

Zerschneidung als ökologischer Faktor

---

Laufener Seminarbeiträge 2/00





# Zerschneidung als ökologischer Faktor

Fachtagung

vom 20. - 21. Oktober 1999 in Erding

Leitung:

Peter Sturm, Dipl.-Biologe, ANL

---

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

D - 83406 Laufen/Salzach, Postfach 1261

Telefon (0 86 82) 89 63-0, Telefax (0 86 82) 89 63-17 (Verwaltung) und 89 63-16 (Fachbereiche)

E-Mail: [Naturschutzakademie@t-online.de](mailto:Naturschutzakademie@t-online.de)

Internet: <http://www.anl.de>

**Titelbild aus der Broschüre „Biotop - Verbund“ des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (2. Auflage November 1997);**

Gestaltung: Wurms & Partner PR GmbH, 82327 Tutzing (m. fr. Genehmigung).

**Laufener Seminarbeiträge 2/00**

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ISSN 0175-0852

ISBN 3-931175-55-3

---

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen angehörende Einrichtung.

---

Schriftleitung: Peter Sturm (ANL)

Redaktion: Dr. Notker Mallach (ANL-Ref. 12)

Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Referenten verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen – auch auszugsweise – aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

|   |  |         |
|---|--|---------|
| Programm der Fachtagung   |  | 4       |
| Zusammenfassung   | Peter STURM  | 5-7     |
| Habitatzerschneidung für Schalenwild durch Autobahnen in Österreich und Ansätze zur Problemlösung   | Friedrich H. VÖLK und Irene GLITZNER               | 9-36    |
| Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs in Deutschland  | Stephanie SCHADT, Felix KNAUER und Petra KACZENSKY | 37-45   |
| Habitatzerschneidung und Landnutzungsstruktur – Auswirkungen auf populationsökologische Parameter und das Raum-Zeit-Muster marderartiger Säugetiere | Mechthild ROTH et al.                              | 47-64   |
| Wildtierpassagen an Straßen - Perspektiven für Bayern   | Bertram GEORGII                                    | 65-69   |
| Auswirkungen von Verkehrsstrassen auf Fledermäuse   | Klaus RICHARZ                                      | 71-84   |
| Auswirkungen von Querbauwerken in Fließgewässern am Beispiel von Fischen und Rundmäulern und Ansätze zur Konfliktlösung                             | Arno WATERSTRAAT                                   | 85-97   |
| Modellversuche über Lebensraumfragmentierung: Reaktionen von Pflanzen und wirbellosen Tieren  | Bruno BAUR   | 99-107  |
| Überleben von Arten in fragmentierten Landschaften  | Klaus HENLE und Karin FRANK                        | 109-119 |
| Umsetzung des Schutzes von landschaftlichen Freiräumen in der Umweltplanung   | Hermann BAIER                                      | 121-142 |
| Publikationsliste der ANL   |  | 142-146 |

# Programm

Fachtagung „Zerschneidung als ökologischer Faktor“ vom 20. - 21. Oktober 1999 in Erding

---

| Referenten   | Referate   |
|--|--|
| <b>Mittwoch, 20. Oktober 1999</b>  |  |
| Peter STURM<br>Dipl. Biol., Oberregierungsrat, ANL   | Begrüßung und Einführung in das Thema  |
| Univ.Ass. Dr. Friedrich H. VÖLK<br>Institut für Wildbiologie und Jagd-<br>wirtschaft der Universität für Boden-<br>kultur Wien                         | Habitatzerschneidung für Schalenwild durch Auto-<br>bahnen in Österreich und Ansätze zur Problemlösung   |
| Magister Bernhard GUTLEB<br>World Wide Found for Nature Öster-<br>reich  | Die Auswirkungen von Straßen auf Bär, Wolf und Luchs   |
| Dipl. Biol. Stephanie SCHADT<br>Wildbiologische Gesellschaft München   | Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs in<br>Deutschland  |
| Prof. Dr. Mechthild ROTH<br>Institut für Forstbotanik und Zoologie<br>der Technischen Universität Dresden  | Einfluß der Landschaftszerschneidung und des Land-<br>nutzungsmusters auf populationsökologische Parameter<br>und das Raum-Zeit-Muster mardeerartiger Säugetiere |
| Dr. Bertram GEORGII<br>Wildbiologische Gesellschaft München  | Wildtierpassagen an Straßen - Perspektiven für Bayern  |
| Dr. Klaus RICHARZ<br>Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen,<br>Rheinland-Pfalz und Saarland, Frankfurt  | Auswirkungen von Verkehrsstrassen auf Fledermäuse  |
| <b>Donnerstag, 21. Oktober 1999</b>  |  |
| Dr. Arno WATERSTRAAT<br>am Gesellschaft für Naturschutz und Land-<br>schaftsökologie, Kratzeburg   | Auswirkungen von Querbauwerken in Fließgewässern<br>Beispiel von Fischen und Rundmäulern und Ansätze zur<br>Konfliktlösung                                       |
| Prof. Dr. Alfred SEITZ<br>Institut für Zoologie der Universität<br>Mainz   | Untersuchungen zur Populationsfragmentierung mit Hil-<br>fe genetischer Verfahren am Beispiel von Schmetter-<br>lingen, Heuschrecken und Spinnen                 |
| Prof. Dr. Bruno BAUR<br>Institut für Natur-, Landschafts- und<br>Umweltschutz (NLU) der Universität<br>Basel   | Experimentelle Lebensraumfragmentierung am Beispiel<br>von Pflanzen und Wirbellosen  |
| Dr. Klaus HENLE<br>UFZ- Umweltforschungszentrum<br>Leipzig-Halle, Projektbereich Naturnahe<br>Landschaften, Leipzig                                    | Überleben von Arten in fragmentierten Landschaften –<br>vom Fallbeispiel zur Faustregel  |
| Hermann BAIER<br>Leiter der Abteilung Naturschutz des<br>Landesamtes für Umwelt, Naturschutz<br>und Geologie Mecklenburg-Vorpom-<br>mern, Neuenkirchen | Umsetzung des Schutzes von landschaftlichen<br>Freiräumen in der Umweltplanung   |

---

# Zerschneidung als ökologischer Faktor

Ergebnisse der Tagung vom 20./21. Oktober 1999 in Erding

Peter STURM

Zerschneidung auf der Wirkungsebene der betroffenen Biotopkomplexe, Lebensgemeinschaften und Populationen stand im Mittelpunkt dieser Tagung. Dem Schlagwort Biotopverbund, das im Zusammenhang mit der Umsetzung des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes wie auch mit dem Aufbau eines kohärenten europäischen Netzes besonderer Schutzgebiete („Natura 2000“) hohe Aktualität genießt, steht das Antonym Biotopzerschneidung gegenüber. Die Thematik ist auch in der Praxis eng verbunden: Erst eine genaue Analyse der Zerschneidungsfaktoren und Möglichkeiten deren Überwindung schaffen die erforderlichen Voraussetzungen für einen erfolgreichen Biotopverbund.

Folgende Trends lassen sich erkennen:

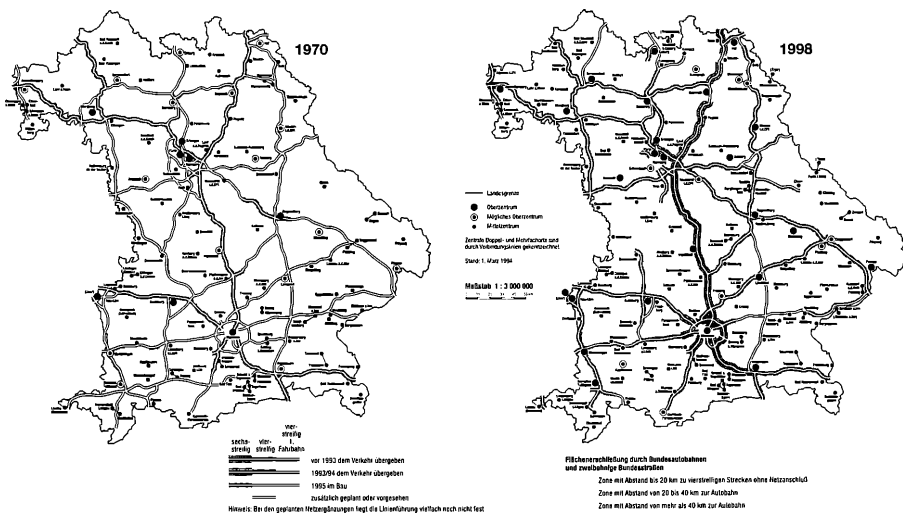
– Ein immer dichter werdendes Netz der Verkehrswege, insbesondere Straßen. Bis heute steht in der Verkehrswegeplanung das Erschließungsprinzip im Vordergrund. So umfaßten beispielsweise in Bayern Gebiete mit mehr als 40 km Entfernung von der Autobahn 1970 noch ein Drittel der Landesfläche (Quelle der Daten: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 1998). 1998 waren diese bis auf kleinste

Restgebiete an der Landesgrenze Ostbayerns verschwunden (siehe Abb.).

- Trotz technischer Verbesserungen in der Summe immer stärkere verkehrsbedingte Folgewirkungen (v. a. Emissionen, Immissionsbänder, Strassentod von Tierarten).
- Immer stärkere Zerschneidung von Lebensräumen und Populationen mit ihren Folgewirkungen.

Den großen Autobahnen und Schnellstraßen widmete sich der erste Beitrag von Dr. Friedrich H. VÖLK, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien. Die wildökologische Überprüfung des überregionalen Straßennetzes in Österreich ergab eine unzureichende Durchlässigkeit für Wildtiere, insbesondere bei Betrachtung der überregionalen Wanderkorridore. Mindeststandards für Wandermöglichkeiten wurden diskutiert, ebenso vorläufige Konsequenzen aus den Ergebnissen. Besondere Probleme bestehen im waldärmeren Flachland mit seinen massiven Wechselhindernissen. Wichtige Verbindungen wie der Alpen-Karpaten-Korridor oder die Querung des Rheintales sind unterbrochen. Stan-

Bundesautobahnen und zweibahnige Bundesstraßen 1970 und 1994



## Flächenerschließung durch Bundesautobahnen und zweibahnige Bundesstraßen in Bayern 1970 und 1998.

**Zeichenerklärung:** Gelbe Zone mit Abstand bis 20 km zu vierstreifigen Strecken ohne Netzanschluß.  
 Hellblaue Zone mit Abstand 20-40 km zur Autobahn.  
 Dunkelblaue Zone mit Abstand über 40 km zur Autobahn.

dards für Bau, Planung und Unterhalt von Straßen werden gefordert.

Daß in Bayern ein entsprechendes landesweites Konzept bezüglich Wildtierpassagen noch fehlt machte Dr. Bertram GEORGII von der Wildbiologischen Gesellschaft München deutlich. Eine effektive Minimierung der lebensraumzerschneidenden Wirkung von Straßen sei mit dem Instrument der Über- oder Unterführungen für Wildtiere möglich und von den Naturschutzgesetzen vom Straßenbau gefordert. Gewarnt wurde vor lokalen Einzellösungen; generell sollten Durchlässigkeitskonzepte im Verkehrswegebau Eingang finden. Eine besondere Rolle komme dem Bundesland Bayern durch seine Verbindungsfunktion zu osteuropäischen Ländern wie zu den Alpenländern und dem Vorkommen einer Reihe großer Säugetierarten zu. Neue methodische Ansätze bei der Prüfung von Strassentrassen seien gefordert. Darüber hinaus ist eine „wildbiologische Sanierung“ des bayerischen Autobahnnetzes nach dem Vorbild der Schweiz, Österreichs oder Hollands vordringlich.

Die Situation von Tierarten mit großen Raumanprüchen stellte Magister Bernhard GUTLEB vom World Wide Fund for Nature Österreich am Beispiel von Bär, Wolf und Luchs dar. Große Straßen seien das Hauptproblem für diese Tierarten, da sie Wanderbewegungen weitgehend unterbinden und vor allem für den Bären Todesfallen darstellten. Straßen stellen damit wesentliche Faktoren dar, die sowohl Verbreitungsgrenzen als auch die Populationsgrößen dieser Tierarten beeinflussen.

Am Beispiel des Luchses stellte Dipl.Biol. Stephanie SCHADT in einem großräumigen Ansatz ein Habitat- und Ausbreitungsmodell vor, das Schwerpunkte geeigneter Lebensräume aufzeigt. Neben der Eignung von Gebieten läßt sich dabei erkennen, ob eine Wiederbesiedlung von alleine bzw. erst durch Wiedereinbürgerungsmaßnahmen wahrscheinlich ist.

Über die zunehmende Bedeutung von Habitatzerschneidung und Verkehrsmortalität am Beispiel marderartiger Säugetiere berichtete Prof. Dr. Mechthild ROTH, Institut für Forstbotanik und Forstzoologie der Universität Dresden. Verkehrsverluste wirkten sich bei Dachs und Fischotter vor allem in den dünner besiedelten agrarisch genutzten Bereichen stärker aus. Signifikante Unterschiede in der Verkehrsmortalität ergaben hinsichtlich der Altersklassen des Geschlechts der Tiere.

Daß Verkehrswege Folgewirkungen auch auf flugfähige Tiere haben, machte der Beitrag von Dr. Klaus RICHARZ, Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland, Frankfurt, am Beispiel der Fledermäuse deutlich. Besonders große Probleme haben dabei Arten, die bevorzugt entlang von Vegetationsstrukturen oder über offene Flächen mit hohem Insektenaufkommen jagen. Auch für aufgrund ihrer Echoortungsleistung bevorzugt strukturgebunden fliegende Fledermausarten können Barrierewirkungen über erhöhten Energiebedarf bis hin zum Verlust geeigneter Jagdgebiete führen. Geeignete Strukturen wie lineare

Grünstrukturen oder Grünbrücken könnten diese Barrierewirkung mildern.

Der Beitrag von Dr. Arno WATERSTRAAT, Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie, Kratzeburg, macht deutlich, daß Eingriffe durch Querbauwerken in Fließgewässer noch schwerwiegendere Folgen haben können, als Straßen auf terrestrische Lebensräume. Ein wünschenswerter vollständiger Rückbau von Quer- und Längsbauwerken in den Gewässern sollte als längerfristiges Ziel für ausgewählte Gewässersysteme verfolgt werden. Generell gelte das Primat des selektiven Rückbaus, erst wo dieser nicht mehr möglich ist sei die letzte Alternative die Wiederherstellung der linearen Durchgängigkeit und Anbindung von Nebengewässern ohne Wiederherstellung der ursprünglichen Abflußverhältnisse. Priorität bei der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit sollten anadrome Wanderer mit eingeschränkten Laichhabitaten und stark isolierte Vorkommen gefährdeter Arten haben.

Die Bedeutung modellbasierter Faustregeln zur Abschätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit und deren Konsequenzen für Flächenbedarf und zur Planung des Habitatverbundes stellte Dr. HENLE, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, dar. Daraus ableitbare Faustregeln könnten dazu dienen, notwendige art- und landschaftsökologische Mindestbedingungen zu bestimmen und Managementmaßnahmen mit optimaler Wirkung zu erzielen.

Experimentelle Untersuchungen zur Lebensraumfragmentierung bei Pflanzen und Wirbellosen standen im Mittelpunkt des Vortrags von Prof. Dr. Bruno BAUR, Institut für Natur-, Landschafts- und Umweltschutz der Universität Basel. Die Bedeutung von Modellversuchen für den Nachweis der Veränderung und Quantifizierung von fragmentierungsbedingten Veränderungen wurde deutlich, ebenso ihre Funktion für die Erstellung von Arbeitshypothesen. Ergebnisse der Untersuchungen zeigen deutlich auf, daß Wechselwirkungen durch Fragmentierungsprozessen am stärksten betroffen sind und Auswirkungen bis hin zur Reduktion der genetischen Vielfalt der Populationen haben können.

Eine Schlüsselfrage in der Diskussion um das Thema der Tagung stellt der Schutz unzerschnittener landschaftlicher Freiräume dar. Daß der Verbrauch landschaftlicher Freiräume bisher ohne Orientierung an Nachhaltigkeitskriterien erfolgt machte der Beitrag von Herrn Hermann BAIER, Leiter der Abteilung Naturschutz des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern deutlich. Die unverminderte und immer noch zunehmende Inanspruchnahme von Flächen verlaufe entgegengesetzt zu der in Naturschutz- und Landesplanungsgesetzen geforderten Erhaltung und Entwicklung un bebauter und unzerschnittener Landschaftsräume. Der landschaftliche Freiraum als selbstständige und endliche Ressource neben den „klassischen“ Ressourcen wie Boden oder Wasser fiel bisher einer Operationalisierungslücke zum Opfer. Dringend erforderlich seien neben einer Analyse und Bewertung fiskalische Steuerungssele-



mente, um grundlegende Veränderungen zu erreichen. Als Aufgabe der Zukunft sei die Entkopplung des Wohlstandswachstums vom Freiraumverbrauch zu lösen, Freiraumschutz sei die „Gretchenfrage“ der Nachhaltigkeit.

Die Ergebnisse dieser Fachtagung machen deutlich, daß die mit der Zerschneidung zusammenhängende Problematik viel zu wenig wahrgenommen

wird. Für das Überleben vieler Tierarten in unseren stark fragmentierten Landschaften wird dies immer mehr zu einem Schlüsselproblem. Eine Reihe von Lösungsansätzen wurden aufgezeigt. Eine „Entscheidung“ der Landschaft und ein besserer Schutz landschaftlicher Freiräume erscheint in diesem Zusammenhang dringlicher als je zuvor. Danken würden hierfür in Vertretung der übrigen wildlebenden Tiere alle



Rehe



Hasen



Füchse



Marder



Dachse

**Zeichnung aus:** Passagen für Wildtiere; (Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz Nr. 18/1997)



# Habitatzerschneidung für Schalenwild durch Autobahnen in Österreich und Ansätze zur Problemlösung

Friedrich H. VÖLK und Irene GLITZNER

## INHALTSÜBERSICHT

### 1. Problemstellung

### 2. Methoden

### 3. Ergebnisse und Interpretation

#### 3.1 Auswahlverfahren

#### 3.2 Querungsmöglichkeiten mit guter Qualität für Wild

##### 3.2.1 Deckung und Querungsmöglichkeiten

##### 3.2.2 Menschliche Siedlungen und Unterführungen

##### 3.2.3 Kombinierte Auswahl der optimal situierten Unterführungen

##### 3.2.4 Wildökologische „Mangelstrecken“ (vgl. auch Kapitel 4.4.2 und 4.4.3)

#### 3.3 Unterführungen – Annahme durch ausgewählte Wildarten (Zwischenergebnisse der Jägerbefragung)

#### 3.4 Detailstudie: Annahme kleiner Unterführungen durch Rotwild

#### 3.5 Hinweise auf wichtige Wanderkorridore durch den Nachweis seltener Wildarten in Österreich (Braunbär, Luchs, Wolf, Elch)

#### 3.6 Schalenwild – Verkehrsverluste – ein Indikator für Wanderrouten?

### 4. Diskussion, Konsequenzen und Ausblick

#### 4.1 Mindestanforderungen bisher international einheitlich

#### 4.2 Geschichte der Problemwahrnehmung in Österreich

#### 4.3 Anmerkung zu Arbeitsumfang und Methodik der Studie

#### 4.4 Vorläufige Konsequenzen aus den Zwischenergebnissen

##### 4.4.1 Unterschied Berggebiete - Flachland

##### 4.4.2 Alpen-Karpaten-Korridor ist unterbrochen

##### 4.4.3 Rheintal bildet eine massive Barriere

##### 4.4.4 Schaffung einer „Faustzahl“ für Lebensraumerschneidung

##### 4.4.5 Optimierung von Planungsprozess und Umweltverträglichkeitsprüfung

#### 4.5 Perspektiven

### 5. Zusammenfassung

### 6. Publikationen und unveröffentlichte Gutachten

### 7. Anhang

Anhang 1: Formblatt „Vorbereitung“

Anhang 2: Formblatt „Vor Ort“ (2 Seiten)

Anhang 3: Formblatt „Information ortskundiger Personen“ (Jägerfragebogen, 2 Seiten)

Anhang 4: Formblatt „Wildwanderkorridore in Österreich (Naturschutz-Fragebogen)

Anhang 5: Formblatt „Wildwechsel über Bundesstrassen“ (Jägerfragebogen, 2 Seiten)

Anhang 6: Formblatt „Fährten-Erhebung“

Anhang 7: Checkliste „Informationserfordernisse über jagdbare Wildtiere und -habitate für Strassenplanung und Begutachtung – getrennt nach Projektphasen

### 1. Problemstellung

Das Autobahn- und Schnellstrassennetz in Österreich ist mit Ausnahme weniger Kilometer gezäunt. Es ist aber keine Information verfügbar, ob dieses Netzwerk an Barrieren (rund 2000 km) für Wild ausreichend durchlässig ist und wo geeignete Querungsmöglichkeiten liegen. Deshalb kann die Bedeutung einzelner Landschaftsteile als Wanderkorridore für Wild weder beurteilt noch können diese gezielt geschützt werden.

Seit 1998 finanziert das Österreichische Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten (BMWA) eine Studie, um Verteilung und wildökologische Eignung bestehender Querungsmöglichkeiten (Brücken und Tunnel) zu erfassen und um die Barrierewirkung von Autobahnen auf Wild zu beurteilen. Hauptzweck der Studie ist es, den Bedarf an „Grünbrücken“ oder anderen wildspezifischen Querungshilfen in Österreich zu ermitteln und um die Erhaltung der wildökologischen Funktion vorhandener wichtiger Querungsmöglichkeiten weiterhin zu sichern.

Die Thematik wird auf folgende Weise bearbeitet: Bundesweit erfolgt eine Beurteilung der wildökologischen Qualität von Brückenbauwerken und Tunneln (anhand von Kartenmaterial, Luftbildern sowie Freilandhebungen in allen Jahreszeiten). Die Auswahl der zu beurteilenden Querungsmöglichkeiten orientiert sich an den Bedürfnissen anspruchsvoller Wildarten, die als Indikatorarten ausgewählt wurden (Schalenwild und Grossraubwild). Anhand von Fragebögen werden Informationen von Naturschützern und Jägern über die Annahme dieser Brückenbauwerke durch Wild abgefragt und in der Folge im Freiland überprüft. Um die (meist nur den Ortskundigen gut bekannte) Annahme von kleinen Unterführungen durch Rotwild nachzuweisen und zu dokumentieren, haben wir zusätzlich zu den österreichweiten Erhebungen eine Detailstudie an einem diesbezüglich interessanten Abschnitt der Tauernautobahn (A 10) in Kärnten durchgeführt. Zur terminologischen Klarstellung: „Brücke“, „Unterführung“ = potentielle Unterquerungsmöglichkeit für Wild;

„Tunnel“, „Überführung“ = potentielle Überquerungsmöglichkeit für Wild.

## 2. Methoden

Die Erfassung von Daten über Querungsmöglichkeiten wurde anhand des wissenschaftlichen Kenntnisstandes und vorandenen Expertenwissens über Verhalten von Wildarten gegenüber Unter- und Überführungen standardisiert (Checklisten). Die Datenbeschaffung erfolgt auf drei Ebenen:

- a. Erfassung und Beurteilung von Lage und regionaler Situation (grossräumige Einbettung) bestehender Querungsmöglichkeiten durch Karten und Luftbilder (Basisinformationen aus der nationalen Brücken-Datenbank des BMWA, siehe Tabelle 1). Dafür wurden Bauwerke mit hoher oder potentieller Bedeutung als regionale und nationale Wildtier-Korridore ausgewählt (vor allem Brücken mit einer Breite aus der Sicht des Wildes von mindestens 30 m).
- b. Erfassung und Beurteilung des örtlichen Umfeldes und der baulichen Ausführung der vorausgewählten Bauwerke sowie Erfassung von Wanderbewegungen des Wildes in diesem Bereich (Wildpuren, indirekte Nachweise). Erfasste Charakteristika der ausgewählten Bauwerke sind zum Beispiel (unter Berücksichtigung von OLBRICH 1984, SETRA 1993, SAYER und SCHAEFER 1995): Entfernung zur nächstgelegenen Deckung, zur nächsten menschlichen Siedlung sowie zu Strassen, Bahnlinien und Flüssen; lokale Bedingungen unter der Brücke/auf der Unterführung wie Bodenzustand (Naturboden, Asphalt, Beton, Fels, Wasserfläche, Vegetation), Steilheit, Deckung, Störungen oder zusätzliche Hindernisse für Wildquerungen (verbotene menschliche Nutzungen im Bereich des Bauwerkes wie zum Beispiel als Abstellplatz für landwirtschaftliche Maschinen, als Biwakierplatz, etc.).
- c. Sammlung von Informationen über das Wechseln von Grosswildarten mittels Fragebogen bei ortskundigen Personen. Als Indikatorarten zur Ermittlung der wichtigsten Wanderrouten in und durch Österreich (mit nationaler und internationaler Bedeutung) wurden zwei Artengruppen ausgewählt: Huftiere (primär Rotwild, weiters Schwarzwild, Gamswild und Elch) und Grossraubwildarten (Bär, Luchs, Wolf). Damit lassen sich Kenntnisse von Jägern (primär über Huftiere) und von Naturschützern (primär über Grossraubwild) nutzen. Diese Informationen über Wildwanderungen und saisonale Mobilität werden anschliessend durch wiederholte Fährtenzählungen in mehreren Jahreszeiten überprüft. Zusätzlich haben wir versucht, wichtige Wanderkorridore auch durch Auswertung der Wildunfallstatistik herauszufinden (Kapitel 3.6).

### Bedeutung der ausgewählten Indikatorarten:

**Rotwild** lebt grossräumig und kommt in jedem österreichischen Bundesland vor (GRUBER 1994). Teilweise wandert Rotwild saisonal und wird – wie viele andere Tierarten – in seinem natürlichen Ausbreitungsverhalten behindert. Seine Subpopulatio-

nen sind nicht zuletzt durch das expandierende Autobahnnetz zunehmend isoliert worden. Da Rotwild kleine Unter- und Überführungen meidet (OLBRICH 1984, MAIZERET und CAMBY 1987, KNEITZ und OERTER 1997), wurde es als Hauptindikator der Zielart ausgewählt, um den Bedarf nach Wandermöglichkeiten und wildspezifischen Querungshilfen für Autobahnen zu ermitteln. Gamsen und Wildschweine (und lokal Rehwild) werden als zusätzliche Indikatorarten herangezogen, letztere insbesondere in rotwildfreien Tieflagen.

**Elche**, die in Österreich nur sehr selten und nur in geringer Stückzahl vorkommen bzw. vereinzelt aus Tschechien zuwandern, liefern wertvolle zusätzliche Informationen über die Lage noch vorhandener Mobilitätsachsen in der Kulturlandschaft Nord- und Ostösterreichs. Wandernde Elche (STEINER 1995, MRLIK 1995) sind sehr hilfreich, um Fernwanderrouen zu identifizieren, weil Nachweise und Fährten meist intensiv diskutiert werden und die Bevölkerung vor Ort sich sehr gut an deren Auftauchen erinnert, ähnlich wie bei Gamsnachweisen ausserhalb des typischen Lebensraumes (wie zum Beispiel in grossen Tälern mit gezäunten Autobahnen, die zwischen Gebirgen mit Gams- (Sub-) Populationen liegen).

**Grossraubwildarten** leben und wechseln nur in geringer Stückzahl in Österreich (ZEDROSSER und VÖLK 1999). Aber es ist wie beim Elch eine Fülle an Informationen über diese Arten und ihre Wanderungen und regionalen Wechsel verfügbar (AESCHT et al. 1995). Vor allem über den Braunbären können zahlreiche Nachweise genutzt werden, weil in den letzten Jahren einzelne Individuen markiert und mittels Telemetrie überwacht worden sind (RAUER and GUTLEB 1997). Und die Wanderrouten decken sich zum Grossteil mit bedeutenden Mobilitätsachsen des Rotwildes und mit den Genfluss-Korridoren anderer Schalenwildarten, sodass wertvolle Hinweise auch für häufig vorkommende Wildarten daraus abgeleitet werden können. Umgekehrt können gleichermassen z.B. Kenntnisse über Mobilitätsachsen und Wanderrouten des Rotwildes Hinweise auf mögliche Wanderkorridore der Grossraubwildarten geben.

## 3. Ergebnisse und Interpretation

### 3.1 Auswahlverfahren

Die Brücken- und Tunneldatenbank des österreichischen Bundesministeriums für wirtschaftliche Angelegenheiten enthält 3488 Bauwerke (incl. Tunnel) mit einer Spannweite von mehr als 2 m (sie erwies sich allerdings als unvollständig, sodass es notwendig war, zusätzliche Daten bei den Baudirektionen der Bundesländer zu beschaffen). Wegen des massiv gekürzten Projektbudgets war es unmöglich, all diese 3488 Bauwerke wildökologisch zu beurteilen. Es war notwendig, zu vereinfachen, und so wurden primär Bauwerke mit mehr als 30 m Breite (aus der Sicht des Wildes,  $n = 1185$ , siehe Tabelle 1) berücksichtigt. Von diesen Bauwerken selektierten wir wiederum jene, die ausserhalb menschlicher Siedlungen gelegen sind ( $n = 543$ ); kleinere Bauwerke davon (mit lediglich 30 m bis 100 m Breite) wurden normalerweise nur einbezo-

gen, wenn sie mindestens 100 m von der nächsten menschlichen Siedlung (> 10 Gebäude) entfernt waren.

**Tabelle 1**

**Anzahl dokumentierter, ausgewählter und wildökologisch beurteilter Bauwerke**

|   |                 |
|---|-----------------|
| Breite mindestens 2 m (Brücken und Tunnel laut BMWA-Datenbanken)    | .3 488          |
| Breite mindestens 30 m (Brücken und Tunnel)                         | .1 185          |
| <b>Vorausgewählte Bauwerke (ausserhalb von Siedlungen) .....543</b> |                 |
| Unterführungen (Breite ≥ 30 m)                                      | .465            |
| Überführungen/Tunnel (Breite ≥ 30 m)                                | .78             |
| Zusätzlich einbezogene Bauwerke (Breite 4 - 30 m)                   | (ca. 150 - 200) |

Die Fragebögen an ortskundige Personen (aus den Fachbereichen Naturschutz und Jagd) beziehen sich nur auf die 543 vorausgewählten Bauwerke. Ergänzend werden dann im Rahmen der Freilan-

Bauwerke (aus der Sicht des Wildes) entspricht der Breite der Autobahnen und beträgt rund 30 m. Die Aussagen in den folgenden Abschnitten beziehen sich auf Bauwerke mit dieser Länge.

Die wildökologische Qualität der beurteilten Brücken und Tunnel hängt nach der bisherigen Zwischenauswertung primär von deren Lage (speziell in Relation zu traditionellen Wanderwegen des Wildes), von deren Entfernung zur nächstgelegenen Deckung sowie zur nächsten menschlichen Siedlung ab und vom Jagddruck im Umfeld des Bauwerkes.

**3.2.1 Deckung und Querungsmöglichkeiten**

329 Querungsmöglichkeiten (Brücken und Tunnel) weisen auf beiden Seiten Deckung in einer Entfernung von weniger als 100 m auf (60 % der 543 beurteilten Bauwerke, siehe Tabelle 2) und 75 (14 %) nur auf einer Seite innerhalb 100 m und auf der an-

**Tabelle 2**

**Entfernung der Querungsmöglichkeiten (Breite ≥ 30 m) zur nächstgelegenen Deckung**

| Nächstgelegene Deckung ("Eingang") | Nächstgelegene Deckung ("Ausgang")               |   |  | Total      |
|------------------------------------|--|---|--|------------|
|                                    | < 100 m<br><i>"sehr gut" für viele Wildarten</i> | 100 - 500 m<br><i>"gut" für viele Wildarten</i> | > 500 m<br><i>nur für einige Wildarten "gut"</i> |            |
| < 100 m                            | 329  | 75  | 39   | <b>443</b> |
| 100 - 500 m                        | -  | 40  | 39   | <b>79</b>  |
| > 500 m                            |  |   | 21   | <b>21</b>  |
| Σ                                  | <b>329</b>                                       | <b>115</b>                                      | <b>99</b>  | <b>543</b> |

derhebungen noch kleine Güterwegbrücken miteinbezogen (bis zum Abschluss der Arbeiten voraussichtlich ca. 200), wenn sie günstig situiert sind und guten Deckungsanschluss aufweisen oder wenn sie auf den Fragebögen gesondert angeführt und als ebenfalls relevant für die Zielarten eingestuft werden.

**3.2 Querungsmöglichkeiten mit guter Qualität für Wild**

Das gezäunte Strassennetz teilt Österreich in 14 Habitat-Fragmente. Die Grenzen zwischen diesen verinselten Lebensräumen sind sehr unterschiedlich durchlässig für Wild. Die übliche Länge der

deren Seite in einem Abstand zwischen 100 und 500 m vom Bauwerk (Tabelle 2). Das ist ebenfalls noch als „gute“ Deckungsanbindung zu beurteilen.

**3.2.2 Menschliche Siedlungen und Unterführungen**

194 Querungsmöglichkeiten (42% der 465 Unterführungen ≥ 30 m breit) befinden sich in einer Mindestentfernung von 500 m von der nächsten menschlichen Siedlung (mit > 10 Gebäuden; siehe Tabelle 3). Eine ergänzende Detailstudie in einem Gebirgslebensraum (an der Tauernautobahn im Bundesland Kärnten) hat gezeigt, dass Siedlungen in einem Nahbereich zwischen 100 und 500 m zum

**Tabelle 3**

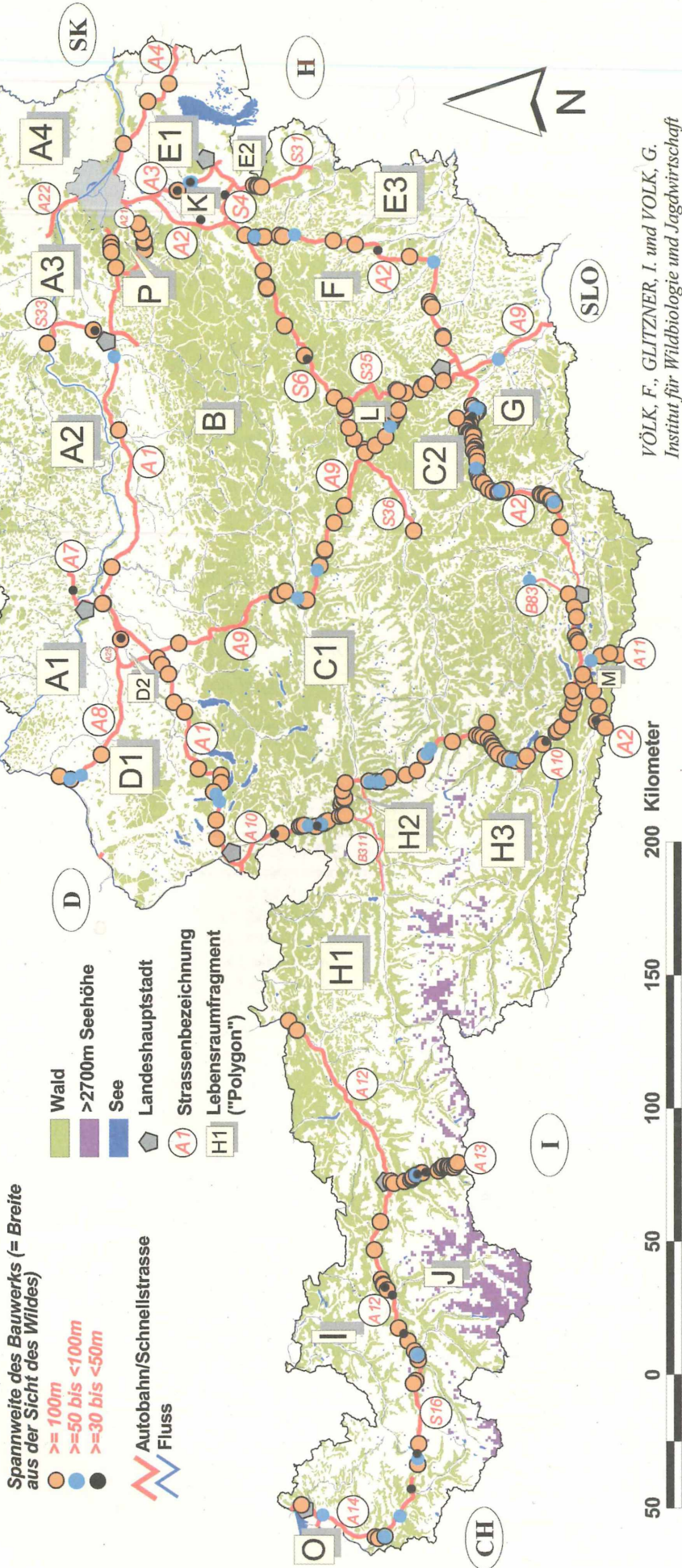
**Entfernung von Unterführungen (Breite ≥ 30 m) zur nächstgelegenen menschlichen Siedlung (> 10 Gebäude)**

| Entfernung zur nächsten Siedlung: | Unterführung Breite 30<50m | Unterführung Breite 50<100m | Unterführung Breite ≥ 100m | Total      |
|-----------------------------------|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|------------|
| < 100 m                           | 4                          | 5                           | 26                         | <b>35</b>  |
| 100 - 500 m                       | 49                         | 41                          | 146                        | <b>236</b> |
| > 500 m                           | 40                         | 55                          | 99                         | <b>194</b> |
| Σ                                 | <b>93</b>                  | <b>101</b>                  | <b>271</b>                 | <b>465</b> |

# Wildwechsellmöglichkeiten quer zu Autobahnen und Schnellstrassen in Österreich



Über- und Unterführungen mit günstigem Deckungsangebot (Deckung vom Bauwerk beiderseits maximal 100m entfernt)



VÖLK, F., GLITZNER, I. und VOLK, G.  
Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft

Abbildung 1

Bauwerk sogar für das empfindlichere Rotwild kein grösseres Problem sein dürften, wenn es an beiden Seiten des Bauwerkes gute Deckungsmöglichkeiten gibt (vgl. Kapitel 3.4).

