detaillierte Interpretation der Daten für die einzelnen Landkreise und Naturräume zu wünschen. Korrelationsanalysen zwischen dem Zerschneidungsgrad und dem Vorkommen von Ziel- oder Schlüsselarten können über die Auswirkungen Auskunft geben. Überlagerungen mit dem Vorkommen und den Rückgangstendenzen einzelner Arten, insbesondere Arten von Roten Listen, könnten zukünftig zeigen, ob der Bestand und der Verlust unzerschnittener Räume die Situation der Arten widerspiegeln. Auch ein Vergleich mit dem Wert für die geogene Zerschneidung der betrachteten Gebiete (d.h. Gewässer und steile Felskanten) wäre für die Interpretation hilfreich. Künftige methodische Verfeinerungen sollten zudem die Querungsmöglichkeiten von Verkehrswegen einbeziehen, um die Minderung der Zerschneidungen durch Grünbrücken abzuschätzen (Pfister et al. 1997, Hutter 2001).

Die planerische Verwendbarkeit der Ergebnisse steigt umso mehr, je gezielter die Resultate mit Empfindlichkeitsuntersuchungen verknüpft werden (siehe das Beispiel in Jaeger et al. 2001: 309 sowie in Schwarz-von Raumer et al. 2002: 509). Dazu ist es hilfreich, Räume zu identifizieren, für die mit der Zerschneidung eine besonders hohe Wahrscheinlichkeit von negativen Auswirkungen zu erwarten ist (Beeinträchtigung der Erholungsfunktion, Verringerung der Chance zum Habitatwechsel oder zum notwendigen Individuenaustausch zwischen Teilpo-

