

Ansätze zur Quantifizierung der Landschaftszerschneidung und die Einbeziehung räumlich-funktionaler Zusammenhänge

Jochen Jaeger

Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg

Industriestr. 5, D-70565 Stuttgart

e-Mail: jochen.jaeger@ta-akademie.de / jjaeger@ccs.carleton.ca

Abstract

Quantitative measures of landscape fragmentation are supposed to be a useful tool for analysing the correlations between fragmentation and biodiversity, for detecting critical structural changes of landscapes, and for setting up threshold limit values to prevent further increase of landscape fragmentation. Three queries have to be answered before a quantification is feasible: (a) a clear distinction between the notions of "fragmentation" and "heterogeneity", (b) the question whether landscape fragmentation is enhanced by the growth of settlement areas or not, and (c) the dilemma between the need to consider a variety of different species as victims of the "barrier effect" (for a rather detailed effect-oriented recording of fragmentation) and the need to generalize (for a description of fragmentation as an intrusion irrespective of its effects in detail) in order to avoid an embarrassing multiplicity of different definitions.

The discussion of these three problems includes the distinction of three types of fragmentation measures (topology-insensitive structural measures, topology-sensitive structural measures, and functional measures) and the proposal of three new measures (landscape division, D , splitting index, S , and effective mesh size, m_{eff}). The idea underlying these measures enables a successive refinement of quantitative definitions that leads from topology-insensitive measures to functional measures (i.e., measures of connectivity including functional interconnections).

Keywords: *landscape fragmentation, heterogeneity, connectedness, connectivity, landscape metrics, quantitative methods, suitability criteria*

Schlüsselwörter: *Landschaftszerschneidung, Heterogenität, geometrisch-strukturelle Maße, funktionale Maße, Landschaftsindizes, Quantifizierung, Eignungskriterien*

1. Ziele und Probleme bei der Quantifizierung von Landschaftszerschneidung

Die Zerschneidung der Landschaft durch Straßen, Eisenbahnstrecken, Hochspannungsleitungen und wachsende Siedlungsgebiete ist eine der wichtigsten Ursachen für den besorgnis-erregenden Artenverlust in Mitteleuropa und den Rückgang der Erholungsräume (BLAB 1990, EWALD 1997, BfN 1999: 39ff). Diese Entwicklung setzt sich trotz aller Forderungen

nach einer „Trendwende im Landverbrauch“ und einer „Trendumkehr bei der Zerschneidung und Zersiedlung der Landschaft“ (z.B. in der Bodenschutzkonzeption von 1985: 23 u. 96) unvermindert fort und zeigt den Bedarf nach wirksameren Maßnahmen und zugkräftigeren Argumenten, als es bisher gab. Hier trägt die ökologische Modellierung zur Verbesserung der Wissensbasis bei, insbesondere über Zusammenhänge zwischen Strukturveränderungen der Landschaft und den (Über-)Lebensmöglichkeiten von Tier- und Pflanzenpopulationen.

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen hat angeregt, „einen Bewertungsrahmen für die Erfassung struktureller Veränderungen in der Landschaft zu schaffen“ (SRU 1994: 126 Tz 248), und befürwortet die Entwicklung von Indikatoren „für die Isolierung von Biotopen mit Hilfe des *Zerschneidungsgrades* oder des *Anteils unzerschnittener Räume*“. Solche Indikatoren sollen bereitgestellt werden, um „Umweltqualitätsziele und Umweltqualitätsstandards zu entwickeln“ und „verstärkt Grenzen für Stoffeinträge festzulegen (...) sowie *Grenzen für strukturelle Veränderungen der Landschaft im Zeitablauf*“ (SRU 1994: 126 Tz 250, 128 Tz 253; Hervorhebungen JJ). Dies setzt geeignete Methoden zur Quantifizierung von Landschaftszerschneidung voraus.

Um den Vorschlag umzusetzen, Umweltqualitätsstandards für Strukturveränderungen der Landschaft festzulegen, eignet sich beispielsweise die Einführung von quantitativen Grenz- oder Richtwerten zur Beschränkung der Landschaftszerschneidung (JAEGER 2001). Eine Quantifizierung von Landschaftszerschneidung dient zudem folgenden Zielen:

- Bilanzierung von Landschaftseingriffen und Ausgleichsmaßnahmen bezüglich ihrem Beitrag zur Zerschneidung,
- Beurteilung der Umweltgefährdung durch die zivilisatorisch-technische Durchdringung der Landschaft, indem normativ relevante Strukturindikatoren auf der Bewertungsebene der Konfiguration formuliert werden (vgl. JAEGER 1998),
- Analyse von Zusammenhängen zwischen der Struktur von Landschaften und ihren Funktionen (z.B. zwischen dem Ausmaß struktureller Veränderungen und dem Artenspektrum).