### 3.2.3 Kombinierte Auswahl der optimal situierten Unterführungen

Die Beurteilung von 465 Unterführungen (Breite  $\geq$  30 m) zeigte, dass nur 139 übrigbleiben, wenn man Bauwerke ausschliesst, die Deckungsmöglichkeiten nicht auf beiden Seiten näher als 100 m aufweisen und die eine menschliche Siedlung (mit mehr als 10 Gebäuden) näher als 500 m aufweisen. Von jenen 40 Unterführungen (von diesen 139), die unter 100 m breit sind, weisen 31 die günstige Eigenschaft auf, dass keine Hauptstrasse erster oder zweiter Kategorie im Bereich der Unterführung quert (Definition gemäss Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen: Strasse der Kategorie 1 = Mindestbreite 5,5 m und der Kategorie 2 = Mindestbreite 4 m).

### 3.2.4 Wildökologische „Mangelstrecken“ (vgl. auch Kapitel 4.4.2 und 4.4.3)

Zur ersten Orientierung haben wir auch ausgewertet, welche Streckenabschnitte im Gesamtnetz österreichischer Autobahnen und Schnellstrassen nach unserem vorläufigen Kenntnisstand eine nur sehr geringe Durchlässigkeit aufweisen (als Grenzwerte wurde dabei gewählt: mit bis zu maximal 5 wildökologisch günstigen Bauwerken). Dabei haben wir als Anfangs- und Endpunkte der Streckenabschnitte jeweils die Knotenpunkte zwischen Autobahnen bzw. Schnellstrassen definiert, unabhängig von der Länge der einzelnen zu beurteilenden Streckenabschnitte, die sich dadurch ergeben. Jeder Streckenabschnitt bildet die Grenzlinie zwischen zwei benachbarten Lebensraumfragmenten ("Polygonen"), die durch das übergeordnete Strassennetz entstehen (Polygone A bis P, siehe Abb. 1). Diese Polygone haben wir teilweise weiter untergliedert in Teilpolygone, die noch nicht vollständig voneinander getrennt sind, weil die Strassenzüge noch nicht voll ausgebaut sind (z. B. Teilpolygone A 1 bis A 4, C 1 und C 2, E 1 bis E 3, usw.; vgl. Abb. 1). In diese nicht sehr anspruchsvolle Bewertung wurden alle Tunnel, Unter- und Überführungen als wildökologisch brauchbar miteinbezogen, die folgende Mindestkriterien erfüllen: Der Deckungsanschluss ist beiderseits maximal 500 m entfernt und der Abstand zu Siedlungen ( $>$  10 Häuser) liegt nicht unter 100 m; Brücken mit einer Breite (aus der Sicht des Wildes) von  $<$  50 m wurden nur dann miteinbezogen, wenn sie nicht auch als Querung für eine Strasse 1. Ordnung dienen.

Eine erste grobe Auswertung für die insgesamt 42 Streckenabschnitte mit sehr unterschiedlicher Länge ergibt 23 „Mangelstrecken“ mit jeweils nur 5 Bauwerken, die obenstehenden Kriterien entsprechen. Diese Streckenabschnitte sind die Grenzen zwischen folgenden Lebensraum-Polygonen (Polygonbezeichnungen gemäss Abb. 3): A1/A2, A1/B, A1/D2, A2/A3, A2/B, A3/A4, A3/B, B/D2, B/E1, B/E3, B/K, B/P, C1/G, C2/F, D1/D2, E1/E2, E2/E3, E2/K, E3/G, E3/K, F/L, I/H1, I/O. Von diesen wildökologischen Barrieren stellen jedenfalls fol-

gende sechs ein schwerwiegendes Problem von überregionaler bzw. internationaler Bedeutung dar sodass eine Sanierung (Nachrüstung mit Wild-Querungshilfen) wahrscheinlich dringend erforderlich sein wird: A2/B, B/K, E3/G, F/L, I/H1, I/O (Hinweis: Die in Abb. 1 dargestellten Bauwerke entsprechen allerdings nicht obigen, wenig strengen Kriterien (Deckungsabstand bis zu 500 m), sondern haben beiderseits Deckungsanschluss in einer Entfernung von jeweils maximal 100 m und sind deshalb wildökologisch günstiger). Sämtlichen Streckenabschnitte, die in Abb. 1 eine Aneinanderreihung von Bauwerken aufweisen, sodass man die Signatur für den Strassenzug (rote Linie) dazwischen nicht mehr sehen kann, weisen eine Durchlässigkeit von mindestens 3 % auf. Dieser Wert ist von einem österreichischen Fachausschuss als Mindestforderung für die Durchlässigkeit empfohlen worden (Erläuterungen über den Fachausschuss vgl. FÜRST 1997).

### 3.3 Unterführungen – Annahme durch ausgewählte Wildarten (Zwischenergebnisse der Jägerbefragung)

Von der österreichweiten Befragung des Naturschutzbundes und der Naturschutzbehörden der Bundesländer ist bisher erst eine Rückmeldung zu verzeichnen. Deshalb wird zum jetzigen Zeitpunkt lediglich das Zwischenergebnis der Jägerbefragung präsentiert. In die aktuelle Auswertung wurden Unterführungen miteinbezogen, die mindestens 30 m breit (aus der Sicht des Wildes) und ausserhalb von menschlichen Siedlungen gelegen sind (n = 465, siehe Tab. 1). 48 % der Jägerfragebögen (n = 223, rückgesandt bis August 1999) wurden bisher betreffend Annahme von Autobahn- und Schnellstrassenunterführungen durch Rotwild, Gamsen und Wildschweine ausgewertet.

Die Zwischenergebnisse zeigen, dass Unterführungen mit mehr als 100 m Breite von Rotwild, Gamsen und Wildschweinen wesentlich häufiger frequentiert werden als schmalere (zwischen 30 und 100 m Breite, siehe Tabelle 4). Rehwild nimmt auch kleinere Unterführungen (30 - 50 m) sehr gut an, wenn sie günstig liegen. Anmerkung: Die Unterschiede zwischen den Wildarten geben keine generelle Information über deren unterschiedliche Annahme von Unterführungen (kein Direktvergleich zwischen den Arten!), weil die Verbreitungsgebiete dieser drei Wildarten in Österreich sehr unterschiedlich sind. Erst wenn eine Auswertung über die jeweilige Anzahl an Brücken mit unterschiedlicher Breite innerhalb der Vorkommensgebiete der verschiedenen Wildarten vorliegt, sind daraus gewisse Rückschlüsse auf ein möglicherweise unterschiedliches Annahmeverhalten der Wildarten ableitbar. Allerdings mit Einschränkungen, weil die Unterschiede ihre Ursache auch in speziellen Wechseltraditionen des Wildes haben können, die mit der Grösse der Brückenbauwerke nicht in Zusammenhang stehen müssen.

Mehr als 34 % (n = 77) der bislang beurteilten Unterführungen (n = 223) werden vom Rotwild angenommen, 29 % davon werden von den befragten ortszuständigen Jägern als häufig vom Rotwild genutzt eingestuft (n = 22; 18 davon mit Deckung  $<$  100 m auf beiden Seiten der Unterführung; 15 in

einer Entfernung von mehr als 500 m und 5 in einer Entfernung von zwischen 100 und 500 m von der nächsten Siedlung). Die anderen angenommenen Unterführungen (71 %, n = 55) werden von den Jägern als "selten genutzt" eingestuft (39 davon mit Deckung < 100 m auf beiden Seiten des Bauwerkes). Unterführungen werden erwartungsgemäss vom Rotwild primär im Herbst und im Frühjahr, vom Gamswild primär im Sommer genutzt.

Grössere Unterführungen mit guter Eignung für Wild sind in den Gebirgsregionen Österreichs konzentriert. Aber speziell Gemsen scheinen nur eine relativ geringere Anzahl an (breiteren) Bauwerken zum Wechseln anzunehmen. Wildschweine haben ihr Hauptverbreitungsgebiet in Österreich vor allem in den Agrarlandschaften ausserhalb der Alpen, in denen Autobahnen und Schnellstrassen normalerweise nur von schmälere Brücken gequert werden, die ausserdem primär für die Querung von anderer Verkehrsinfrastruktur errichtet worden sind

AG 1988). Danach hat gemäss Auskunft ortszuständiger Jäger das Rotwild erst im Verlauf von mehreren Jahren langsam wieder begonnen, einen Teil der Unterführungen anzunehmen. Die Stückzahl Rotwild, die heute auf die Äsungsflächen im Drautal auswechselt, sei allerdings wesentlich geringer als vor Errichtung der Autobahn (nur rund 5 - 10 %).

Bei den Fährtenerhebungen wurden 7 grössere Brücken (55 - 410 m Breite, aus der Sicht des Wildes) und 5 kleinere Brücken mit einer Breite zwischen 7 und 13 m berücksichtigt. Insgesamt sind zwischen April 1998 und Mai 1999 mehr als 1000 erkennbare Rotwildfährten getrennt nach Wechselrichtung unterhalb der 12 Brücken erhoben worden. Die Daten sind als Mindestwerte einzustufen, da manche Brücken nur sehr geringe Anteile mit günstigen Bodenbedingungen (Erdreich, Sand) mit sichtbaren Fährtenbildern aufweisen (ausser im Winter bei ausreichender Schneelage). Es bestätigt sich, dass die Unterführungen vor allem zum

**Tabelle 4**

**Annahme von Unterführungen (Breite ≥ 30 m) durch Rotwild, Gemse und Wildschwein**

| <b>ROTWILD</b>     |                |                 |               |           |
|--------------------|----------------|-----------------|---------------|-----------|
| Unterführung       | Breite 30<50 m | Breite 50<100 m | Breite ≥100 m | gesamt    |
| ** häufig genutzt  | 1              | 4               | 17            | 22        |
| * selten genutzt   | 8              | 8               | 39            | 55        |
| <b>Σ genutzt</b>   | <b>9</b>       | <b>12</b>       | <b>56</b>     | <b>77</b> |
| <b>GEMSE</b>       |                |                 |               |           |
| Unterführung       | Breite 30<50 m | Breite 50<100 m | Breite ≥100 m | gesamt    |
| ** häufig genutzt  | 1              | 0               | 2             | 3         |
| * selten genutzt   | 2              | 5               | 20            | 27        |
| <b>Σ genutzt</b>   | <b>3</b>       | <b>5</b>        | <b>22</b>     | <b>30</b> |
| <b>WILDSCHWEIN</b> |                |                 |               |           |
| Unterführung       | Breite 30<50 m | Breite 50<100 m | Breite ≥100 m | gesamt    |
| ** häufig genutzt  | 0              | 2               | 4             | 6         |
| * selten genutzt   | 5              | 3               | 7             | 15        |
| <b>Σ genutzt</b>   | <b>5</b>       | <b>5</b>        | <b>11</b>     | <b>21</b> |

und dem Wild im Regelfall keinen hohen Anreiz zur Annahme bieten.

Kontrollerhebungen in verschiedenen Gebieten und Jahreszeiten zeigten, dass Unterführungen mit nur geringer Anzahl an Wildspuren von den befragten Jägern im Regelfall als "nicht angenommen" eingestuft worden sind. Das bedeutet, dass die Werte von Tabelle 4 als "Mindestannahme" durch die Wildarten zu interpretieren sind.

**3.4 Detailstudie: Annahme kleiner Unterführungen durch Rotwild**

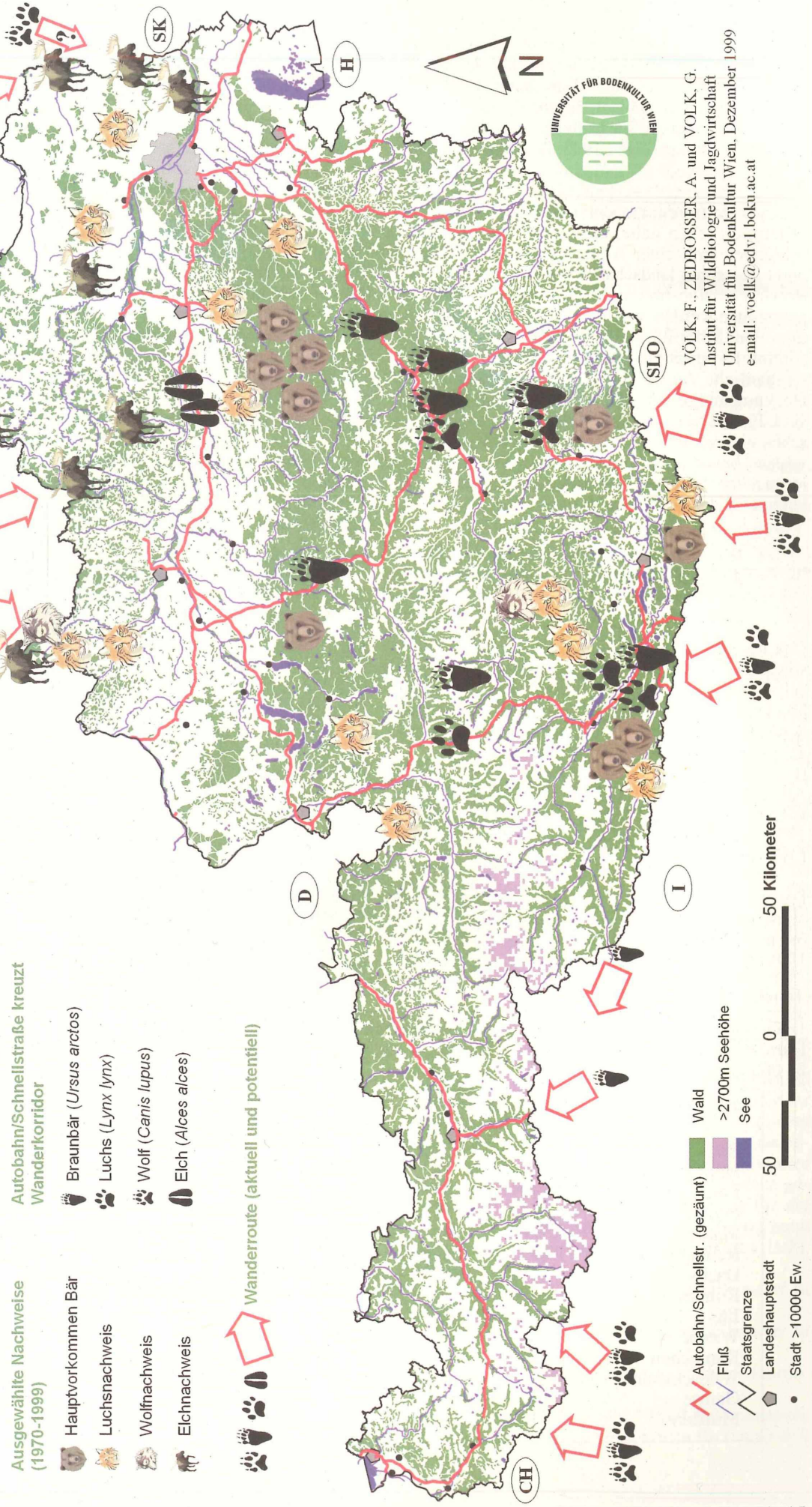
In Mitteleuropa waren bislang nicht ausreichend Daten verfügbar, wie intensiv auch kleinere Unterführungen vom Rotwild in der Kulturlandschaft akzeptiert werden. Nach einer Vorstudie an drei Brücken in den Jahren 1997 und 1998 (KÖPF 1999) haben wir an 22 Terminen verteilt über alle Jahreszeiten Fährtenerhebungen im Bereich der Tauernautobahn (A 10) in Kärnten durchgeführt (Schlussbericht an das Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien: Joham 1999). Dieser Autobahnabschnitt ist im Sommer 1986 nach ungefähr vierjähriger Bauzeit zum Verkehr freigegeben worden (Tauernautobahn

nächtlichen Aufsuchen von Äsungsflächen am Talboden angenommen werden. Die Fährtenbilder bei den kleinen Brücken (geringe Anzahl an Fährten, meist in beide Richtungen) legen nahe, dass es sich um einige wenige Individuen (speziell angepasste Einzelstücke oder "Familiensippen") handelt, die abends aus den Einständen und morgens zurück in die Einstände wechseln. Dabei werden Bauwerke mit beiderseits guter Deckung im Nahbereich bevorzugt, vor allem wenn die Entfernung zur nächstgelegenen Siedlung gering ist (< 500 m). Die höchste Fährtenanzahl wurde zwischen Herbst und Frühjahr registriert.

Diese Ergebnisse unterstützen die schweizerischen Empfehlungen betreffend "Unterführungen für Wild" (Typ IV, die 8 m bis 15 m breit sind; vgl. MÜLLER und BERTHOUD 1995, dort Kapitel 3.3.10): "Huftierarten wie z.B. Rehe, Gemsen, Wildschweine oder Hirsche benutzen nach einer gewissen Anpassungsdauer sehr bereitwillig solche Durchgänge, aber unter der Bedingung, dass die angrenzende Vegetation so naturnah wie möglich gestaltet ist. Vom Bau solcher Unterführungen für die Wechsel der jahreszeitlichen Fernmigrationen von Wildschweinen oder Hirschen wird abgeraten.



# Großraubwild (Bär, Wolf, Luchs), Elch und Autobahnen/Schnellstraßen in Österreich



- Ausgewählte Nachweise (1970-1999)
- Hauptvorkommen Bär
- Luchsnachweis
- Wolfnachweis
- Eichnachweis
- Autobahn/Schnellstraße kreuzt Wanderkorridor
- Braunbär (*Ursus arctos*)
- Luchs (*Lynx lynx*)
- Wolf (*Canis lupus*)
- Elch (*Alces alces*)

Wanderroute (aktuell und potentiell)

- Autobahn/Schnellstr. (gezäunt)
- Fluß
- Staatsgrenze
- Landeshauptstadt
- Stadt >10000 Ew.
- Wald >2700m Seehöhe
- See
- 50 0 50 Kilometer



VÖLK. F. ZEDROSSER, A. und VÖLK. G.  
Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft  
Universität für Bodenkultur Wien, Dezember 1999  
e-mail: voelk@edv1.boku.ac.at

Ihre Nutzung ist zu unsicher, als dass sich ein Durchgang auf solchen Strecken effektiv rentieren würde." Diese Empfehlung unterscheidet sich massgeblich von der französischen Richtlinie, die für "genetischen Austausch" nur halb so grosse Brückenbreiten vorschlägt wie für die häufiger beanspruchten lokalen Wechsel, an die sich das Wild gewöhnen kann (SETRA 1993, dort Synopsis Seite 10).

Ergänzende Informationen von befragten Jägern in Österreich legen nahe, dass sogar grosse Unterführungen (mit einer Breite von mehr als 100 m und einer guten landschaftlichen Einbindung) vom Rotwild nach mehreren Jahrzehnten noch nicht angenommen werden, wenn ihre Lage nicht mit traditionellen Mobilitätsachsen des Wildes übereinstimmt. Es bestätigt sich also, dass nicht nur Grösse, bauliche Ausführung, Siedlungsabstand und Deckungsmöglichkeiten von grosser Bedeutung sind. Es ist ebenso wichtig, Details über die historischen und rezenten Wanderkorridore des Wildes zu wissen, bevor man Entscheidungen über die Situierung von Wildquerungshilfen trifft – möglichst bereits bei der Trassenwahl.

### 3.5 Hinweise auf wichtige Wanderkorridore durch den Nachweis seltener Wildarten in Österreich (Braunbär, Luchs, Wolf, Elch)

Das historische und aktuelle Vorkommensgebiet sowie die Wanderungen und jahreszeitlichen Wechsel seltener Wildarten (Grossraubwild und Elch) können in Österreich gut überprüft werden, weil deren Ausrottung oder zumindest deren nunmehrige Wiederkehr relativ gut dokumentiert sind (PROMBERGER und SCHRÖDER 1993, AESCHT et al. 1995, HUBER 1995, MRLIK 1995, RAUER 1995, STEINER 1995, ZEDROSSER 1996, ARBEITSGEMEINSCHAFT BRAUNBÄR LIFE 1997).

Das plötzliche Auftauchen dieser Arten verursacht meist kontroverielle Diskussionen, die zu erhöhter öffentlicher Aufmerksamkeit führen (AESCHT et al. 1995). Deshalb wird über Nachweise solcher Tier-

arten intensiv berichtet, insbesondere in lokalen und regionalen Zeitungen. Solche schriftlichen Informationen können auch nachträglich gut recherchiert und dann systematisch überprüft werden, um traditionelle oder aktuell noch existierende Wanderrouen zu identifizieren (z.B. KACZENSKY 1996, ZEDROSSER und VÖLK 1999). Eine Dokumentation ausgewählter Wanderrouen befindet sich in Abb. 2 (incl. künftiger potentieller Wanderkorridore, die sich aus ehemaligen Vorkommensnachweisen ableiten lassen). Diese Rouen werden von den häufiger vorkommenden Schalenwildarten (und insbesondere vom Rotwild) gleichermassen genutzt, weil es meist die letzten noch verbliebenen günstigen Wanderkorridore für scheues Wild sind.

Trotz der beiden Elchnachweise südlich der Donau (jeweils Verkehrsfallwild, einmal auf der Westautobahn A 1, einmal auf der Westbahnstrecke) und trotz der Luchsnachweise sowohl nördlich als auch südlich der Donau, gibt es bisher keinen Hinweis darauf, dass noch ein nennenswerter wildökologischer Zusammenhang bei diesen selten vorkommenden Wildarten durch Fernwechsel zwischen Alpenraum und bayerisch-tschechischen Berggebieten existiert.

### 3.6 Schalenwild-Verkehrsverluste – ein Indikator für Wanderrouen?

Eine ergänzende Erhebung, an welchen Stellen national bedeutsame Wechselrouen des Wildes das Strassennetz queren, war wenig ergiebig: die Analyse von Wildunfall-Statistiken. Wir haben diese überprüft, um Häufungsstellen an ungezäunten Strassen entlang der Autobahnen und Schnellstrassen herauszufiltern. Die betroffenen Wildarten werden aber in den Unfallberichten nicht angegeben. Sehr viele Unfälle passieren aber mit dem territorialen Rehwild, das offenkundig die Strasse "unvorsichtig" überquert (zum Beispiel mehrmals täglich auf dem Weg zwischen Nahrungsquelle und Deckung). Somit repräsentieren Häufungsstellen (dokumentiert zum Beispiel durch KNOFLACHER 1980 und 1981 sowie KOFLER 1983 und 1993) in erster Linie tägliche Wechsel und sind kein sehr guter Indikator für (Fern-) Wanderkorri-

**Tabelle 5**

**Österreichische Strassenfallwild- und Abschuss-Statistik 1996/97 and 1997/98 und Anteil Strassenfallwild ausgedrückt in % des Abschusses** (Daten: OESTAT 1998); Gesamtfläche von Österreich: ca. 83 000 Quadratkilometer

| <i>Pro Jagdjahr:</i> | <i>Strassenfallwild</i> |                | <i>Abschuss</i> |                | <i>Fallwild-%<br/>ø beider Jahre</i> |
|----------------------|-------------------------|----------------|-----------------|----------------|--------------------------------------|
|                      | <i>1996/97</i>          | <i>1997/98</i> | <i>1996/97</i>  | <i>1997/98</i> |                                      |
| Reh                  | 35.318                  | 34.706         | 224.200         | 222.235        | <b>15,7</b>                          |
| Feldhase             | 29.099                  | 36.243         | 123.877         | 182.823        | <b>21,3</b>                          |
| Fasan                | 10.879                  | 12.495         | 144.268         | 193.939        | <b>6,9</b>                           |
| Fuchs                | 1.416                   | 1.552          | 55.915          | 51.972         | <b>2,8</b>                           |
| Marder               | 728                     | 842            | 22.963          | 22.812         | <b>3,4</b>                           |
| Rebhuhn              | 677                     | 570            | 6.962           | 8.095          | <b>8,3</b>                           |
| Dachs                | 617                     | 741            | 6.340           | 6.521          | <b>10,6</b>                          |
| Rothirsch            | 437                     | 428            | 36.654          | 35.665         | <b>1,2</b>                           |
| Iltis                | 293                     | 297            | 5.906           | 6.139          | <b>4,9</b>                           |
| Wiesel               | 282                     | 303            | 20.034          | 27.825         | <b>1,2</b>                           |
| Kaninchen            | 208                     | 190            | 2.086           | 2.094          | <b>9,5</b>                           |
| Wildschwein          | 139                     | 112            | 12.667          | 10.763         | <b>1,1</b>                           |
| Gemse                | 65                      | 47             | 26.916          | 26.193         | <b>0,2</b>                           |
| Mufflon              | 10                      | 5              | 1.438           | 1.364          | <b>0,5</b>                           |

dore von nationaler Bedeutung. Wildarten mit ausgeprägterem saisonalem Wechselverhalten (wie Rot-, Gams oder Schwarzwild) sind in wesentlich geringerem Ausmass in Verkehrsunfälle verwickelt, wie aus der offiziellen Fallwildstatistik ersichtlich ist (1-10, vgl. Tabelle 5). Die Fallwildstatistik erlaubt allerdings keine räumliche Zuordnung des Fallwildes (Unfallhäufungsstellen) zu einzelnen Strassenabschnitten.

Um besser verwertbare Informationen zu bekommen, befragten wir die ortskundigen Jäger (anhand eines weiteren Fragebogens, vgl. Anhang 5), wo die wichtigsten Wild-Wanderkorridore liegen und wo Verkehrsunfälle mit Schalenwild Probleme verursachen (und zwar auf Strassen parallel zu gezeigten Autobahnen und Schnellstrassen). Aber diese zusätzlichen Beschreibungen von "Wanderkorridoren" erwiesen sich ebenso als Häufungsstellen von Strassenfallwild, die primär Rehwildunfälle betreffen und deshalb wieder nicht Fernwanderkorridore repräsentieren. Somit werden wir in weiterer Folge versuchen, Strassenabschnitte mit Rot- und Schwarzwild-Unfallhäufungsstellen herauszufiltern, um allenfalls weitere relevante Korridore zu identifizieren.

#### Kritische Anmerkung zur Strassenfallwildstatistik:

Die Anzahl Strassenfallwild ist in Österreich seit dem Beginn der systematischen Aufzeichnungen (1978) kontinuierlich angestiegen. Die Meldungen erfolgen erst seit 1980 einigermassen vollständig (detaillierte Hinweise siehe VÖLK 1998). Die Prozentsätze je Wildart und die Trends haben sich aber in den vergangenen 20 Jahren nicht nennenswert verändert. Aber solche Strassenfallwildstatistiken können aus mehreren Gründen unvollständig sein: Tiere können getötet werden, aber nicht aufgefunden; sie können getötet und aufgefunden werden, aber statistisch nicht erfasst; sie können erst einige Zeit später (und manchmal weitab der Strasse) werden und deshalb nicht als Strassenfallwild erfasst werden; oder es können Tiere gemeldet werden, die gar nicht Opfer des Strassenverkehrs geworden sind (primär Schalenwild, vor allem Rehwild): das kann vorkommen, wenn die örtlichen Jäger die behördlich vorgeschriebenen Abschusspläne (z.B. bei relativ hohen Abschussquoten wegen hoher Wildschäden) nicht erfüllen wollen. Wenn solche Meldungen ("Papier-Fallwild") vorgenommen werden, erspart man sich die Tätigkeit des Abschusses der entsprechenden Anzahl an Stücken Schalenwild. Dieser Missbrauch ist aufgrund unterschiedlicher Jagdgesetze und Richtlinien für die Abschussplanung derzeit nur in Ostösterreich möglich (vgl. VÖLK 1998) und kommt – wie Detailanalysen nahelegen – am häufigsten bei weiblichen Stücken und Nachwuchsstücken des Rehwildes vor, die vermutlich zum Teil auch anstatt von überfahrenen Rehböcken gemeldet werden.

Allerdings zeigt ein Vergleich der jagdstatistischen Daten mit einigen österreichischen Nachbarländern (wo die Prozentsätze des Strassenfallwildes ganz ähnlich sind auch wenn keine solchen Missbrauchsmöglichkeiten gegeben sind), dass die Fehlangaben aufgrund der spezifisch österreichischen Meldepraxis auf die Grössenordnung des Strassenfallwildes keinen so gravierenden Einfluss

haben dürften, wie bisweilen vermutet wird (Vergleichswerte z.B. in BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT, 1995, DJV-Handbuch 1997, S. 105 ff. sowie ELLIGER und PEGEL 1996). Lediglich in Einzelfällen, die lokal begrenzt sind, könnte es durch Fehlangaben Anlass zu falschen Interpretationen geben. Es ist jedenfalls darauf hinzuweisen, dass die aufgezeigten jagdstatistischen Ungereimtheiten im Hinblick auf eine realistische Einschätzung der Gesamtdimension der Problematik von völlig untergeordneter Bedeutung sind.

## 4. Diskussion, Konsequenzen und Ausblick

### 4.1 Mindestanforderungen bisher international uneinheitlich

Die wildökologische Eignung potentieller Querungsmöglichkeiten (Brücken, Tunnel) zur Überwindung der übergeordneten gezeigten Verkehrsinfrastruktur durch Wildtiere ist in den vergangenen rund 25 Jahren immer mehr ins Blickfeld des wissenschaftlichen Interesses gerückt. In der Fachliteratur können Empfehlungen betreffend Lage und Dimensionierung von Querungsbauwerken für Wild ab den Achtzigerjahren gefunden werden (z.B. OLBRICH 1984). Seit damals wurde die Forschung auf diesem Sektor in vielen Industrieländern erheblich intensiviert (vor allem in den Niederlanden, Frankreich und der Schweiz) und Empfehlungen über spezielle Bedürfnisse verschiedener Wildarten erarbeitet sowie allgemeine Forderungen für Grünbrücken aufgestellt (z.B. PFISTER et al. 1998). Spezielle Bauwerkstypen für Wildarten (-gruppen) werden zum Beispiel empfohlen und detailliert beschrieben in MUELLER/BERTHOUD (1995). Es gibt allerdings bisher selbst innerhalb der Fachexperten keine einheitlichen Auffassungen über die Mindeststandards betreffend die notwendigen Bauwerkgrössen. Durch die COST-Action 341 ("Habitat fragmentation due to transport infrastructure") gibt es nunmehr aber eine formelle Plattform, die für die kommenden Jahre eine wesentlich bessere internationale Akkordierung der Empfehlungen zumindest für den europäischen Raum erhoffen lässt.

Einen ersten Überblick über die unzureichende Durchlässigkeit des übergeordneten Strassennetzes eines ganzen Landes hat RIGHETTI (1997) für die Schweiz erarbeitet, aber die zugrundeliegenden Mindeststandards liegen nicht in parametrisierter Form vor. Und bis heute gibt es keine international akkordierten Standards zur "Mindestdurchlässigkeit" für das übergeordnete Strassennetz, wie dies zum Beispiel in SETRA (1993) für Frankreich gefordert worden ist. Als Mindestforderung für die Anzahl an Querungsmöglichkeiten für Wild hatte man vormals festgeschrieben (siehe SETRA 1993, Seite 16):

\* eine Passage jeweils alle 2 bis 3 Kilometer in stark bewaldeten Zonen,

\* eine Passage jeweils alle 10 bis 15 Kilometer in gering bewaldeten Zonen.

Diese Ansprüche sind dann aufgrund der Erfahrungen erhöht worden auf:

\*\*eine Passage generell alle 1 bis 3 Kilometer, wo grosse Säugetierarten vorkommen (in Frankreich

in erster Linie die Schalenwildarten). Anzumerken ist allerdings, dass man in Frankreich im Europavergleich bislang minimalistische Anforderungen an die Grösse von Einzelbauwerken für das Schalenwild gestellt hat (siehe ebenfalls SETRA 1993).

#### **4.2 Geschichte der Problemwahrnehmung in Österreich**

In Österreich ist vor allem die Problematik des Strassenfallwildes bereits seit Ende der Sechzigerjahre intensiv diskutiert worden (Überblick z.B. in RUDELSTORFER 1981). In den Achtzigerjahren wurden einige Forschungsarbeiten zum besseren Verständnis der Zusammenhänge durchgeführt (z.B. KNOFLACHER 1980 und 1981, KOFLER 1983 und 1993). Und einige Gutachten über die Auswirkung von Verkehrsinfrastruktur auf Wild wurden erstellt (z.B. DIEBERGER 1983, FELLINGER 1987, VÖLK 1991, GLITZNER et al. 1998). Die Barrierewirkung des gezäunten Strassennetzes ist aber erst Mitte der Neunzigerjahre in der Öffentlichkeit verstärkt diskutiert worden (z.B. HOLZMANN 1995, FÜRST 1997, PFEIFER und ASTE 1997, VÖLK et al. 1998, UNIVERSUM 1999, SCHWARZL und HECKL 2000). Zur selben Zeit entwickelte eine Gruppe von Experten eine neue bundesweite Richtlinie zur Vermeidung von Verkehrsunfällen mit Wild, die erstmals auch ein kurzes Kapitel über Querungshilfen für "Haarwildarten" enthielt (siehe Rückseite von Blatt 4 der überarbeiteten RVS 3.01; FORSCHUNGSGESELLSCHAFT FÜR DAS VERKEHRS- UND STRASSENWESEN 1997; siehe auch FÜRST 1997). Aber die Anwendung der Richtlinie verursachte Probleme, weil keine Anweisung enthalten war, woran sich die konkrete Entscheidung vor Ort über die Lage und über die Mindestanzahl an wildspezifischen Querungshilfen jeweils zu orientieren hat.

Deshalb hat das zuständige Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten nunmehr die gegenständliche Studie in Auftrag gegeben, um die wichtigsten Wanderkorridore und saisonalen Mobilitätsachsen der Grosswildarten in und durch Österreich zu identifizieren. Daraus werden auch die Mindestanforderungen an Querungshilfen abgeleitet (VÖLK et al. 1998, VÖLK und GLITZNER 1998 und 1999 sowie VÖLK et al. 1999). Eine bessere Koordination mit den Planern anderer Verkehrsträger (z.B. Bahnlinien, Wasserstrassen) ist dringend notwendig (vgl. auch die Hinweise in Kapitel 4.4.1 bezüglich Donaukorridor). Aber für die zuständigen Behörden in Österreich ist es schwierig, ihre Verantwortung betreffend Lebensraumzerschneidung in vollem Umfang wahrzunehmen, weil die Kompetenzen der Ministerien stark gesplittet sind (unterschiedliche Kompetenzen für Strassen, Bahnlinien, Wasserstrassen und Umwelt).

#### **4.3 Anmerkung zu Arbeitsumfang und Methodik der Studie**

Die erhebliche Reduktion des kalkulierten Projektbudgets für die vorliegende Studie machte es notwendig, sich bei den Erhebungsarbeiten auf Bauwerke mit der höchsten Relevanz für Wild zu be-

schränken. Die Kriterien für die Auswahl dieser Bauwerke wurden aus wissenschaftlicher Fachliteratur und Expertenwissen über das Verhalten von Wildtieren gegenüber Unterführungen und Überführungen abgeleitet, z.B. WARD et al. 1976, REED 1981, WARD 1982, OLBRICH 1984, SINGER et al. 1985, BALLON 1987, MAIZERET und CAMBY 1987, HUNT et al. 1989, BENNET 1991, WÖLFEL und KRÜGER 1991 und 1995, SETRA 1993, CONRADY et al. 1993, MÜLLER und BERTHOUD 1995, BURGLIN 1995, BROEKHUIZEN und DERCKX 1996, KACZENSKY et al. 1997, JONOZOVIC et al. 1997, KNEITZ und OERTER 1997, PFISTER et al. 1998. Auf analoge Weise wurden die zu erfassenden wildökologisch relevanten Parameter für die Beurteilung der Bauwerke und ihres Umfeldes gewählt sowie jeweils in Klassen eingeteilt, um die Freilandhebungen zu vereinfachen (vgl. VÖLK und GLITZNER 1998; diverse Erhebungsformulare und Fragebögen siehe auch Anhang). Die Ergebnisse der Befragung orstkundiger Personen werden dann möglichst zu jeder Jahreszeit mindestens ein Mal vor Ort überprüft. Eine häufigere Überprüfung erfolgt auf "Mangelstrecken" (vgl. Kapitel 3.2.4), auf denen voraussichtlich ein Nachrüstungsbedarf gegeben sein wird, um die gegenwärtig bereits zu starke wildökologische Barrierewirkung zu reduzieren.