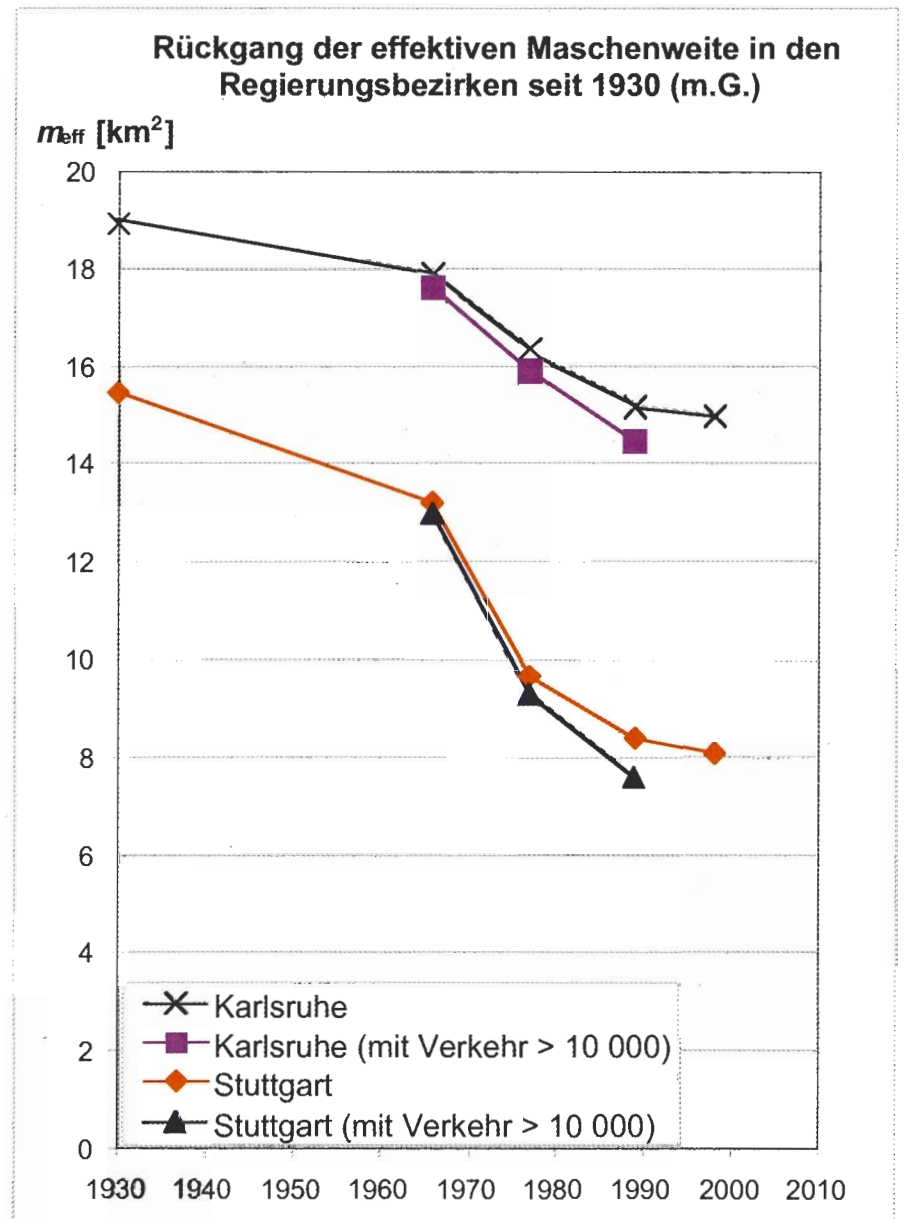


Abb. 3: Zeitreihe zur Entwicklung des Zerschneidungsgrades, gemessen mit der effektiven Maschenweite, in den Regierungsbezirken Stuttgart und Karlsruhe im Vergleich mit und ohne Berücksichtigung der Verkehrsstärke von 1930 bis 1998 (mit Berücksichtigung der Gemeindestraßen).

pulationen). Beeinträchtigt werden vor allem jene Tierarten, die aufgrund ihrer Habitatansprüche eine Kombination unterschiedlicher Landschaftselemente oder spezielle Landschaftsstrukturen benötigen, sowie Tierarten, die ihre regionale Überlebensfähigkeit über eine erfolgreiche Metapopulationsdynamik gewährleisten müssen. Für die Maßstabebene der Landesplanung ist es jedoch derzeit nicht möglich, eine landesweite Beschreibung der Zerschneidungswirkung auf der Basis analysierter Wanderungsbewegun-

gen von Tierarten zu gewinnen. Eine solche Erhebung wäre zwar wünschenswert, steht aber bis auf Weiteres nicht in Aussicht. Vielmehr muss sich die großräumige Beurteilung der Zerschneidungswirkung auf eine Definition von Raumkategorien stützen, die auf Räume mit einer hohen Vorkommenswahrscheinlichkeit für zerschneidungsempfindliche Wanderungsbewegungen hinweist. Hierzu wurden innerhalb eines Folgeprojektes am Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart auf-

schlussreiche Berechnungen zu verschiedenen Themengebieten durchgeführt (Esswein et al. 2002b). So konnten u.a. Verbreitungsgebiete von zerschneidungsempfindlichen Zielarten und -artengruppen ausgewertet werden (vgl. Reck et al. 1996). Des Weiteren wurden Gebiete mit Korridorfunktion (vgl. die Karte „Gebiete und Korridore mit besonderer Eignung für einen großräumig wirksamen Lebensraumverbund“ im Kartenatlas zum Landschaftsrahmenprogramm, IER/ILPÖ 1999) sowie Raumkategorien des Naturschutzes und der Landes- und Regionalplanung (z.B. Landschaftsschutzgebiete und Vorranggebiete für Natur und Landschaft) untersucht.

Die angestrebte Trendwende in der Landschaftszerschneidung setzt Änderungen in der Verkehrspolitik und in der Siedlungspolitik voraus. Hierzu kann die Umsetzung folgender Handlungsempfehlungen beitragen (für eine ausführlichere Darstellung siehe Esswein et al. 2002a, Jaeger 2002): Verbesserung der Datengrundlage, Zielvereinbarungen für die Landschaftszerschneidung, Netzbetrachtungen (UVP für die Summenwirkungen, Plan-UVP/Strategische UVP), Ermittlung und Unterschutzstellung der Wildtierkorridore wie in der Schweiz (Holzgang et al. 2001, Suchant & Baritz 2001: 126f), Erstellung von Zerschneidungskarten (zur Verdeutlichung der Gefährdungssituation durch Farbabstufungen, Identifikation von sensiblen Bereichen), Leitbildorientierte Planung statt bedarfsorientierter Planung (Entwicklung von Zielvorstellungen, wie künftige nachhaltige Verkehrssysteme aussehen könnten und welche Umbauszenarien sich daraus ableiten lassen, auch für die Siedlungsentwicklung) und ein Verschlechterungsverbot für den Stand der „landscape connectivity“ (Tischendorf & Fahrig 2000).