Bei der Entwicklung und Interpretation von Zerschneidungsmaßen treten drei Schwierigkeiten in den Vordergrund:

- (a) Die Quantifizierung setzt eine klare begriffliche Unterscheidung von „Zerschneidung“ und „Heterogenität“ voraus.
- (b) Um die Maße auf reale Landschaften (in denen sich die Siedlungsflächen in aller Regel im Laufe der Zeit verändern) anwenden zu können, ist zuvor zu klären, ob und in welcher Weise Siedlungsflächen zur Landschaftszerschneidung beitragen.
- (c) Es muss ein Weg für den Umgang mit dem „*Detaillierungsgraddilemma*“ gefunden werden: Einerseits sind die Barrierewirkungen der technischen Infrastrukturanlagen für verschiedene Arten unterschiedlich stark, daher sollten möglichst viele unterschiedliche Typen des Reaktionsverhaltens einbezogen werden (z.B. für einen detaillierten Vergleich der Zerschneidungseffekte von Schiene und Straße). Andererseits soll „Zerschneidung“ in einer möglichst allgemeinen Form und unabhängig von der Reaktion einzelner Arten als eine *Einwirkung* beschrieben werden, um eine unüberschaubare Vielzahl unterschiedlicher, artspezifischer Definitionen zu vermeiden.



Abb. 1: Sechs Phasen der Landschaftszerschneidung und -fragmentierung, die sich nach geometrischen Kennzeichen unterscheiden lassen (erweitert nach FORMAN 1995: 407, Abb. 12.1). Schwarz dargestellt sind Flächen, die für bestimmte Arten als Lebensraum ungeeignet sind und ein Hindernis für ihre Ausbreitung oder eine Lärm- und Unruhequelle darstellen.

Zu Punkt (a): Zwar gibt es heute bereits eine große Zahl von *Heterogenitätsmaßen* (z.B. MCGARIGAL & MARKS 1995), *Zerschneidungsmaße* gibt es jedoch bisher nur wenige: 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 (wie z.B. beim Diversitätsindex nach Simpson, vgl. JAEGER 1999: 125f).

Frage (b) lässt sich auf verschiedene Weise beantworten. Beispielsweise werden die in Abb. 1 dargestellten Fragmentierungsphasen Perforation, Zerstückelung, Verkleinerung und Auslöschung von Expertinnen und Experten aus der Praxis (in Verkehrsplanung, Naturschutz und Landschaftsplanung) sehr unterschiedlich als ein Beitrag zur Landschaftszerschneidung angesehen oder abgelehnt (JAEGER 1999: 276ff). Zugleich befürworten jedoch die selben Personen übereinstimmend die intensionale Begriffsbestimmung von „Landschaftszerschnei-

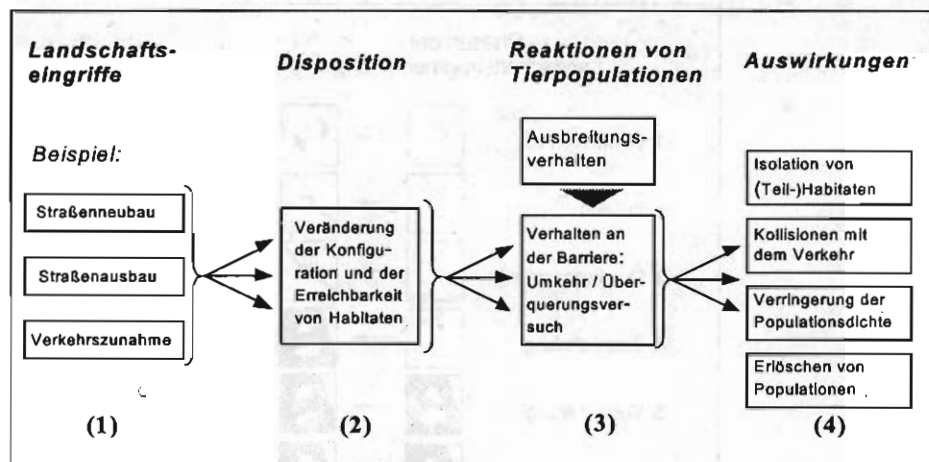


Abb. 2: Schematische Darstellung der Kausalkette für landschaftszerschneidende Eingriffe und ihre Auswirkungen auf Tierpopulationen (in 4 Stufen). (Die *Disposition* bezeichnet das Ausmaß, in welchem eine Einwirkung zur Veränderung der räumlichen und zeitlichen Bezüge in einer Landschaft beiträgt.)

Dung“ als „Zerreißen von gewachsenen ökologischen Zusammenhängen“ (vgl. HABER 1993: 62). Demnach aber führt z.B. eine Bebauung einer Trittsteinfläche in einem Siedlungsgebiet zur Erhöhung der Landschaftszerschneidung. Ein weiteres Beispiel dafür, dass Siedlungswachstum zur Landschaftszerschneidung beitragen kann, ist die Veränderung der Nachbarschaftsverhältnisse (und damit der Erreichbarkeiten von Habitaten) infolge der Ausdehnung einer Siedlungsfläche entlang einer Straße (siehe die Darstellung in JAEGER 1999: 95). Daher erscheint es ratsam, eine ausreichend weite Begriffsdefinition zu wählen, nach der auch die Phasen Zerstückelung, Verkleinerung und Auslöschung die Landschaftszerschneidung erhöhen können – zumindest jedoch nicht zu ihrer Verringerung führen.