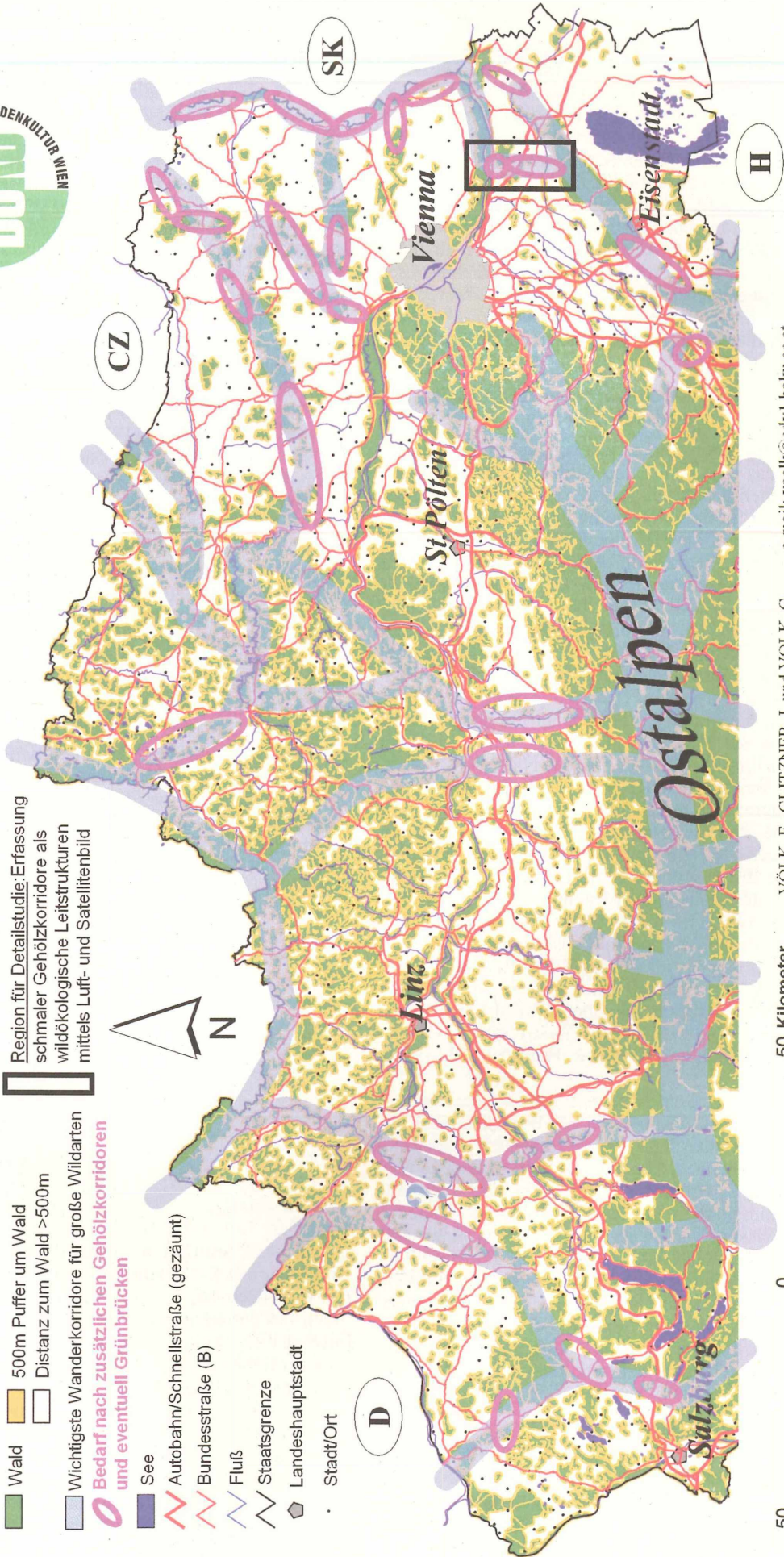
#### **4.4 Vorläufige Konsequenzen aus den Zwischenergebnissen**

##### **4.4.1 Unterschied Berggebiete - Flachland**

Die räumliche Verteilung der vorhandenen Querungsmöglichkeiten in Österreich und deren Nutzbarkeit als Korridor für Wildtiere signalisieren Probleme. Die Zwischenergebnisse zeigen, dass vor allem die gezäunten Autobahnen und Schnellstrassen in Nord- und Ostösterreich, insbesondere im waldärmeren Flachland und in Wechselwirkung mit der landwirtschaftlichen Intensivnutzung, massive Wechselhindernisse für die Indikatorarten darstellen. Das gilt besonders für den langgestreckten Donaukorridor, der in Österreich eine der längsten und am stärksten ausgeprägten wildökologischen Barrieren darstellt. Nicht nur wegen der teilweise schwer überwindbaren Uferbefestigungen in Form von grobblockigen Steinwürfen, sondern vor allem auch wegen der in unterschiedlichem Abstand parallel zur Donau verlaufenden Hauptverkehrsachsen (Westautobahn A 1, Westbahn und mehrere Bundesstrassen).

Generell bilden die hohe Dichte menschlicher Siedlungen sowie ausgedehntere Gebiete mit geringer Bewaldung wichtige zusätzliche Hindernisse für das freie Wechseln stärker waldgebundener Wildarten. Konsequenterweise sind deshalb auch raumplanerische Rücksichtnahmen einzufordern, um bessere "Deckungskorridore" (zumindest schmale Gehölzstreifen zwischen "Waldinseln" zu sichern und wiederherzustellen, besonders in den grösseren landwirtschaftlichen Intensivgebieten Nord- und Ostösterreichs (siehe Abb. 3 sowie VÖLK et al. 1999, VÖLK und GLITZNER 1999 und den Kurzbericht über das vom Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität

# Lebensraumvernetzung für waldegebundene Großwildarten Bedarf nach Wiedervernetzung in Nord- und Ostösterreich (Entwurf)



Region für Detailstudie: Erfassung schmaler Gehölkzkorridore als wildökologische Leitstrukturen mittels Luft- und Satellitenbild

Wald  
500m Puffer um Wald  
Distanz zum Wald >500m  
Wichtigste Wanderkorridore für große Wildarten  
Bedarf nach zusätzlichen Gehölkzkorridoren und eventuell Grünbrücken

See  
Autobahn/Schnellstraße (gezäunt)  
Bundesstraße (B)  
Fluß  
Staatsgrenze  
Landeshauptstadt  
Stadt/Ort

50 0 50 Kilometer

VÖLK. F., GLITZNER, I. und VOLK, G.  
Universität für Bodenkultur Wien, Jan. 2000  
e-mail: voelk@edv1.boku.ac.at  
Inst. für Wildbiologie und Jagdwirtschaft

für Bodenkultur Wien organisierte themenspezifische Workshop im Kurzartikel von SCHWARZL und HECKL 2000; siehe auch Kapitel 4.4.5). Mit Eigenmitteln der Universität für Bodenkultur Wien wird deshalb im Rahmen einer interdisziplinären Detailstudie in der Region südöstlich von Wien die Verwendbarkeit von Luftbildern und künftighin auch hochauflösenden Satellitenbildern zur systematischen Erfassung schmaler Gehölzkorridore untersucht, die auf handelsüblichem Kartenmaterial (z.B. im Massstab 1:50 000) nicht enthalten sind (VÖLK et al. 2000). In den Berggebieten hingegen gibt es nur lokal Probleme, wo die Verkehrsachsen über längere Strecken am Talboden verlaufen und die vorhandenen Brücken wildökologisch ungünstig situiert sind (z.B. im Unterinntal in Tirol).

#### **4.4.2 Alpen-Karpaten-Korridor ist unterbrochen**

Wien wird von einem Netz von Autobahnen umgeben, das eine mehrfache wildökologische Barriere zwischen den Alpen und den Karpaten (Slowakei) darstellt. In dieser Region wird es unbedingt erforderlich sein, die Barrierewirkung der bestehenden Strassen zu verringern. Auf österreichischer Seite verläuft der vermutlich einzige wiederherstellbare Korridor südöstlich von Wien (Verlauf des Korridors siehe Abb. 3; Autobahnbezeichnungen siehe Abb. 1): kommend von der Steiermark (Hochwechsel), die Südautobahn (A 2) querend nächst Schäffern, via Burgenland (Rosaliengebirge - Leithagebirge), die Mattersburger Schnellstrasse (S 4) querend in der Nähe von Sigless und die Eisenstädter Autobahn (A 3) querend in der Nähe von Müllendorf, weiter Richtung Donau, die Ostautobahn (A 4) querend in der Nähe von Arbesthal sowie die Bundesstrasse (B 9) nächst Maria Ellend (die zweite Wechsellmöglichkeit nordöstlich vom Neusiedlersee direkt Richtung Marchmündung weist für das Wild relativ hohen Raumwiderstand auf). Für das Schalenwild ist die Donauüberquerung nach wie vor möglich (und findet statt im Bereich "Hirschensprung"), von wo das Wild durch den Nationalpark Donauauen Richtung Osten weiter wechseln kann bis zum schmalen Waldstreifen nächst der March (Grenzfluss zur Slowakei) und von dort weiter in Richtung Karpaten (HOLZMANN 1995).

Das erste geeignete Bauwerk zur Querung der slowakischen Autobahn (E 65 von Bratislava nach Brno) dürfte allerdings erst weit nördlich an der slowakisch-tschechischen Grenze liegen (Brücke über die March). Um dies zu überprüfen, haben wir eine Zusammenarbeit mit der slowakischen Akademie der Wissenschaften in Bratislava begonnen (Dr. Eva KALIVODOVA) und nunmehr gemeinsam einen Projektantrag eingereicht, um die Durchlässigkeit der Landschaft und der E 65 konkreter zu untersuchen. Dabei werden die bereits entwickelten österreichischen Erhebungsblätter verwendet, um eine vergleichbare Informationsstruktur sicherzustellen.

#### **4.4.3 Rheintal bildet eine massive Barriere**

Ein gravierendes Problem sind auch die beiden parallelen Autobahnen im stark entwaldeten Rheintal beiderseits der Staatsgrenze von Österreich (in Vor-

arlberg und St. Gallen/CH) in Kombination mit dem hart regulierten Rhein. Dadurch werden traditionelle Wildwanderungen zwischen den Waldgebieten in den Gebirgen der beiden Länder verhindert. Die vorhandenen Querungsmöglichkeiten werden von den grossen Wildarten nicht genutzt, weil sie zu schmal oder zu nahe bei menschlichen Siedlungen oder nur für die Querung anderer Verkehrsträger gebaut worden sind. Wir haben Informationen gesammelt, wo von der schweizerischen Seite zum Rhein her noch Wanderungen des Wildes möglich sein könnten.

Derzeit wird in St. Gallen eine Grünbrücke im Bereich "Rüthi" gebaut (BiCon AG 1995), aber ohne Abstimmung mit den österreichischen Jagdbehörden bezüglich der "Anschlüsse" für Wild in Vorarlberg. Es ist also nach Lösungen zu suchen, um in Zukunft mindestens einen Korridor für Wildwechsel zwischen den Berggebieten wiederherzustellen. Solch ein Korridor scheint nach gemeinsamer Besichtigung in der Schweiz mit dem Jagdinspektor von St. Gallen (Christian Rühlé, pers. Mitt. 1999) und nach Kontaktaufnahme mit der Jägerschaft in Vorarlberg am ehesten über Österreich und das Fürstentum Liechtenstein realistisch, sofern dort der schmale Agrargürtel nicht als Bau- oder Industrieland umgewidmet wird (insbesondere vom Gebiet zwischen Mauren und Eschen bis hin zum Berggebiet im Ostteil des Landes). Die neue Grünbrücke mündet zunächst auf österreichischer Seite allerdings für Rotwild in eine "Freizone", in der nach aktueller jagdgesetzlicher Regelung ganzjährig keinerlei Rotwild toleriert werden darf (Abschusspflicht ohne Schonzeit). Auch diese Regelung müsste abgeändert werden, um eine wesentliche Funktion der teuren Grünbrücke, die Wiederherstellung eines Rotwildwechsels zwischen zwei Berggebieten, nicht 100 m weiter östlich sofort wieder in Frage zu stellen.

Es erscheint allerdings nicht ausreichend, wildökologische Erfordernisse immer nur in solchen speziellen Einzelfällen herauszuarbeiten. Deshalb bemühen wir uns, das Problembewusstsein bei den Planern generell zu schärfen und einfache Trassenbeurteilungen bereits in frühen Planungsstadien zum Standard zu erheben (vgl. Kapitel 4.4.4. und 4.4.5).

#### **4.4.4 Schaffung einer „Faustzahl“ für Lebensraumzerschneidung**

Die am Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien vorliegenden Erfahrungen mit Umweltverträglichkeitsprüfungen (z.B. VÖLK 1999a und 1999b) zeigen, dass vor allem bei der Planung, teilweise aber auch noch bei der Beurteilung von Verkehrsinfrastrukturvorhaben die Bedeutung unzerschnittener Wildlebensräume nicht ausreichend gewürdigt wird. Das liegt nicht zuletzt daran, dass es bisher keine allgemein gebräuchlichen Richtwerte ("Faustzahlen") für die Zerschneidungswirkung einer Trasse gibt. Um dieses Manko zu verringern und bewusstsensbildend zu wirken, ist dringend zu empfehlen, den Projektwerbern von Verkehrsinfrastrukturvorhaben künftig eine einfache Faustzahl zur eigenständigen Bewertung der Zerschneidungswirkung

zu planender Verkehrswege anzubieten. Diese Zahl soll stärker ins Bewusstsein rücken, dass zusammenhängende Lebensräume für Wild (mit der Flächenwidmung "Grünland", seien es Waldflächen oder landwirtschaftlich genutzte Flächen) ein begrenztes und in hohem Masse schützenswertes Gut darstellen. Empfehlung: als "zusammenhängend" sollten Wildlebensräume jedenfalls dann eingestuft werden, wenn sie nicht durch Strassen mit einem durchschnittlichen täglichen Verkehr von mehr als 2000 Fahrzeugen oder durch wichtige Bahnlinien durchschnitten werden (Forststrassen und landwirtschaftliche Güterwegen stellen im Regelfall für grössere Tierarten keine gravierende Barriere dar).

Die bisherige Planungspraxis zeigt, dass aufgrund der starken Gewichtung menschlicher Bedürfnisse (Lärmschutz usw.) bereits bei der Trassensuche für übergeordnete Verkehrsträger auf wildökologisch wichtige Gebiete abseits der Ortschaften ausgewichen wird, weil eine siedlungsferne Trassenlage natürlich bei der Bevölkerungsmehrheit im dichter besiedelten Bereich weniger Widerstand provoziert. Im Flachland werden ausserdem oft Trassen entlang von Gemeindegrenzen favorisiert, weil diese Lage meist eine weniger schwerwiegende Zerstückelung von landwirtschaftlichen Betrieben und damit geringere Kosten für Ausgleichsmassnahmen zur Folge hat. Genau in solchen Zonen liegen aber in der intensiv genutzten Kulturlandschaft oft die relativ grössten und qualitativ wertvollsten (ungestörten) Wildtier-Habitate. Wenn eine wildökologisch solchermassen ungünstig liegende Trasse gleichzeitig noch wichtige Fernwanderkorridore des Wildes durchschneidet, verursacht dies oft überdurchschnittlich hohe Kosten für wildspezifische Ausgleichsmassnahmen. Diese Kosten könnten teilweise erheblich verringert werden, wenn bereits in frühen Planungsstadien die Bedürfnisse des Wildes erkannt, stärker berücksichtigt und auch in die Trassenwahl einfließen würden.

Um im Rahmen der Trassenwahl auch bei geringem wildökologischem Kenntnisstand eine Groborientierung zu ermöglichen, schlagen wir zu diesem Zweck keine detailreiche qualitative Lebensraumbewertung vor, sondern als Faustzahl lediglich ein leicht verständliches „**Fragmentierungsprozent**“, das sich anhand folgender Formel errechnen lässt:

$$\text{„}100 - (\text{Fläche gross} - \text{Fläche klein}) \times 100 / \text{Fläche gesamt}\text{“}$$

Das bedeutet in Worten: 100 minus (Fläche des nach der Teilung durch die Trasse grösseren verbleibenden zusammenhängenden Wildlebensraumes minus der Fläche des nach der Teilung durch die Trasse kleineren verbleibenden zusammenhängenden Wildlebensraumes) mal 100 dividiert durch die Gesamtfläche (= grösserer + kleinerer Wildlebensraum; Flächenangabe z.B. in Hektar oder Quadratkilometer). Das Ergebnis ist ein Wert zwischen 0 und 100, wobei ein Fragmentierungsprozent von 100 eine Durchschneidung des Wildlebensraumes in zwei genau gleich grosse Teile bedeutet (und die Subtraktion in der Klammer ergibt deshalb Null). Je niedriger das Fragmentierungsprozent ist, desto weniger wird von einem bisher zusammenhängen-

den Lebensraum "weggeschnitten". Ein hoher Wert ist meist wildökologisch negativer zu beurteilen als ein niedriger, weil das ein Hinweis auf eine starke Verkleinerung bislang zusammenhängender Lebensräume ist. Wenn hingegen durch einen Verkehrsträger ein abgetrennter kleiner Teillebensraum vollständig vom benachbarten grossen Lebensraum isoliert würde, kann auch ein niedriges Fragmentierungsprozent sehr negative Folgen haben, sofern sie nicht durch Ausgleichsmassnahmen (z.B. Grünbrücken) gemildert werden. Über die Beeinträchtigung wichtiger Rückzugsgebiete und Mobilitätsachsen des Wildes ist in solch einer Faustzahl natürlich keine Information enthalten. Dazu bedarf es weiterer Detailinformationen, die in Österreich künftig ebenfalls standardisiert werden sollten (Kapitel 4.4.5).

#### 4.4.5 Optimierung von Planungsprozess und Umweltverträglichkeitsprüfung

Um das Problembewusstsein für die Bedeutung zusammenhängender Lebensräume bei Behörden, Planungsbüros und im universitären Bereich zu steigern und um die Bereitstellung von Daten und Informationen über Wildvorkommen und deren Lebensräume bei der Planung von Strassen zu vereinfachen, haben wir an der Universität für Bodenkultur Wien ein Workshop organisiert mit dem Titel "Entwicklung wildökologischer Standards für Planung, Bau und Erhaltung von Strassen zur Sicherung ausreichender Wechselmöglichkeiten für Wildtiere" (im November 1999, Mitveranstalter: Österreichisches Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten; vgl. den Kurzbericht von SCHWARZL und HECKL 2000).

Diese Aktivitäten sollen dazu beitragen, bei künftigen UVP-Verfahren bessere und überregional auch möglichst gut vergleichbare Beurteilungsgrundlagen zur Verfügung zu haben, um den damit befassten Sachverständigen ein effizienteres Arbeiten zu ermöglichen und die Verfahrensdauer nicht durch Nachforderungen seitens der Gutachter unnötig in die Länge zu ziehen. Diese Empfehlungen werden auch Angaben beinhalten, in welcher der vier Projektphasen die jeweilige Information vom Projektwerber bereitgestellt werden sollte (Machbarkeitsstudie, Vorprojekt, Einreichprojekt, Bauprojekt; erster Entwurf vgl. Anhang 5). Die Hauptergebnisse des Workshops (Checklisten incl. Erläuterungen) samt Angaben, bei welchen Informanten die jeweils erforderlichen Auskünfte oder Daten am leichtesten erhältlich sein könnten, werden im nächsten Zwischenbericht des Forschungsprojektes enthalten sein (VÖLK et al., in Vorbereitung). Dieser Bericht wird ab etwa März 2000 beim Auftraggeber (Österreichisches Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten, Wien) erhältlich sein.

#### 4.5 Perspektiven

Der Schlussbericht der gegenständlichen Projektes (geplant für Frühjahr 2001; Zwischenbericht VÖLK und GLITZNER 1998) wird Informationen über die wichtigsten Wanderkorridore und Mobilitätsachsen der Grosswildarten in und durch Österreich enthalten, insbesondere für die beiden bedeutenden Indikator-Artengruppen Schalenwild und Grossraubwild. Weiters wird die aktuelle Durchläs-

sigkeit des Hauptverkehrsnetzes für Wild dokumentiert und es werden im Bereich von "Mangelstrecken" Empfehlungen gegeben für die effizienteste Situierung und bauliche Ausführung von Querungshilfen für Wild (vgl. INFRA ECO NETWORK EUROPE 1998).

Um Planungsprozesse optimaler zu gestalten, werden Leitlinien für die Informationsbereitstellung über Wild bei der Planung von linearer Verkehrsinfrastruktur bereitgestellt (Checklisten für die Umweltverträglichkeitsprüfung, in welcher Projektphase welche wildökologischen Informationen vom Projektwerber bereitzustellen sind und wo die jeweils bestgeeigneten Informationsquellen sind; vgl. auch Kurzbericht von SCHWARZL und HECKL 2000). Die Ergebnisse der Studie sind auf Antrag des Österreichischen Bundesministeriums für Wissenschaft und Verkehr auch freigegeben worden, um im Rahmen der COST-Action 341 ("Habitat fragmentation due to transport infrastructure") in das geplante "European Handbook for de-fragmentation" einzufließen - als Beitrag für die gemeinsame Entwicklung und europaweite Harmonisierung von Standards bezüglich Wild-Wechselkorridore.

## 5. Zusammenfassung

Als Auftragnehmer des Österreichischen Bundesministeriums für wirtschaftliche Angelegenheiten beurteilt das Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien derzeit die Barrierewirkung des gezeigten Autobahn- und Schnellstrassennetzes (rund 2000 km; Projektlaufzeit 1998 bis 2001). Hauptziel der Studie ist es, den Bedarf an Grünbrücken oder anderen Querungsmöglichkeiten für Wild zu ermitteln. Die Empfehlungen werden abgeleitet aus zwei Beurteilungsgrundlagen:

1. Von den bestehenden Querungsmöglichkeiten (3488 Brücken und Tunnel) werden die wildökologisch wichtigen herausgefiltert und beschrieben;
2. Traditionelle Mobilitätsachsen des Wildes in und durch Österreich (Fernwanderungen und saisonale Wechsel) werden dokumentiert, insbesondere jene von internationaler Bedeutung, vgl. Abbildung 2; Karten für häufig vorkommende Schalenwildarten werden erst erstellt).

Als Hauptindikatorarten (-gruppen) wurden gewählt: Grossraubwildarten (Braunbär, Luchs und Wolf) und Schalenwildarten (primär Rotwild, weiters Gemse, Wildschwein, Elch und Reh). Die Informationen von Jägern und Naturschützern über Wechsel-Korridore (gesammelt mittels Fragebogen) werden evaluiert und im Freiland überprüft. Die wichtigsten grösseren Bauwerke (465 Brücken  $\geq 30$  m breit und 78 Tunnel) werden systematisch nach wildökologischen Kriterien beurteilt bezüglich Lage, Grösse, baulicher Ausführung und Einbindung in die Landschaft.

Zwischenergebnisse: Rehwild nutzt nahezu alle systematisch erfassten Brückenbauwerke ( $\geq 30$  m breit). Die anderen Schalenwildarten nehmen Querungsmöglichkeiten in beschränkterem Ausmass und wesentlich selektiver an. Unterführungen mit einer Breite von mehr als 100 m werden von Rotwild, Gamsen und Wildschweinen erheblich öfter

angenommen als kleinere. Abgesehen von der Situierung (im Bereich traditioneller Wechselkorridore) sind die wichtigsten Faktoren, die die Annahme der Bauwerke durch das Wild beeinflussen: gute Deckung ( $< 100$  m beiderseits der Brücke) sowie möglichst geringe Störung (durch Siedlungsnähe, etc.).

Grössere Unterführungen und Tunnel mit guter Eignung für Grosswildarten sind vor allem in den Berggebieten Österreichs konzentriert, wo die Wildlebensräume meist noch ausreichend miteinander vernetzt sind. Die Ergebnisse zeigen weiters, dass gezeigte Autobahnen vor allem in grösseren Agrarlandschaften erhebliche wildökologische Barrierewirkungen aufweisen, z.B. im Donautal (A 1, A 8), Rheintal (A 14) und Inntal (A 12), sodass die österreichischen Alpen bereits nahezu vollständig isoliert sind von den tschechischen und bayerischen Wäldern (durch die A 1 und die A 8) sowie von den Appenzeller und Glarner Alpen (durch die A 14; vgl. Abb. 1 und die Hinweise auf "Mangelstrecken" am Schluss von Kapitel 3.2). Die Hauptstadt Wien ist umgeben von einem Netzwerk von Autobahnen, wodurch eine mehrfache massive Barriere zwischen Alpen und Karpaten existiert (durch A 2, S 4, A 3, A 4 und die slowakische E 65). In dieser Region wird es unbedingt notwendig und von höchster Priorität sein, die Habitat-Fragmentierung wieder rückgängig zu machen.

Um bereits in frühen Planungsstadien (Trassenwahl) mehr Problembewusstsein für die Fragmentierung von Wildlebensräumen zu schaffen wird die Einführung einer einfachen Faustzahl vorgeschlagen ("Fragmentierungsprozent", vgl. Kapitel 4.4.4). Ausserdem werden zur Optimierung von Planungsabläufen Empfehlungen gegeben, welche Informationen über das Wild und seine Lebensräume künftig in welcher der vier Projektphasen erforderlich sind ("Checkliste") und wo sie in Österreich am zweckmässigsten erhältlich sein dürften.

Generell bilden die hohe Dichte menschlicher Siedlungen sowie ausgedehntere Gebiete mit geringer Bewaldung nicht nur ungeeignete Lebensräume, sondern auch wichtige zusätzliche Hindernisse für das freie Wechseln stärker waldbundener Wildarten. Konsequenterweise braucht das Wild deshalb nicht nur "Grünbrücken", sondern auch raumplanerische Rücksichtnahmen, um bessere "Deckungskorridore" (zumindest schmale Gehölzstreifen) zwischen "Waldinseln" zu sichern und wiederherzustellen, besonders in den grösseren landwirtschaftlichen Intensivgebieten Nord- und Ostösterreichs. Im Schlussbericht werden Empfehlungen für die Situierung und bauliche Ausführung von Querungshilfen gegeben und ergänzend Massnahmen entlang von Autobahnen zugunsten des Wildes, die sich in der Praxis bereits bewährt haben (z.B. KÖCK 1996, FÜRST 1997), als Leitfaden zusammengestellt.

## 6. Publikationen und unveröffentlichte Gutachten

AESCHT, E.; G. AUBRECHT, F. GUSENLEITNER, (eds.), (1995):

Einwanderer. Neue Tierarten erobern Österreich. Stapfia 37 (zugleich Kataloge des OÖ Landesmuseums. Neue Folge 84). Linz. 275 S.



- ARBEITSGEMEINSCHAFT BRAUNBÄR LIFE (Hrsg.), (1997):  
Managementplan für Braunbären in Österreich. Wildbiologische Gesellschaft München e.V. 157 Seiten.
- BALLON, P. (1987):  
Premières observations sur l'efficacité des passages à gibier sur l'autoroute A36. In: Ministère de l'équipement, de l'aménagement du territoire et des transports (ed.): Routes et Faune Sauvage. Actes du colloque Strasbourg 1985: 311-316.
- BENNETT, A.F. (1991):  
Roads, roadsides and wildlife conservation - a review. In: Saunders, D.A. und Hobbs R.J. (eds.), (1991): Nature conservation 2 - The Role of Corridors. Chipping Norton, Australien. 99 - 118.
- BICON AG, (1995):  
Abklärungen zur Barrierewirkung der N13 zwischen St. Margarethen und Oberriet. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Kreuzlingen. 66 Seiten.
- BOITANI, L.; P. Ciucci, E. Dupre, F. Corsi (1997):  
Potential distribution areas and connecting corridors for the bear in the Eastern Alps. In: Eleventh International Conference on Bear Management & Research. European Session, September 1-4, 1997, Graz, Austria. Book of Abstracts: p. 6.
- BROEKHUIZEN, S.; H. Derckx (1996):  
Durchlässe für Dachse und ihre Effektivität. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 42: 134 - 142.
- BÜRGLIN, R. (1995):  
Planung von Grünbrücken an der Autobahn Ljubljana-Razdrto (Slowenien) unter besonderer Berücksichtigung des Braunbären (*Ursus arctos* L.). Diplomarbeit München. 84 Seiten.
- BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (BUWAL) (1995):  
Eidgenössische Jagdstatistik 1994. Mit Wildtier-Management die Bestände regulieren. Pressemitteilung. 13 Seiten.
- CLEVENGER, A.P.; P. SMILLIE, K. WELLS, C. ST-PIERRE, M. BRUMFIT (1997):  
Highway effects on wildlife: A research, monitoring and adaptive mitigation study. Progress report 3. Banff, Alberta. Unpublished. 40 pp.
- CONRADY, D.; J. HERMANN, G. WELLNER (1993):  
Landschaftsbrücken und Wilddurchlässe - Vernetzungselemente zwischen den von Verkehrswegen zerschnittenen Lebensräumen. Daber Landschaftsplanung (Hrsg.), Rosdorf. 55 Seiten.
- CORSI, F.; I. SINIBALDI, L. BOITANI (1998):  
Large carnivores conservation areas in Europe: a summary of the Final Report. Istituto Ecologia Applicata and WWF. Roma. 28pp + maps.
- DIEBERGER, J. (1983):  
Gutachten betreffend die zu erwartenden Einwirkungen der geplanten Schnellstrasse Gloggnitz Semmering (S6) auf die freilebende Tierwelt. 29 Seiten.
- DJV (Deutscher Jagdschutz-Verband e.V.) (1997):  
DJV Handbuch Jagd 1997. Verlag Dieter Hoffmann. Mainz. 627 Seiten.
- ELLIGER, A.; M. Pegel (1996):  
Jagdbericht Baden-Württemberg 1994/95. Bericht Nr. 4. Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg. Aulendorf. 58 Seiten.
- FELLINGER, S. (1987):  
A4 & Hochwildfernwechsel. Gutachten über den Ostautobahn (A4) - Bau, Abschnitt Fischamend - Bruck/Leitha und Probleme mit dem Hochwild-Fernwechsel. Erstellt im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, Abt. B/2-F. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft an der Universität für Bodenkultur Wien. 43 Seiten.
- FELLINGER, S. (1988):  
Von Querungsmöglichkeiten für Wildtiere über Strassen. Der Anblick, Heft 7: 275 - 277.
- FORSCHUNGSGESELLSCHAFT FÜR DAS VERKEHRS- UND STRASSENWESEN (Hrsg.), 1997:  
Richtlinie RVS 3.01: Strassenplanung, Umweltschutz, Wildschutz. Wien. 9 Seiten.
- FÜRST, A. (1997):  
Wildtier und Strasse. Der Anblick, Heft 8: 5 - 8.
- GLITZNER, I.; F. GROSSAUER, K. RAMSKOGLER (1998):  
Wildbiologische Begutachtung der B 78 Obdacher Strasse Abschnitt Zeltweg Weisskirchen. Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung Fachabteilung 2 a. 42 Seiten.
- GLITZNER, I.; F. VÖLK (1999):  
Passageways through 1990 km fenced motorways in Austria: Assessment of number, distribution and quality for big game species (indicator species: red deer). In: INFRA ECO NETWORK EUROPE: 5th IENE meeting, Budapest, Hungary (14-17 April 1999). Report of the meeting. Presentations of the participants. Swedish National Road Administration (SNRA). Borlänge, Sweden. 20 - 23.
- GLITZNER, I.; F. VÖLK (1999):  
Freeway passageways and big game mobility. In: 2nd International Wildlife Management Congress "Wildlife, Land and People: Priorities for the 21st Century" Gödöllő, Hungary (28 June - 2 July 1999). Program and Abstracts. p. 55.
- GRUBER, F. (1994):  
Die Veränderung von Rotwild- und Gamswildverbreitung und der Abschusstendenzen von 1983 - 1993. Forstschutz aktuell Nr. 15 (September 1994), FBVA-Wien: 6 - 9.
- HOLZMANN, H. (1995):  
Leithagebirge Donauauen - Karpathen. St. Hubertus, Heft 4: 12 - 14.
- HUBER, T. (1995):  
Luchse in Österreich - zurückgebracht und eingewandert. Stapfia 37 (zugleich Kataloge des OÖ Landesmuseums. Neue Folge 84). Linz. 269 - 275.

- HUNT, A.; H. Dickens, R.J. Whelan (1989):  
Movement of mammals through tunnels under railway lines. *Australian zoologist* 24 (2): 89-93.
- INFRA ECO NETWORK EUROPE (1997a):  
1st IENE meeting, Danube Delta Romania (9-11 October 1996). Presentations of the participants. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Directorate-General for Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, The Netherlands. 31 pp.
- INFRA ECO NETWORK EUROPE (1997b):  
2nd IENE meeting, Hoega Kusten, Sweden (9-13 April 1997). Report of the meeting, Presentations of the participants. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Directorate-General for Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, The Netherlands. 32 pp.
- INFRA ECO NETWORK EUROPE (1997c):  
3rd IENE meeting, Vladimir Russia (28 Sept. 2 Oct. 1997). Presentation of the participants. Ministry of Transport, Road and Hydraulic Engineering Division, The Netherlands. 68 pp.
- INFRA ECO NETWORK EUROPE (1998):  
4th IENE meeting, Brig, Switzerland (22-26 April 1998). Report of the meeting. Presentations of the participants. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Directorate-General for Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, The Netherlands. 59 pp + Annex.
- INFRA ECO NETWORK EUROPE (1999):  
5th IENE meeting, Budapest, Hungary (14-17 April 1999). Report of the meeting. Presentations of the participants. Swedish National Road Administration (SNRA). Borlänge. Sweden. 82 pp + Annex.
- JENNY, H.; A. PLOZZA (1997):  
Markierung von Hirschwild im Kanton Graubünden 1984 - 1996. *Bündner Jäger* Nr. 5: 176 - 192.
- JOHAM, G. (1999):  
Erfassung von Rotwildwechsellmöglichkeiten durch Unterführungen. Strecken: A 10 - Tauernautobahn Villach West - Spittal/Drau und B 100 - Drautal Bundesstrasse Raum Sachsenburg. Endbericht zu Händen des Instituts für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien. Moosburg. 42 Seiten + Anhang.
- JONOVIC, M.; M. ADAMIC, A. KOBLER (1997):  
Are viaducts enough to enable safe crossing of the highways by Brown Bears. In: Eleventh International Conference on Bear Management & Research. European Session, September 1-4, 1997, Graz. Book of Abstracts: p. 26.
- KACZENSKY, P. (1996):  
Zuviel Mensch für den Bär? *Der Anblick*, Heft 9: 16 - 20.
- KACZENSKY, P.; F. KNAUER, T. HUBER, M. JONOVIC, M. ADAMIC (1997):  
The Ljubljana Postojna highway a deadly barrier in Slovenia? *J. Wildl. Res.* 1 (3): 263 - 267.
- KNEITZ, G.; K. OERTER (1997):  
Minimierung der Zerschneidungseffekte durch Strassenbauten am Beispiel von Fliessgewässerquerungen bzw. Brückenöffnungen. *Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik* 755. Bundesministerium für Verkehr. Bonn - Bad Godesberg. 292 S.
- KNOFLACHER, H.M. (1980):  
Untersuchung der Wirtschaftlichkeit und Wirksamkeit der im Strassennetz verwendeten Wildschutzeinrichtungen. *Bundesministerium für Bauten und Technik. Strassenforschung* Heft 138. 105 Seiten.
- KNOFLACHER, H.M. (1981):  
Untersuchung von Faktoren im Wirksystem Strassenverkehr - Wild, unter besonderer Berücksichtigung Oberösterreichs. *Naturk. Jahrb. d. Stadt Linz* 27: 117-144.
- KÖCK, J. (1996):  
Wildschutz an Strassen und Autobahnen. *Der Anblick*, Heft 12: S. 43.
- KÖPF, R. (1999):  
Beobachtungen von Rotwildwechsel (*Cervus elaphus* L.) an einzelnen Autobahnbrücken der Tauern-Autobahn A 10 zwischen Spittal an der Drau und Villach. *Carinthia* 189 (= *Carinthia II* 109): 19 - 26.
- KOFLER, H. (1983):  
Wildunfälle, Analyse der Wildunfälle und Vorschläge zu deren Abwehr im Bezirk Weiz/Steiermark. Studie im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung IIa. 51 Seiten.
- KOFLER, H. (1993):  
Wildunfälle in der Steiermark. Darstellung gefährdeter Strassenabschnitte der Steiermark. Analyse der Wildunfälle und Vorschläge zur Wildunfallvermeidung. Studie im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung IIa. Pernegg. 152 S.
- MAIZERET, C.; A. CAMBY (1987):  
Les cerfs et l'autoroute - bilan des observations réalisées en Charente-Maritime dans le cadre du suivi écologique de l'A10. *Office national de la chasse - Bulletin mensuel* 119: 25-34.
- MOLINARI, P. (1997):  
Study of the potential wildlife passages in the south-eastern Italian Alps, with special reference to the Brown Bear. In: Eleventh International Conference on Bear Management & Research. European Session, September 1-4, 1997, Graz, Austria. Book of Abstracts: p. 47.
- MRLIK, V. (1995):  
Evaluierung der Elchpopulation in der Grenzregion von Österreich und Tschechien. *Forschungsinstitut WWF Österreich. Studie* 22. Wien 39 Seiten.
- MÜLLER, S.; G. BERTHOUD (1995):  
Sicherheit Fauna/Verkehr. *Praktisches Handbuch für Bauingenieure. École polytechnique fédéral de Lausanne. Département de génie civil Laboratoire des voies de circulation (LAVOC)*. 135 Seiten.
- OLBRICH, P. (1984):  
Untersuchung der Eignung von Wilddurchlässen und der Wirksamkeit von Wildwarnreflektoren. *Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik*, Heft 426. Bundes-

- minister für Verkehr, Abteilung Strassenbau. Bonn - Bad Godesberg. 58 Seiten.
- ÖSTAT (ÖSTERREICHISCHES STATISTISCHES ZENTRALAMT, ed.) (1998):  
Jagdstatistik 1997 bzw. 1997/98. Jagdgebiete, Jagdkarten, Jagdschutzpersonal und Fallwild. Schnellbericht 1.11. Wien. 6 Seiten.
- PFEIFER, M.; C. ASTE (1996):  
Zerschnittene Lebensräume. Barrierewirkung von Autobahnen und Schnellstrassen für Wildtiere, Leitart Rotwild. Politikum. Josef Krainer Haus Schriften 16 (70): 63 -68.
- PFISTER, H. P.; V. KELLER, H. RECK, B. GEORGII (1998):  
Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik 756. Bundesministerium für Verkehr. Bonn - Bad Godesberg.
- PROMBERGER, C.; W. SCHRÖDER (1993):  
Wolves in Europe - status and perspectives. Proceedings of the workshop "Wolves in Europe - current status and prospects", April 1992, Oberammergau. Germany. 136 pp.
- RAUER, G.; B. GUTLEB (1997):  
Der Braunbär in Österreich. Umweltbundesamt Wien. Monographien, Band 88. Wien. 64 Seiten.
- RECK, H.; G. KAULE (1992):  
Strassen und Lebensräume: Ermittlung und Beurteilung strassenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik 654. Bundesministerium für Verkehr. Bonn - Bad Godesberg. 230 Seiten.
- REED, D.F. (1981):  
Mule deer behavior at a highway underpass exit. J. Wildl. Manage. 45 (2): 542-543.
- RIGHETTI, A. (1997):  
Passagen für Wildtiere. Die wildtierbiologische Sanierung des Autobahnnetzes in der Schweiz. Pro Natura. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz Nr. 18. Basel. 46 Seiten.
- RUDELSTORFER, K. (1981):  
Wildwarnreflektoren - Wirkungsweise und Erfahrungen. Verkehr - Lebensraum - Unfälle. Der Anblick: 266 - 268, 313 - 316 und 344 - 346.
- RUHLÉ, C.; B. LOOSER (1991):  
Ergebnisse von Untersuchungen über die Wanderung von Rothirschen (*Cervus Elaphus* L.) in den Kantonen St. Gallen und Graubünden (Schweiz) und der Nachbarkantone sowie im Land Vorarlberg (Österreich) und im Fürstentum Liechtenstein. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 37: 13 - 23.
- SAYER, M.; H. SCHAEFER (1995):  
Wert und Entwicklungsmöglichkeiten strassennaher Biotope für Tiere (II). Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik 703. Bundesministerium für Verkehr. Bonn - Bad Godesberg. 444 Seiten.
- SCHWARZL, B.; F. HECKL (2000):  
Schusswechsel zwischen Zäunen. Österreichische Forstzeitung, Heft 1: 5 - 7.
- SETRA (SERVICE D'ÉTUDES TECHNIQUES DES ROUTES ET AUTOROUTES; ed.) (1993):  
Passages pour la grande faune. Guide Technique. Bagnex Cedex. 121 pp.
- SINGER, F.; W. LANGLITZ, E. SAMUELSON (1985):  
Design and construction of highway underpasses used by mountain goats. Transportation Research Record 1016: 6 - 10.
- STEINER, E. (1995):  
Die Rückkehr des Elches (*Alces alces* L.) nach Österreich - Chronologie der Ereignisse. Stapfia 37 (zugleich Kataloge des OÖ Landesmuseums. Neue Folge 84). Linz. 255267.
- TAUERNAUTOBAHN AG (1988):  
Tauernautobahn A 10, Knoten Salzburg - Knoten Villach. Baudokumentation zur Fertigstellung. Salzburg.
- UNIVERSUM (Redaktionsbericht) (1999):  
Autobahnen als Barriere für Bär, Luchs und Wolf. Wild auf Wanderschaft. Universum. Wien. Heft 5: p. 77.
- VÖLK, F. (1991):  
Auswirkungen der Salzburger Autobahnen auf Wild, insbesondere auf die Schalenwildarten. Stellungnahme zu Händen der Salzburger Landesregierung, Referat 4/13. 5 Seiten + 1 Kartensatz.
- VÖLK, F. (1996):  
Wildökologische Raumplanung für Schalenwild - ein Konzept zur Habitatsicherung und Wildschadensvermeidung. Vorlesungsunterlage. Erstellt im Auftrag der Universität Bern. 24 Seiten.
- VÖLK, F. (1998):  
Infrastructure and game: The Austrian situation. In: INFRA ECO NETWORK EUROPE (1998): 4th IENE meeting, Brig, Switzerland (22-26 April 1998). Report of the meeting. Presentations of the participants. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Directorate-General for Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, The Netherlands: 61-63.
- VÖLK, F.; I. GLITZNER, H. ZEILER, V. REISS-ENZ (1998):  
Wildwechsel trotz gezäunter Autobahnen. Österreichs Weidwerk, Heft 1: 14 - 16.
- VÖLK, F.; I. GLITZNER (1998):  
Kostenreduktion bei Grünbrücken durch rationellen Einsatz. 1. Zwischenbericht. Auftrag des Österreichischen Bundesministeriums für wirtschaftliche Angelegenheiten. 31 Seiten.
- VÖLK, F. (1999a):  
Umweltverträglichkeitsprüfung Abschnitt Vösendorf-Schwechat der B 301 - Wiener Südrand Strasse, Band Nr. 11: Teilgutachten WILDBIOLOGIE. Im Auftrag des Bundesministeriums für wirtschaftliche Angelegenheiten, Abteilung VI/14. 22 Seiten.