Außerdem möchten wir folgende weitergehende Maßnahmenvorschläge in die Diskussion bringen:

- Monitoring der tatsächlichen Eingriffsfolgen und Erfolgskontrollen für die Ausgleichsmaßnahmen: bessere Erfassung der tatsächlichen Folgen des Eingriffs und der Ausgleichsmaßnahmen.
- Nachbesserungsverpflichtung: Verankerung einer Nachbesserungspflicht

für nachträglich festgestellte Schäden als Folge von Landschaftseingriffen mit Zerschneidungswirkung. Diese Verpflichtung könnte mit einer Versicherungspflicht für unerwartete Folgen verbunden werden.

- Moratorium in der Landschaftszerschneidung: Um die Langfristfolgen und Summenwirkungen der bisherigen Zerschneidungen zu untersuchen und weitere unbeabsichtigte irreversible Artenverluste und Lebensraumwertungen zu vermeiden, ist ein Moratorium für weitere Zerschneidungen eine sinnvolle Maßnahme.

Ein wichtiger Bereich für die praktische Anwendung der Resultate der bisherigen Untersuchungen ist die Aufstellung von Landschaftsleitbildern. Zur Konkretisierung der Leitbilder, so dass ihr Erreichen überprüfbar wird, eignet sich die Aufnahme von Orientierungswerten oder Zielwerten für die Landschaftszerschneidung. Hierfür gibt die Zahl der UZR > 100 km² bzw. > 50 km² wichtige Anhaltspunkte. Wie der Vergleich aus den Abschnitten 5 und 6 zeigt, ist die effektive Maschenweite als Indikator allerdings besser geeignet. Da die Zahl der UZR bei der Berechnung der effektiven Maschenweite automatisch mitbestimmt wird, bietet es sich an, beide Werte anzugeben, wobei die effektive Maschenweite den eigentlichen, belastbaren Indikator darstellt, während die Zahl der UZR vor allem zur zusätzlichen Veranschaulichung und als Kommunikationshilfe dient.

Danksagung

Der Beitrag von J. Jaeger zu dieser Publikation wurde im Rahmen eines Forschungsvorhabens geleistet, welches von der Deutschen Akademie der Naturforscher Leopoldina mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung gefördert wird (Förderkeennzeichen BMBF-LPD 9901/8-27).

9 Zusammenfassung

Die Landschaftszerschneidung gilt als eine wesentliche Ursache für den Besorgnis erregenden Artenverlust in Europa. Die unverminderte Zunahme der Landschaftszerschneidung in Deutschland

macht neue Wege der Datenermittlung erforderlich, um den Entscheidungsträgern tragfähige Planungsgrundlagen zur Einleitung der seit langem geforderten *Trendumkehr bei der Zerschneidung und Zersiedlung der Landschaft* an die Hand zu geben. Der vorliegende Aufsatz diskutiert einen neuen Ansatz zur Ermittlung des Zerschneidungsgrades. Die Methode eignet sich zugleich als Indikator für die Gefährdung der Biodiversität und wird bereits im Indikatorkatalog zum Thema Nachhaltigkeit an der Akademie für Technikfolgenabschätzung und der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg verwendet. Wir vergleichen das neue Maß, die effektive Maschenweite (m_{eff}), mit dem vom Bundesamt für Naturschutz vorgeschlagenen Maß der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UZR). Der Vergleich erfolgt anhand von wissenschaftlichen, funktionalen und pragmatischen Anforderungen für Naturschutzindikatoren. Der Vergleich zeigt, dass die effektive Maschenweite alle 11 Anforderungen in hohem bis sehr hohem Maße erfüllt. Auch die Zahl der UZR erfüllt einen Großteil dieser Anforderungen, liefert jedoch wesentlich weniger detaillierte Informationen. Am vorteilhaftesten ist die Verbindung beider Angaben, wobei die effektive Maschenweite den eigentlichen Indikator darstellt und die Zahl der UZR eine anschauliche Zusatzinformation gibt. Die Ergebnisse, die für Baden-Württemberg ermittelt wurden (Zeitreihen 1930-1998), zeigen, dass die Methode erprobt ist und ohne weiteres in anderen Regionen sowie in anderen Ländern anwendbar ist. Die Methode findet inzwischen bereits über Baden-Württemberg hinaus Verwendung (z.B. in Sachsen), mehrere weitere Bundesländer haben ihr Interesse bekundet. Dies lässt hoffen, dass in Zukunft bundesweit vergleichbare Werte der effektiven Maschenweite verfügbar sein werden und vergleichbare Zeitreihen zur Entwicklung des Zerschneidungsgrades aufgestellt werden können, welche zugleich Indikator für die zunehmende Gefährdung vieler Arten sind.