Um das Detaillierungsgraddilemma (c) zu bewältigen, ist eine strikte Unterscheidung von *Einwirkungen* (*Wer oder was zerschneidet?*) und *Auswirkungen* (*Was wird zerschnitten?*) entlang der Kausalkette von Abb. 2 hilfreich: Worin „Landschaftszerschneidung“ besteht, lässt sich sowohl auf Stufe (2) als auch auf Stufe (3) zum Ausdruck bringen, während Stufe (1) die landschaftszerschneidenden Eingriffe und Stufe (4) die Auswirkungen auf die Populationen umfasst (mit auswirkungsorientierten Bewertungskriterien). Die Einwirkungen lassen sich auf Stufe (2) mit den sechs Fragmentierungsphasen von Abb. 1 beschreiben. Um mit dem Detaillierungsgraddilemma umzugehen, kann auf Stufe (3) eine Auswahl bestimmter Indikatorarten mit unterschiedlichem Ausbreitungsverhalten erfolgen. Auf Stufe (2) hingegen ist eine tierartenunabhängige Beschreibung und Quantifizierung der Landschaftszerschneidung möglich (als Zerschneidung zusammenhängender Lebens- bzw. Erholungsräume durch „Barrieren“). Eine Vorverlagerung der Bewertung von Umwelteingriffen von den Auswirkungen der Stufe (4) auf die vorgeordneten Stufen in der Kausalkette ist Ziel der *Umweltgefährdungsanalyse* (im Gegensatz zur *Risikoanalyse*, vgl. JAEGER 2000b). Beispiele für entsprechende gefährdungsorientierte Bewertungskriterien sind die Erhöhung des Zerschnei-

ungsgrades auf Stufe (2) und die Herabsetzung der artenspezifischen *landscape connectivity* auf Stufe (3).

2. Bedarf nach Eignungskriterien zum Vergleich von Quantifizierungsvorschlägen

Es lassen sich zwei Gruppen von Quantifizierungsansätzen für die Landschaftszerschneidung unterscheiden (Abb. 3, Tab. 1). *Geometrisch-strukturelle Maße* beschreiben die Struktur der Landschaft, indem sie sich auf geometrische Eigenschaften des Landschaftsmusters stützen. Sie sprechen auf strukturelle Unterschiede zwischen verschiedenen Mustern an. Solche Maße können topologieunabhängig oder topologiesensitiv sein, d.h. ob sie auf eine Veränderung der Benachbarung der Flächen reagieren oder nicht. Hierzu zählen Maße für „connectedness“ (SCHREIBER 1988). *Funktionale Maße* hingegen stützen sich auf bestimmte räumliche Zusammenhänge, z.B. die Erreichbarkeit von Habitaten in einem Landnutzungsmuster zueinander („connectivity“) oder den räumlichen Verlauf von Prozessen. Damit sind sie in der Lage, Reaktionen auf Strukturen bzw. auf Strukturänderungen zum Ausdruck zu bringen. Es lassen sich sowohl strukturbezogene als auch funktional ausgerichtete Kriterien für die Beschreibung und Beurteilung der Landschaftszerschneidung einsetzen. In Abhängigkeit von der Aufgabenstellung können die einen oder die anderen geeigneter sein. Zur Untersuchung der Frage, inwieweit sich die bestehenden funktionalen Beziehungen durch strukturelle Maße näherungsweise beschreiben lassen, werden in der ökologischen Modellierung vielfach Modellansätze und Ergebnisse aus der Perkolationstheorie genutzt (STAUFFER & AHARONY 1992, siehe Abschnitt 4).

Für einen systematischen Vergleich der bestehenden geometrisch-strukturellen Landschaftsindizes, wie gut sie als Maße für die Zerschneidung geeignet sind, werden Vergleichskriterien benötigt. Hierzu schlage ich neun Eignungskriterien vor (JAEGER 1999): 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

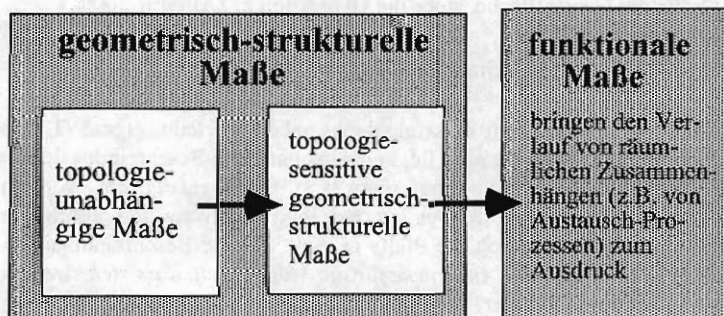


Abb. 3: Unterscheidung von zwei bzw. drei Typen von Quantifizierungsansätzen für die Landschaftszerschneidung. Die Pfeile deuten an, dass die Idee für die Quantifizierung der Landschaftszerschneidung aus Abschnitt 3, welche den Maßen D , S , und m_{eff} zugrunde liegt (Anhang A), schrittweise weiterentwickelt werden kann, um zunehmend funktionale Aspekte einzubeziehen, wie es in den Abschnitten 3 und 4 diskutiert wird.