VÖLK, F. (1999b):

Umweltverträglichkeitsprüfung S 31 Burgenland Schnellstrasse Abschnitt Ast. Neutal - Ast. Oberpullendorf mit Zubringer Stooß/Süd, Band Nr. 8: Teilgutachten Wildökologie und Jagdwirtschaft. Im Auftrag des Bundesministeriums für wirtschaftliche Angelegenheiten, Abteilung VI/14. 31 Seiten.

VÖLK, F.; I. GLITZNER (1999):

Barrier effects on big game due to motorways in Austria. In: Ecological passes for wildlife and roadside afforestation as necessary parts of modern road constructions (motorways and railway roads). International seminar, Krakow, 7.- 10. IX. 1999. Ed.: Jozef CURZYDLO, Department of Ecological Bases of Environmental Engineering, University of Agriculture. Krakow. 107 - 134. (ISBN 83-912184-1-4)

VÖLK, F.; I. GLITZNER, V. REISS-ENZ (1999):

Motorways in Austria - a barrier for big game migrations and mobility? Criteria, evaluation and requirements for defragmentation projects. In: Voies de circulation et réseaux de la faune: nécessité d'une nouvelle approche. Actes - Proceedings. LAVOC-Laboratoires des voies de circulation. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne - EPFL. Lausanne. 159-173.

VÖLK, F.; I. GLITZNER, A. ZEDROSSER (1999):

Habitat fragmentation due to transportation infrastructure in Austria. Current research, problems, guidelines and publications - a short overview. In: INFRA ECO NETWORK EUROPE: 5th IENE meeting, Budapest, Hungary (14-17 April 1999). Report of the meeting. Presentations of the participants. Swedish National Road Administration (SNRA). Borlänge. Sweden. 40 - 44.

VÖLK, F.; I. GLITZNER, M. WÖSS (2000):

Kostenreduktion bei Grünbrücken durch rationellen Einsatz. 2. Zwischenbericht. Auftrag des Österreichischen Bundesministeriums für wirtschaftliche Angelegenheiten.

WARD, A. (1982):

Mule deer behavior in reaction to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. Transport Research Record 859: 8 - 13.

WARD, A.L.; J.J. CUPAL, G.A. GOODWIN, H.D. MORRIS (1976):

Effects of highway construction and use on big game populations. U.S. Dep. Transportation, Fed. highway Adm. Off. Res. Dev. Rep. FHWA-RD-76-174. 98 pp.

WÖLFEL, H.; H.H. KRÜGER (1991):

Gestaltungsmöglichkeiten von Wilddurchlässen an Autobahnen. Neubau Bundesautobahn BAB 395, Teilstück Oderwald. Institut für Wildbiologie und Jagdkunde der Universität Göttingen, 55 Seiten.

WÖLFEL, H.; H.H. KRÜGER (1995):

Gestaltungsmöglichkeiten von Wilddurchlässen an Autobahnen. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 41: 209 - 216.

ZEDROSSER, A. (1996):

Der Wolf (*Canis lupus*) in Österreich. Historische Entwicklung und Zukunftsaussichten. Forschungsinstitut WWF Österreich. Studie Nr. 25. Wien. 38 Seiten.

ZEDROSSER, A.; F. VÖLK (1999):

Large carnivores (bear, lynx, wolf) moose and trunk roads in Austria. In: INFRA ECO NETWORK EUROPE: 5th IENE meeting, Budapest, Hungary (14-16 April 1999). Report of the meeting. Presentations of the participants. Swedish National Road Administration (SNRA). Borlänge. Sweden. 24 - 26.

## 7. ANHANG

Anhang 1: Formblatt "Vorbereitung"

Anhang 2: Formblatt "Vor Ort" (2 Seiten)

Anhang 3: Formblatt "Information ortskundiger Personen" (Jägerfragebogen, 2 Seiten)

Anhang 4: Formblatt "Wildwanderkorridore in Österreich (Naturschutz-Fragebogen)

Anhang 5: Formblatt "Wildwechsel über Bundesstrassen" (Jägerfragebogen, 2 Seiten)

Anhang 6: Formblatt "Fährten-Erhebung"

Anhang 7: Checkliste "Informationserfordernisse über jagdbare Wildtiere und -habitate für Straßenplanung und Begutachtung getrennt nach Projektphasen"

### Anschrift der Autoren:

Irene Glitzner

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien

Peter Jordanstrasse 76/9

A - 1190 Wien

Tel: ++43-1-47654-4466

Fax: ++43-1-47654-4459

E-mail: voelk@edv1.boku.ac.at

Dr. Friedrich H. Völk

Österreichische Bundesforste AG

Unternehmensleitung, Geschäftsfeld JAGD

Marxergasse 2

A - 1030 Wien

Tel: ++43-1-71145-4558

Fax: ++43-1-71145-4436

E-mail: f.voelk@oebf.at



**FORMBLATT 2 - "Vor Ort"**

|                     |           |          |                |         |                        |
|---------------------|-----------|----------|----------------|---------|------------------------|
| DATUM:              |           | ERHEBER: |                | bei KM: |                        |
| NAME und NUMMER der | Autobahn: |          | Schnellstraße: |         | Bundesstr. (4-spurig): |

1. Lichte Höhe des Bauwerks:  <4 m  4-6 m  6-10 m  >10 m; max: .....

2. Im Bereich der Wechsellmöglichkeit (bei Unterführung, Brücke, Tunnel) befinden sich unterhalb ("überdacht") bzw. unmittelbar darüber: *eintragen in % der Spannweite, in 6 Stufen: 0 =0%, 1 =<5%, 2 =5-15%, 3 =15-25%, 4 =25-50%, 5 =50-75%, 6 =75-100%*

Wiese/Acker  Wasserfläche  Fels, Geröll  versiegelte Bodenfläche

Sträucher/Wald/nutzbare Deckungsmöglichkeit (≥ 2m Höhe, mind. 2 m Breite u. Länge)

3. Welche Deckungsmöglichkeiten (für das Wild nutzbar = nicht eingezäunt) sind im Bereich von **bis zu 50 m** rund um das Bauwerk vorhanden? (Mindestgröße wie oben)

Direkter Deckungsanschluß:  einseitig  beidseitig;  in Passage durchgehende. Deckg Durchbrochene Deckung  einseitig  beidseitig; (deckungslose Mindestdistanz: m)

4. Nächstgelegener Hochsitz/Ansitz in folgender Entfernung vom Bauwerk:

1-50 m  50-100m  100-200 m  > 200 m  nicht in Sichtweite

5. Länge der Unterführung (für Wild, in m, Schrittmaß): m (für Engewert)

6. Innengestaltung der Unterführung:

Farbe:  hell  dunkel. Künstliches Licht:  ja  nein

7. Zusätzliche Barrierewirkung entlang der A, S oder B-4 erkennbar, z.B. durch Fluß-, Bahn-, Straßen-Böschungen bzw. Verbauungen, Fels, steiles Gelände usw.?  nein

ja, Kurzbeschreibung:

8. Wildökologisch **relevante** eingezäunte Deckung (bis jeweils 50 m, entlang der A/S):  
 Nur bei Brücken bis maximal 100 m Spannweite; jeweils Mehrfachankreuzung möglich;  
 Befindet sich Straßenbegleitvegetation im Bereich von bis zu 50 m auch außerhalb der Schnellstraßen-/Autobahneinzäunung und ist somit für das Wild als Deckung nutzbar?  ja (siehe 3.)

| Nach km:                          | BEGINN der "Wildpassage"   |  | ENDE der "Wildpassage"   |  |
|-----------------------------------|--|--|--|--|
| eingezäunt, nicht nutzbar f. Wild | Länge der Strauchzone  | Breite der Strauchzone   | Länge der Strauchzone  | Breite der Strauchzone   |
| Zaun                              | verlegen? <input type="checkbox"/>   |  | verlegen? <input type="checkbox"/>   |  |
| links der Barriere                | <input type="checkbox"/> < 5m <input type="checkbox"/> 5-10m<br><input type="checkbox"/> 10-20m <input type="checkbox"/> > 20m | <input type="checkbox"/> 2-5m <input type="checkbox"/> 5-10m<br><input type="checkbox"/> 10-20m <input type="checkbox"/> > 20m | <input type="checkbox"/> < 5m <input type="checkbox"/> 5-10m<br><input type="checkbox"/> 10-20m <input type="checkbox"/> > 20m | <input type="checkbox"/> 2-5m <input type="checkbox"/> 5-10m<br><input type="checkbox"/> 10-20m <input type="checkbox"/> > 20m |
| rechts d. Barriere                | <input type="checkbox"/> < 5m <input type="checkbox"/> 5-10m<br><input type="checkbox"/> 10-20m <input type="checkbox"/> > 20m | <input type="checkbox"/> 2-5m <input type="checkbox"/> 5-10m<br><input type="checkbox"/> 10-20m <input type="checkbox"/> > 20m | <input type="checkbox"/> < 5m <input type="checkbox"/> 5-10m<br><input type="checkbox"/> 10-20m <input type="checkbox"/> > 20m | <input type="checkbox"/> 2-5m <input type="checkbox"/> 5-10m<br><input type="checkbox"/> 10-20m <input type="checkbox"/> > 20m |
| Zaun                              | verlegen? <input type="checkbox"/>   |  | verlegen? <input type="checkbox"/> <b>Kommentare:</b>  |  |

🔦 **Bauwerk:** Straße (A/S/B) Nr./km Nr.: (z.B. A1/113,5) .....

**9. Wildökologische DETAILBEURTEILUNG/-BESCHREIBUNG der Wechsellmöglichkeit:**

- +
- +
- +
- +
- +
- +
- +
- +
- +

**Wildökologische GESAMTBEURTEILUNG (Schlußfolgerung bei lokaler Betrachtungsweise):**

- 10. ... des Bauwerks:** Lage:  günstig  bedingt geeignet  schlecht  
Bauliche Ausführung:  günstig  bedingt geeignet  schlecht

- 11. ... des Umfeldes:** Deckung: günstig im  Sommer/ Winter  verbesserungnotw.  
Zusätzliche Erschwernisse:  direkt im Bauwerksbereich  im Umfeld (siehe 9.)

**12. Annahme des Bauwerks durch folgende Wildarten (-gruppen) bestätigt:**

**13. MAßNAHMENVORSCHLÄGE (jeweils mit konkreten Angaben):**

- Deckung.....
- Bodenentsiegelung.....
- Licht und Farbe.....
- Zaunverlegung.....
- Lärm- und Sichtschutz.....
- Jagdliche Einrichtung.....
- KFZ-Verkehr.....
- Sonstige Störung.....
- Flächenwidmung.....
- Umfeld Sonstiges ?.....
- Erläuterungen:



### Informationen ortskundiger Personen über Autobahnen/Schnellstraßen

**Hinweis:** Auf dieser Seite ist eine Brücke oder eine Überführung mit einer Nummer bezeichnet (Straßen-Bezeichnung und Kilometer-Nummer gleich wie in der Kartenskizze). Angaben auf dieser Seite bitte nur zu diesem Bauwerk machen! Zusätzliche Hinweise und Erläuterungen sind uns sehr willkommen!!!

☞ **Informationen zu anderen oder zu ehemaligen (jetzt durchschnittenen) Wechselmöglichkeiten bitte auf der Rückseite eintragen!! Bei Bedarf Formular kopieren!**

|                               |  |                     |  |
|-------------------------------|--|---------------------|--|
| Datum:     /     /19          |  | Politischer Bezirk: |  |
| Name der ortskundigen Person: |  | Bauwerks-Nummer:    | Bauwerks-Name oder kurze Beschreibung: |
| Adresse:                      |  |                     |  |
| Telefon-Nr.:                  |  |                     |  |

Wird diese Wechselmöglichkeit vom Wild angenommen?    ja     nein

☞ Folgende Wildarten kamen in den letzten 10 Jahren in den Jagdgebieten im Umfeld des oben angeführten Bauwerks zumindest **VEREINZELT** vor:  
 Rotwild    Gamswild    Steinwild    Rehwild    Schwarzwild    Luchs    Bär

| Folgende Wildarten werden in den umliegenden Revieren <b>REGELMÄSSIG</b> (z.B. jährlich) <b>ERLEGT</b> : | Wie intensiv <b>WECHSELT</b> das Wild hier? |                          |                          | In welcher Jahreszeit wechselt das Wild hier vorwiegend?( <i>Mehrfachankreuzung und Ergänzung mögl.</i> ) |                          |                          |                          |
|--|---|--------------------------|--------------------------|---|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
|  | häufig                                      | selten                   | nie                      | Frühjahr  | Sommer                   | Herbst                   | Winter                   |
| Rotwild: <input type="radio"/>   | <input type="checkbox"/>                    | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Gamswild: <input type="radio"/>  | <input type="checkbox"/>                    | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Steinwild: <input type="radio"/>   | <input type="checkbox"/>                    | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Rehwild: <input type="radio"/>   | <input type="checkbox"/>                    | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Schwarzwild: <input type="radio"/>   | <input type="checkbox"/>                    | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

Die nächstgelegenen jagdlichen Einrichtungen liegen in folgender Entfernung zum oben angegebenen Brücken-/Überführungs-/Tunnel-Bauwerk:

- Rotwildfütterung:     unter 50m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?
- Rehwildfütterung:     unter 50m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?
- Schwarzwildkirkung:     unter 50m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?
- Hochsitz/ Ansitzplatz:     unter 50 m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?

---

- Sonstige:     unter 50m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?
- Sonstige:     unter 50m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?



☞ Kennen Sie quer zur Autobahn/Schnellstraße eine **ZUSÄTZLICHE Wechsellmöglichkeit**, die **derzeit** vom Wild genutzt wird? (bis rund 5 km im Umkreis des umseitig beschriebenen Bauwerkes). *Wenn ja, Informationen bitte hier eintragen:*

☞ Ein **weiterer aktueller Wildwechsel** quer zur Autobahn/Schnellstraße besteht **derzeit** bei folgender Brücke/bei folgender Überführung (bitte eine Nummer oder Bezeichnung *hier und auf einer Karte eintragen!!*): Nummer oder Name:

Diese Wechsellmöglichkeit wird **derzeit** von folgenden Wildarten genutzt:

| <i>Bitte ankreuzen:</i> | Rot-wild                 | Reh-wild                 | Gams-wild                | Schwarz-wild             | Hase                     | Sonstige:                | Sonstige:                |
|-------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| häufig                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| selten                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| gar nicht               | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

Wann?      Rotw.   Reh.   Gamsw.   Schwarzw.   Hase

|          |                          |                          |                          |                          |                          |                          |                          |
|----------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Frühjahr | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Sommer   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Herbst   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Winter   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

Die nächstgelegenen jagdlichen Einrichtungen liegen in folgender Entfernung:

- Rotwildfütterung:       unter 50m    50-100m    100-200m    200-300 m    ?
- Rehwildfütterung:       unter 50m    50-100m    100-200m    200-300 m    ?
- Schwarzwildkirschung:       unter 50m    50-100m    100-200m    200-300 m    ?
- Hochsitz/Ansitzplatz:       unter 50m    50-100m    100-200m    200-300 m    ?

☞ Kennen Sie eine **wichtige EHEMALIGE Wechsellmöglichkeit** quer zur Autobahn/Schnellstraße, die seit dem Bau oder seit der Zäunung vom Wild nicht mehr genutzt werden kann? (bis rund 5 km im Umkreis der auf der ersten Seite beschriebenen Wechsellmöglichkeit). *Wenn ja, Informationen bitte hier eintragen:*

☞ Ein **ehemaliger, jetzt durchschnittener Wildwechsel**, bestand an folgender Stelle und wurde von folgenden Wildarten genutzt:  
(Bezeichnung hier und auf einer Karte eintragen):

| <i>Bitte ankreuzen:</i> | Rot-wild                 | Reh-wild                 | Gams-wild                | Schwarz-wild             | Hase                     | Sonstige:                | Sonstige:                |
|-------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
|                         |                          |                          |                          |                          |                          | .....                    | .....                    |
| häufig                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| selten                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| gar nicht               | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

☞ **Zusätzliche Hinweise auf weitere aktuelle oder ehemalige Wechsel:**



## Wichtige Wildwanderkorridore in und durch Österreich

### Bitte an den Naturschutz um ergänzende Informationen

Formular vor dem Ausfüllen bei Bedarf kopieren oder weitere Formulare anfordern!

Das Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien (Vorstand Prof.Dr. Hartmut Gossow) bittet Vertreter des Naturschutzes um Ergänzungen über national bedeutsame aktuelle und ehemalige (jetzt durchschnittene) Wanderkorridore für Großwild.

**Wir erarbeiten für das Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten Empfehlungen, welche bestehenden Wechselmöglichkeiten quer zum übergeordneten Verkehrsnetz dringend erhalten werden müssen und wo allenfalls Querungshilfen für Großwild (Unter- oder Überführungen, Grünbrücken) zu schaffen sind.**

Folgende Wechselmöglichkeit über einen Verkehrsweg ist für Wildtiere besonders wichtig und sollte deshalb unbedingt erhalten bzw. in Zukunft wiederhergestellt werden: *Bitte Lage hier kurz verbal beschreiben (incl. Nummer der Autobahn/Schnellstraße/Bundesstraße, Bahnlinie, Wasserstraße und wenn möglich auch Kilometrierung angeben oder Karte beilegen):*



*Bitte bei Bedarf auf Rückseite weiterschreiben*

| In der <i>rechten Kolonne</i> bitte <i>relevante Arten unbedingt vollständig</i> ankreuzen!                                | Diese Wildart wechselte hier ehemals: |                          |                          | Falls Jahreszeiten bekannt sind, bitte hier ankreuzen:   |                          |                          |                          |
|--|---------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Ein Wechseln ist für folgende Wildarten an obigem Ort:<br><b>derzeit noch möglich</b> <b>künftig dringend erforderlich</b> | häufig                                | nur sporadisch           | ? unbekannt              | In welcher Jahreszeit wechselt(e) diese Wildart hier vorwiegend?<br>(Mehrfachankreuzung möglich) |                          |                          |                          |
|  |                                       |                          |                          | Frühjahr   | Sommer                   | Herbst                   | Winter                   |
| ○ Braunbär ○   | <input type="checkbox"/>              | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| ○ Luchs ○  | <input type="checkbox"/>              | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| ○ Wolf ○   | <input type="checkbox"/>              | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| ○ Elch ○   | <input type="checkbox"/>              | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| ○ Rotwild ○  | <input type="checkbox"/>              | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| ○ Gamswild ○   | <input type="checkbox"/>              | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| ○ Steinwild ○  | <input type="checkbox"/>              | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| ○ Schwarzwild ○  | <input type="checkbox"/>              | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| ○ Sonstige? ○  |                                       |                          |                          |  |                          |                          |                          |

Für allfällige Rückfragen unsererseits bitten wir um Angabe einer Kontaktperson:

Name: .....

Adresse:

Tel.Nr.: ..... Fax-Nr.:

E-mail:

F. Völk, Inst. f. Wildbiologie, 1190 Wien, Peter Jordanstrasse 76/9. Oder: Postfach 42, 1174 Wien  
 Telefon: 01 - 47654 - 4466 DW od. 4467 DW; FAX: 01 - 47654 - 4459; E-mail: Voelk@edv1.boku.ac.at

## Wildwechsel über Bundesstraßen - Informationen ortskundiger Jäger

**Hinweis:** Im ersten Teil bitte die genaue Lage eines wichtigen Wildwechsels beschreiben (oder auf einer Karte einzeichnen und dieser Seite beilegen). Bitte um Angabe der Straßen-Bezeichnung und - falls möglich - auch der Kilometer-Nummer.


Angaben auf dieser Seite und auf der Rückseite im oberen Teil bitte nur zu diesem einen wichtigen Wildwechsel machen! Zusätzliche Erläuterungen sind uns ebenfalls sehr willkommen!!! (Bei Bedarf bitte ein weiteres Blatt beiheften).

Informationen zu ehemaligen (jetzt durchschnittenen) Wechselmöglichkeiten bitte auf der Rückseite im unteren Teil eintragen!! Bei Bedarf Formular kopieren!


|                               |  |  |
|-------------------------------|--|--|
| ☞ Datum:     /     /19 ..     |  | Politischer Bezirk:  |
| Name der ortskundigen Person: |  | Über welche Bundesstraße geht der wichtige Wechsel<br><br>B           ☞<br>(ungefähr bei Km Nr. ....) ☞<br>oder unten eine kurze Lagebeschreibung geben: |
| Adresse:           ☞          |  |  |
| Telefon-Nr.:                  |  |  |

|   |                       |   |                          |                          |  |                          |                          |                          |
|---|-----------------------|---|--------------------------|--------------------------|--|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Kurze Beschreibung der Lage des Wechsels: ☞   |                       |   |                          |                          |  |                          |                          |                          |
| <i>Von folgenden Wildarten kam an dieser Stelle in den letzten 10 Jahren mindestens ein Stück unter die Räder (Strassenfallwild):</i> |                       | <i>Wie intensiv wechselt diese Wildart hier derzeit ?</i> |                          |                          | <i>In welcher Jahreszeit wechselt diese Wildart hier vorwiegend? (Mehrfachankreuzung möglich, zusätzliche Angaben bitte am Rand; z.B. bei Hochwasser etc.)</i> |                          |                          |                          |
| (Strassenfallwild): ☞   |                       | häufig  | selten                   | nie                      | Frühjahr   | Sommer                   | Herbst                   | Winter                   |
| Rehwild:  | <input type="radio"/> | <input type="checkbox"/>                                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Rotwild:  | <input type="radio"/> | <input type="checkbox"/>                                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Gamswild:   | <input type="radio"/> | <input type="checkbox"/>                                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Schwarzwild:  | <input type="radio"/> | <input type="checkbox"/>                                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Hase:   | <input type="radio"/> | <input type="checkbox"/>                                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Sonstige:   |                       | <input type="checkbox"/>                                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Sonstige:   |                       | <input type="checkbox"/>                                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Sonstige:   |                       | <input type="checkbox"/>                                  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

Fortsetzung von Seite 1:

Folgende Wildarten kamen in den letzten 10 Jahren im Umkreis von bis zu ca. 2 km vom vorne angeführten Wechsel zumindest **VEREINZELT** vor: 

Rotwild    Gamswild    Steinwild    Rehwild    Schwarzwild    Luchs    Bär

**Die nächstgelegenen jagdlichen Einrichtungen liegen ungefähr in folgender Entfernung zum umseitig angegebenen Wildwechsel:** 

● Rotwildfütterung:       unter 50m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?

● Rehwildfütterung:       unter 50m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?


● Schwarzwildkirschung:    unter 50m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?


● Hochsitz / Ansitzplatz:    unter 50 m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?

---


● Sonstige:                       unter 50m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?



● Sonstige:                       unter 50m    50-100m    100-200m    bis 300 m    ?

 Gibt es in Ihrer Region eine **wichtige EHEMALIGE Wechselmöglichkeit** über eine Bundesstrasse, die seit dem Bau (oder z.B. seit der Zäunung oder wegen zunehmender Verkehrsdichte) vom Wild nicht oder kaum mehr genutzt werden kann?      *Wenn ja, Informationen bitte hier eintragen:*

Ein **ehemaliger**, jetzt durchschnittener Wildwechsel bestand an folgender Stelle: 

**Bezeichnung der Strasse und eventuell der km-Nr. bitte hier (und wenn möglich zusätzlich auf einer Kartenskizze) eintragen:**  
Der Wechsel wurde ehemals von folgenden Wildarten genutzt:

| <i>Bitte ankreuzen</i><br> | Rot-wild                 | Reh-wild                 | Gams-wild                | Schwarz-wild             | Hase                     | Sonstige:<br>.....       | Sonstige:<br>.....       |
|---|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| häufig  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| selten  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| gar nicht   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

 **Zusätzliche Hinweise**  (z.B. über weitere Barrieren, wie Bahnlinien etc.)

**Rücksendung an:** Fritz Völk, Postfach 42, 1174 Wien. Oder direkt an das Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien, 1190 Wien, Peter Jordanstrasse 76/9.



## Informationserfordernisse über jagdbare Wildtiere und -habitate für Straßenplanung und Begutachtung - getrennt nach Projektphasen

(Angaben: Workshop-Ergebnis, 16. November 1999, BOKU Wien, vgl. SCHWARZL/HECKL 2000)

Zielarten: Haarwild (gemäß österreichischer RVS 3.01 sowie Federwild);  
Vorschlag (Empfehlung für Strassenprojekte) gemäß folgendem Schlüssel:  
Machbarkeitsstudie (1), Vorprojekt (2), Einreichprojekt (3), Bauprojekt (4):

|  |         |
|--|---------|
| 1. Wildverbreitungskarten, Darstellungen der wildökologischen Raumplanung  | 1       |
| 2. Lage und Größe aller tangierten Lebensräume (mit Grünland LW und Wald)  | 1       |
| 3. Liste aller im Untersuchungsraum <u>häufig vorkommenden</u> Wildarten   | 1       |
| 4. Im Untersuchungsraum <u>selten vorkommende</u> und <u>gefährdete</u> Wildarten (revierweise)  | 1       |
| 5. Im Untersuchungsraum <u>fallweise (auch wenn sehr selten) durchwechselnde</u> Wildarten   | 1       |
| 6. Lage der Rot-, Gams- und Schwarzwild- <b>Kerngebiete</b> sowie Bären- und Luchsvorkommen der letzten 10 Jahre <b>im Abstand bis zu rd. 10 (max. 20) km</b> skizzieren | 1 od. 2 |
| 7. Lage bekannter Fernwechsel von Großwildarten  | 1 od. 2 |
| 8. Liste der im Untersuchungsraum zuständigen Bezirksjagd- und -forstbehörden  | 1       |
| 9. Liste der betroffenen Bezirksjägermeister und Hegeringleiter/Wildregionsobmänner  | 1       |
| 10. Ungefähre Lage bekannter regionaler (z.B. saisonaler) Wechsel des Haarwildes   | 2       |
| 11. Ungefähre Lage wichtiger bekannter lokaler (v.a. täglicher) Wechsel des Haarwildes   | 2 od. 3 |
| 12. Lage wichtiger Wanderbarrieren und -erschwerisse für das Haarwild gem. Checkliste  | 2 od. 3 |
| 13. Distanz zu nächstgelegenen wildspezifischen Querungshilfen (bei Barrieren)   | 2       |
| 14. Lage wichtiger Balz-/Brunft-, Setz- und Aufzuchtgebiete des Wildes   | 2 od. 3 |
| 15. Lage wichtiger (auch speziell angelegter) Äsungsflächen, Wasserstellen, etc.   | 2 od. 3 |
| 16. Lage wichtiger Einstände/Rückzugsgebiete/Ruhezonen für die Hauptwildarten  | 2 od. 3 |
| 17. Lage aller im Untersuchungsraum befindlichen Rotwildfütterungen  | 1 od. 2 |
| 18. Lage von Rehwildfütterungen, Fasanenschütten, etc. im Untersuchungsraum  | 3       |
| 19. Bekannte Wildschadens-Schwerpunkte im Untersuchungsraum (Verbiß, Schäle, Fegen)  | 2 od. 3 |
| 20. Lage ganzjähriger Deckungsmöglichkeiten in Agrarlandschaften (Gehölze)   | 2 od. 3 |
| 21. Liste aller betroffenen Eigenjagdberechtigten/Jagdpächter/Jagdausübungsberechtigten  | 1 od. 2 |
| 22. Lage von Jagdgebietsteilen mit besonders hohem Jagdwert (im Planungsraum)  |         |
| 23. Abschubzahlen aller erfaßten Wildarten für den Planungsraum (revierweise; 10 Jahre)  | 3       |
| 24. Bestandsschätzungen (jedenfalls für Rauhußhühner) für den Planungsraum   | 3       |
| 25. Fallwildzahlen (getrennt nach Ursachen; wie beim Abschub)  | 3       |
| 26. Lage von Wildunfall-Häufungsstellen im Planungsraum  | 3       |
| 27. Erfordernis wildsicherer Zäunungsstrecken  | 3       |
| 28. Bedarf nach wildspezifischen Querungshilfen für geplante Straßen und Situierung  | 2 od. 3 |
| 29. Erfordernisse zur Dimensionierung wildspezifischer Querungshilfen (Mindestbreite, bei Unterführungen auch Höhe; Lage von Wegen bei allfälliger kombinierter Nutzung) | 3       |
| 30. Erfordernisse zur baulichen Ausführung wildspezifischer Querungshilfen   | 3 od. 4 |
| 31. Erfordernisse der landschaftlichen Einbindung von Querungshilfen (Deckung etc.)  | 3 od. 4 |
| 32. Erforderliche andere wildökologische Ausgleichs- und Kompensationsmaßnahmen im Planungsraum (insbes. Ersatzaufforstungen, Gehölzstreifen als Leitlinien)             | 3       |

*Eine Liste jener Parameter, die anhand von Freilandhebungen zu erfassen sind, wird erarbeitet*

# Ein Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs

Stephanie SCHADT, Felix KNAUER und Petra KACZENSKY

## 1. Einleitung

Erhaltung und Schutz großer Beutegreifer ist eine schwierige Aufgabe für den Naturschutz aufgrund ihrer großen Raumannsprüche und Konflikte mit dem Menschen. Letztere resultieren nicht nur aus den Raumannsprüchen, sondern aus der vermeintlichen Jagdkonkurrenz und Schäden an Haustieren. Eine veränderte Haltung des Menschen gegenüber großen Beutegreifern und der Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzung in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts haben dazu beigetragen, daß sich Raubtiere teilweise wieder ausbreiten konnten, z. B. Wölfe (*Canis lupus*) in Italien (CORSI et al. 1999a), Luchse (*Lynx lynx*) in Polen (JEDRZEJEWSKI et al. 1996) oder Bären (*Ursus arctos*) in Österreich (RAUER und GUTLEB 1997).

In Mitteleuropa wurde der Eurasische Luchs mit Ausnahme der Slowakischen Karpathen in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts vollständig ausgerottet. Seit den 70er Jahren bemüht man sich in Europa mit zahlreichen Wiedereinbürgerungsprojekten um seine Wiederkehr (BREITENMOSER 1998, THOR und PEGEL 1992). Auch in Deutschland wurden mehrere Gebiete für Wiedereinbürgerungen in Betracht gezogen. Schwarzwald (GOSSMANN-KÖLLNER und EISFELD 1989), Pfälzer Wald (HIMMER 1978, VAN ACKEN und GRÜNWALD 1977), Harz (POHLMAYER 1997a), Bayerischer Wald (PLÄN 1988) und die Alpen (KLUTH et al. 1989) wurden heftig und kontrovers als potentielle Lebensräume diskutiert, jedoch aufgrund der politisch-sozialen Brisanz des Themas nicht umgesetzt. Mittlerweile wandern Luchse - ausgehend von einer Aussetzung von 18 Luchsen im Böhmerwald auf tschechischer Seite in den 80er Jahren (KLUTH et al. 1989, KACZENSKY 1998) - auf bayerische Seite ein. Im Jahre 1996 schätzte man die Anzahl an Luchsen im Bayerischen Wald auf 10-15 Individuen (WÖLFL 1996, CERVENY und BUFKA 1996). Zusätzliche Beobachtungen werden weiter im Norden entlang des deutsch-tschechischen Grenzgebirges gemeldet, und im Südwesten Deutschlands aus dem Schwarzwald und dem Pfälzer Wald. Woher die Luchse in den beiden letztgenannten Gebieten stammen, ist unbekannt.

Was bisher jedoch fehlt ist ein großräumiger Ansatz, mit dessen Hilfe man die Ausbreitungsmöglichkeiten einer Luchspopulation in Deutschland abschätzen kann. Diese ist jedoch eine wichtige Voraussetzung, um die einzelnen Wiedereinbürgerungsinitiativen besser bewerten und koordinieren zu können. Habitateignungsmodelle für den Luchs

wurden bisher nur auf regionaler Ebene für den Schwarzwald (GOSSMANN-KÖLLNER und EISFELD 1989) realisiert. Großräumige Habitatmodell für Wildtiere in Europa sind bisher äußerst selten. Für den Alpenraum existiert ein Habitatmodell für Luchs, Wolf und Bär (DUPRÉ et al. 1996, CORSI et al. 1999a, CORSI et al. 1999b), das jedoch erhebliche methodische Probleme beinhaltet. Unser Ansatz besteht aus zwei auf Geographischen Informationssystemen (GIS) basierenden Modellen: einem Habitatmodell um geeignete Lebensräume für den Luchs in Deutschland aufzuzeigen, und einem Ausbreitungsmodell, um geeignete Korridore zwischen den Lebensräumen zu ermitteln. In einem regelbasierten Modell haben wir die Habitatpräferenzen von Luchsen beschrieben und auf die Form und Struktur von Landnutzungstypen bezogen. Neben Maßen wie der Größe und Breite von Waldstücken und ihrem Abstand zueinander fließen auch Zerschneidungsfaktoren wie Straßen, Flüsse und Siedlungen mit ein. In einem darauf aufbauenden Ausbreitungsmodell ermittelten wir den besten Korridor zwischen zwei geeigneten Gebieten und bewerteten ihn aufgrund der Landnutzungstypen und der Distanz (sog. CostPath-Analyse). Die Kenntnis dieser Korridore ist wichtig, um die natürliche Einwanderung der Luchse in geeignete Lebensräume abschätzen zu können.