Summary

Fragmentation of landscapes is known as a major cause of the dramatic loss of

species in Europe. As landscape fragmentation in Germany is ever-increasing, new ways of measuring the degree of fragmentation are needed to make relevant information available to decision-makers trying to reverse landscape dissection and urban sprawl. This article discusses a recent method for measuring the degree of landscape fragmentation called effective mesh size (m_{eff}). This measure is suitable as an indicator of the endangerment of biodiversity. It is already being used by the Center of Technology Assessment and the State Institute for Environmental Protection in Baden-Württemberg in their indicator system for sustainable development. We compare the new method with a measure based on the number of large undissected low-traffic areas (UZR) proposed by the Federal Institute for Nature Protection (BfN). The comparison is conducted based on eleven scientific, functional, and pragmatic criteria for environmental indicators. The effective mesh size fulfills all eleven requirements to a high or very high degree. The number of large undissected low-traffic areas meets most of the criteria but provides less detailed information. We recommend using the effective mesh size as the main indicator and using the number of large undissected areas to provide additional illustrative information. The time series for Baden-Württemberg (1930-1998) demonstrates that the effective mesh size method is well-tested and can be readily applied to other regions. It is already being used outside of Baden-Württemberg (e.g., in Saxony), and other states have indicated their interest in its use. We are therefore hopeful that comparable nation-wide results on the degree of landscape fragmentation based on the effective mesh size method will be available in the near future and that time series will be prepared as an indicator of the increasing endangerment of many species.

10 Literatur

- Berg, M., M. Scheringer (1994): Problems in environmental risk assessment and the need for proxy measures. *Fresenius environmental bulletin* 3: 487–492.
- BUND/Misereor (Hg.) (1996): Zukunftsfähiges Deutschland – Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Birkhäuser, Basel.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hg.) (1999): Daten zur Natur 1999. Landwirtschaftsverlag, Bonn.
- Bundesminister des Innern (Hg.) (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 7. März 1985. Kohlhammer, Stuttgart.
- Bundesregierung (Hg.) (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin; <http://www.dialog-nachhaltigkeit.de/html/infos.htm>, 328 S.
- Deutscher Bundestag (Hg.) (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.
- Dosch, F. (2002): Auf dem Weg zu einer nachhaltigeren Flächennutzung: In: Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung: Rio +10: Nachhaltige Siedlungsentwicklung - Reflexionen aus dem BBR. Informationen zur Raumentwicklung, Heft 1/2.2002: 31-45.
- Esswein, H., Jaeger, J., Schwarz-v. Raumer, H.-G., Kaule, G. (2002a): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg. – Zerschneidungsanalyse zur aktuellen Situation und zur Entwicklung der letzten 70 Jahre mit der effektiven Maschenweite. Arbeitsbericht Nr. 214. Akademie für Technikfolgenabschätzung, Selbstverlag, Stuttgart.
- Esswein, H., H.-G. Schwarz-von Raumer, G. Kaule, unter Mitarb. v. J. Jaeger (2002b): Analyse der Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg hinsichtlich belastungsempfindlicher Räume. Abschlussbericht. Gefördert durch das Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BW-PLUS), Förderkennzeichen BWA21010. Universität Stuttgart, Institut für Landschaftsplanung und Ökologie. Unveröffentlicht.
- Findlay, C.S., J. Bourdages (2000): Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. *Conservation Biology* 14(1): 86-94.
- Forman, R.T.T., D. Sperling, J.A. Bissonette, A.P. Clevenger, C.D. Cutshall, V.H. Dale, L. Fahrig, R. France, C.R. Goldman, K. Heanue, J.A. Jones, F.J. Swanson, T. Turrentine, T.C. Winter (2003): *Road Ecology. Science and Solutions*. Island Press, Washington.
- Gawlak, C. (2001): Unzerschnittene verkehrsarme Räume in Deutschland 1999. *Natur und Landschaft* 76(11): 481–484.
- Geoghegan, J., L.A. Wainger, N. Bockstael (1997): Spatial landscape indices in a hedonic framework: an ecological economics analysis using GIS. *Ecological Economics* 23: 251–264.
- Holzgang, O., H.P. Pfister, D. Heynen, M. Blant, A. Righetti, G. Berthoud, P. Marchesi, T. Maddalena, H. Müri, M. Wendelspiess, G. Dändliker, P. Mollet, U. Bornhauser-Sieber (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, 116 S.
- Hutter, C.-P., E. Jauch, F.-G. Link (Hg.) (2001): Ein Brückenschlag für Wildtiere. Querungshilfen über Verkehrswege: Auswege für wandernde Tiere. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Band 30, Stuttgart, 154 S.
- IER/ILPÖ (Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung / Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart) (1999): Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden Württemberg: Kartenatlas. Im Auftrag des Ministeriums Ländlicher Raum und des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Unveröffentlicht.