Tab. 1: Beispiele für die zwei bzw. drei Typen von quantitativen Maßen für die Landschaftszerschneidung. – Zur „connectivity analysis“ nach KEITT & al. (1997): Dem genauen Wortsinn nach handelt es sich hier um „connectedness“ und nicht um „connectivity“.

geometrisch-strukturelle Maße		funktionale Maße
topologieunabhängige Maße	topologiesensitive Maße	
Verkehrsnetzdicke I	Mittlerer Abstand nächster Nachbarn $MNND$	Suchzeiten (<i>search time</i>) aus Modellsimulationen
Bowens Landschaftsdurchschneidungsindex (<i>landscape dissection index</i>) LDI (BOWEN & BURGESS 1981)	<i>Mean-Proximity-Index MPI</i>	Habitat-Immigrationsraten (<i>dispersal succes</i>) aus Modellsimulationen
relativer Zerschneidungsindex des Statistischen Bundesamtes Wiesbaden (<i>partitioning index</i>) PI_{rel} (DEGGAU & al. 1992)	<i>Contagion-Index</i>	
Zerschneidungsgradanalyse nach GRAU (1997)	<i>Connectivity Analysis</i> mit Rotationsradius und Korrelationslänge nach KEITT & al. (1997)	Zell-Immigrationsraten (TISCHENDORF & FAHRIG 2000)
lokale Raumwiderstände $RW_G[A]_j$ (KAPPLER 1997)	topologiesensitiver Zerteilungsgrad $D(\beta)$, ebenso $S(\beta)$ und $m_{eff}(\beta)$ (JAEGER 1999)	Bestimmung von "funktionalen Distanzen" aus telemetrischen Daten (PETIT & BUREL 1998)
Fragmentations-Index FI (JOHNSON 1995)		Wiederfangexperimente
Zerteilungsgrad D , Zerstückelungsindex S und effektive Maschenweite m_{eff} (JAEGER 2000a)		

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 sowie innerhalb einer jeden Fragmentierungsphase (vgl. Abb. 1), 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, siehe die Diskussion in JAEGER 2000a).

3. Einbeziehung der Nachbarschaftsverhältnisse

Den in Anhang A vorgestellten neuen Zerschneidungsmaßen (Zerteilungsgrad D , Zerstückelungsindex S , effektive Maschenweite m_{eff}) liegt eine gemeinsame Beschreibungsidee zugrunde, die sich schrittweise ausarbeiten und verfeinern lässt. Dabei gelangt man von einfachen topologieunabhängigen strukturellen Maßen zu topologiesensitiven und anschließend zu funktionalen Maßen (angedeutet durch die Pfeile in Abb. 3). Die Beschreibungsidee lautet: *Die neuen Zerschneidungsmaße sind Ausdrücke für die Möglichkeit, dass sich zwei Tiere, die zufällig (und unabhängig voneinander) im betrachteten Gebiet ausgesetzt werden, begegnen können.* Die Vorteile dieser Modellvorstellung sind ihre Einfachheit, ihre Anschaulichkeit als Überlebensbedingung für die betrachteten Arten, die mathematischen Eigenschaften der resultierenden Maße und die Möglichkeit zur graphischen Veranschaulichung der Maße (im kumulierten Größenverteilungsdiagramm, siehe JAEGER 2000a: 117).

In einem ersten Erweiterungsschritt wird nun die Möglichkeit einer Barrierenüberquerung einbezogen: Die Barrierestärke β bringt die Überwindungsschwierigkeit für die betrachtete Tierart zum Ausdruck ($\beta = 1$: Überwindung unmöglich, $\beta = 0$: keine Barrierewirkung). Dadurch werden die Maße $D(\beta)$, $S(\beta)$ und $m_{\text{eff}}(\beta)$ *topologiesensitiv*, und es wird möglich, die