Das Ziel unserer Studie war die Beantwortung folgender Fragen:

1. Wo gibt es in Deutschland geeignete Lebensräume für den Luchs?
2. Sind diese Lebensräume untereinander verbunden?
3. Wo befinden sich Engpässe oder Barrieren zwischen geeigneten Gebieten?

## 2. Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfaßt auf einer Fläche von ca. 374.000 km<sup>2</sup> Deutschland und angrenzende Waldgebiete entlang der Grenze zu Tschechien und Polen und die Vogesen. Die Alpen sind aus der Untersuchung ausgeschlossen, da der deutsche Alpenanteil so gering ist, daß es keinen Sinn machen würde, diesen vom gesamten Alpenbogen abgetrennt zu betrachten.

Grundlage für unsere GIS-Analysen war der CORINE (Coordination of Information on the Environment) Landnutzungsdatensatz (Deggau 1995). Wir klassifizierten die mehr als 60 Landnutzungs-

typen von CORINE in fünf Kategorien: (1) besiedelte Gebiete, (2) landwirtschaftlich genutzte Flächen, (3) Wälder, (4) offene, unbewaldete Flächen mit natürlicher Vegetation und (5) Gewässer. Die Information über Straßen stammt aus Arc-Deutschland'500 von ESRI (1991). Angrenzende Waldgebiete der Nachbarländer Frankreich, Polen und Tschechien wurden von Straßenkarten mit dem Maßstab 1:200.000 digitalisiert.

## 2.2 Habitatsprüche und Abwanderungsmuster von Luchsen

Unser Modell basiert hauptsächlich auf Erfahrungen, Daten und Ergebnissen des Schweizer Luchsprojektes im Mittelgebirge des Schweizer Jura. Es handelt sich bei diesem Projekt um eine der wenigen Langzeitstudien über den Europäischen Luchs (BREITENMOSER et al. 1993), und zudem ist die Landschaft des Schweizer Jura den deutschen Mittelgebirgen ähnlich.

### Habitatsanspruch

Die Verbreitung des Luchses ist in Mitteleuropa eng an das Vorhandensein großer Wälder geknüpft (MATJUSCHKIN 1978; HALLER und BREITENMOSER 1986; BREITENMOSER und BAETTIG 1992). Habitatanalysen im Schweizer Jura haben gezeigt, daß in einem Wohngebiet eines erwachsenen Luchses durchschnittlich 60% der Fläche mit Wald bedeckt ist (Fridolin ZIMMERMANN, pers.). Allerdings ist auch die Verteilung des Waldes innerhalb des Wohngebietes von Bedeutung, da stark fragmentierter Wald lediglich als Durchgangsgebiet genutzt wird (HALLER und BREITENMOSER 1986). So betrug die Mindestgröße eines Waldgebietes, in der sich ein Luchs dauerhaft aufhält, in den Schweizer Alpen 30 km<sup>2</sup>. Dieses Waldstück kann von landwirtschaftlichen Flächen unterbrochen sein, aber nicht von Hauptverkehrsachsen und Siedlungen (Haller 1992). Innerhalb der Wohngebiete können die Waldstücke schmale Passagen bilden, sind aber in der Regel breiter als 3 km. Allerdings müssen die Waldstücke näher als 1 km zusammen liegen, da offene Flächen über 1 km Breite bereits Hindernisse darstellen können (HALLER und BREITENMOSER 1986). Autobahnen, ebenso wie große Flüsse und hohe Berggrücken, stellen meist Grenzen von Wohngebieten dar.

### Raumnutzung und Dichte

Die Größen der Wohngebiete der Juraluchse schwanken für Weibchen (n = 6) zwischen 74,7 km<sup>2</sup> und 166,7 km<sup>2</sup> (durchschnittlich 114 km<sup>2</sup>) und für Männchen (n = 4) zwischen 188,5 km<sup>2</sup> und 308 km<sup>2</sup> (durchschnittlich 258 km<sup>2</sup>) (ZIMMERMANN 1998). Dabei werden die Wohngebiete innerhalb des gleichen Geschlechts ausschließlich und zwischen den Geschlechtern überlappend genutzt, so daß die Wohngebiete gleichgeschlechtlicher Tiere kaum überlappen, die Gebiete von Luchsmännchen die der Luchsweibchen aber überlagern (BREITENMOSER et al. 1993). Die durchschnittliche Luchsdichte im Schweizer Jura beträgt zwischen 1 und 1,4 erwachsene Luchse auf 100 km<sup>2</sup> (BREITENMOSER und HALLER 1993;

BREITENMOSER et al. 1998). In Polen betragen die Wohngebietsgrößen für weibliche Luchse (n = 7) im Durchschnitt 133 km<sup>2</sup> und für männliche Luchse (n = 11) 248 km<sup>2</sup> (SCHMIDT et al. 1997). Die durchschnittliche Luchsdichte auf 100 km<sup>2</sup> sind dort 1,9 bis 3,2 erwachsene Luchse (JEDRZEJEWSKI et al. 1996; OKARMA et al. 1997). HALLER und BREITENMOSER (1986) haben ermittelt, daß Flächen geeigneten Habitats mindestens 500 km<sup>2</sup> groß sein müssen, da sich in kleineren Flächen Luchse nicht dauerhaft niederlassen. Für eine lebensfähige Population wird als Faustregel mit mindestens 20 bis 50 adulten Tieren gerechnet, was eine Mindestfläche von 2000 km<sup>2</sup> verlangt (nach THOR und PEGEL 1992).

### Nahrung

Die Hauptbeute des Luchses in Mitteleuropa sind die kleinen Schalenwildarten Reh (*Capreolus capreolus*) und Gams (*Rupicapra rupicapra*) (BREITENMOSER und HALLER 1987a). Dabei erbeutet ein Luchs im Schweizer Jura zwischen 50 und 70 Rehe pro Jahr (BREITENMOSER und HALLER 1987a), damit kommt man auf 0,6 bis 1 Reh pro km<sup>2</sup>. In Deutschland liegen die Abschubzahlen bei durchschnittlich 3 Rehen pro km<sup>2</sup> gerechnet auf die Gesamtfläche (DJV 1999). Auf der tatsächlichen Jagdfläche ist der Abschub demnach höher. Angesichts dieser Zahlen scheint es gerechtfertigt davon ausgehen zu können, daß die Schalenwild-dichte in Deutschland überall ausreichend ist als Nahrungsgrundlage für den Luchs.

### Abwanderung

Die Abwanderungsphase beim Luchs beginnt für beide Geschlechter im zweiten Lebensjahr. Dabei sind die Richtung und die Wanderrouten anscheinend an das Vorhandensein und die Verteilung von Wald und Waldkorridoren gekoppelt. In Polen änderten zwei Luchse ihre Wanderrichtung, nachdem sie den westlichen Waldrand erreicht hatten (SCHMIDT 1998). Offene Feldlandschaft wird daher als Barriere für Luchse angenommen (SCHMIDT 1998). Aus der Schweiz ist allerdings bekannt, daß ein Jungluchs zweimal eine 4 km breite, waldlose Ebene überquert hat und dabei tagsüber in einem Weizenfeld gepeilt wurde (KACZENSKY 1993). Dies macht deutlich, daß waldlose Flächen keine absoluten Barrieren darstellen. Die durchschnittliche Abwanderungsdistanz bei den subadulten Juraluchsen betrug 43 km (n=11) vom Wohngebiet der Mutter, die maximale Distanz lag bei 98 km. Die Abwanderungsrichtung war mehr oder weniger korreliert mit der Ausrichtung der Jurakette (ZIMMERMANN 1998). In Polen schwankten die Abwanderungsdistanzen bei Jungluchsen zwischen 5 und 129 km (SCHMIDT 1998).

### Mortalität und Barrieren

Ein Blick auf die Mortalitätsursachen der Luchse im Schweizer Jura zeigt, daß der Tod im Straßenverkehr sowohl bei Jungtieren als auch bei Adulten mit ca. 47% (n=17) bzw. ca. 25% (n=40) an der Gesamtmortalität einen hohen Anteil einnimmt (ZIMMERMANN 1998). Dies bedeutet, daß der



Anteil an Straßen in einem Gebiet ein Faktor ist, der in die Modelle einbezogen werden muß, da Straßen erstens ein erhöhtes Mortalitätsrisiko darstellen und zweitens als Barriere wirken, indem sie Wohngebietsgrenzen bilden oder während der Abwanderung nur sehr unwahrscheinlich überquert werden. Auch Siedlungen und landwirtschaftliche Nutzungen können Lebensräume zerschneiden, wobei es dabei auf die Anordnung dieser Nutzungstypen ankommt, z. B. wird ein zusammenhängendes Siedlungsband einen Lebensraum zerschneiden, Siedlungsinseln, die die Luchse umgehen könnten, dagegen nicht.

### 2.3 Das Habitatmodell

Wir verwendeten ein regelbasiertes Habitatmodell, d. h. die Habitatnutzung der Luchse wird in ökologischen Regeln beschrieben, und nicht in mathematischen Gleichungen. Aus der Literatur leiteten wir folgende Regeln für unser Habitatmodell ab:

1. Die Mindestgröße eines geeigneten Lebensraumes muß 200 km<sup>2</sup> betragen, was ungefähr der minimalen Raumanforderung für eine „Reproduktionseinheit“, d.h. einem Männchen und einem Weibchen, entspricht. Wohngebiete männlicher und weiblicher Luchse überlappen, so daß die Raumansprüche eines Kuders als Grundlage herangezogen werden können. Das kleinste ermittelte Wohngebiet eines Kuders im Schweizer Jura lag bei knapp 200 km<sup>2</sup>. Für diese geforderte Mindestfläche gelten weiterhin folgende Regeln:
2. Flüsse, Autobahnen und Siedlungen stellen Grenzen von Wohngebieten dar.
3. Wohngebiete sollen mindestens 3 km breit sein, können aber engere Passagen und Korridore enthalten.
4. Die Waldstücke innerhalb eines Wohngebietes müssen näher als 1 km zueinander liegen, um als zusammenhängend bezeichnet werden zu können.
5. Der Waldbedeckungsgrad innerhalb eines Wohngebietes muß mindestens 60% betragen.
6. In einem Wohngebiet muß es mindestens eine von Straßen unzerschnittene Kernzone von 30 m<sup>2</sup> geben.

Die Landnutzungstypen wurden anhand dieser Regeln mit einem GIS über Rasterung, Nachbarschaftsanalysen, Verschneidungstechniken und

Flächenabfragen ausgewertet (SCHADT 1998). Das Ergebnis ist eine Karte mit allen Teillebensräumen, die die Modellregeln für mindestens ein Luchspaar erfüllen. Diese 200 km<sup>2</sup>-Flächen bilden die kleinste Einheit in unserem Modell und werden später noch auf ihren Zusammenhang mit anderen geeigneten Flächen geprüft. So können Gebiete, die beispielsweise nur durch Autobahnen getrennt oder über geeignete Korridore verbunden sind, zu großen Populationsarealen zusammengefaßt werden („spatially heterogeneous population“, (HANSKI und GILPIN 1991; WELLS und RICHMOND 1995)), da ein hoher Individuenaustausch erwartet werden kann. Die Gebiete können dann unterteilt werden in Lebensräume, die zu klein sind für die dauerhafte Anwesenheit von Luchsen (<500 km<sup>2</sup>), in Lebensräume, die eine kleine Population tragen könnten (> 500 km<sup>2</sup>) und in Populationsareale, die eine lebensfähige Population tragen könnten (> 2000 km<sup>2</sup>). Um die Populationsgröße einschätzen zu können, wird jedes Gebiet durch 100 km<sup>2</sup> geteilt, der durchschnittlichen Dichte von 1 Luchs auf 100km<sup>2</sup> entsprechend (BREITENMOSER et al. 1993).

Um unser Modell auf Robustheit der Variablen zu testen, haben wir eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt und vier weitere Szenarien für geeignete Wohngebiete und innerhalb derer 24 Variablenänderungen für die Bedingungen der Kernzonen getestet (Abb. 1). Eine Abweichung von maximal 20% der Modellergebnisse bei Variablenänderung haben wir als zulässig betrachtet.

### 2.4 Das Ausbreitungsmodell

Das Verhalten der Luchse, sich so weit wie möglich im Wald fortzubewegen, ist die Grundlage für unsere Analyse. Für die Fortbewegung über verschiedene Landnutzungstypen haben wir "Ausbreitungswiderstände" vergeben, dabei wurde Wald am besten für die Ausbreitung klassifiziert und somit gleichgesetzt mit Ausbreitungshabitat, und umgekehrt wurden besiedelte Bereiche mit einem sehr hohen Widerstand versehen, was Barrieren gleichkommt. Allen anderen offenen Bereichen (z.B. Heiden, Feuchtgebieten, landwirtschaftlich genutzten Flächen) und Gewässern ab einer Breite von 100 m haben wir mittlere Widerstände zugeordnet. Diese "Kostenoberfläche" der Landschaft ist die Basis für unsere GIS-gestützte "Weg-Kosten-Analyse" ("costpath-analysis"). Damit errechneten wir dann den Weg mit den geringsten "Kosten" zwischen zwei geeigneten Gebieten, d.h. jene Korridore, die für den Luchs am günstigsten für die Ausbreitung sind.

| Varianten                                 | A                                     | B          | C  | D                        |
|---|---------------------------------------|------------|--|--------------------------|
| <b>Mindestbreite der Teil-Lebensräume</b> | ohne                                  | mind. 3 km | über 5 km, mit Engpässen   | über 8 km, mit Engpässen |
| <b>Abstand der Waldflächen Kernzonen</b>  | näher 1 km                            | näher 1 km | bis 3 km   | bis 4 km                 |
| Von Straßen zerschnitten/ unzerschnitten  | Mindestbreite keine, 500m, 1 km, 3 km |            | Größe 30 km <sup>2</sup> , 50 km <sup>2</sup> , 80 km <sup>2</sup> |                          |

**Abbildung 1**  
Varianten der Habitatmodellregeln für die Sensitivitätsanalyse

In einem zweiten Schritt wird jeder dieser ermittelten Korridore auf seine "Qualität" als Verbindungsweg zwischen geeigneten Habitaten bewertet. Hier kommen auch wieder Zerschneidungsfaktoren zum Tragen. Die Bewertung stützt sich auf folgende Parameter: (1) Gesamtlänge des Korridors, (2) Landnutzungstypen, über die der Weg führt, (3) Anzahl der zu überquerenden Autobahnen und (4) Anzahl der zu überquerenden Flüsse. Jedem dieser Parameter wird bezogen auf das Mortalitätsrisiko, dem ein Luchs bei Benutzung des Korridors ausgesetzt wäre - eine Anzahl an Punkten vergeben, wodurch die Korridore eingeteilt und verglichen werden können. Auch hier haben wir eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt und 18 verschiedene Varianten getestet (Tab. 1). Für die Auswertung des Modellergebnisses haben wir Variante 14 verwendet. Einen Überblick über die Einteilung und Bewertung der Qualität der Korridore gibt Tabelle 2. Im Anschluß daran wurden die Ergebnisse für die Korridore nochmals im Detail überprüft, z. B. entfallen auf Kategorie 1, also geeignete Korridore, auch Verbindungen, die z. B. nur durch den Rhein getrennt sind. Der Rhein stellt aber für die Luchs-

ausbreitung eine Barriere dar, und somit wurden beispielsweise solche Korridore nochmals aussortiert.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

Bei der Berechnung der verschiedenen Varianten für geeignete Lebensräume liegen die Abweichungen von der Fläche, die sich aus den Modellregeln ergibt, bei maximal 20%, der Toleranzbereich wird also nicht überschritten (Abb. 2). Das heißt, daß eine Veränderung der Mindestbreite der Wohngebiete und eine Änderung der Abstände der Waldflächen zueinander sich nicht stark auf das Ergebnis auswirkt. Dabei bilden sich bei allen Varianten nicht viele neue Flächen für potentielle Lebensräume, sondern es handelt sich überwiegend um Erweiterungen und Ausbuchtungen der großen Waldgebiete bzw. Mittelgebirge wie Thüringer Wald, Rothaargebirge, Schwarzwald etc., bzw. kleinere Flächen, die nur knapp die geforderte Mindestgröße erreicht haben, entfallen. Am stärksten auf

Tabelle 1

Sensitivitätsanalyse für die Ausbreitungskorridore. Mit x ist der jeweilige Wert gekennzeichnet, der in der Variante für die Berechnung der Sensitivitätsanalyse verwendet wurde.

| Punktezahl | Pro km Gesamtlänge |   | Pro km offenes Feld |    |    | Pro Fluß |    | Pro Autobahn |     |
|------------|--------------------|---|---------------------|----|----|----------|----|--------------|-----|
|            | 1                  | 2 | 5                   | 10 | 20 | 50       | 20 | 50           | 100 |
| Variante 1 | x                  | x |                     | x  |    |          | x  |              |     |
| V2         | x                  | x |                     |    | x  |          | x  |              |     |
| V3         | x                  | x |                     |    |    |          | x  | x            |     |
| V4         | x                  | x |                     | x  |    |          |    |              | x   |
| V5         | x                  | x |                     |    | x  |          |    |              | x   |
| V6         | x                  | x |                     |    |    |          | x  |              | x   |
| V7         | x                  | x |                     | x  |    |          |    |              | x   |
| V8         | x                  | x |                     |    | x  |          |    |              | x   |
| V9         | x                  | x |                     |    |    |          | x  |              | x   |
| V10        | x                  |   | x                   | x  |    |          | x  |              |     |
| V11        | x                  |   | x                   |    | x  |          | x  |              |     |
| V12        | x                  |   | x                   |    |    |          | x  | x            |     |
| V13        | x                  |   | x                   | x  |    |          |    |              | x   |
| V14        | x                  |   | x                   |    | x  |          |    |              | x   |
| V15        | x                  |   | x                   |    |    |          | x  |              | x   |
| V16        | x                  |   | x                   | x  |    |          |    |              | x   |
| V17        | x                  |   | x                   |    | x  |          |    |              | x   |
| V18        | x                  |   | x                   |    |    |          | x  |              | x   |

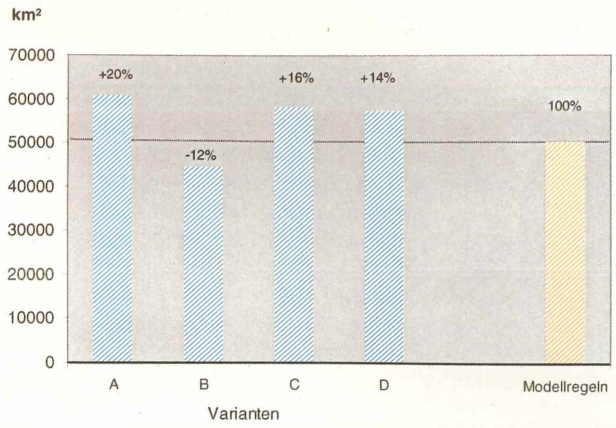
Tabelle 2

Einteilung der Korridore

| Kategorie 1  | Kategorie 2  | Kategorie 3   | Kategorie 4  | Kategorie 5            |
|--|--|---|--|------------------------|
| 0-50 Punkte  | 51-100 Punkte  | 101-150 Punkte  | 151-200 Punkte   | 201 und mehr Punkte    |
| Geeigneter Korridor, der hauptsächlich durch Wald führt, oder der sehr kurz ist mit einer hohen zu erwartenden Austauschrate an Individuen und einem geringen Mortalitätsrisiko. | Korridore mit einem möglichen, aber nicht so häufigen Individuenaustausch. | Strecke, die zwar überwunden werden kann, aber das Mortalitätsrisiko relativ hoch eingeschätzt werden kann. | Eine erfolgreiche Benutzung dieser Korridore ist zwar möglich, es wird sich dabei aber eher um einen Einzelfall handeln. | Ungeeignete Korridore. |

**Abbildung 2**

**Flächengrößen der Teillebensräume bei den Varianten im Vergleich zu den Modellregeln.**



die Veränderungen der Werte reagieren sehr schmale und fragmentierte Waldgebiete wie z. B. die Schwäbische Alb.

Der Toleranzbereich von 20% bei der Variation der Werte für die Kernzonen wird erst überschritten, wenn man eine Mindestbreite von 3 km zugrunde legt (Abb. 3). Das heißt, daß die Zerschneidungswirkung der Hauptverkehrsachsen auf die inneren Waldstücke sich nicht so stark auf das Ergebnis auswirkt wie die Wahl der Breite der Waldflächen. Konkret bedeutet dies, daß - wenn keine Mindestbreite für die Kernzonen gefordert wird - es trotz der Zerschneidungswirkung von Straßen genügend Waldstücke gibt, die über den geforderten 30 km<sup>2</sup> liegen.

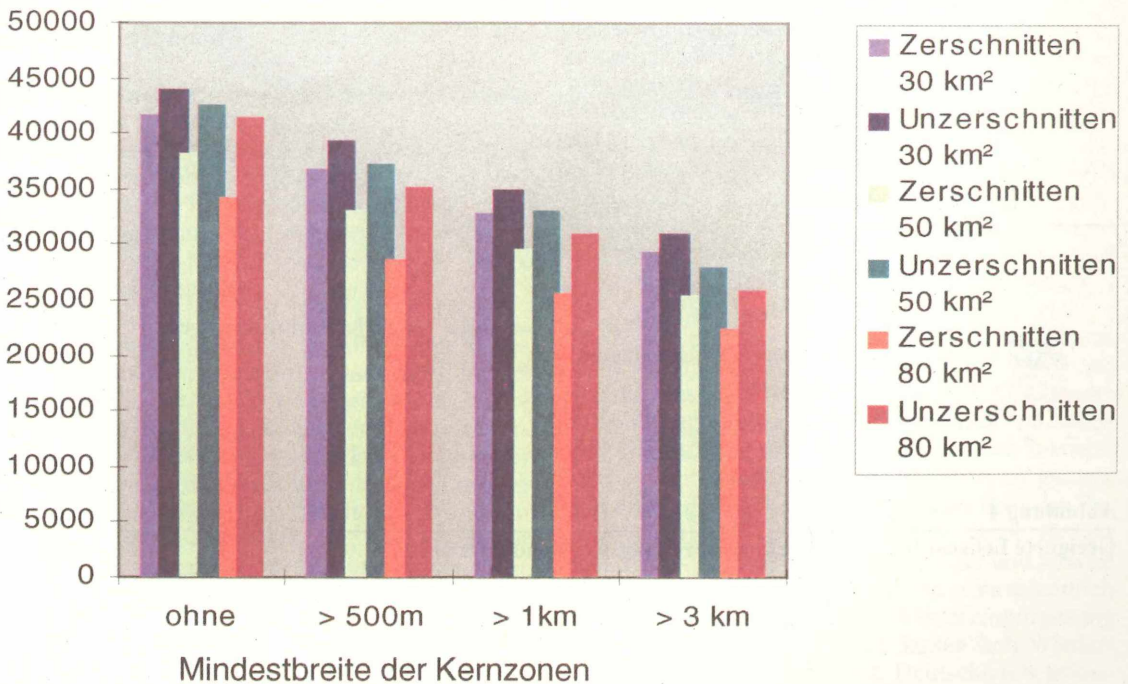
Bei der Sensitivitätsanalyse des Ausbreitungsmodells blieben Korridore ohne Barrieren wie Fluß oder Autobahn und sehr lange Korridore robust gegenüber Änderung der Werte.

### 3.2 Ergebnis des Habitat- und Ausbreitungsmodells

Insgesamt erhielten wir 59 Flächen geeigneter Lebensräume für den Luchs in Deutschland und angrenzenden Waldgebieten (Abb. 4). Es handelt sich dabei hauptsächlich um die Mittelgebirge Süd- und Mitteldeutschlands und die großen Waldgebiete im Osten und Norden Deutschlands. Im Durchschnitt beträgt die Waldbedeckung 75% in diesen potentiellen Lebensräumen, 2% entfielen auf besiedelte Flächen, und bei dem Rest handelt es sich hauptsächlich um landwirtschaftliche Flächen, und um Gewässer oder andere Vegetation ohne Baumbestand.

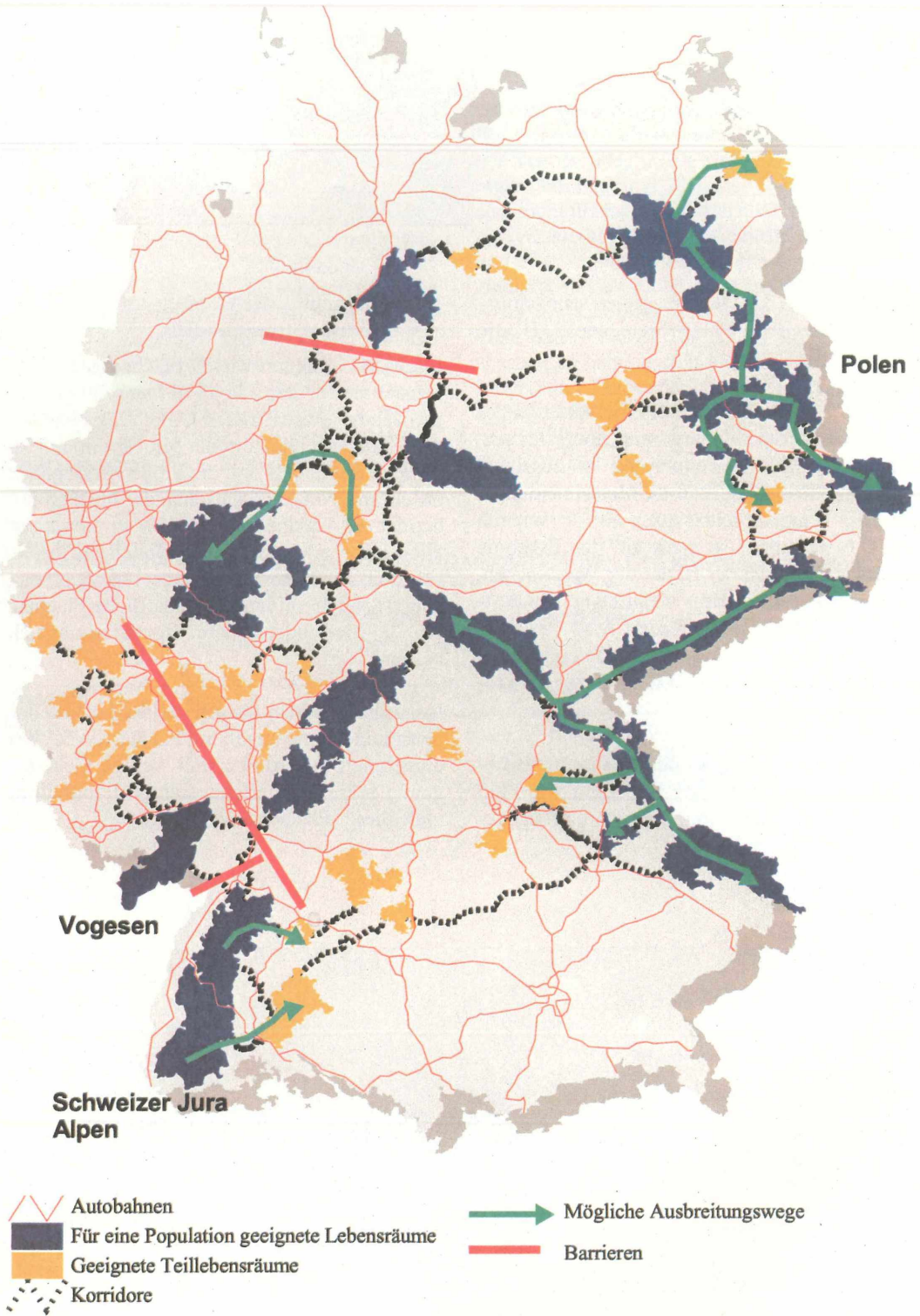
Insgesamt nehmen die ermittelten potentiellen Lebensräumen eine ungefähre Fläche von 55.000 km<sup>2</sup> einnehmen. Allerdings sind wenige Gebiete groß genug für eine überlebensfähige Population, und viele dieser Flächen sind isoliert.

**Km<sup>2</sup>**



**Abbildung 3**

**Flächengröße der Kernzonen bei den verschiedenen Varianten**



**Abbildung 4**  
 Geeignete Lebensräume, potentielle Ausbreitungswege und Barrieren

Faßt man nun potentielle Habitate zusammen, die über geeignete Korridore (Kategorie 1, Tab. 2) verbunden sind, so können neun Bereiche für Populationsareale abgegrenzt werden, nämlich die Lüneburger Heide, das Gebiet um das Rothargebirge, der Pfälzer Wald mit den Vogesen, der Schwarzwald, der Harz, Thüringer Wald und Odenwald/Spessart/ Rhön, die Wälder um Berlin und die Mittelgebirge entlang der deutsch-tschechischen Grenze, wozu auch der Bayerische Wald gehört (blaue Flächen in Abb. 4). Diese neun Populationareale, die ca. 38.000 km<sup>2</sup> umfassen, könnten bei einer angenommenen Luchsdichte von 1 Luchs auf 100 km<sup>2</sup> ca. 380 residente Luchse aufnehmen.

## 4. Diskussion

### 4.1 Einschätzung der Luchssituation in Deutschland nach den Modellergebnissen

Generell sind die Lebensräume im Osten Deutschlands geeigneter als im Westen. Dies gilt besonders für die Gebiete um Berlin entlang der deutsch-polnischen Grenze und entlang der deutsch-tschechischen Grenze, die jeweils groß genug für mindestens 70 residente Luchse sind. Zusätzlich könnten auf der polnischen und tschechischen Seite weitere Luchse in den relativ unfragmentierten und großen Waldgebieten leben.

Schwarzwald und Pfälzer Wald mit den Vogesen im Südwesten sind mit Raum für jeweils ca. 40 Individuen zwar ebenfalls für eine überlebensfähige Population geeignet. Es besteht jedoch keine Verbindung zu anderen geeigneten Lebensräumen in Deutschland, da der Rhein bzw. das Siedlungsband entlang der Autobahn BAB 8 eine Barriere für die Luchse darstellen. Auch ein Anschluß an die Jura- und Alpenpopulation in der Schweiz und in die Alpen scheint derzeit nicht gewährleistet. Eine ähnliche Situation trifft man auch im Harz an, der eine relativ isolierte Lage innerhalb der geeigneten Lebensräume in Deutschland einnimmt.

Abgesehen von diesen relativ großen Populationsarealen gibt es viele kleine geeignete Flächen (orange Flächen in Abb. 4), die über mögliche Korridore (grüne Pfeile in Abb. 4) mit den Populationsarealen oder untereinander in Verbindung stehen und somit als "Trittsteine" fungieren könnten. Generell aber scheinen die geeigneten Populationsareale relativ stark voneinander isoliert.

Was die Korridore anbetrifft, so könnte eine Population, die aus dem deutsch-tschechischen Grenzgebiet stammt, sich mit einer relativ hohen Wahrscheinlichkeit bis in den Thüringer Wald ausbreiten. Von dort aus scheinen weitere Lebensräume relativ schwierig zu erreichen sein, da die Korridore in den Norden in den Harz oder in den Westen in das Gebiet um den Odenwald sehr lang (zwischen 70 und 100 km) und von Autobahnen zerschnitten sind.

### 4.2 Diskussion des Modellierungsansatzes

Für unser Modell haben wir lediglich einen Faktor, nämlich Wald modifiziert durch den Fragmentationsgrad, zur Vorhersage geeigneten Habitats für

den Luchs verwendet. Es wird oft kritisiert, nur einen Parameter zur Eignungsbestimmung von Gebieten für eine Art heranzuziehen (CLARK et al. 1993; DUPRÉ et al. 1996), aber es handelt sich bei dem Parameter Wald um den Schlüsselfaktor für das Vorkommen des Luchses. Außerdem werden durch die Modellregeln weitere Faktoren - wie Einfluß der Straßen und unbewaldeten Flächen mit abgedeckt. In Anbetracht des großen Untersuchungsgebietes scheint es auch gerechtfertigt, das Modell so weit wie möglich zu vereinfachen. Die Toleranz des Menschen gegenüber dem Luchs ist ein weiterer Schlüsselfaktor, konnte aber in diesem Modell nicht berücksichtigt werden. Unsere Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, daß das Modellergebnis relativ stabil blieb nach Änderung der Werte für die Breite und den Fragmentationsgrad. Die großen Waldgebiete haben sich nicht verändert, es handelte sich hauptsächlich um kleine und teilweise noch völlig isolierte Flächen, die für die Frage nach Lebensraum für eine Luchspopulation weniger relevant sind.

Ein weiterer Kritikpunkt an unserem Modell ist die Tatsache, daß es sich um ein extrapolierendes Modell handelt und nicht auf Parametern beruht, die durch Analyse von Felddaten aus dem Untersuchungsgebiet ermittelt wurden. Dadurch wird zwangsweise die Annahme gemacht, daß die genutzten Ergebnisse aus anderen Gebieten auf Deutschland übertragbar sind. Dies ist in diesem Fall sicher sehr wahrscheinlich, aber nicht zwingend notwendig. Zudem ist eine Auswertung von Felddaten für Deutschland überhaupt nicht möglich, da es keine Population gibt, von der man derzeit genügend Daten gewinnen könnte.

Wir sind uns außerdem bewußt, daß unser Modellierungsansatz beim Ausbreitungsmodell Informationen benutzt, die wandernden Luchsen nicht zur Verfügung stehen, und der Modellansatz daher nicht das tatsächliche Verhalten des Luchses zeigt. Luchse besitzen keine Informationen über die Landschaft, in der sie abwandern, und können nicht voraussehen, wo sich ein Waldkorridor zwischen geeigneten Gebieten befindet. Wir benutzen das GIS lediglich, um die günstigsten Wege zwischen geeigneten Lebensräumen herauszufinden. Ein Vorteil dieses Modellierungsansatzes ist, daß hier nicht nur die Weglänge berücksichtigt wird, was in vielen Ausbreitungsmodellen kritisiert wird (GAONA et al. 1998), sondern auch der Einfluß von Barrieren wie Straßen.

Die Modellergebnisse können in der nahen Zukunft nicht überprüft werden, wenn auch erste Hinweise auf die Vorhersagekraft des Modells durch eine Ausbreitung der Luchspopulation im Bayerischen und Oberpfälzer Wald gewonnen werden können. Der wesentliche Nutzen dieses Modells ist jedoch, daß es einige fundierte Spekulationen über die Zukunft des Luchses in Deutschland erlaubt. Es läßt sich abschätzen, welche Gebiete besser und welche weniger gut geeignet sind, welche wahrscheinlich von allein und welche ohne Wiedereinbürgerung nicht besiedelt werden. Damit lassen sich Wiedereinbürgerungspläne innerhalb Deutschlands priorisieren. Darüber hinaus macht dieses Modell deutlich, daß die Bundesländer als die im wesentlichen rechtlich Zuständigen sehr klein sind im Vergleich

zum Raumspruch überlebensfähiger Luchspopulationen, und eine deutschlandweite Abstimmung über Wiedereinbürgerungen im Gegensatz zur heutigen bundeslandweiten Situation naheliegt. Über diese großräumigen Implikationen hinaus läßt das Modell jedoch auch Schlußfolgerungen auf einer mehr regionalen räumlichen Ebene zu, z. B. wenn es um den Zerschneidungseffekt bestehender oder geplanter Autobahnen geht. Besonders auf dieser Ebene darf man aber nicht übersehen, daß Modelle nicht die Wahrheit darstellen, sondern das derzeitige Verständnis repräsentieren, wie sich ein System bezüglich einer bestimmten Fragestellung verhält (STARFIELD 1997).

### Danksagung

Unser Dank gilt Herrn Prof. Dr. Ludwig TREPL, Technische Universität München-Weihenstephan, für die Bereitstellung der GIS-Workstation und seine Anregungen.

Ebenso möchten wir uns bei Dr. Christine und Dr. Urs BREITENMOSER, Dr. Anja JOBIN und Fridolin ZIMMERMANN (Projekt KORA, Schweiz), Manfred WÖLFL (Naturpark Bayerischer Wald) und Thomas HUBER (Institut für Wildbiologie und Jagdkunde, BOKU Wien) für ihre Informationen über die Biologie des Luchses bedanken. Auch Dr. Armin MÜLLER, Dr. Ruth LANG, Christine SCHNEIDER und Uwe SCHLÄFER sei für ihre Hilfe bei den GIS-Analysen gedankt. Eine Fortsetzung der Arbeit wird ermöglicht durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und die Deutsche Wildtier Stiftung.

### Literatur

BREITENMOSER, U. (1998):  
Recovery of the Alpine lynx population: Conclusions from the 1st SCALP report. Council of Europe Publ., Environmental Encounters **38**: 135-144.

BREITENMOSER, U. und H. HALLER (1987a):  
Zur Nahrungsökologie des Luchses *Lynx lynx* in den schweizerischen Nordalpen. Z. f. Säugetierkunde **52**(3): 168-191.

BREITENMOSER, U. und M. BAETTIG (1992):  
Wiederansiedlung und Ausbreitung des Luchses (*Lynx lynx*) im Schweizer Jura. Revue suisse Zool. **99**(1): 163-176.

BREITENMOSER, U. und H. HALLER (1993):  
Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. J. Wildl. Manage. **57**(1): 135-144.