- Jaeger, J.A.G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15(2): 115-130.
- Jaeger, J. (2001a): Ansätze zur Quantifizierung der Landschaftszerschneidung und die Einbeziehung räumlich-funktionaler Zusammenhänge. – In: F. Jopp, G. Weigmann (Hg.): Rolle und Bedeutung von Modellen für den ökologischen Erkenntnisprozeß. Peter Lang, Frankfurt/Main: 115-128.
- Jaeger, J. (2001b): Beschränkung der Landschaftszerschneidung durch die Einführung von Grenz- oder Richtwerten. *Natur und Landschaft* 76(1): 26-34.
- Jaeger, J. (2002): Landschaftszerschneidung. Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 447 S.
- Jaeger, J. (2003): II-5.3 Landschaftszerschneidung. – In: W. Konold, R. Böcker, U. Hampicke (Hg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Ecomed-Verlag, Landsberg (11. Ergänzungslieferung).
- Jaeger J., H. Esswein, H.-G. Schwarz-von Raumer, M. Müller (2001): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg - Ergebnisse einer landesweiten räumlich differenzierten quantitativen Zustandsanalyse. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33(10): 305-317 (mit Kartenbeilage).
- Jaeger, J., H.-G. Schwarz-von Raumer, H. Esswein, M. Müller (in Vorb.): Increase of landscape fragmentation due to traffic lines and settlements over 70 years in Baden-Württemberg (Germany). In Vorbereitung für *Landscape and urban planning*.
- Lassen, D. (1979): Unzerschnittene verkehrsarme Räume in der Bundesrepublik Deutschland. *Natur und Landschaft* 54: 333-334.
- Lassen, D. (1990): Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 km² – eine Ressource für die ruhige Erholung. *Natur und Landschaft* 65: 326-327.
- Morosini, M., C. Schneider, M. Röhm, A. Grünert, K. Ballschmiter (2002): Umweltindikatoren. Grundlagen, Methodik, Relevanz. Arbeitsbericht Nr. 185, Band 1. Akademie für Technikfolgenabschätzung, Selbstverlag, Stuttgart.
- Morosini, M., C. Schneider, B. Kochte-Clemens, C. Losert, N. Waclawski, K. Ballschmiter (2001a): Umweltindikatoren. Gegenüberstellung, Bewertung und Auswahl. Arbeitsbericht Nr. 185, Band 2. Akademie für Technikfolgenabschätzung, Selbstverlag, Stuttgart.
- Morosini, M., E. Friebe, C. Schneider, M. Röhm, K. Ballschmiter (2001b): Umwelt- und Nachhaltigkeitsberichte. 61 Profile. Arbeitsbericht Nr. 185, Band 3. Akademie für Technikfolgenabschätzung, Selbstverlag, Stuttgart.
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) (2002): Entwicklung von Umweltindikatoren für Niedersachsen – Statusbericht. Nachhaltiges Niedersachsen Heft 19, Dauerhaft umweltgerechte Entwicklung.
- Oggier, P., Righetti, A., Bonnard, L. (Eds., 2001): Zerschneidung von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastrukturen COST 341. Schriftenreihe Umwelt Nr. 332, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; Bundesamt für Raumentwicklung; Bundesamt für Verkehr; Bundesamt für Strassen. Bern, 102 S.
- Pfister, H.P., V. Keller, H. Reck, B. Georgii (1997): Bioökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 756. Bundesministerium für Verkehr, Bonn.
- Reck, H., R. Walter, E. Osinski, T. Heintz, G. Kaule (1996): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept). – Gutachten im Auftrag des Landes Baden-Württemberg. 1730 Seiten und ein Kartenband; Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart.