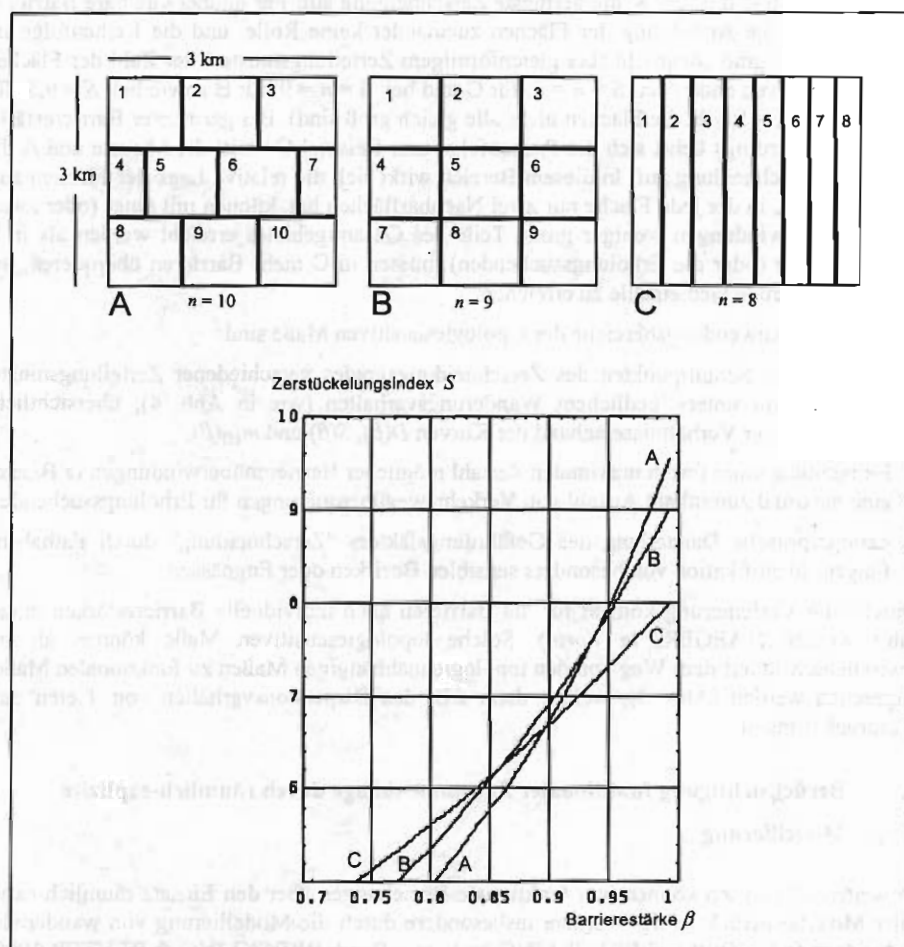


Abb. 4: Vergleich dreier Zerschneidungsmuster mit dem topologiesensitiven Zerstückelungsindex S (als Funktion der Barrierestärke β). Die drei Beispielkonfigurationen illustrieren den Einfluss der Lagebeziehungen und der Flächenanzahl n . Beispiel A hat die höchste durchschnittliche Anzahl nächster Nachbarn (d.h. relativ viele Flächen sind mit nur einer Barrierenüberwindung erreichbar), aber zugleich die größte Zahl der Flächen ($n = 10$). C besitzt die geringste Flächenanzahl und die geringste Zahl nächster Nachbarn. Beispiel B liegt mit beiden Werten im Zwischenbereich. Dargestellt sind die Werte für den Zerstückelungsindex $S(\beta)$. Die Schnittpunkte verdeutlichen, dass es von der Barrierestärke abhängt, ob der Einfluss der Flächenanzahl oder der Einfluss der Lagebeziehungen überwiegt, d.h. dass für unterschiedliche Tierarten verschiedene Zerschneidungsmuster am vorteilhaftesten sein können.

Auswirkungen der Anordnung der Flächen auf den Grad der Zerschneidung in Abhängigkeit von der Barrierestärke β quantitativ darzustellen (JAEGER 1999: 198ff). Abb. 4 zeigt, wie der Einfluss der Nachbarschaftsbeziehungen mit sinkender Barrierestärke zunimmt, so dass sich die Reihenfolge, welches Zerschneidungsmuster die stärkste Zerschneidung bewirkt, in Abhängigkeit von β verändern kann. Bei hoher Barrierestärke weist Beispiel A mit $n = 10$ die stärkste und C mit $n = 8$ die geringste Zerschneidung auf: Für unüberwindbare Barrieren ($\beta = 1$) spielt die Anordnung der Flächen zueinander keine Rolle, und die Reihenfolge im Zerschneidungsgrad entspricht (bei gleichförmigem Zerteilungsmuster) der Zahl der Flächen n , d.h. die Kurven enden bei $S = n = 8$ für C und bei $S = n = 9$ für B sowie bei $S = 9,5$ für A (nicht bei $n = 10$, da die Flächen nicht alle gleich groß sind). Bei geringerer Barrierestärke ($\beta < 0,85$) allerdings kehrt sich die Reihenfolge um: Beispiel C weist die höchste und A die geringste Zerschneidung auf. In diesem Bereich wirkt sich die relative Lage der Flächen aus. In Situation C, in der jede Fläche nur zwei Nachbarflächen hat, können mit einer (oder zwei) Barrierenüberwindungen weniger große Teile des Gesamtgebietes erreicht werden als in A bzw. die Tiere (oder die Erholungssuchenden) müssen in C mehr Barrieren überqueren, um vergleichbar große Gebietsteile zu erreichen.

Beispiele für Anwendungsbereiche der topologiesensitiven Maße sind:

- Analyse von Schnittpunkten des Zerschneidungsgrades verschiedener Zerteilungsmuster für Tiere mit unterschiedlichem Wanderungsverhalten (wie in Abb. 4); übersichtliche Diskussion der Verhältnisse anhand der Kurven $D(\beta)$, $S(\beta)$ und $m_{\text{eff}}(\beta)$,
- Betrachtung einer festen maximalen Anzahl möglicher Barrierenüberwindungen (z.B. auch eine maximal zumutbare Anzahl von Verkehrswegüberquerungen für Erholungssuchende),
- kartographische Darstellung des Gefährdungsfaktors "Zerschneidung" durch Farbabstufungen, Identifikation von besonders sensiblen Bezirken oder Engpässen.

Durch eine Verfeinerung können für die Barrieren auch individuelle Barrierestärken eingeführt werden (JAEGER, *in Vorb.*). Solche topologiesensitiven Maße können als ein Zwischenschritt auf dem Weg von den topologieunabhängigen Maßen zu funktionalen Maßen angesehen werden (Abb. 3), welche dann z.B. das Dispersionsverhalten von Tieren zum Ausdruck bringen.