BREITENMOSER, U.; P. KACZENSKY, M. DÖTTERER, C. BREITENMOSER-WÜRSTEN, S. CAPT, F. BERNHARDT, M. LIBEREK (1993):  
Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura Mountains. J. Zool. Lond. **231**: 449-464.

BREITENMOSER, U.; C. BREITENMOSER-WÜRSTEN, H. OKARMA, T. KAPHEGYI, U. KAPHEGYI-WALLMANN, U. M. MÜLLER (1998):

The Action Plan for the Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. Seminar on Action Plans for Large Carnivores, Slovakia, Council of Europe.

CERVENY, J. und L. BUFKA (1996):  
*Lynx* (*Lynx lynx*) in south-western Bohemia. *Lynx* in the Czech and Slovak Republics. P. Koubek and J. Cerveny, Acta Sc. Nat. Brno. **30**(3): 16-33.

CLARK, J.; J. DUNN, K. SMITH (1993):  
A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. J. Wildl. Manage. **57**(3): 519-526.

CORSI, F.; E. DUPRÈ, L. BOITANI (1999a):  
A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. Conservation Biology **13**(1): 150-159.

CORSI, F., I. SINIBALDI, L. BOITANI (1999b):  
Large Carnivore Conservation Areas in Europe: a summary of the Final Report. Roma, Italy, Istituto Ecologia Applicata: 28.

DEGGAU, M. (1995):  
Statistisches Informationssystem zur Bodennutzung. Wirtschaft und Statistik **12**: 893-849.

DJV (1999):  
Handbuch des deutschen Jagdverbandes. Mainz, 596 S.

DUPRÈ, E.; F. CORSI, L. BOITANI (1996):  
A GIS applied to the viability analysis of the wolf: Preliminary results and prospects. The Journal of Wildlife Research **1**(3): 278-281.

GAONA, P.; P. FERRERAS, M. DELIBES (1998):  
Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian Lynx (*Lynx pardinus*). Ecological Monographs **68**(3): 349-370.

GOSSMANN-KÖLLNER, S. und D. EISFELD (1989):  
Zur Eignung des Schwarzwaldes als Lebensraum für den Luchs (*Lynx lynx*, L. 1758). Arbeitsbereich Wildökologie und Jagdwirtschaft des Forstzoologischen Instituts der Universität Freiburg: 127.

HALLER, H. (1992):  
Zur Ökologie des Luchses *Lynx lynx* im Verlauf seiner Wiederansiedlung in den Walliser Alpen. Mammalia depicta **15**: 62.

HALLER, H. und U. BREITENMOSER (1986):  
Zur Raumorganisation der in den Schweizer Alpen wiederangesiedelten Population des Luchses (*Lynx lynx*). Z. f. Säugetierkunde **51**(5): 289-311.

HANSKI, I. und M. E. GILPIN (1991):  
Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. Biol. J. Linn. Soc. **42**: 3-16.

HIMMER, G. (1978):  
Der Pfälzerwald - Vorstellung des größten geschlossenen Waldgebietes in der BRD. Der Luchs - Erhaltung und Wiedereinbürgerung in Europa. U. Wotschikowsky. Grafenau, Verlag Morsak: 131-134.

JEDRZEJEWSKI, W.; B. JEDRZEJEWSKA, H. OKARMA, K. SCHMIDT, A. N. BUNEVICH, L. MILKOWSKI (1996):

- Population dynamics (1869-1994), demography, and home ranges of the lynx in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus). *Ecography* **19**(2): 122-138.
- KACZENSKY, P. (1993):  
Zur Mortalität von Jungluchsen. *Mitteilungen aus der Wildtierforschung* **12**: 5.
- KACZENSKY, P. (1998):  
Status and distribution of the lynx in the German Alps. *Hystrix* **10**(1): 39-42.
- KLUTH, S.; U. WOTSCHIKOWSKY, W. SCHRÖDER (1989):  
Stand der Luchs-Wiedereinbürgerungen in Europa 1989. *Wildtiere* **3**: 6-9.
- MATJUSCHKIN, E. N. (1978):  
"Der Luchs" Wittenberg Lutherstadt, A. Ziemsen Verlag.
- OKARMA, H., W. JEDRZEJEWSKI, K. SCHMIDT, R. KOWALCZYK, B. JEDRZEJEWSKA (1997):  
Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* **42**(2): 203-224.
- PLÄN, T. (1988):  
Überlegungen des Bundes Naturschutz in Bayern zur Wiedereinbürgerung des Europäischen Luchses (*Lynx lynx* L.). *Waldhygiene* **17**: 147-164.
- POHLMAYER, K. (1997a):  
Zur Wiederansiedelung des Luchses (*Lynx lynx* L.) im Harz. *Beiträge zur Wildforschung* **22**: 377-381.
- RAUER, G. und B. GUTLEB (1997):  
Der Braunbär in Österreich. Umweltbundesamt Monographie **88**: 64 S.
- SCHADT, S., (1998):  
Ein Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan, 102 S.
- SCHMIDT, K., W. JEDRZEJEWSKI, H. OKARMA (1997):  
Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* **42**(3): 289-312.
- SCHMIDT, K. (1998):  
Maternal behavior and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta theriol.* **43**(4): 391-408.
- STARFIELD, A. M. (1997):  
A pragmatic approach to modeling for wildlife management. *J. Wildl. Manage.* **61**(2): 261-270.
- THOR, G. und M. PEGEL (1992):  
Zur Wiedereinbürgerung des Luchses in Baden-Württemberg. *Wildforschung Bad.-Württ.* **2**: 163 S.
- VAN ACKEN, D. und A. GRÜNWALD (1977):  
Überlegungen zur Wiedereinbürgerung des Luchses in den Pfälzer Wald. *Beiträge Landespflege Rhld.-Pfalz* **5**: 36-53.
- WELLS, J. V. und M. E. RICHMOND (1995):  
Populations, metapopulations, and species populations: what are they and who should care? *Wildl. Soc. Bull.* **23**: 458-462.
- WÖLFL, M. (1996):  
Lynx in Eastern Bavaria. *Cat News* **25**: 18.
- ZIMMERMANN, F. (1998):  
Dispersion et survie des Lynx (*Lynx lynx*) subadultes d'une population réintroduite dans la chaîne du Jura. *KORA Bericht* **4**: 50.

**Anschriften der Verfasser:**

Dipl.-Ing. Stephanie Schadt  
(Lehrstuhl für Landschaftsökologie  
TUM-Weihenstephan), derzeit:  
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
Sektion Ökosystemanalyse  
Permoser Str. 15  
D-04318 Leipzig  
steph@oesa.ufz.de

Dr. Felix Knauer  
Fachgebiet Wildbiologie und Wildtiermanagement  
Wissenschaftszentrum Weihenstephan  
Außenstelle Linderhof  
Linderhof 2  
D-82488 Ettal  
Tel.: 08822-9212-20  
Fax: 08822-9212-12  
info.wildlife@t-online.de

Dr. Petra Kaczensky  
Fachgebiet Wildbiologie und Wildtiermanagement  
Wissenschaftszentrum Weihenstephan  
Außenstelle Linderhof  
Linderhof 2  
D-82488 Ettal  
Tel. und Fax: 08822-945643  
pkaczensky@t-online.de





# Habitatzerschneidung und Landnutzungsstruktur –

## Auswirkungen auf populationsökologische Parameter und das Raum-Zeit-Muster marderartiger Säugetiere

M. ROTH, G. WALLISER, K. HENLE, K. HERTWECK, U. BINNER, A. WATERSTRAAT, R. KLENKE, A. HAGENGUTH

### 1. Einleitung

Mit insgesamt acht, teilweise eingebürgerten Arten stellen Musteliden in Mitteleuropa ein wesentliches Element der heimischen Wildtierfauna (STUBBE 1989). Abgesehen vom Mauswiesel (*Mustela nivalis*) beanspruchen alle Vertreter der marderartigen Säugetiere bei der infrastrukturellen Nutzungsdensität der mitteleuropäischen Kulturlandschaft Territorien, die die Ausdehnung unzerschnittener Flächen meist weit überschreiten (STUBBE 1989, STIER 1998, WALLISER & ROTH 1997). Wie für zahlreiche andere Vertebraten (BENDER et al. 1996, GROOT-BRUINDERINK & HAZEBROEK 1996, HERKERT 1994, KUITUNEN et al. 1998, REIJNEN et al. 1996, SIEVING et al. 1996, SIMBERLOFF 1995, SPELLERBERG 1998, WALTERS et al. 1994) und Invertebraten (SETTELE et al. 1996, DAVIES & MARGULES 1998, MADER 1990, RATHKE & JULES 1993, SPELLERBERG 1998) bereits belegt, gehören anthropogene Einriffe in Raumgrößen und Raumstrukturen damit auch bei Musteliden zu den Umweltfaktoren mit potentiellen Effekten auf die Struktur von Populationen und die Zusammensetzung von Artengemeinschaften (AARIS-SOERENSEN 1995, CHEESEMAN et al. 1989, HARRIS et al. 1992, LANKESTER et al. 1991, VAN DER ZEE et al. 1992).

Große Raumansprüche, aber unterschiedliche Habitatpräferenzen und ökologische Plastizitäten, die Zugehörigkeit zu verschiedenen Gefährdungskategorien und der teilweise drastische Rückgang ihrer Bestandesdichten in verschiedenen Regionen Deutschlands bzw. Europas machen den Europäischen Dach (*Meles meles*) und den Eurasischen Fischotter (*Lutra lutra*) innerhalb der marderartigen Säugetiere zu Modellarten für Zerschneidungseffekte und Landnutzungseinflüsse (REUTHER 1993, STUBBE 1989, NEAL & CHEESEMAN 1996). In Deutschland als typischer Vertreter der Kulturlandschaft (STUBBE 1989) weit verbreitet, dokumentieren langfristige Bestandesanalysen in verschiedenen westeuropäischen Ländern bereits die Gefährdung des Dachses durch Änderungen in der Landnutzungsstruktur bzw. die Zerschneidung seiner Lebensräume und den damit verbundenen Anstieg der Verkehrsdichte (GRIFFITHS 1991, WIERTZ 1993, WIERTZ & VINK 1986, VAN DER ZEE 1992). Die Bestandeszahlen des Fischotters sind bereits seit langem durch die Einwirkung verschiedener anthropogener Faktoren stark rückläufig. Dazu zählen die langjährige Bekämpfung (FIEDLER 1990), Schadstoffbelastungen der Gewässer (KRUUK & CONROY 1991, MASON & MACDONALD 1993), der Fang in Fischreusen

(REUTHER 1993), die Zerstörung der natürlichen Gewässerstrukturen (REUTHER 1993) sowie verkehrsbedingte Mortalitäten (KRUUK et al. 1997, REUTHER 1993). In Deutschland zählt der Fischotter bereits zu den vom Aussterben bedrohten Arten (BOYE et al. 1998). Vitale Populationen der semiaquatischen Charakterart fischreicher Gewässer mit mannigfaltig strukturierten Uferzonen finden sich nur noch in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen (ANSORGE 1994, BINNER 1997, MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG 1999, REUTHER 1993).

Die mit den Umstrukturierungen in den neuen Bundesländern einhergehende Ausrichtung der Landwirtschaft auf die europäischen Agrarrichtlinien hat zu gravierenden Veränderungen in der Nutzungsstruktur der Agrarlandschaft geführt (BILLWITZ 1996, DALCHOW et al. 1995). Dieser Wandel manifestierte sich abgesehen von der Stilllegung von Grenzertragsstandorten u.a. in einer Beschränkung des traditionellen Kulturartenspektrums auf wenige dominante Ackerfrüchte (z.B. Winterweizen, Raps). Gleichzeitig führte der starke Rückgang an Hackfrüchten und Futterpflanzen zu einer Reduktion der Fruchtfolge. Der geringe Anteil an Dauergrünland wurde durch Umwandlung von Wiesen in Ackerland noch weiter dezimiert (vgl. KAPFER 1993). Diese Entwicklung, verbunden mit dem auf Höchsterträge ausgerichteten Intensivierungsgrad, bedingte einen verstärkten Einsatz von Düngemitteln, Pestiziden und Wachstumsreglern (AHRENS & KOTTWITZ 1997).

Begleitet wurden die Veränderungen in der Landwirtschaft von einem steten Ausbau der Verkehrswege. So hat sich die Kilometerzahl ausgebauter Straßen beispielsweise in Mecklenburg-Vorpommern zwischen 1985 und 1993 vervielfacht (STATISTISCHES JAHRBUCH 1995). Gleichzeitig kam es zu starken Verschiebungen im Kraftfahrzeugbestand. Bei annähernder Konstanz der Gesamtsumme zugelassener Fahrzeuge stieg die Zahl an Personen- und Lastkraftwagen zulasten von Krafträdern drastisch an.

Welche Auswirkungen die zunehmende Erschließung der Landschaft und unterschiedliche Formen der Landnutzung bzw. des Landschaftsmosaiks auf Populationsstruktur und individuelle Raum-Zeitmuster der Raubsäuger haben, war Gegenstand einer mehrjährigen Untersuchung in Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen. Ziel die-

ser Arbeit ist die Vorstellung ausgewählter Ergebnisse dieser Untersuchungen.

## 2. Untersuchungsgebiete

### Mecklenburg-Vorpommern

Mit insgesamt 23.170 km<sup>2</sup> gehört Mecklenburg-Vorpommern zu den größten Bundesländern Ostdeutschlands (WATERSTRAAT et al. 1996). Über 65 % der Landesfläche werden agrarisch - vorwiegend als Ackerflächen genutzt. Darüber hinaus prägen mehr oder weniger weitflächige Waldgebiete (21 % der Landesfläche) vor allem auf den nährstoffarmen Sandergebieten und die Mecklenburger Seenplatte (5,5 % Flächenanteil) das von der Weichsel-Eiszeit überformte Landschaftsbild. Typisch für die pleistozänen Landschaften sind die von Nordwesten nach Südosten verlaufenden Höhenzüge der Endmoränen des Pommerschen- und Frankfurter Stadiums. Sie hinterließen eine vielgestaltige, häufig durch Hügel und Täler gekennzeichnete - für Nordostdeutschland repräsentative - Landschaft mit einem Höhenunterschied von 179 m. Wälder, Seen, Moore, Alleen, Hecken und markante Einzelbäume prägen das Bild der weiträumigen Agrarlandschaft. Die klimatischen Verhältnisse werden durch den Übergang von maritimen im Küstenbereich zu kontinental gemäßigttem Klima im Binnenland bestimmt. Diesem Gradienten folgt die Verteilung der Niederschläge. Das langjährige Jahresmittel der Lufttemperatur schwankt innerhalb der Landesgrenzen nur wenig und liegt bei ca. 8°C.

### Oberlausitzer Teichlandschaft (Sachsen)

Der Naturraum Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft umfaßt eine Fläche von ca. 1.200 km<sup>2</sup> und wird durch die Städte Hoyerswerda und Kamenz im Westen und dem Neißetal im Osten begrenzt (BERNHARDT et al. 1986). Gemeinsam mit den Teichen der Niederlausitz stellt das Oberlausitzer Teichgebiet das größte, zusammenhängende Teichgebiet Mitteleuropas dar. Auf den nährstoffarmen Sandböden des Altmoränengebietes finden sich vor allem ausgedehnte Kiefern- und Mischwälder sowie offene Heideflächen. Wo sich durch Lößablagerungen oder Geschiebelehme günstigere Böden entwickeln konnten, wird Ackerbau betrieben. In den grundwasserbeeinflussten Niederungen sind hingegen extensiv genutztes Grünland oder Erlenbruch- bzw. Auwälder anzutreffen. Prägend für das Landschaftsbild sind jedoch die über 1.000 Fischteiche, die zum Teil schon im 12. Jahrhundert angelegt wurden und in denen seit jeher der Karpfen (*Cyprinus carpio*) die Hauptfischart darstellt. Trotz der fischereiwirtschaftlichen Nutzung lassen die meist röhrichtreichen Gewässerufer und die mit Alteichen bestandenen Teichdämme noch vielerorts naturnahe Strukturen erkennen. Das Gebiet weist nur geringe Höhenunterschiede auf (120 - 176 m). Das Klima ist generell von kontinentalen Einflüssen geprägt. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt im Durchschnitt 620 mm, die Jahresmitteltemperatur liegt bei durchschnittlich 8,5°C.

Die Untersuchungen wurden zwischen 1996 - 1998 in zwei, für das Teichgebiet charakteristischen Ge-

bieten (35 km<sup>2</sup> und 8 km<sup>2</sup>) bei Königswartha durchgeführt. Diese beinhalten insgesamt 85 Fischteiche (14 % der Gesamtfläche) mit einer Größe von 0,5 - 34 ha. Während 52 % Fläche landwirtschaftlich genutzt werden, beträgt der Waldanteil 20 % (Kiefern- und Mischwälder).

## 3. Methoden

### Abschätzung der Dichte und Dynamik

Für den Dachs wurde die Dichte und Dynamik zwischen 1994 und 1996 auf Rügen abgeschätzt. Mit Unterstützung der Jagdausübungsberechtigten und Forstbehörden wurde eine systematische Kartierung der Dachsbau auf der gesamten Insel durchgeführt (vgl. NEAL 1986, WIERTZ 1993). Differenziert wurde zwischen Mutterbauen, ständig befahrenen Bauen, die nicht zur Welpenaufzucht dienten, und sporadisch frequentierten Nebenbauen. Die Erfassung der Besatzzahlen des Dachses zur Abschätzung der Populationsgröße und Reproduktionsrate erfolgte nach dem Erscheinen der Jungtiere am Bau in den Monaten Mai bis August der Jahre 1994 - 1996 an ca. 25 % (n = 43) aller kartierten Burgen auf der Insel.

Beim Fischotter wurde die relative Häufigkeit mit Hilfe von Dauerbeobachtungspunkten in der Oberlausitzer Teichlandschaft (Sachsen) sowie an der Lewitz, im Warnow-Gebiet und im Raum Mecklenburg-Strelitz (Mecklenburg-Vorpommern) ermittelt. Für die Auswahl von Dauerbeobachtungspunkten wurden in den Untersuchungsgebieten auf topographischen Karten im Maßstab 1:25.000 alle Standorte ausgewählt, an denen die Wahrscheinlichkeit der Entdeckung von Spuren (Kot und Trittsiegel) besonders hoch ist (Brücken, Mündungsbereiche von Fließgewässern, ausgeprägte Ausbuchtungen von Standgewässern). In Mecklenburg-Vorpommern wurde ein Radius von 200 m um den Beobachtungspunkt nach Spuren abgesucht. In der Oberlausitz wurden sämtliche potentiell geeigneten Markierungsorte als Dauerbeobachtungspunkte verwendet und wegen ihrer wesentlich höheren Dichte im Radius von nur 100 m abgesucht. Zur Berücksichtigung saisonaler Unterschiede in der Markierungsintensität des Fischotters (BINNER 1997, MASON & MACDONALD 1986) wurden die Dauerbeobachtungspunkte im drei-monatigen Rhythmus aufgesucht, in Mecklenburg-Vorpommern vom vierten Quartal 1994 bis zum dritten Quartal 1997 und in der Oberlausitz vom Sommer 1996 bis Winter 1997/98.

Der Prozentsatz an Dauerbeobachtungspunkten, an denen Spuren gefunden wurden, ergibt die Nachweisfrequenz  $f$ . Um die Dichte verschiedener Gebiete vergleichen zu können (s. BINNER et al. 1996), müssen diese in einen Dichteindex,  $d = -\ln(1-f)$ , umgewandelt werden (CAUGHLEY 1980).

Zur Bestimmung der absoluten Dichte wurde für die Warnow das Stichprobenverfahren nach REID et al. (1987) verwendet, allerdings mit einer Segmentlänge von 1.000 m statt von 500 m. Die Erfassung der Spuren erfolgte bei Neuschnee. Für Gebiete mit eher flächig verteilten Gewässern liegt noch kein geeignetes Verfahren zur Schätzung der absoluten Fischotterdichte vor. In der Oberlausitz

wurde dazu eine Methode zur individuellen Erkennung der Fischotter anhand von Trittsiegeln entwickelt (HERTWECK et al. im Druck), um Markierung-Wiederfang-Methoden (CAUGHLEY 1980) zur Bestandsschätzung anwenden zu können. Da diese Methode erst gegen Ende der Untersuchung vorlag, konnte sie jedoch noch nicht eingesetzt werden.

### **Raum-Zeitmuster des Dachses**

Telemetrische Untersuchungen zur Erfassung des Einflusses der Landnutzungsstruktur auf die individuelle Raumnutzung und Habitatwahl des Dachses konzentrierten sich auf agrarisch dominierte Landschaftsausschnitte (Raum Samtens, Kasnevit, Zargelitz, Binz) sowie auf einen etwa 1.500 ha großen, geschlossenen, für die Insel Rügen repräsentativen Buchen-dominierten Laubmischwald im Raum Mölln-Medow.

Insgesamt wurden 18 Dachse zwischen September 1994 und Dezember 1996 mit Halsbandsendern (Fa. Wagner, Köln, Frequenzbereich: 150,00-150,24 Mhz) markiert. Um repräsentative Aussagen über Streifgebietsgrößen und Habitatnutzung zu erhalten, beziehen sich die Ergebnisse nur auf Tiere ( $n = 10$ : 6 Rüden, 4 Fähen), für die kontinuierliche Peilungen über mindestens vier Monate vorlagen. Zur Vermeidung von Autokorrelationen wurden auf der Basis unabhängiger Telemetrie-punkte (HARRIS et al. 1990) die Streifgebietsgrößen mit der Minimum-Konvex-Polygon-Methode abgeschätzt. Da die ermittelten Flächengrößen bei diesem Verfahren sehr stark von der Anzahl an Telemetriepunkten abhängen können, wurden zur Überprüfung der Datenqualität die Korrelationen zwischen Home-range Größen und Peilpunkteanzahl errechnet. Bei allen zehn Tieren zeigten die Kurven einen asymptotischen Verlauf, was nach HARRIS et al. (1990) auf eine weitgehend exakte Abschätzung der Streifgebietsgrößen schließen läßt.

Durch umfangreiche Spurenerfassungen und Direktbeobachtungen konnten im Oberlausitzer Teichgebiet sechs Wurfbaue des Fischotters lokalisiert werden. Basierend auf der CIR-Biototypen- und Landnutzungskartierung des Freistaates Sachsen im Maßstab 1:10.000 wurden für Kreisflächen mit unterschiedlichen Radien um diese Wurfbaue die entsprechenden Biotypenanteile sowie die Länge des Verkehrswegenetzes ermittelt.

Über die Verbreitung des Fischotters in Mecklenburg-Vorpommern gibt eine Kartierung Auskunft, die im Verlauf der Jahre 1993 und 94 nach den methodischen Empfehlungen der IUCN/SSC Otter Specialist Group (MACDONALD 1983) in Form einer stichprobenartigen Kontrolle gleichmäßig über die Landesfläche verteilter Orte durchgeführt wurde (BINNER 1997). Ähnlich wie bei den Dauerbeobachtungspunkten wurden hier nur solche Orte ausgewählt, die eine prinzipiell höhere Wahrscheinlichkeit aufweisen, Hinweise auf die Anwesenheit des Fischotters zu finden, wenn er dort vorkommt.

Die Lage und Größe der Streifgebiete von Fischottern wurde in der Oberlausitz durch Telemetrie und

Direktbeobachtungen von Jungtiere führenden Fähen bestimmt. Für die Besenderung des Otterrüden wurde ein Klebesender (GFT, Bordersholm, Frequenzbereich: 150,1 Mhz) verwendet. Da der Sender lediglich fünf Tage im Fell des Otters haften blieb, konnte nur eine kurzzeitige Überwachung durchgeführt werden. Familienverbände konnten während der Beobachtung bzw. anhand der Spuren durch die Anzahl und Größe der Jungtiere individuell unterschieden werden (HERTWECK & SCHIPKE im Druck). Die Größe der Fischotter-Streifgebiete wurde mit der 100%-Minimum-Konvex-Polygon-Methode (HARRIS et al. 1990) berechnet.

### **Erfassung der Verkehrsmortalität**

Die Ermittlung des Gefährdungspotentials von Verkehrsstrassen für den Dachs und die Abschätzung von Zerschneidungseffekten auf populationsökologische Parameter basieren auf einer landesweiten Erfassung der Verkehrsverluste zwischen 1994 und 1997. Unter Mithilfe von Forst-, Polizei-, Jagd- und Straßenbaubehörden sowie Präparatoren und Jägern wurde ein Netzwerk zur Erfassung überfahrener Dachse an Autobahnen, Bundes-, Landes-, Kreis- und Gemeindestraßen aufgebaut. Soweit es der Zustand der Tiere erlaubte, wurden die Kadaver geborgen und nach Geschlechtern differenziert.

Für den Fischotter basieren die Analysen auf Totfunden in der Projektlaufzeit sowie auf Totfunden, die in der Oberlausitz in den Jahren 1990-1995 durch das Staatliche Museum für Naturkunde, Görlitz, das Museum der Westlausitz, Kamenz, und Herrn Schipke (Wartha) erfaßt wurden. Das Verhalten an Straßen und die Zeitdauer, die für Querungen benötigt werden, wurden in der Oberlausitz bei gezieltem Ansitzen registriert.

Zur Altersbestimmung toter Dachse und Fischotter wurden Schnitte der Eckzähne angefertigt und nach der Zementlinienmethode (ANSORGE 1995, HABERMEHL 1990) analysiert. Beim Fischotter wurden diese Analysen von Herrn ANSORGE durchgeführt. Aus der detaillierten Analyse der Fundorte (Gestaltung von Straßen und Straßenrändern, angrenzende Biotypen) ergaben sich Hinweise auf Zusammenhänge zwischen Verkehrsmortalität und Landnutzungsstrukturen.

## **4. Ergebnisse und Diskussion**

### **4.1 Populationsgröße und Bestandesdynamik**

#### **A) Dachse**

Insgesamt wurden 162 Dachsbau auf Rügen kartiert. Im Lauf des Untersuchungszeitraums stieg die Zahl der Mutterbaue von 63 (1994) auf 74 (1996) an, während die Zahl nicht zur Reproduktion genutzter Hauptbaue von 37 (1994) auf 26 (1996) sank. Der mittlere minimale Abstand der Mutterbaue nahm im Lauf der Untersuchung von 2,5 km (1994) auf 2,4 km (1996) ab, was auf ein Wachstum der Population während des Untersuchungszeitraums schließen läßt. Aus den Daten errechnete sich eine im Vergleich zu Untersuchungen in anderen Regionen geringe durchschnittliche Baudichte von 1 Hauptbau/10 km<sup>2</sup>. Diese geringe Baudichte spiegelte sich auch in der Populationsdichte des

Dachsbestandes wider. Unter Berücksichtigung der bei systematischen Ansichtsbeobachtungen ermittelten Daten [durchschnittliche Anzahl adulter Dachse in Mutterbauen:  $2,1 T \pm 0,4$  ( $n=23$ ); durchschnittliche Anzahl adulter Dachse in Nichtmutterbauen:  $1,9 T \pm 0,8$  ( $n=20$ ); mittlere Wurfgröße:  $2,3 T \pm 0,8$  ( $n=23$ )] errechnete sich für die Insel Rügen ein Frühjahrsbestand von 206 (1994) - 208 (1996) Adulten, 142 (1994) - 167 (1996) Juvenilen und eine Gesamtpopulation von 348 (1994) - 375 (1996) Individuen. Mit Populationsdichten von  $0,37$  (1994) -  $0,40$  (1996) Ind./km<sup>2</sup> weist die Insel Rügen eine im internationalen Vergleich relativ geringe flächenbezogene Repräsentanz des Raubsäugers auf. So erreicht der Dachs beispielsweise in Schweden ( $1,3$  Ind./km<sup>2</sup>, GRIFFITHS & THOMAS 1993), Dänemark ( $1,3$  Ind./km<sup>2</sup>, ASFERG et al. 1977), Irland ( $3,6$  Ind./km<sup>2</sup>, SMAL 1993), England ( $1,08$  Ind./km<sup>2</sup>, CRESSWELL et al. 1990, HARRIS et al. 1992) sowie in manchen Regionen Tschechiens ( $2,6 - 5,3$  Ind./km<sup>2</sup>, ZEDJA & NESVADBOVA 1983) Dichten, die die Werte auf der Insel Rügen teilweise um ein Vielfaches übersteigen. Die relativ geringe Bestandesgröße des Dachses auf Rügen dürfte zumindest teilweise auf die bis vor wenigen Jahren durchgeführte Begasung von Dachsbauen zur Tollwutbekämpfung zurückzuführen sein.

## B) Fischotter

Wie für den Fischotter typisch (z.B. MASON & MACDONALD 1986) schwankte die Nachweishäufigkeit in allen Untersuchungsgebieten saisonal signifikant (vgl. BINNER et al. 1996). Daher müssen Vergleiche der relativen Häufigkeit in verschiedenen Jahren bzw. Untersuchungsgebieten (Tab. 1) für dieselbe Jahreszeit erfolgen. Wegen der leichteren Nachweisbarkeit werden hierfür nachfolgend Winterbegehungen (1. & 4. Quartal) ausgewertet.

| Quartal | Warnow | Lewitz | Mecklenburg-Strelitz | Königswart-ha | Lippitsch |
|---------|--------|--------|----------------------|---------------|-----------|
| 4-94    | 0,9    | 0,8    | 2,1                  |               |           |
| 1-95    | 1,6    | 0,8    | 2,1                  |               |           |
| 2-95    | 1,7    | 0,4    | 1,5                  |               |           |
| 3-95    | 0,4    | 0,1    | 0,8                  |               |           |
| 4-95    | 1,4    | 0,6    | 2,1                  |               |           |
| 1-96    | 0,7    | 0,7    |                      |               |           |
| 2-96    | 0,5    | 0,3    | 0,6                  | 1,7           | 1,2       |
| 3-96    | 0,9    | 0,5    | 1,0                  | 1,8           | 0,7       |
| 4-96    | 1,2    | 0,5    | 1,2                  | 1,0           | 0,6       |
| 1-97    | 1,4    | 0,8    | 1,7                  | 1,5           | 1,0       |
| 2-97    | 0,5    | 0,5    | 1,6                  | 0,8           | 1,1       |
| 3-97    | 0,8    | 0,6    | 1,5                  | 1,2           | 0,8       |
| 4-97    |        |        |                      | 1,3           | 0,6       |

| Datum        | s  | S  | Anzahl Individuen <i>i</i> |   |   |   |   |    | $\hat{N}$      | $\hat{D}$ |
|--------------|----|----|----------------------------|---|---|---|---|----|----------------|-----------|
|              |    |    | 0                          | 1 | 2 | 3 | 4 |    |                |           |
| Winter 94/95 | 6  | 61 | 4                          | 2 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0,3 (0,03-0,7) |           |
| XII. 1995    | 17 | 83 | 11                         | 5 | 0 | 0 | 1 | 44 | 0,5 (0,1-1,0)  |           |
| II. 1996     | 17 | 83 | 10                         | 6 | 1 | 0 | 0 | 39 | 0,5 (0,2-0,7)  |           |

Signifikante Unterschiede in den Dichteindices zwischen den Jahren ergaben sich nur für das Warnowgebiet ( $\chi^2=18,2$ ;  $\alpha < 0,01$ ). Ursache hierfür sind geringe Nachweishäufigkeiten im ersten Quartal 1996 und im vierten Quartal 1994. Da jedoch die Dichteindices für das erste und vierte Quartal 1995 ähnlich hoch liegen wie für die übrigen Winterbegehungen, dürfte dieser Unterschied durch eine unterschiedliche Verteilung der Fischotter innerhalb des Gebietes und nicht durch Veränderungen der Bestandsgröße bedingt sein.

Die Nachweishäufigkeiten unterscheiden sich im Winterquartal signifikant zwischen Lewitz und Mecklenburg-Strelitz ( $\chi^2=50,9$ ;  $\alpha < 0,01$ ). Im Mittel wurden für die ersten und vierten Quartale für Lewitz und Mecklenburg-Strelitz an 25 bzw. 28 der 50 bzw. 34 Dauerbeobachtungspunkte Nachweise erbracht, womit sich die Dichten wie 1:2,5 verhalten. Wegen der relativ hohen Nachweisfrequenz zu Beginn der Untersuchung wurde von BINNER et al. (1996) für den Zeitraum Herbst 1994 bis Frühjahr 1995 die Häufigkeit im Gebiet Mecklenburg-Strelitz relativ zur Lewitz etwas höher eingeschätzt.

Aufgrund unterschiedlicher Methoden ist ein direkter Vergleich der Ergebnisse mit der Oberlausitz nicht zulässig. Auch ein Vergleich mit dem dritten Untersuchungsgebiet in Mecklenburg-Vorpommern, der Warnow, ist problematisch, da es sich hier um einen fließgewässerdominierten, eher linienhaften Lebensraum handelt, während in den übrigen Gebieten die Gewässer eher flächig verteilt sind.

Schätzungen der absoluten Dichte konnten nur für die Warnow durch Spurenerfassungen im Neuschnee vorgenommen werden. Die geschätzte absolute Dichte beträgt  $0,5$  (95%-Vertrauensintervall

**Tabelle 1**

**Saisonale Veränderung des Dichteindex [-ln(1-f)] für den Fischotter in drei Untersuchungsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern und den beiden Untersuchungsgebieten in der Oberlausitz. f: Nachweisfrequenz (Anmerkung: In den Oberlausitzer Untersuchungsgebieten beginnen die Quartale jeweils einen Monat früher als in Mecklenburg-Vorpommern, d.h. 2-96 beginnt im März statt im April usw.)**

**Tabelle 2**

**Anzahl Segmente mit *i* nachgewiesenen Individuen, geschätzte Individuenzahl ( $\hat{N}$ ) und Dichte ( $\hat{D}$ ; in Klammern 95%-Vertrauensintervall) des Fischotters an der mittleren Warnow; s: Anzahl untersuchter Segmente; S: Gesamtzahl der Segmente (entspricht Flußlänge in km)**

0,2-0,7) Fischotter pro Kilometer Flußlänge (Tab. 2). LABES et al. (1991) erhielten für die gesamte Warnow eine Dichte von 0,2 [95%-Vertrauensintervall 0,04-0,4 (HENLE in Vorber.)] Fischotter pro Kilometer Flußlänge. Die oberen bzw. unteren 85%-Vertrauensbereiche beider Schätzungen betragen 0,3 Fischotter pro Kilometer Flußlänge. Da sie nicht überlappen, sind beide Schätzungen signifikant verschieden ( $\alpha \approx 0,05$ ; vgl. BUCKLAND et al. 1992). Dies bedeutet, daß entweder die Fischotterpopulation von 1991 auf 1996 zugenommen hat oder die mittlere Warnow für den Fischotter besser geeignet ist als die untere Warnow und/oder die Oberläufe, die LABES et al. (1991) in ihre Untersuchung eingeschlossen hatten.

Die geschätzten Dichten an der Warnow liegen im Bereich, der aus anderen Ländern bekannt ist. Beispielsweise ermittelte SIDOROVICH (1991) in bis zu 11-jährigen Beobachtungsreihen an 12 verschiedenen Flüssen Weißrußlands mittlere Dichten von 0,12 (0,1-0,14) bis 0,37 (0,35-0,39) Individuen pro Kilometer Flußlänge. Die Schätzungen von ERLINGE (1968) für ein an Seen sehr reiches und daher für den Fischotter eigentlich optimales Gebiet Süd-Schwedens liegen mit 0,2 Individuen pro Kilometer Flußlänge und 0,33 - 0,5 Individuen pro Kilometer Uferlänge an Seen in einer ähnlichen Größenordnung wie für die Warnow. Im oligotrophen Oberlauf des Kampf im Waldviertel in Österreich lagen die Dichten mit 0,1 Otter pro Kilometer Flußlauf dagegen niedriger (KRANZ 1995).

Ein Vergleich der absoluten Dichten an flußdominierten Lebensräumen mit Gebieten, in denen Gewässer eher flächig verteilt sind, ist problematisch. Berücksichtigt man jedoch einen Puffer mit 2 km Gewässerabstand - ein Bereich der anhand unserer Spuren- und Telemetrieanalysen vom Otter genutzt wird - dann ergibt sich für das Untersuchungsgebiet an der Warnow (332 km<sup>2</sup>) eine Fischotterdichte von 12 (95%-Vertrauensbereich: 5-18) Otter/100 km<sup>2</sup>. Für das Gebiet des Biosphärenreservates Trebon, eine im Südwesten Tschechiens gelegene Teichlandschaft, liegen die Dichten mit 48-62 Fischottern/100 km<sup>2</sup> bzw. 1 adultem Tier je 57-81 ha Wasser- bzw. Feuchtgebietsfläche (SIMEK 1997) erheblich höher. Die entsprechend umgerechneten Zahlen von ERLINGE (1968) liegen mit einem adulten Otter je 70-100 ha Wasserfläche etwas niedriger. Sowohl die höhere Gewässerdichte als auch mehr Otter pro Gewässerfläche tragen also zu den höheren Dichten in der fischereilich genutzten Teichlandschaft Tschechiens bei.