- Reijnen, M.J.S.M., G. Veenbaas, R.P.B. Foppen (1995): Predicting the effects of motorway traffic on breeding bird populations. Road and Hydraulic Engineering Division and DLO-Institute for Forestry and Nature Research, P-DWW-95-736. ISBN 903693707 B. Delft, The Netherlands, 92 S.
- Renn, O., C. Léon, G. Clar (2000): Nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg. Statusbericht 2000. Langfassung. Arbeitsbericht Nr. 173. Akademie für Technikfolgenabschätzung, Selbstverlag, Stuttgart.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1994): Umweltgutachten 1994. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1998): Umweltgutachten 1998. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Scheringer, M. (1999): Persistenz und Reichweite von Umweltchemikalien. Wiley-VCH, Weinheim.
- Scheringer, M., K. Mathes, G. Weidemann, G. Winter (1998): Für einen Paradigmenwechsel bei der Bewertung ökologischer Risiken durch Chemikalien im Rahmen der staatlichen Chemikalienregulierung. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 11(2): 228-234.
- Schumacher, U., U. Walz (2000): Landschaftszerschneidung durch Infrastrukturtrassen. In: Institut für Länderkunde Leipzig (Hg.): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. Heidelberg, Berlin (Spektrum Akademischer Verlag), Band 10: Freizeit und Tourismus (mitherausgegeben von C. Becker u. H. Job): 132-135.
- Schwarz-von Raumer, H.-G., H. Esswein, J. Jaeger (2002): Landschaftszerschneidung – neue Erkenntnisse für die Landesentwicklung durch eine GIS-gestützte verbesserte raum-zeitliche Indikatorik. In: J. Strobl, T. Blaschke, G. Griesebner (Hg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XIV. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2002. Wichmann, Heidelberg. S. 507-512.
- Suchant, R., Baritz, R. (2001): Das Lebensraumsystem für Wildtiere in Baden-Württemberg. In: C.-P. Hutter, E. Jauch, F.-G. Link (Hg.): Ein Brückenschlag für Wildtiere. (= Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Band 30) Stuttgart: 109-132.
- Tischendorf, L., L. Fahrig (2000): On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90(1): 7-19.
- Turner, M.G., R.H. Gardner (Hg.) (1991): *Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. Springer, New York.

Walz, R. (1997): *Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem. Weiterentwicklung von Indikatoren-systemen für die Umweltberichterstat-tung.* – Forschungsbericht 10105016 des Umweltbundesamtes (UBA-FB 97-022). Berlin.

Zieschank, R., J. van Nouhuys, T. Ronne-berg, J.J. Mulot (1993): *Vorstudie Um-weltindikatoren.* Arbeitsunterlage. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden.

Anschriften der Verfasser(innen):

Dipl.-Geogr. Heide Esswein
Institut für Landschaftsplanung und
Ökologie (ILPÖ)
Universität Stuttgart
Keplerstr. 11
70174 Stuttgart
E-mail: he@ilpoe.uni-stuttgart.de

Dr. Jochen Jaeger
Professur für Natur- und Landschafts-
schutz
HG F 27.6
ETH Zentrum
CH-8092 Zürich
Schweiz
E-mail: jochen.jaeger@env.ethz.ch

Dr. Hans-Georg Schwarz-von Raumer
Institut für Landschaftsplanung und Öko-
logie (ILPÖ)
Universität Stuttgart
Keplerstr. 11
70174 Stuttgart
E-mail: svr@ilpoe.uni-stuttgart.de