4. Berücksichtigung funktionaler Zusammenhänge durch räumlich-explicite Modellierung

In weiteren Schritten können nun funktionale Beziehungen über den Einsatz räumlich-expliciter Modelle berücksichtigt werden, insbesondere durch die Modellierung von wandernden Individuen (z.B. JOPP und BRECKLING in diesem Band, BRECKLING & REUTER 1999), die entsprechend der Grundidee aus Abschnitt 3 an verschiedenen Orten ausgesetzt werden. Dadurch bewegt man sich in der Kausalkette in Abb. 2 von Stufe (2) zu Stufe (3) und gelangt zu funktionalen Maßen, mit denen sehr differenzierte Untersuchungen möglich werden. Für die Untersuchung von Korrelationen zwischen Strukturmaßen und funktionalen Maßen (vgl. z.B. TISCHENDORF 2001) ist die Perkolationstheorie eine mögliche Methode (vgl. z.B. GARDNER & O'NEILL 1991), z.B. zur Ausbreitung von Waldbränden. Entscheidend ist hier die Existenz eines Schwellenwertes für den Anteil der in einer Fläche verteilten brennbaren

Patches gegenüber den nicht brennbaren Patches, bei dem ein Übergang zwischen lokal begrenzten Bränden und sich unbegrenzt ausbreitenden Bränden stattfindet. Die Struktur der Modell-Landschaft (hier lediglich durch den Anteil der brennbaren und der nicht brennbaren Felder beschrieben) bildet somit die entscheidende *Bedingung* dafür, wie weit sich ein Waldbrand ausdehnen kann und wie groß die ökologischen Folgen einer bestimmten lokalen Entzündungsrate für das gesamte Gebiet sind. Die Untersuchung solcher strukturellen Bedingungen für die in einer Landschaft ablaufenden Prozesse ermöglicht eine Vorverlagerung der Bewertung von Umwelteingriffen gemäß dem Gefährdungskonzept (vgl. JAEGER 1998).

5. Schlussfolgerungen

Der in Abschnitt 3 vorgestellte Ansatz, Begegnungswahrscheinlichkeiten zu betrachten, bietet die Möglichkeit zur schrittweisen Verfeinerung von einfachen topologieunabhängigen strukturellen Zerschneidungsmaßen zu funktionalen Maßen, insbesondere durch den Einsatz von Simulationsmodellen für die Bewegung von Tieren in einer Landschaft. Dieses Vorgehen stellt zugleich einen leicht gangbaren Weg dar, um die drei eingangs genannten Probleme zu bewältigen (klare Unterscheidung von „Zerschneidung“ gegenüber „Heterogenität“, Berücksichtigung des Beitrages von Siedlungsflächen zur Landschaftszerschneidung, Detaillierungsgraddilemma).

Solche Quantifizierungsansätze eignen sich zur Trendextrapolation der bisherigen Entwicklung von landschaftlichen Strukturveränderungen und tragen zur Aufklärung der Zusammenhänge bei, die zwischen der Artenvielfalt bzw. den Extinktionsrisiken und dem Zerschneidungsgrad der Lebensräume bestehen – ähnlich wie die Inseltheorie der Biogeographie. Allgemein zielen sie auf eine Verbindung von Strukturbeschreibungen mit Funktionen und Prozessen in der Landschaft:

- a) Was bedeuten bestimmte Werte von Strukturindizes in funktionaler Hinsicht, z.B. für den genetischen Austausch? Ab welchem Wert treten z.B. größere Schwankungen in den Populationsgrößen auf?
- b) Welche Strukturen sind erforderlich für bestimmte Funktionen? Welche Strukturen müssen z.B. für das Überleben der Populationen erhalten werden? Welche "Sicherheitsabstände" sollten dabei eingehalten werden, um Schwankungen abfangen zu können? Können z.B. Grenz-, Richt- oder Zielwerte für die Landschaftszerschneidung abgeleitet werden (JAEGER 2001)?

Die Quantifizierung soll qualitative Betrachtungen allerdings nicht ersetzen, vielmehr muss sie in qualitative Überlegungen eingebunden sein. Die quantitativen Verfahren dürfen nicht zu einer unreflektierten Schematisierung der Argumentation eingesetzt werden, denn ein so vielfältiger Betrachtungsgegenstand wie die Landschaft kann niemals allein quantitativ aufgefasst werden. Die qualitativen Überlegungen sind die Grundlage, um die verwendeten quantitativen Maße zu kritisieren und weiterzuentwickeln.

Ein wichtiges Ziel der Quantifizierung von Struktureigenschaften und der Modellierung von Funktionen in der Landschaftsökologie ist es, Antworten auf die Frage zu finden, welche Strukturen erforderlich sind bzw. erhalten werden müssen, um gewünschte Ökosystemfunktionen gewährleisten zu können, und wie sich entsprechende Grenz- oder Empfehlungswerte für strukturelle Veränderungen festlegen lassen. Um die Frage nach kritischen struktu-

rellen Landschaftsveränderungen zu bearbeiten, müssen räumlich differenzierte Populationsmodelle einerseits mit Methoden zur Beschreibung der Nutzungsstruktur von Landschaften andererseits kombiniert werden. Ökologische Modellierung ist hierfür ein unentbehrliches Werkzeug: Sie dient zur Klärung und Operationalisierung von Begriffen, zur systematischen Abklärung der Implikationen vorhandenen Wissens über ökologische Größen und Zusammenhänge und zur Überprüfung von Anforderungen an neue, zu definierende quantitative Größen – insbesondere wenn diese auch als Bewertungsindikatoren einsetzbar sein sollen.