Für die Oberlausitzer Teichlandschaft liegen dagegen Schätzwerte vor, die mit ca. 3-8 (TSCHIRCH et al. 1996) für das Gesamtgebiet bzw. 10-13 Otter/100 km<sup>2</sup> für das Zentrum der Teichlandschaft (ANSORGE 1994) unter denjenigen für die übrigen Gebiete liegen. Diese Werte basieren jedoch im wesentlichen auf Extrapolationen aus Erfahrungswerten von ansässigen Otterspezialisten. Solche "Schätzungen" führen in der Regel selbst bei wesentlich leichter zu beobachtenden Arten zu erheblichen Unterschätzungen der realen Häufigkeit und sollten daher nur als Vermutungen bezeichnet werden (CAUGHLEY 1980). Unsere individuelle Spurenanalyse hat mindestens 13 verschiedene (sub-)

adulte Otter ergeben. Dies entspricht einer Mindestdichte von 37 adulten Ottern/100 km<sup>2</sup> für das Untersuchungsgebiet Königswartha. GROHMANN & KLENKE (1996) vermuten anhand ihrer Experimente mit farbmarkierter Nahrung ebenfalls Mindestdichten von 30 adulten Exemplaren pro 100 km<sup>2</sup>. Zwar muß aufgrund des kleinen Untersuchungsgebietes mit stärkeren Randeffekten und damit einer Überschätzung der Dichte gerechnet werden (OTIS et al. 1978), andererseits umfaßt die Mindestzahl mit großer Wahrscheinlichkeit nur einen Teil der tatsächlich im Untersuchungsgebiet vorhandenen Otter. Auch die verkehrsbedingten Abschöpfungsraten (s.u.) erfordern Populationsgrößen mindestens in der hier geschätzten Größenordnung. Die reale Dichte liegt also wahrscheinlich in ähnlicher Höhe wie in der tschechischen Teichlandschaft und wurde bisher für die Oberlausitzer Teichlandschaft meist erheblich unterschätzt. Hochgerechnet auf das gesamte Kreisgebiet Hoyerswerda (668 km<sup>2</sup>) ergeben sich statt den bisher vermuteten 30-55 Tieren (TSCHIRCH et al. 1996) mindestens ca. 250 Otter und für die Oberlausitzer Teichlandschaft insgesamt (ca. 1.200 km<sup>2</sup>) mindestens 445 Otter, während KLENKE (1996) für ganz Sachsen von einem Bestand von 100-500 Tieren ausgeht.

In den Untersuchungsgebieten in der Oberlausitz konnten insgesamt 11 Reproduktionsnachweise mit durchschnittlich  $2,0 \pm 0,6$  Jungtieren erbracht werden. Die Anzahl Jungtiere variierte von 1-3. Ein sich überwiegend außerhalb der Untersuchungsgebiete aufhaltender Familienverband wies vier Jungtiere auf. Langjährig wurden in der Oberlausitz im Schnitt 2,1 ( $n = 48$ ) Jungtiere pro Weibchen festgestellt (ANSORGE et al. 1996). Diese Reproduktionsrate entspricht den durchschnittlichen Verhältnissen für das gesamte östliche Deutschland (STUBBE 1993), liegt jedoch etwas unter den Beobachtungen aus anderen Freilandstudien auf dem europäischen Festland (Literaturübersicht in ANSORGE et al. 1996, REUTER 1993). In der Oberlausitz pflanzen sich Weibchen erstmals im Alter von mehr als vier Jahren fort (ANSORGE et al. 1996), obwohl sie in Gefangenschaft bereits mit zwei Jahren geschlechtsreif werden (REUTHER 1993). Dieser Unterschied und die relativ niedrige Reproduktionsrate beruhen möglicherweise auf einer dichteabhängigen, über soziale Mechanismen gesteuerten Reproduktion, wie sie von anderen Carnivoren bekannt ist (z.B. VUCETICH & CREEL 1999). Für eine Dichteregulation der Reproduktion sprechen auch die signifikant höhere Geburtenrate in Fischottern in bejagten Populationen Weißrußlands im Vergleich zu Gebieten mit Schutzstatus (SIDOROVICH 1991) und der Zusammenhang zwischen Jungenzahl und Nahrungsangebot auf den Shetland-Inseln (KRUUK 1995).

## 4.2 Individuelle Raumnutzung in Abhängigkeit von der Landnutzungsstruktur

### A) Dachs

Hinweise auf die Bedeutung von Raumstrukturen für den Dachs lassen sich bereits aus der Lage der Dachsburgen im Untersuchungsgebiet ableiten. Eine Korrelation der Baustandorte mit der Landnutzungsstruktur verdeutlicht die Relevanz des Habi-

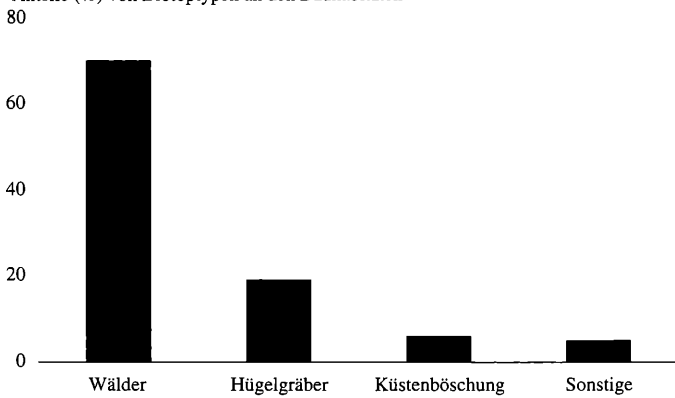


Abbildung 1

Relevanz von Biotoptypen als Bauhabitats für den Dachs ( $n = 162$ )

|                        | Waldgebiete (ha)           | Agrarlandschaft (ha)         |
|------------------------|----------------------------|------------------------------|
| Jahresstreifgebiete    | $68,6 \pm 30,8$<br>$n = 5$ | $666,8 \pm 235,8$<br>$n = 5$ |
| Rüden Home-Range       | $82,6 \pm 33,8$<br>$n = 2$ | $683,2 \pm 268,9$<br>$n = 4$ |
| Fähen Home-Range       | $47,5 \pm 3,5$<br>$n = 3$  | 601<br>$n = 1$               |
| Frühjahrsstreifgebiete | $52,6 \pm 35,4$<br>$n = 5$ | $235,5 \pm 105,0$<br>$n = 4$ |
| Sommerstreifgebiete    | $50,4 \pm 14,8$<br>$n = 5$ | $459,7 \pm 193,6$<br>$n = 4$ |
| Herbststreifgebiete    | $40,0 \pm 5,6$<br>$n = 2$  | $195,0 \pm 134,6$<br>$n = 3$ |

Tabelle 3

Streifgebietsgrößen (100% Minimum-Konvex-Polygon) von Dachsen in Abhängigkeit von der Landnutzungsstruktur

tattyps Wald. Trotz der Dominanz von Agrarflächen auf Rügen (70% der Inselfläche unterliegen einer agrarischen Nutzung) stellten Wälder mit einem Signifikanzniveau von  $\alpha < 0,01$  den bevorzugten Habitattyp für die Anlage von Bauen (Abb. 1). In Bereichen, in denen keine größeren Waldflächen zur Verfügung stehen, wurden vorrangig bewaldete oder bebuschte Hügelgräber vom Dachs besiedelt. Ähnliche Ergebnisse lieferten Untersuchungen in Irland und England. Unabhängig vom Bodentyp bevorzugten Dachs zur Anlage von Bauen bewaldete Strukturen (O’CORRY-CROWE et al. 1993, SKINNER et al. 1991).

Deutlich wurde die Abhängigkeit des individuellen Raum-Zeitmusters von der Landnutzungsstruktur bei den Streifgebietsgrößen. Dachs, die die Agrarlandschaft besiedelten, beanspruchten im Durchschnitt etwa 10-fach und hoch signifikant ( $\alpha < 0,01$ ) größere Home-Ranges als Tiere, deren Streifgebiet vollständig im Wald lag (Tab. 3). Im Gegensatz zu den Tieren in landwirtschaftlich dominierten Regionen waren bei "Walddachsen" die Streifgebiete der Fähen stets deutlich kleiner als die der Rüden (Tab. 3). Bei allen telemetrierten Dachsen variierte die Größe der Aktionsräume im Jahresverlauf. Allerdings deuteten sich auch hier unterschiedliche Reaktionsmuster in Abhängigkeit von der Habitatausstattung der Streifgebiete an. Während "Walddachse" bereits im Frühjahr ihr maximales Streifgebiet nutzten und dieses auch bis zum Herbst ohne drastische Größenveränderung beibehielten, erreichten die Streifgebiete von Dachsen der Agrarlandschaft erst während der Sommermonate ihre maximale Ausdehnung (Tab. 3). Darü-

ber hinaus nutzten "Walddachse" ihre relativ kleinen Streifgebiete wesentlich gleichmäßiger als Tiere, deren Hauptbau in agrarisch dominierten Gebieten lag. Letztere suchten in ihren wesentlich größeren Streifgebieten nur bestimmte Bereiche (ca. 30% des Streifgebietes) auf. Wie die quantitative Auswertung der Peilungen verdeutlicht, ist die heterogene Nutzung des Streifgebietes auch bei Dachsen der Agrarlandschaft auf die Präferenz von Waldgebieten zurückzuführen. So lagen auch hier über 60% der Peilpunkte im Wald; alle anderen waren nie mehr als 300 m von Wäldern, Baumgruppen oder Gebüsch entfernt.

Betrachtet man den Einfluß der Jahreszeiten auf die Raumnutzung zeigt sich, daß nur im Sommer, wenn die Feldfrüchte reifen, die Präferenz des Habitattyps Wald zugunsten von Ackerflächen aufgegeben wurde (Abb. 2). Zu dieser Jahreszeit wurde auch Dauergrünland verstärkt genutzt. Nach Beernung der Felder - ebenso wie im Herbst, Winter und Frühjahr - lagen die Peilpunkte auch bei Dachsen der Agrarlandschaft hauptsächlich im Wald. Während der Wintermonate hielten sich die Tiere verstärkt im bzw. in der Nähe des Baues auf.

### B) Fischotter

In Mecklenburg-Vorpommern ist die Nachweishäufigkeit des Fischotters mit dem Grünlandanteil pro Meßtischblatt schwach, aber signifikant positiv korreliert (untransformierte Daten  $r = 0,18$ ,  $n = 218$ ,  $\alpha < 0,05$ ). Eine ähnliche Beziehung zeigt sich auch für die Untersuchungsgebiete an der Lewitz und der Warnow. In ackerbaulich dominierten Ge-

Abbildung 2

Saisonale Unterschiede in der Habitatnutzung von Dachsen in agrarisch strukturierten Gebieten der Insel Rügen

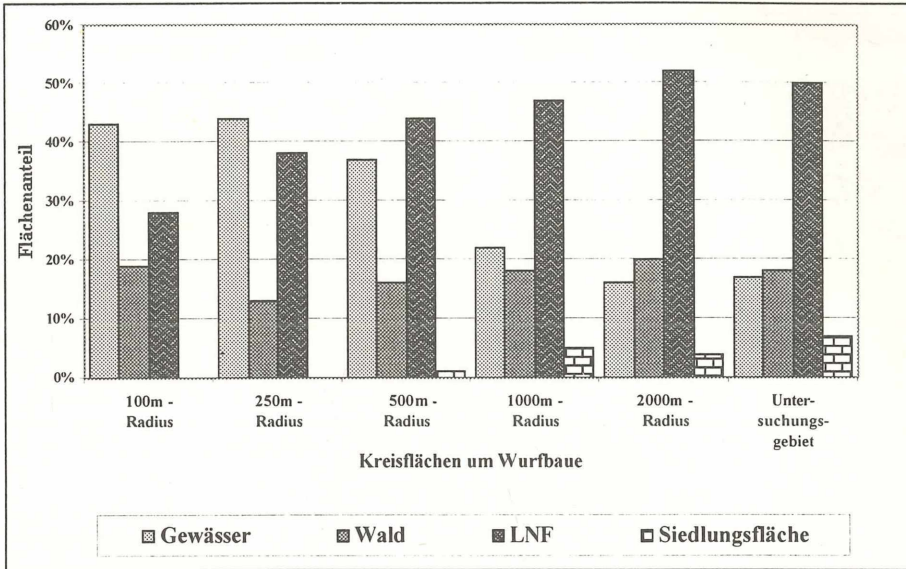
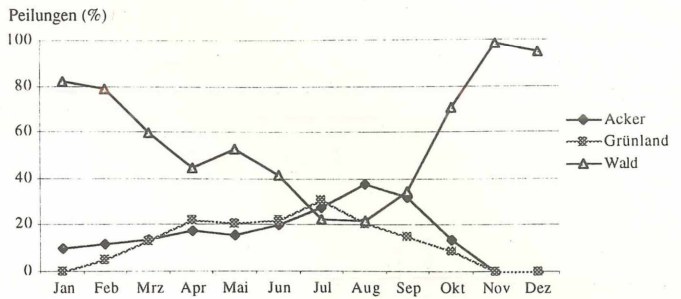


Abbildung 3

Biotoptypenanteile innerhalb von Kreisflächen mit unterschiedlichen Radien um die Wurfbaue im Vergleich mit dem gesamten Untersuchungsgebiet Königswartha; LNF: Landwirtschaftliche Nutzfläche

bieten der Lewitz gelangen dagegen nur sporadisch oder keine Otternachweise.

In der Oberlausitz liegt der Gewässeranteil bis zu einem Radius von 1.000 m um die sechs gefundenen Wurfbaue deutlich höher als dessen durchschnittlicher Anteil im Untersuchungsgebiet (Abb. 3). Der Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche nimmt mit zunehmender Entfernung von Wurfbauen kontinuierlich zu. Diese Beobachtungen bestätigen telemetrische Untersuchungen in England, bei denen 80% ( $n = 10$ ) der Tagesschlafplätze sich in der unmittelbaren Nähe an den Gewässerrand anschließenden Vegetation befanden (GREEN et al. 1984).

Die durchschnittliche Größe der winterlichen Streifgebiete betrug für Jungtiere führende Fähen in der Oberlausitzer Teichlandschaft 327 ha ( $N = 10$ ;  $n = 7-22$  Beobachtungen pro Home-Range). Aufgrund der geringen Beobachtungspunkte pro Home-Range und der Stichprobenempfindlichkeit der Minimum-Konvex-Polygon-Methode (SAMMETZ & BERGER 1997) stellen diese Werte wahrscheinlich Unterschätzungen dar. Ein mit Telemetrie fünf Tage lang kontinuierlich überwacht Männchen wies in dieser Zeit ein Streifgebiet von 705 ha auf. Aktionsräume telemetriertes schottischer Otter (GREEN et al. 1984) scheinen größer zu sein als in der Oberlausitz, doch sind Vergleiche

aus methodischen Gründen (unterschiedliche Anzahl Meßpunkte) problematisch.

Der Anteil an Bebauung und die Nachweishäufigkeit von Fischottern sind im Mecklenburg-Vorpommern leicht negativ, aber signifikant korreliert ( $r = -0,13$ ,  $n = 218$ ,  $\alpha < 0,05$ ). Ähnliches gilt für die Reproduktionsgebiete des Fischotters in der Oberlausitz. Siedlungsgebiete sind nur in größerer Entfernung der sechs Wurfbaue anzutreffen (Abb. 3). Auch die zehn festgestellten Tagesverstecke liegen in Bereichen, die durch den Menschen nur selten frequentiert werden. Allerdings befanden sich zwei der Tagesverstecke in unmittelbarer Nähe einer Siedlung, so daß im näheren Umfeld der Verstecke mit Störungen zu rechnen ist.

### 4.3 Einfluß von Straßen auf die Raumnutzung

Eine Analyse des Wegenetzes im Umkreis von 1.500 m um die Hauptbaue der Dachse auf Rügen dokumentierte den kontinuierlichen Anstieg der Verkehrswegedichte mit zunehmender Entfernung vom Bau. Ortsverbindungswege und Eisenbahntrassen kamen in Baunähe, Landes- und Bundesstraßen erst in größerer Entfernung (ab 125 m bzw. 250 m Umkreisradius) von Dachsburgen vor (Abb. 4). Ab einem Umkreisradius von 125 m war bei Landesstraßen ein kontinuierlicher Anstieg der flächenbezogenen Kilometerzahl mit zunehmendem Abstand vom Bau zu verzeichnen. Bundes-

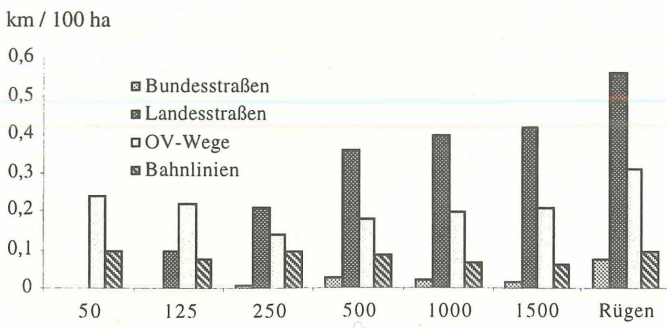


Abbildung 4

Verkehrswegedichte innerhalb von Kreisflächen mit unterschiedlichem Radius (50-1.500 m) um die Hauptbaue des Dachses verglichen mit den Verhältnissen im gesamten Untersuchungsgebiet Rügen (UG: 670 km<sup>2</sup>)

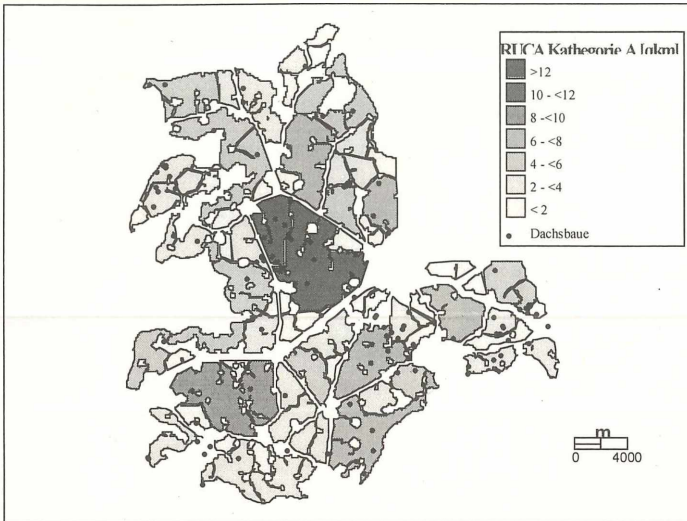


Abbildung 5

Lage der Dachsbau in Regionen mit unterschiedlichem Zerschneidungsgrad (RUCA Kategorie A: remaining un-cut areas in km<sup>2</sup>), z.B. RUCA <2: die Größe unzerschnittener Flächen liegt unter 2 km<sup>2</sup>

straßen existierten auch in größeren Entfernungen vom Bau nur in Dichten, die weit unter ihrem Anteil am Verkehrswegenetz im Untersuchungsgebiet lagen (Abb. 4).

Zwischen der Dichte von Hauptbauten und der Größe unzerschnittener Flächen (remaining un-cut areas: RUCA-Kategorie, Abb. 5) existierten keine signifikanten Korrelationen. Gebiete mit einem für Rügen hohen Zerschneidungsgrad (z.B. RUCA-Kategorie 2 - <4) beherbergten relativ viele vom Dach ständig befahrene bzw. zur Reproduktion genutzte Burgen (Abb. 5). Der im gesamtdeutschen Vergleich noch als gering einzustufende Zerschneidungsgrad der Insel (LASSEN 1990) zeigte keine meßbaren Effekte auf die Bauwahl von *Meles meles*.

Häufig durchziehen selbst stark frequentierte Verkehrswege wie Bundesstraßen die Home-Ranges der Dachse. Ein Einfluß auf die Raumnutzung wurde bei den herrschenden Verkehrsdichten auf Rügen nicht festgestellt. Straßen wurden vom Dach bei seinen nächtlichen Streifzügen regelmäßig und unabhängig vom Verkehrsaufkommen überquert. Gegen eine Barrierewirkung der Verkehrstrassen spricht auch die hohe Zahl an Verkehrsverlusten des Dachses im Untersuchungsgebiet.

Beim Fischotter bestehen negative Auswirkungen des Straßennetzes auf die Raumnutzung des Fischotters. In Mecklenburg-Vorpommern ist die Nachweishäufigkeit von Fischottern pro Meßtischblatt mit der Dichte von Straßen zwar schwach, aber signifikant negativ korreliert (Abb. 6). Berücksichtigt wurden nur Meßtischblätter mit mindestens 0,5% Wasser- und mehr als 0,5%

Feuchtgebietsanteil. Während Wirtschaftswege in der Oberlausitz meist unweit der Tagesverstecke anzutreffen sind, betrug die Entfernung zur einzigen Bundesstraße im Untersuchungsgebiet mindestens 200 m. Noch ausgeprägter gilt die Meidung von Verkehrswegen für die Reproduktionsgebiete: öffentliche Fahrwege fehlen in einem Umkreis von 250 m (Abb. 7).

Anthropogen bedingte Landschaftsveränderungen, die sich vor allem nachteilig auf das Nahrungsangebot, die Nahrungsverfügbarkeit und das Angebot an Requisiten (dichtere Schilfgebiete, baumbewachsene Gewässerufer, Höhlen oder Wurfbauten) auswirken und in Folge zur Verringerung der Fischotterdichte führen, lassen sich auch schon in Weißfußland feststellen (SIDOROVICH 1991), das in der Landschaftsstruktur deutlich weniger überformt ist. Insgesamt ist das Bild der Reaktionen des Fischotters auf Störeinflüsse und Landschaftsveränderungen sehr vielfältig, und die wesentlichen Einflußfaktoren können von Landschaft zu Landschaft variieren (z.B. ERLINGE 1968, JENKINS 1980, KRÜK 1995).

### Gefährdungspotential von Straßen

Zwischen April 1994 und November 1997 wurden in Mecklenburg-Vorpommern insgesamt 817 Verkehrsverluste des Dachses registriert. Die meisten Tiere fielen in allen Jahren im zeitigen Frühjahr und während der Vegetationsperiode dem Straßenverkehr zum Opfer (Abb. 8). Im November, Dezember und Januar gingen stets nur sehr wenige Meldungen über überfahrene Dachse ein, was sicherlich auf der geringen Aktivität der Tiere in dieser Jahreszeit beruht. Abgesehen vom ersten Untersuchungsjahr (1994), in dem die Erfassungslogistik



Häufigkeit =  $0,7162 - 0,0004 * D\text{-Straße}$ ;  $r = -0,21$ ;  $n = 104$

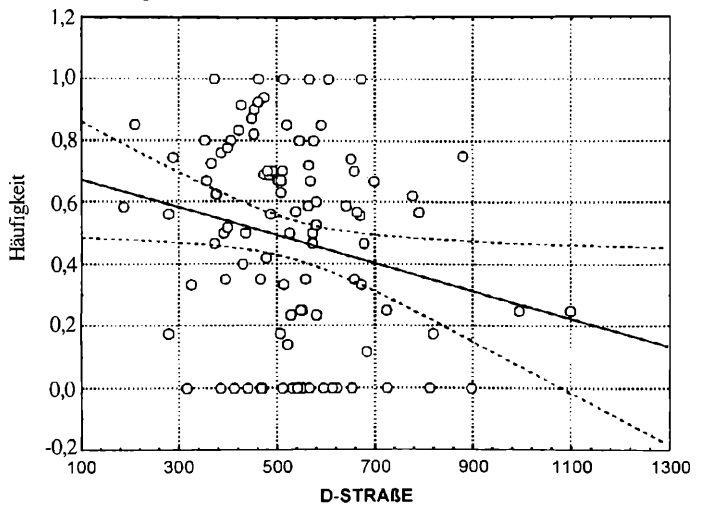


Abbildung 6

Abhängigkeit der Nachweishäufigkeit von der Straßendichte pro Meßtischblatt ( $Häufigkeit = 0,7162 - 0,0004 * D\text{-Straße}$ ;  $r = -0,21$ ;  $n = 104$ );

—○— Regressionsgerade

--- 95 % Vertrauensbereich

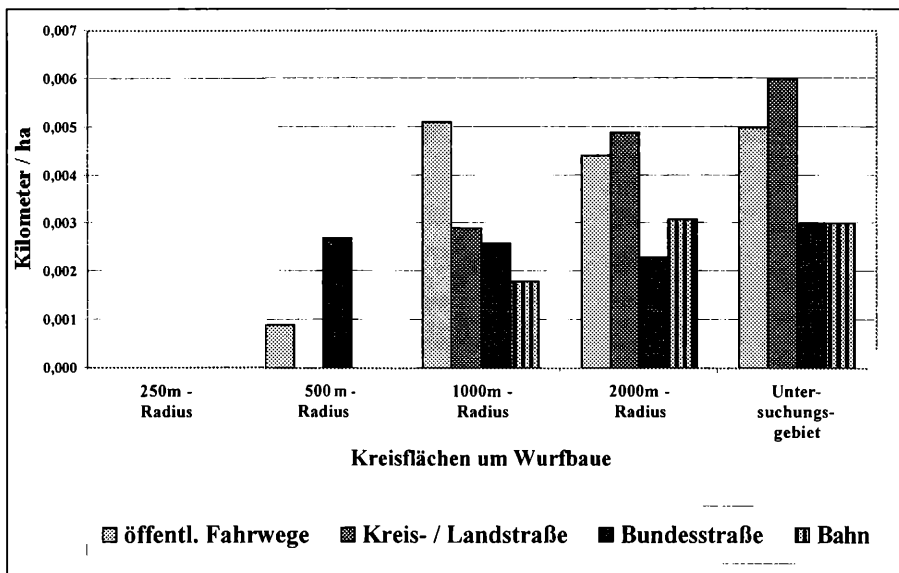


Abbildung 7

Dichte des Verkehrswegenetzes im Umkreis der Wurfbaue und im gesamten Untersuchungsgebiet Königswartha

erst im Aufbau begriffen war, zeigte die Totfundstatistik einen zweigipfligen Verlauf mit Mortalitätsspitzen im März bzw. Juni/Juli (vgl. DAVIES et al. 1987). Die Abweichungen des Jahres 1996 waren sicherlich witterungsbedingt auf den langen und kalten Winter zurückzuführen. So trat das Frühjahrsmaximum hier erst im Mai, das Sommermaximum erst im September auf.

Beim Fischotter wurden im Zeitraum von 1990 bis Mai 1998 in den Untersuchungsgebieten in der Oberlausitz 23 Verkehrsverluste und zehn sonstige Totfunde mit einem zweigipfligen Verlauf (März/April und Oktober/November) dokumentiert. Umfangreicheres ( $n = 442$ ) sachsenweites Material von 1950-1993 zeigt für verkehrsbedingte Totfunde nur einen deutlichen Herbstgipfel, für andere Verlustursachen dagegen auch einen deutlichen Gipfel im Winter (ZINKE 1996). In einer landesweiten Erfassung in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 1983-1997 ist dagegen der Gipfel im Oktober (11%;  $n = 184$ ) nur schwach ausgeprägt,

aber ein deutlicher Gipfel im Januar (15%) erkenntlich. Im Gegensatz zur Oberlausitz traten im März die geringsten Verluste (4%) auf.

Der Verlauf der Verkehrsgefährdung wird sicherlich durch mehrere Faktoren, die sich teilweise überlagern, verursacht. Auffallend ist die zeitliche Koinzidenz der Mortalitätsspitzen mit den Haupttranzzeiten des Dachs im Frühjahr und im Sommer. Während dieser Fortpflanzungsphasen sind die Tiere vermehrt aktiv. Darüber hinaus fallen im Frühjahr die Spitzen des morgendlichen Berufsverkehrs mit den Zeiten zusammen, in denen der Dachs zum Bau zurückkehrt, und die extraterritorialen Streifzüge adulter Rüden erreichen - wie die telemetrischen Untersuchungen belegten in diesem Zeitraum ihr Maximum. In den Sommermonaten könnte die tourismusbedingte höhere Nutzungsintensität der Straßen bzw. die trockenheitsbedingte intensive Suche nach Futter zu den beobachteten Mortalitätsspitzen beitragen. Einen Zusammenhang zwischen Nahrungsverfügbarkeit

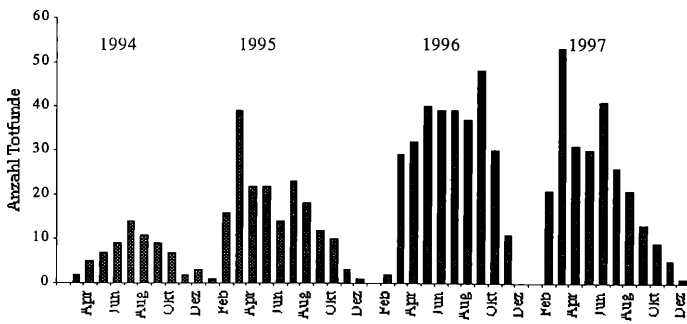


Abbildung 8

Saisonale Verteilung der Verkehrsverluste des Dachses ( $n = 817$ ) in Mecklenburg-Vorpommern zwischen 1994 -1997

und Verkehrsmortalität vor allem in den Sommermonaten vermutet auch NEAL (1977).

Beim Fischotter beruht die jahreszeitlich unterschiedliche Verkehrsgefährdung vermutlich auf vier Ursachen

- der Verschiebungen der Aktivitätszeit. Fischotter haben in vielen Regionen Mitteleuropas ihre höchste Aktivität in den ersten bzw. letzten zwei Nachtstunden. Ein Grund dafür ist vermutlich die Aktivität der bevorzugten Nahrungstiere. Es gibt aber in Schottland und auch in Mecklenburg Vorpommern Landschaftsausschnitte, in denen Fischotter ganz oder zum Teil tagaktiv sind (ALLGEYER 1994, KRUK 1995). Außerdem zeigt der Fischotter, zumindest in Schweden, im Herbst und Frühjahr generell eine höhere Aktivität und Mobilität, während im Sommer und Winter nur bestimmte Teile der Streifgebiete genutzt werden (ERLINGE 1967);
- der Wanderung zwischen Nahrungsquellen. Insbesondere im Winter kann es zu drastischen Veränderungen des Nahrungsangebotes und der Nahrungsverfügbarkeit kommen (HERTWECK 1996). Zum Beispiel müssen nach Vereisung der Seen die Tiere oft weite Strecken wandern, um neue Nahrungsquellen zu finden und konzentrieren sich oft an solchen Stellen auf kleinstem Raum. In der Oberlausitz zeigen allerdings Nahrungszusammensetzung und Verfügbarkeit der Hauptnahrung keine deutliche saisonale Schwankungen (GEIDEZIS & JURISCH 1996), und es kommt nur zu relativ lokalen Verlagerungen der Aktivitätsschwerpunkte (GEIDEZIS 1996);
- der Suche nach Weibchen. Männchen streichen in der Regel ein größeres Territorium auf der Suche nach Weibchen ab, während sich die Weibchen vor allem in kleineren Territorien innerhalb von Landschaftsausschnitten besonders guter Habitat-eignung aufhalten (ERLINGE 1967, KRUK 1995). Fischotter können zwar das ganze Jahr über Nachwuchs zeugen, in der Regel finden sich aber innerhalb einer Landschaft doch typische Konzentrationen der Jungennachweise innerhalb eines kürzeren Zeitraumes. Auch hierfür ist in der Regel das Nahrungsangebot verantwortlich zu machen;
- der Suche nach neuen Territorien. Vor Beginn der neuen Reproduktionsperiode verlassen die Jungtiere den Familienverband aus Weibchen und Jungtieren (Männchen häufig etwas früher als Weibchen). Auf der Suche nach neuen Territorien haben die noch unerfahrenen Tiere vielfältige

Hindernisse zu überwinden: sie kennen sich in den neuen Gebieten noch nicht aus, müssen sich mit alteingesessenen Eigentümern auseinandersetzen, sind besonders ineffektiv in der Nahrungssuche und müssen deshalb besonders große Strecken überwinden, ehe sie den Platz fürs Leben gefunden haben. Damit steigt natürlich auch das Risiko, überfahren zu werden.

Die zeitlichen Muster der Totfundhäufigkeiten richten sich nach dem jeweils vorherrschenden Faktor, der landschaftsabhängig variieren kann. Im Herbst und im Winter fallen in den Oberlausitzer Untersuchungsgebieten die Aktivitätszeiten mit den Stoßzeiten des Berufsverkehrs zusammen. Ähnlich scheint es sich auch in Mecklenburg-Vorpommern zu verhalten.

Wie für andere Mustelidenarten bereits dokumentiert (SLEEMAN 1989), belegt die landesweite Totfunderfassung geschlechtsspezifische Unterschiede in der Verkehrsmortalität des Dachses in Mecklenburg-Vorpommern. Signifikant mehr Rüden ( $n = 148$ ) als Fähen ( $n = 111$ ) wurden überfahren ( $\chi^2 = 5,3$ ;  $\alpha < 0,025$ ). Besonders in den Herbst- und Wintermonaten war das Geschlechterverhältnis der Verkehrsverluste eindeutig auf die Seite männlicher Tiere verschoben. Auch beim Fischotter fielen tendenziell mehr Rüden dem Verkehr zum Opfer als Fähen [Oberlausitz: 10:5 (inklusive Jungtiere); Mecklenburg-Vorpommern: 81:44], doch sind die Unterschiede nicht signifikant ( $\chi^2 = 1,7$  bzw.  $\chi^2 = 0,6$ ; jeweils  $\alpha > 0,1$ ). Sachsenweit ist das Überwiegen der Männchen bei den Verkehrsopfern mit einem Geschlechterverhältnis von 1,3:1 ( $n = 186$ ) (ZINKE 1996) schwach signifikant ( $\chi^2 = 3,1$ ;  $0,1 > \alpha > 0,05$ ).

Daß dieses Ungleichgewicht beim Dachs wahrscheinlich auf eine im Vergleich zu Fähen höhere Mobilität der Rüden in der kalten Jahreszeit zurückzuführen ist, wird durch telemetrische Untersuchungen gestützt. Auch beim Fischotter zeigen Männchen eine größere Mobilität als Weibchen (ERLINGE 1967, GREEN et al. 1984, KRUK 1995).

Das Alter der überfahrenden Dachse variierte zwischen wenigen Monaten (Altersklasse 1; im ersten Lebensjahr) und 12 Jahren (Altersklasse 13). Dominiert wurden die Totfunde sowohl bei Fähen als auch bei Rüden von Tieren der Altersklasse 2 (Abb. 9). Bei beiden Geschlechtern nahm die Zahl der Verkehrsverluste mit zunehmendem Alter ab. Die ältesten Totfunde waren Fähen.

Beim Fischotter dominiert bei den Verkehrsverlusten die jüngste Altersklasse (Mecklenburg-Vorpommern: 26%,  $n = 113$ ; Oberlausitz 1990-Mai 1998: 33%,  $n = 15$ ). Bei den Altersklassen bis vier Jahre überwiegen in der Oberlausitz Verkehrsverluste (91%) unter den Totfunden ( $n = 11$ ) signifikant ( $\chi^2 = 7,4$ ;  $\alpha < 0,01$ ); bei älteren Fischotter sind die Verlustursachen ausgeglichen (42% Verkehrstopfer;  $n = 12$ ,  $\chi^2 = 0,33$ ;  $\alpha > 0,5$ ). Die Altersklassen unterscheiden sich diesbezüglich signifikant ( $\chi^2 = 6,1$ ;  $\alpha = 0,01$ ), d.h., Jungtiere sind im Vergleich zu Altieren relativ stärker durch Verkehr als durch andere Ursachen gefährdet, vermutlich aufgrund geringerer Erfahrung und der Notwendigkeit, auf der Suche nach einem eigenen Territorium weitere Strecken zurücklegen zu müssen. Alternativ wäre möglich, daß adulte Fischotter den Verkehr zu meiden gelernt haben.

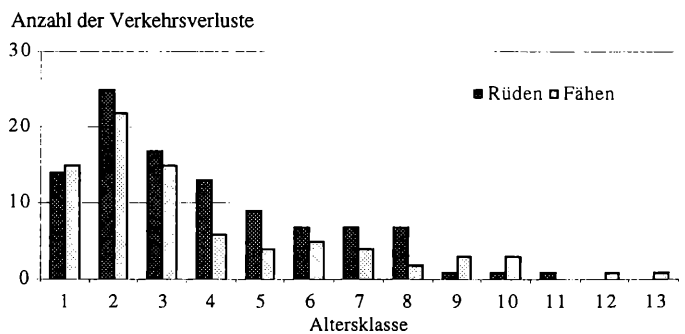
Ob bestimmte Altersklassen durch Verkehrsunfälle überproportional abgeschöpft werden, läßt sich allerdings ohne exakte Kenntnisse der Altersstruktur nicht beurteilen. Die hohe Natalität des Dachses, die nach Literaturdaten zwischen 54 - 65 % (ANDERSON & TREWHELLA 1985, STUBBE 1989) variiert, nach eigenen Erhebungen auf Rügen sogar bei 70,2 % liegt und zu einem Überhang der Altersklassen 1 und 2 in der Population führt, spricht für eine Abschöpfung der Altersklassen entsprechend der natürlichen Altersstruktur des Dachsesbestandes (DAVIES et al. 1987). Die im Vergleich zur Altersklasse 2 geringere Verkehrsgefährdung der Altersklasse 1 läßt sich weitgehend mit dem Verhalten der Tiere erklären. So halten sich die Welpen in den ersten Monaten nach Erscheinen am Bau überwiegend in Baunähe auf. Darüber hinaus werden sie bei ihren Streifzügen von den Fähen geführt, und bereits im Herbst beschränkt sich ihr Aktionsradius wieder auf den Baubereich.