6. Danksagung

Für konstruktive Kommentare und Anregungen zum Manuskript danke ich Uta Berger, Karin Frank, Daniel Müller, Anna-Katharina Pantli, Martin Scheringer und Boris Schröder sowie zwei anonymen Gutachtern/-innen. Lutz Tischendorf und Lenore Fahrig danke ich für Literaturhinweise und für die Vorabübersendung zweier Aufsätze.

Anhang A Ein neuer Vorschlag für die Definition von Zerschneidungsmaßen

Die einfachsten Definitionen für quantitative Maße, die sich aus der Grundidee aus Abschnitt 3 gewinnen lassen, lauten:

- Der *Kohärenzgrad* C gibt die Wahrscheinlichkeit dafür an, dass sich zwei Tiere, welche vor der Zerschneidung ungehindert und unabhängig voneinander über die gesamte Fläche laufen konnten, in der selben Restfläche befinden, wenn zu einem zufälligen Zeitpunkt das Netz der zerschneidenden Linien über das Gebiet gelegt wird (äquivalent: dass zwei zufällig ausgewählte Orte in der selben Restfläche liegen). Der *Zerteilungsgrad* D ist durch $D = 1 - C$ definiert.
- Der *Zerstückelungsindex* S wird aus C bestimmt: S ist die *Zahl* der Flächen, die man erhält, wenn das Gebiet in lauter *gleich große* Flächen zerteilt würde, dass sich daraus die selbe Wahrscheinlichkeit C ergibt, dass zwei zufällig ausgewählte Orte in der selben Restfläche liegen.
- Die *effektive Maschengröße* m_{eff} ist definiert als die *Größe* der Flächen, die man erhält, wenn das Gebiet in lauter *gleich große* Flächen zerteilt würde, so dass sich daraus die selbe Wahrscheinlichkeit C ergibt, dass zwei zufällig ausgewählte Orte in der selben Restfläche liegen.

Eine einfache Rechnung führt auf

$$D = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_i}{F_g} \right)^2, \quad S = \frac{F_g^2}{\sum_{i=1}^n F_i^2} \quad \text{und} \quad m_{\text{eff}} = \frac{1}{F_g} \sum_{i=1}^n F_i^2$$

mit n = Zahl der verbleibenden Freiflächen, F_i = Flächeninhalt von Fläche i , F_g = Gesamtfläche der untersuchten Region.

Der Zusammenhang zwischen den drei Maßen ergibt sich aus folgender Überlegung:

- a) Eine Landschaft der Gesamtfläche F_g , die sich aus S gleich großen Teilflächen der Größe

m_{eff} zusammensetzt ($S \cdot m_{\text{eff}} = F_g$), hat eine Kohärenz $C^{\text{gleich}} = \sum_{i=1}^S \left(\frac{m_{\text{eff}}}{F_g} \right)^2 = S \cdot \left(\frac{m_{\text{eff}}}{F_g} \right)^2$.

b) Aus $S \cdot m_{\text{eff}} = F_g$ folgt dann $S = \frac{1}{C^{\text{gleich}}}$.

c) Die betrachtete heterogene Landschaft hat die Kohärenz $C = \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_i}{F_g} \right)^2$. Der selbe Wert wird von einem Gebiet erzielt, das aus S gleich großen Teilflächen besteht, mit $C^{\text{gleich}} = \frac{1}{S}$; daher gilt $S = \frac{1}{C} = \frac{F_g^2}{\sum F_i^2}$.

Diese Zerschneidungsmaße wurden mit sechs anderen in der Literatur gebräuchlichen Maßen (u.a. Anzahl der verbleibenden Flächen n , Durchschnittsgröße der verbleibenden Flächen $\bar{F}$, Bowens *landscape dissection index* LDI , relativer Zerschneidungsindex des Statistischen Bundesamtes PI_{rel}), die nach einer Vorauswahl (JAEGER 1999: 130) prinzipiell geeignet erschienen, anhand der neun Eignungskriterien aus Abschnitt 2 verglichen (JAEGER 1999, 2000a). Das Ergebnis ist, dass die drei neuen Maße D , S und m_{eff} allen Kriterien gut bis sehr gut entsprechen und daher uneingeschränkt als Zerschneidungsmaße interpretierbar sind, während die sechs übrigen Größen in ihrer Eignung mehr oder weniger stark beschränkt sind. Zum Praxiseinsatz der neuen Maße siehe JAEGER & al. (einger.), zur Definition der topologiesensitiven Maße $D(\beta)$, $S(\beta)$ und $m_{\text{eff}}(\beta)$ siehe JAEGER (1999, in Vorb.).

Literatur

- BLAB, J. 1990: Die roten Listen werden länger – warum? – In: ELLENBERG, H. (Hrsg.): *Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz?* – Norddeutsche Naturschutzakademie-Berichte 2 (1), S. 42–45 (2. Aufl.).
- BOWEN, G.W., & R.L. BURGESS 1981: A quantitative analysis of forest island pattern in selected Ohio landscapes. – ORNL Environmental Sciences Division, Publication No. 1719, ORNL/TM-7759, Oak Ridge, TN.
- Bundesminister des Innern (Hrsg.) 1985: Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. – Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 7. März 1985. Stuttgart (Kohlhammer).
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.) 1999: Daten zur Natur 1999. – Bonn (Landwirtschaftsverlag).
- BRECKLING, B., & H. REUTER 1999: Modellierung komplexer bodenökologischer Wechselbeziehungen: Ausbreitungsprozesse und Strukturbildung. – In: KOEHLER, H., MATHES, K., & B. BRECKLING (Hrsg.): *Bodenökologie interdisziplinär*. – Berlin (Springer), S. 27–42.
- DEGGAU, M., KRACK, E., RADEMACHER, W., SCHMID, B., & H. STRALLA (Statistisches Bundesamt Wiesbaden) 1992: Methodik der Auswertung von Daten zur realen Bodennutzung im Hinblick auf den Bodenschutz. Teilbeitrag zum Praxistest des Statistischen Informationssystems zur Bodennutzung (STABIS). – Hrsg. vom Umweltbundesamt, Berlin.
- EWALD, K. 1997: Die Natur des Naturschutzes im landschaftlichen Kontext - Probleme und Konzeptideen. – GAIA 6: 253–264.
- FORMAN, R.T.T. 1995: Land mosaics. The ecology of landscape and regions. Cambridge (Cambridge University Press).
- GARDNER, R.H., & R.V. O'NEILL 1991: Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis. – In: TURNER, M.G., & R.H. GARDNER (Hrsg.): *Quantitative methods in landscape ecology*. – New York (Springer), S. 289–307.

- GRAU, S. 1997: Konzeption und Methoden zur Erfassung sowie Bewertung der Landschaftszerschneidung im Land Sachsen-Anhalt – dargestellt unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems am Beispiel des Landkreises Wernigerode. Unveröff. Diplomarb. am Inst. f. Geogr. der Univ. Halle (erhältlich bei Dipl.-Geogr. Stephanie Grau, Förstgener Str. 9, D-02906 Tauer).
- HABER, W. 1993: Ökologische Grundlagen des Umweltschutzes. – Bonn (Economica).
- JAEGER, J. 1998: Exposition und Konfiguration als Bewertungsebenen für Umweltgefährdungen. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 11 (3/4): 444–466.
- JAEGER, J. 1999: Gefährdungsanalyse der anthropogenen Landschaftszerschneidung. – Diss. ETH Zürich Nr. 13503 (Departement für Umweltwissenschaften).
- JAEGER, J. 2000a: Landscape division, splitting index, and effective meshsize: new measures of landscape fragmentation. – Landscape Ecology 15 (2): 115–130.
- JAEGER, J. 2000b: Vom "ökologischen Risiko" zur "Umweltgefährdung": Einige kritische Gedanken zum wirkungsorientierten Risikobegriff. – In: BRECKLING, B., & F. MÜLLER (Hrsg.): Der ökologische Risikobegriff. Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises "Theorie" in der Gesellschaft für Ökologie vom 4.–6. März 1998. – Frankfurt/Main (Peter Lang), S. 203–216.
- JAEGER, J. 2001: Beschränkung der Landschaftszerschneidung durch die Einführung von Grenz- oder Richtwerten. – Natur und Landschaft 76 (1): 26–34.
- JAEGER, J. in Vorb.: Topology-sensitive extension of the fragmentation measures landscape division, splitting index, and effective mesh size as functions of barrier strength. – In Vorb. für Landscape Ecology.
- JAEGER, J., ESSWEIN, H., SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G., & M. MÜLLER (Hrsg.): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg: Ergebnisse einer landesweiten räumlich differenzierten quantitativen Zustandsanalyse. – Einger. bei Naturschutz und Landschaftsplanung.
- JOHNSON, K. 1995: Fragmentation index as a region based GIS operator. – International journal of geographical information systems 9 (2): 211–220.
- KAPPLER, O. 1997: GIS-gestützte Verfahren zur Ausgrenzung und Bewertung von unzerschnittenen und störungsarmen Landschaftsräumen für Wirbeltierarten und -populationen mit großen Raumansprüchen. – In: KRATZ, R., & F. SUHLING (Hrsg.): Geographische Informationssysteme im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis. Magdeburg (Westarp-Wissenschaften), S. 77–94.
- KEITT, T.H., URBAN, D.L., & B.T. MILNE 1997: Detecting critical scales in fragmented landscapes. – Conservation ecology [online] 1 (1): 4 (Internet-URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4>).
- MCGARIGAL, K., & B.J. MARKS 1995: FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. General Technical Report PNW-GTR-351. – U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR.
- PETTI, S., & F. BUREL 1998: Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. – Agr. Eco. Enviro. 69: 243–252.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) 1994: Umweltgutachten 1994. – Stuttgart (Metzler-Poeschel).
- SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) 1988: Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd international seminar of the "International Association for Landscape Ecology" in Münster 1987. – Münstersche geographische Arbeiten 29. Paderborn (Schöningh).
- STAUFFER, D., & A. AHARONY 1992: Introduction to percolation theory. 2. Aufl. – London (Taylor and Francis).
- TISCHENDORF, L., & L. FAHRIG 2000: On the usage and measurement of landscape connectivity – Oikos 90 (1): 7–19.
- TISCHENDORF, L. 2001: Can landscape indices predict ecological processes consistently? – Landscape Ecology (im Druck).