Die meisten Dachse fielen auf mehrspurigen asphaltierten Straßen dem Verkehr zum Opfer. Zwar

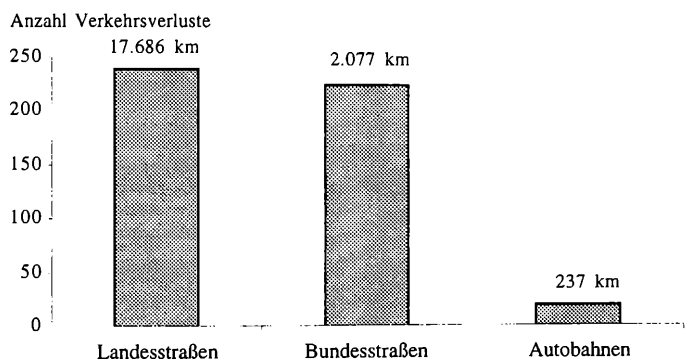
wurden auf Landesstraßen insgesamt etwas mehr Dachse überfahren als auf Bundesstraßen und auf beiden Straßenkategorien wesentlich mehr als auf Autobahnen (Abb. 10), berücksichtigt man aber die Verkehrsweglänge der Straßentypen, führten Bundesstraßen mit 10,5 Totfunden/100 km die Gefährdungskategorie der Straßentypen an, gefolgt von Autobahnen mit 5,5 Verkehrsverlusten/100 km. Landesstraßen trugen mit 1,3 überfahrenen Dachsen pro 100 km dagegen nur wenig zur Verkehrsmortalität bei, obwohl dieser Straßentyp nach Untersuchungen auf der Insel Rügen (Abb. 4) in der näheren Umgebung der Hauptbaue häufiger vorkommt als Bundesstraßen. Am geringsten waren die Verkehrsverluste auf nichtasphaltierten Ortsverbindungswegen (0,03 Totfunde/100 km). In dieser straßentyp-bezogenen Unfallgefährdung des Dachses spiegelt sich im wesentlichen das Kraftfahrzeugaufkommen auf den Verkehrsstrassen wider (WEISS 1996). So erreichte nach Zählungen auf der Insel Rügen die Verkehrslast auf Bundesstraßen Werte zwischen 5.000 - > 10.000 Kfz/Tag, auf Landesstraßen zwischen 2.000 - 5.000 Kfz/Tag und auf Ortsverbindungswegen unter < 2.000 Kfz/Tag. Die relativ geringen Verkehrsverluste des Dachses an Autobahnen dürften auf die Zäunung zahlreicher Streckenabschnitte zurückzuführen sein. Darüber hinaus liegen in Mecklenburg-Vorpommern die Verkehrsdichten auf Autobahnen teilweise unter der Verkehrslast von Bundesstraßen.

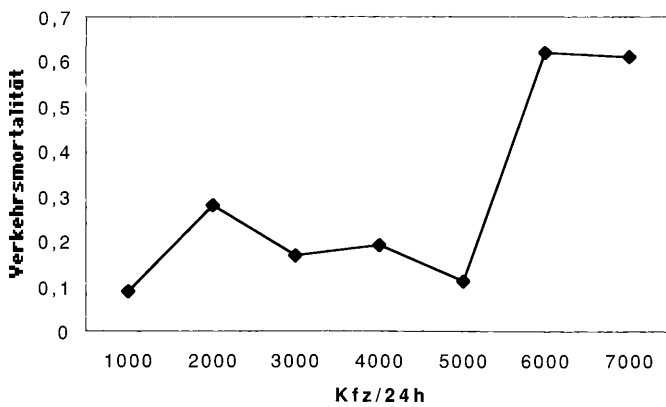
Ähnliche Verhältnisse bestehen beim Fischotter in Mecklenburg-Vorpommern. Bei einer Verkehrsdichte von > 5.000 KFZ/Tag steigt das Mortalitätsrisiko erheblich an und erreicht rasch ein Plateau (Abb. 11). Dies entspricht Modellergebnissen von HENLE & FRANK (2001), die zeigen, daß bei einer durch Direktbeobachtungen an der B96 und der Kreisstraße Königswartha Commerau in der Oberlausitz festgestellten ungefähren Querungsdauer von 1 min und 0,02-0,03 Querungen pro Stunde (1029 Überwachungsstunden) die erwartete

**Abbildung 9**  
**Altersstruktur der Verkehrsverluste des Dachses ( $n = 206$ ) in Mecklenburg-Vorpommern – Erfassungszeitraum 1994-1997**



**Abbildung 10**  
**Anteile verschiedener Straßentypen an den Verkehrsverlusten des Dachses in Mecklenburg-Vorpommern (Erfassungszeitraum 1994 -1997); Kilometerangaben: Länge des Straßentyps in Mecklenburg-Vorpommern**





**Abbildung 11**

**Verkehrsmortalität des Fischotters in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte**

Verkehrsmortalität rasch ansteigt und bei einer Verkehrsdichte von 5.000-6.000 KFZ/Tag ein Plateau erreicht. Eine solche Verkehrsdichte bedeutet Totalisolation, sofern keine Durchlässe bestehen oder die Verkehrsdichte in den Nachtstunden deutlich absinkt. Entsprechend hohe Verkehrsdichten werden im wesentlichen von Bundesstraßen und Autobahnen erreicht (WEISS 1996), an denen in Mecklenburg-Vorpommern auch erwartungsgemäß die meisten Totfunde auftraten (54%,  $n = 155$ ). Entsprechendes gilt für Sachsen (ZINKE & STRIESE 1996).

Analysiert man die Totfundorte hinsichtlich der angrenzenden Landnutzungsstruktur, wird die enge Bindung des Dachses an den Habitattyp Wald und des Fischotters an Gewässer bestätigt. Nahezu an 40% der Dachsfundorte war die Unfallstelle zumindest auf einer Seite von Wald begrenzt, obwohl dieser Habitattyp in Mecklenburg-Vorpommern nur 21% der Landesfläche stellt. Schwerpunkte von Fischotterverlusten bestehen in Bereichen, an denen Gewässer parallel zu stark befahrenen Straßen verlaufen, die Entfernung der Straße zum Gewässer weniger als 50 m beträgt oder Teichgebiete von stark befahrenen Straßen zerschnitten werden, aber keine geeigneten Durchlässe vorhanden sind, die einen Wechsel der Gewässer ohne Querung der Straße ermöglichen (ZINKE & STRIESE 1996).

### **Abschätzung der verkehrsbedingten Abschöpfungsrates**

Legt man die auf der Insel Rügen abgeschätzte Bestandesdichte des Dachses im Untersuchungszeitraum zugrunde, wurden mindestens 6,2% (1995) bis 8,8% (1996) der Frühjahrspopulation des Dachses auf der Insel Rügen durch den Kraftverkehr abgeschöpft. Ähnliche Dimensionen verkehrsbedingter Mortalitätsraten (1995: 4,1%, 1996: 6,9%, 1997: 5,8%) ergaben sich bei Hochrechnung der Totfunde auf Landesebene. Zwar sprechen diese Daten für verkehrsbedingte Populationsverluste des Dachses in Mecklenburg-Vorpommern, die unter der von ANDERSON & TREWHELLA (1985) ermittelten kritischen Abschöpfungsrates von 20% liegen; trotz des flächendeckend aufgebauten Meldesystems in Mecklenburg-Vorpommern ist aber davon auszugehen, daß nur ein Teil der tatsächlich überfahrenen Individuen erfaßt wurde. Das gilt z.B. für Tiere, die abseits der Straßen verendeten, bzw. für nicht regelmäßig überprüfte Verkehrswege. Darüber hinaus erhöhen andere anthropogen be-

dingte Verlustursachen (z.B. Jagd) und die natürliche Sterblichkeit der Art die Abschöpfungsrates. Daß insgesamt - zumindest auf der Insel Rügen - die kritische intrinsische Wachstumsrate von 20% noch nicht überschritten wird, läßt sich aus der Bestandesdynamik des Dachses zwischen 1994 - 1996 ableiten. Auf Grundlage der von WEISS (1996) prognostizierten Verkehrsentwicklung für Rügen errechnen sich für das Jahr 2010 allerdings vierfach höhere Verkehrsverluste unter der Voraussetzung gleichbleibender Siedlungsdichten und Populationsgrößen. Bei Realisierung dieses Szenarios, d.h. einem Ausbau der Straßen und einer Zunahme der Verkehrsdichte, würden (bezogen auf die Anzahl adulter Tiere) 50% der Population abgeschöpft. Als langfristige Konsequenz wäre das Aussterben des Dachses auf Rügen zu erwarten.

Für den Fischotter ist eine Abschätzung der verkehrsbedingten Abschöpfungsrates wegen größerer Unsicherheiten bei den dafür erforderlichen Schätzwerten schwieriger als beim Dachs. Sachsenweit wurden zwischen 1989-1993 13-33 Straßenopfer registriert (ZINKE 1966). Bei im Mittel ca. 300 geschätzten Tieren (KLENKE 1996) und einer vermuteten Dunkelziffer von 200-300% (ZINKE 1966) würden 11-28% der Population überfahren werden. Die durchschnittliche jährlichen Mortalitätsrate für Otter im Alter von  $\geq 2$  Jahre, die sich aus der Lebensstafel von ANSORGE et al. (1996, 1997) ergeben, beträgt nur 15% und liegt in England erheblich höher (KRUUK 1995). Die Kalkulationen der Überlebensraten von ANSORGE et al. (1996) setzen voraus, daß alle berücksichtigten Altersklassen mit gleicher Wahrscheinlichkeit vom Verkehrstod (und den übrigen in den Totfundanalysen berücksichtigten Verlustursachen) betroffen sind. Da sich die Todesursachen für Tiere bis einschließlich vier Jahre von denen älterer Tiere signifikant unterscheiden und Straßenopfer wahrscheinlich eher gefunden werden als andere Todesopfer, ist diese Annahme wahrscheinlich verletzt. Werden daher nur Tiere älter als vier Jahre berücksichtigt, dann beträgt die jährliche Mortalität 23%. Auch dann muß der Bestand in Sachsen entweder deutlich unterschätzt sein, oder der Fischotter würde sehr rasch dem Aussterben entgegen gehen. Für das Oberlausitzer Teichgebiet gehen ANSORGE et al. (1996) von jährlich mindestens zehn überfahrenen adulten Ottern aus. Bei einem (Mindest-)bestand von 445 Tieren bedeutet dies 6% der Population und damit etwa 26-40% der gesamten Mortalität. In unserem Untersuchungsgebiet in Königs-

wartha, in dem Straßen besonders intensiv überwacht wurden und daher von einer vergleichsweise vollständigen Erfassung der Verkehrstopfer ausgegangen werden kann, wurden von 1996 bis Mai 1998 4-6 Otter  $\geq 2$  Jahre alt überfahren, d.h. ca. 2 (sub-)adulte Otter pro Jahr. Bei einem (Mindest-)bestand von 13 (sub-)adulten Ottern bedeutet dies 15% der Population, also fast die gesamte geschätzte jährliche Mortalität. Mit drei überfahrenen Jungtieren und 20 Jungtiermachten betrug auch die verkehrsbedingte Jungtiermortalität mindestens 15%, da davon auszugehen ist, daß die Nachweiswahrscheinlichkeit für Verkehrstopfer geringer ist als für lebende Jungtiere im Familienverband.

Die geschätzten Abschöpraten sprechen erstens dafür, daß der in dieser Arbeit geschätzte Bestand von mindestens 445 Otter für das Oberlausitzer Teichgebiet immer noch deutlich unter den realen Verhältnissen liegt. Andererseits zeigen sie, daß die Verkehrsmortalität bereits ein Ausmaß erreicht hat, dem ein Großteil der Otter zum Opfer fallen, falls der Bestand nicht erheblich unterschätzt wurde. Dies würde bedeuten, daß der Otter trotz sonst idealen Bedingungen in der Oberlausitzer Teichlandschaft keine langfristige Überlebenschance besitzt, es sei denn er würde über außergewöhnlich starke kompensatorische Mechanismen verfügen. Geht man von den durchschnittlich 2,1 Jungtieren aus, legt ein Geschlechterverhältnis der Jungtiere von 1:1 (REUTER 1993) sowie eine Rate von 60% reproduktiven Weibchen pro Jahr (ANSORGE et al. 1996) zugrunde, dann werden jährlich 0,63 weibliche Jungtiere pro Weibchen produziert. Bei den geschätzten, sehr hohen Überlebensraten für 2-4-jährige Otter von ca. 95%, aber sehr hoher Mortalität im ersten Jahr von 81% kommen davon nur 0,1 Tiere in ein reproduktives Alter. Allein die verkehrsbedingte Mortalität schöpft dann im Untersuchungsgebiet mit 0,15 mehr Individuen ab als nachproduziert werden, und für das gesamte Untersuchungsgebiet dürfen alle übrigen Mortalitätsfaktoren 4% nicht überschreiten, um nicht zu einem deterministischen Erlöschen der Population zu führen. Legt man die wesentlich niedrigere Jungtiermortalität schottischer Fischotter von 26% (KRUUK 1995), dafür aber eine höhere Mortalität 2-4-jähriger Tiere von 15-20% in Schottland und Schweden zugrunde (KRUUK 1995, SJÖÅSEN 1998), dann erreichen ca. 0,25 Weibchen ein reproduktives Alter. Auch unter dieser Annahme darf die nicht-verkehrsbedingte Mortalität maximal 10% betragen, damit die Population nicht kontinuierlich abnimmt. Für eine sicherere Einschätzung sind zwar verbesserte Schätzungen der Populationsgröße und der Mortalität sowie eine ausführliche Populationsgefährdungsanalyse (HENLE et al. 1999) erforderlich, doch ergibt sich in jedem Fall eine noch ernsthaftere Gefährdung durch den Straßenverkehr als bereits von ANSORGE et al. (1996) befürchtet.

Für Mecklenburg-Vorpommern kann derzeit keine Einschätzung der verkehrsbedingten Abschöprate vorgenommen werden, da zwar Bestandsschätzungen für ein Untersuchungsgebiet vorliegen, aber Mortalitäts- und gebietspezifische Totfundanalysen bisher fehlen.

## 5. Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen bestätigen die starke Präferenz des Dachses für den Habitattyp Wald. Das gilt sowohl für die individuelle Raumnutzung als auch für die Wahl der Baustandorte. In agrarisch dominierten Regionen dürfte gerade die geringe Kapazität an bewaldeten Baustandorten (Hügelgräber) gekoppelt mit einer geringeren Nahrungsverfügbarkeit (PRATJE & STORCH 1998) zum limitierenden Faktor für die Populationsentwicklung werden.

Beim Fischotter ist erst in Ansätzen bekannt, wodurch seine Bestände reguliert werden. Vermutlich spielen sowohl das Nahrungsangebot und die Nahrungsverfügbarkeit im Zusammenhang mit extremen Witterungsverhältnissen als auch die strukturelle Qualität des Habitats sowie soziale Faktoren eine wichtige Rolle (u.a. ERLINGE 1967, 1968, JENKINS 1980, KRUUK 1995, SIDOROWICH 1991).

Durch die zunehmende Zerschneidung und die seit der Wiedervereinigung stark gestiegene Verkehrsbelastung bekommt die Verkehrsmortalität sowohl für den Dachs als auch für den Fischotter zunehmend Bedeutung. Sie wird vor allem von der Höhe des Verkehrsaufkommens und der Siedlungsdichte gesteuert. Ein Abschöpfen von Individuen in den agrarisch genutzten (dünn besiedelten) Bereichen wirkt sich hier sicherlich wesentlich stärker auf die Populationsdynamik des Dachses aus als Verkehrsverluste in den (dichter besiedelten) Waldgebieten. Entsprechend kann der Fischotter in optimalen Lebensräumen wie der Oberlausitzer Teichlandschaft höhere Verkehrsverluste kompensieren als in dünner besiedelten naturnahen Gewässerlandschaften.

Aufgrund der Territorialität und fehlender bzw. extrem seltener Dismigration von Jungtieren beim Dachs (CHEESEMAN et al. 1988, EVANS et al. 1989, WOODROFFE & MACDONALD 1993, KRUUK 1989) können nur Tiere aus angrenzenden Territorien die durch Verkehrsverluste entstandenen Lücken wieder auffüllen. Als Vernetzungsstrukturen (Trittsteinbiotope) zwischen waldreichen Regionen mit höheren Siedlungsdichten kommt Hügelgräbern (oder anderen bewaldeten Landschaftselementen) in der nordostdeutschen Kulturlandschaft deshalb entscheidende Bedeutung für die Sicherung der Dachsbestände zu (s.a. SKINNER et al. 1991, REASON et al. 1993). Der Verlust mehrerer benachbarter Hügelgräber (durch Ausräumung der Landschaft) bzw. zunehmende Verkehrsmortalität kann zur geographischen Isolation von Teilpopulationen führen. Die Tendenz zur Verinselung wird durch den weiteren Ausbau der Verkehrsinfrastruktur verstärkt, da - bedingt durch die Zunahme der Verkehrsverluste (aufgrund der fehlenden Meidungsstrategie des Dachses) die Größe von Sourcehabitaten für die Wiederbesiedlung von Territorien sinkt.

Im Vergleich zum Dachs ist der Fischotter relativ mobil (KRUUK 1995) und kann sich in Entfernungen bis 76 km ansiedeln (SJÖÅSEN 1998). Obwohl er in den 1970er und 1980er Jahren, zumindest in Sachsen, eine starke Ausdehnungstendenz aufwies (KUBASCH 1996), zeigen Modelluntersuchungen zu Verkehrsverlusten (HENLE & FRANK

2001), daß durch den seit der Wende stark angestiegenen Verkehr stark befahrene Straßen (Bundesstraßen und Autobahnen) eine erhebliche Isolationswirkung ausüben, falls keine großzügigen, ottergeeignete Durchlässe bestehen. Ebenso zeichnet sich ab, daß die zunehmende Verkehrsmortalität den Überschuß an Individuen soweit abschöpft, daß die Ausbreitung von den potentiellen Quellgebieten wie der Oberlausitzer Teichlandschaft oder den naturnahen Fließgewässersystemen und Seenlandschaften in Mecklenburg-Vorpommern und damit die Wiederbesiedlung anderer Gewässersysteme stark beeinträchtigt und selbst das langfristige Überleben in Kerngebieten wie der Oberlausitzer Teichlandschaft in Frage gestellt wird.

## 6. Zusammenfassung

Zwischen 1994 - 1997 wurden in Mecklenburg-Vorpommern Untersuchungen zum Einfluß der Landschaftszerschneidung und des Landschaftsmosaiks auf aut- und populationsökologische Parameter des Dachses und des Fischotters durchgeführt. Fischotter wurden vergleichend auch in der Oberlausitzer Teichlandschaft in Sachsen untersucht. Die Studien belegen die starke Bindung des Dachses an den Habitattyp Wald in Bezug auf die Wahl von Baustandorten und die individuellen Aktionsräume. Agrarisch dominierte Gebiete spielen eine geringere Rolle. Beim Fischotter konnte eine Meidung von Siedlungsgebieten und Verkehrsstraßen bei der Wahl von Wurfbauen nachgewiesen werden. Hauptfaktor für das Vorkommen ist jedoch die Ausstattung der Landschaft mit naturnahen gut vernetzten Still- und Fließgewässersystemen.

Landesweit wurden im Untersuchungszeitraum in Mecklenburg-Vorpommern 817 bzw. 184 Verkehrsverluste des Dachses bzw. des Fischotters mit Mortalitätsspitzen im Frühjahr und Sommer bzw. im Herbst und Winter registriert. Rüden fielen dem Straßenverkehr häufiger zum Opfer als Fähen (beim Dachs signifikant). Die höchsten Verluste traten bei Dachsen der Altersklasse 2 (vorjährig) auf. Auch beim Fischotter sind die Altersklassen bis vier Jahre relativ stärker durch den Verkehr gefährdet als ältere Tiere. Aus den Ergebnissen errechnete sich für die Insel Rügen eine verkehrsbedingte Abschöpfungsrate von mindestens 6,2% (1995) bis 8,8 % (1996) der Frühjahrspopulation des Dachses. Ähnliche Verkehrsmortalitäten ergaben sich auf Landesebene. Beim Fischotter beträgt die geschätzte Abschöpfungsrate in der Oberlausitzer Teichlandschaft etwa 15% und sachsenweit ca. 6%. Für die Oberlausitzer Teichlandschaft erreicht sie bereits die geschätzte Gesamtmortalität. Straßen ab ca. 5.000-6.000 KFZ/d stellen außerdem durch das hohe Mortalitätsrisiko beim Queren für den Fischotter eine fast vollständige Barriere dar, sofern die Verkehrsdichte in den frühen Nacht- bzw. Morgenstunden nicht erheblich absinkt oder großzügige ottergeeignete Durchlässe vorhanden sind.

## 7. Danksagung

Die Untersuchungen waren Teil des Verbundvorhabens "Auswirkungen und Funktion unzerschnitt-

ner störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen" (Projekträger: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern) und wurden vom BMBF finanziell gefördert. Für die Unterstützung bei der Herstellung und Auswertung der Zahnschnitte gebührt Herrn Dr. H. ANSORGE (Staatliches Museum für Naturkunde, Görlitz) herzlicher Dank. Bei Dr. H. EICHSTÄDT (Pasewalk) bzw. bei OLAF ZINKE (Museum der Westlausitz Kamenz) und Dr. H. ANSORGE bedanken sich die Autoren für die Aufbereitung der Daten zum Dachs- bzw. Otter-Totfundmonitoring. Herr R. SCHIPKE danken wir für zahlreiche Unterstützungen vor Ort und anregende Diskussionen zur Fischotterbiologie.

## 8. Literatur:

- AARIS-SOERENSEN, J. (1995): Road-kills of badgers (*Meles meles*) in Denmark. Ann. Zool. Fennici 32: 31 - 36.
- AHRENS, M.; S. KOTTWITZ (1997): Feldhasenprojekt Sachsen-Anhalt. Ergebnisse der Felduntersuchungen. Beitr. Jagd- und Wildforschung 22: 49 - 61.
- ALLGEYER, P. (1994): Verbreitung und Bestandsentwicklung des Fischotters (*Lutra lutra L.*) im Kreise Nordvorpommern (Westteil). 1987-1993. Naturschutzarbeit in Mecklenburg 37 (2): 40-49.
- ANDERSON, R.M.; W. TREWHELLA (1985): Population dynamics of the badger (*Meles meles*) and the epidemiology of bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*). Phil. Trans. R. Soc. Lond. 310: 327 - 381.
- ANSORGE, H. (1994): Zur Situation des eurasischen Fischotters *Lutra lutra* LINNÉ, 1758 im Raum Oberlausitz-Sachsen. Säugetierkd. Inform. 3(18): 617 - 622.
- ANSORGE, H. (1995): Notizen zur Altersbestimmung nach Wachstumslinien am Säugetierschädel. Methoden feldökol. Säugetierforsch. 1: 95-102.
- ANSORGE, H.; R. SCHIPKE, O. ZINKE (1996): Altersstruktur und Reproduktion in der Oberlausitz. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 27-30. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.
- ANSORGE, H.; R. SCHIPKE, O. ZINKE (1997): Population structure of the otter, *Lutra lutra*. Parameters and model for a Central European region. Z. Säugetierkunde 62: 143-151.
- ASFERG, T.; J.L. JEPPESEN, J. AARIS-SÖRENSEN (1977): Graelingen (*Meles meles*) og graevingejagten i Danmark 1972/1973. Danske Viltundersög. 28: 1 - 56.
- BENDER, C.; H. HILDENBRANDT, K. SCHMIDT-LOSKE, V. GRIMM, C. WISSEL, K. HENLE (1996): Consolidation of vineyards, mitigations, and survival of the common wall lizard (*Podarcis muralis*) in isolated

- habitat fragments. In: SETTELE, J.; C. MARGULES, P. POSCHLOD, K. HENLE (Eds.): Species Survival in Fragmented Landscapes. Pp. 248-261. Dordrecht, Kluwer.
- BERNHARDT, H.; G. HAASE, K. MANSFELD, H. RICHTER, R. SCHMIDT, (1986):  
Naturräume der sächsischen Bezirke. Sächsische Heimatblätter 32: 145-228.
- BILLWITZ, K.; S. HOFFMANN, U. JANN, K. JANZEN, O. KAPPLER, T. KROSCHEWSKI, B. NEUMANN, E. PETERS-OSTENBERG, W. WEIß (1996):  
Bewertung von unterschiedlich dimensionierten Landschaftsräumen hinsichtlich ihres Zerschneidungs- und Störungspotentials auf der Grundlage von kartometrischen und Landnutzungsdaten sowie weiterer sozialräumlicher Einflüsse. Schriftenreihe Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 25-35.
- BINNER, U. (1997):  
Die Verbreitung des Fischotter (*Lutra lutra L.*) in Mecklenburg-Vorpommern. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 33: 3-41.
- BINNER, U.; K. HENLE, A. HAGENGUTH (1996):  
Raumnutzung und Dismigration des Fischotter. Schr.-R. Landesamt Umwelt Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 43-47.
- BOYE, P.; R. HUTTERER, H. BENKE (1998):  
Rote Liste der Säugetiere (Mammalia). In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands, Schriftenr. für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 33 - 49.
- BUCKLAND, S.T.; K.L. CATTANACH, A.A. ANGANUZZI (1992):  
Estimating trends in abundance of dolphins associated with tuna in the eastern tropical Pacific Ocean using sightings data collected on commercial tuna vessels. Fish. Bull. 90: 1-12.
- CAUGHLEY, G. (1980):  
Analysis of Vertebrate Populations. New York, Wiley.
- CHEESEMAN, C.L.; J.W. WILESMITH, J. RYAN, P.J. MALLINSON (1988):  
Badger population dynamics in a high density area. Symp. Zool. Soc. Lond. 58: 279 - 294.
- CHEESEMAN, C.L.; J.W. WILESMITH, F.A. STUART (1989):  
Tuberculosis: The disease and its epidemiology in the badger. Epidem. Inf. 103 - 125.
- CRESSWELL, P.; S. HARRIS, D.J. JEFFRIES (1990):  
The History, Distribution, Status and Habitat Requirements of the Badger in Britain. Peterborough; NCC.
- DALCHOW, C.; H.-R. BORK, K.C. KERSEBAUM, H.-P. PIORR, K.O. WENKEL (1995):  
Agrolandscape changes in Northeast Germany. Ecological and socioeconomical consequences. Arch. Naturschutz Landschaftspf. 34: 1 - 15.
- DAVIES, J.M.; T.J. ROPER, D.K. SHEPARDSON (1987):  
Seasonal distribution of road kills in the European badger (*Meles meles*). J. Zool. (Lond.) 211: 525 - 529.
- DAVIES, K.F.; C.R. MARGULES (1998):  
Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: Experimental evidence. J. Animal Ecology 67 (3): 460 - 471.
- ERLINGE, S. (1967):  
Home range of the otter *Lutra lutra L.* in Southern Sweden. Oikos 18: 186-209.
- ERLINGE, S. (1968):  
Territoriality of the otter *Lutra lutra L.* Oikos 19: 81-98.
- EVANS, P.G.H.; D. W. MACDONALD, C.L. CHEESEMAN (1989):  
Social structure of the Eurasian badger (*Meles meles*): genetic evidence. J. Zool. Lond. 218: 587 - 595.
- GEIDEZIS, L. (1996):  
4.2.3 Ergebnisse von Geländeuntersuchungen im Oberlausitzer Teichgebiet. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 34-37. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.
- GEIDEZIS, L.; C. JURISCH (1996):  
4.3.1 Ergebnisse aus dem Oberlausitzer Teichgebiet. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 39-50. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.
- GREEN, J.; R. GREEN, D.J. JEFFRIES (1984):  
A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* on the Perthshire river system. Lutra 27: 85-145.
- GROHMANN, O.; R. KLENKE (1996):  
4.2.1 Farbmarkierte Nahrung. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 30-32. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.
- GRIFFITHS, H.I.; D.H. THOMAS (1993):  
The status of badger *Meles meles* (L., 1758) (Carnivora, Mustelidae) in Europe. - Mammal. Rev. 23 (1):17 - 58.
- HABERMEHL, K.H. (1985):  
Altersbestimmung bei Wild und Pelztieren. Hamburg und Berlin, Verlag Paul Parey. 2. überarb. Auflage.
- HARRIS, S.; W.J. CRESSWELL, P.G. FORDE, W.J. TREWHELLA, T. WOOLLARD, S. WRAY (1990):  
Home-range analysis using radio-tracking data: a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mammal Rev. 20: 97 - 123.
- HARRIS, S.; W. CRESSWELL, P. REASON, P. CRESSWELL (1992):  
An integrated approach to monitoring badger (*Meles meles*) population changes in Britain. In: MCCOULLOUGH, D.R. & R.H. BARNETT (Eds.): Wildlife 2001: Populations. Pp. 945 - 953. Barking, Elsevier.
- HENLE, K.; K. FRANK (2001)  
Überleben von Arten in fragmentierten Landschaften - vom Fallbeispiel zur Faustregel - Laufener Seminarbeitr. 2/00 109-119

- HENLE, K.; P. POSCHLOD, A. BAHL (1999):  
Gefährdungsanalysen auf populationsbiologischer Grundlage: Einführung in Konzepte und Begriffe. In: K. AMLER, A. BAHL, K. HENLE, G. KAULE, P. POSCHLOD, S. SETTELE, (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. S. 46-52. Stuttgart, Ulmer.
- HERKERT, J.R. (1994):  
The effects of habitat fragmentation on midwestern grassland bird communities. *Ecological Applications* 4(3): 461-471.
- HERTWECK, K. (1996):  
4.3.1 Ergebnisse aus der Sächsischen Schweiz. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 50-53. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.
- HERTWECK, K.; K. HENLE, R. KLENKE (im Druck):  
Estimating the density of otter populations *Lutra lutra* using individual analysis of tracks. *Habitat*.
- HERTWECK, K.; R. SCHIPKE (im Druck):  
Zur Reproduktion des Fischotters *Lutra lutra* in der Oberlausitzer Teichlandschaft. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum.
- JENKINS, D. (1980):  
Ecology of otters in Northern Scotland. I. Otter (*Lutra lutra*) breeding and dispersion in Mid-Deeside, Aberdeenshire in 1974-79. *J. Anim. Ecol.* 49: 713-735.
- KAPFER, A. (1993):  
Biotopschutz am Beispiel der Wiesen und Weiden. *Beitr. Akad. Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg* 14: 15-37.
- KLENKE, R. (1996):  
Ergebnisse der Erfassung von Fischotternachweisen von 1993 bis 1995. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 12-17. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.
- KRANZ, A. (1995):  
Verbreitung der bayerisch-böhmisch-österreichischen Otterpopulation (*Lutra lutra*) 1994 in Österreich. *BOKU - Ber. Wildtierforsch. u. Wildtierbewirtschaftung* 9:1-25.
- KRUUK, H. (1989):  
The Social Badger. Oxford University Press. Oxford. 155 S.
- KRUUK, H. (1995):  
Wild otters, predation and populations. Oxford University Press. Oxford. 290 S.
- KRUUK, H.; J.W.H. CONROY, A. MOORHOUSE (1991):  
Recruitment to a population of otters (*Lutra lutra*) in Shetland, in relation to fish abundance. *J. appl. Ecol.* 28: 95-101.
- KRUUK, H.; C. JONES, G.W. MCLAREN, M.L. GORMAN, J.W.H. CONROY (1997):  
Change in age composition in populations of the Eurasian otter *Lutra lutra* in Scotland. *J. Zool. Lond.* 243: 853-857.
- KUBASCH, H. (1996):  
3.1.2 Die Verbreitung von 1930 bis 1993. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 9-12. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.
- KUITUNEN, M.; E. ROSSI, A. STENROOS (1998):  
Do highways influence density of land birds. *Environmental Management* 22 (2): 297 - 302.
- LABES, R.; S. LABES, H. LABES (1991):  
Der Fischotterbestand (*Lutra lutra* L.) des Einzugsgebietes der Warnow (Mecklenburg) im Winter 1991 In: LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Schutz des Fischotters. S. 22-27. Wecke, Potsdam.
- LANKESTER, K.; R. VAN APELDOORN, E. MEELIS, J. VERBOOM (1991):  
Management perspectives for populations of European badger (*Meles meles*) in a fragmented landscape. *J. Appl. Ecol.* 28: 561 - 573.
- LASSEN, D. (1990):  
Unzerschnittene verkehrssarme Räume über 100 qkm - eine Ressource für die ruhige Erholung. *Natur und Landschaft* 65: 326 - 327.
- MACDONALD, S.M. (1983):  
The status of the otter (*Lutra lutra*) in British Isles. *Mammal Rev.* 13: 11-13.
- MASON, C.F; S.M. MACDONALD (1986):  
Otters. Ecology and Conservation. Cambridge. Cambridge University Press. Pp. 236.
- MASON, C.F; S.M. MACDONALD (1993):  
Impact of organochlorine pesticide residues and PCBs on otters *Lutra lutra*: a study from western Britain. *The Science of the Total Environment* 138: 127 - 145.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG (Hrsg.) (1999):  
Artenschutzprogramm Elbebiber und Fischotter. Potsdam. 51 S.
- NEAL, E.G. (1977):  
Badgers, Poole. Blanford Press.
- NEAL, E.G. (1986):  
The Natural History of Badgers. Bekenham Kent: Croom Helm
- NEAL, E.; C. CHEESEMAN (1996):  
Badgers. Poyser Natural History. 271 S.
- O'CORRY-CROWE, G.; J. EVES, T.J. HAYDEN (1993):  
Sett distribution, territory size and population density of badgers (*Meles meles* L.) in East Offaly. In: HAYDEN, T.D. (Ed.): *The Badger*. Pp. 35 - 56. Royal Irish Academy Dublin.



- OTIS, D.L.; K.P. BURNHAM, G.C. WHITE, D.R. ANDERSON (1978):  
Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildl. Monogr.* 62: 1-135.
- PRATJE, P.; I. STORCH (1998):  
Landschaftsmosaik und Dachse auf Rügen. Schlußbericht zum UZLAR-Projekt. *Wildbiologische Gesellschaft München e.V.* 100 S.
- RATHCKE, B.J.; E.S. JULES (1993):  
Habitat fragmentation and plant pollinator interactions. *Current Science* 65(3): 273 - 277.
- REASON, P.; S. HARRIS, P. CRESSWELL (1993):  
Estimating the impact of past persecution and habitat changes on the numbers of badgers *Meles meles* in Britain. *Mamm. Rev.* 23: 1 - 15.
- REID, D.G.; M.B. BAYER, T.E. CODE, B. MCLEAN (1987):  
A possible method for estimating river otter *Lutra canadensis* populations using snow tracks. *Can. Field Nat.* 101:576-580.
- REIJNEN, R.; R. FOPPEN, H. MEEUWSEN (1996):  
The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255 - 260.
- REUTHER, C. (1993):  
*Lutra lutra* (LINNAEUS, 1758) Fischotter. In: NIETHAMMER, J.; F. KRAPP, (Hrsg.). *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5/II Raubsäuger (Teil II)*. Aula Verlag Wiesbaden. S. 907 - 961.
- SAMIETZ, J.; U. BERGER (1997):  
Evaluation of movement parameters in insects - bias and robustness with regard to resight numbers. *Oecologia* 110: 40-49.
- SETTELE, J.; C. MARGULES, P. POSCHLOD, K. HENLE (1996) (Eds.):  
*Species Survival in Fragmented Landscapes*. Dordrecht, Kluwer. 381 Pp.
- SIDOROVICH, V.E. (1991):  
Structure, reproductive status and dynamics of the otter population in Byelorussia. *Acta theriol.* 36 (1-2): 153-161.
- SIEVING, K.E.; M.F. WILLSON, T.L. DE SANTO (1996):  
Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *Auk* 113(4): 944 - 949.
- SIMBERLOFF, D. (1995):  
Habitat fragmentation and population extinction of birds. *Ibis* 137 (Suppl. 1): 105 - 111.
- SJÖÅSEN, T. (1998):  
Reintroduction of the European otter (*Lutra lutra* L.): Experiences from otter release in Sweden. *BOKU-Ber. Wildtierforschung & Wildbewirtschaftung* 14: 126-137.
- SKINNER, C.; P. SKINNER, S. HARRIS (1991):  
An analysis of some of the factors affecting the current distribution of the badger *Meles meles* setts in Essex. *Mammal Rev.* 21: 51 - 65.
- SLEEMAN, D.P. (1989):  
*Stoats and Weasels, Polecats and Martens*. London, Whittet Books.
- SMAL, C.M. (1993):  
The national badger survey: Preliminary results of the Irish republic. In: HAYDEN, T. (Ed.): *The Badger*. Dublin, Royal Irish Academy.
- STATISTISCHES JAHRBUCH (1995):  
Statistisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern.
- STIER, N. (1998):  
Aktionsräume und Sozialsystem des Baumarders (*Martes martes* L.) in kleinflächigen Wäldern Südwest-Mecklenburgs. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 23: 179 - 192.
- STUBBE, M. (1989):  
Buch der Hege: Haarwild. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin. 705 S.
- STUBBE, M. (1993):  
Monitoring Fischotter - Grundlagen zum überregionalen Management einer bedrohten Säugetierart in Deutschland. *Tiere im Konflikt* 1: 3-10.
- SIMEK, L. (1997):  
First estimate of numbers of the otter in the Trebon biosphere reserve. In: TOMAN, A. & V. HLAVÁČ, (Hrsg.): *Proceedings 14th European Mustelid Colloquium*, S. 81-87. Prag.
- TSCHIRCH, W.; G. HEMPEL, H. ROTHMANN, R. SCHIPKE, R. KLENKE (1996):  
4.2.2 Fäkalsteroiduntersuchungen. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): *Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen*, S. 32-34. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.
- VAN DER ZEE, F.F.; J. WIERTZ, C.J.F. TER BRAAK, R.C. APELDOORN, J. VINK (1992):  
Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation*. 61: 17 - 22.
- VUCETICH, J.A.; S. CREEL (1999):  
Ecological interactions, social organization, and extinction risk in African wild dogs. *Conservation Biology* 13: 1172-1182.
- WALLISER, G.; M. ROTH (1997):  
Einfluß der Landschaftszerschnittenheit und des Landnutzungsmusters auf die Raum-Zeitstruktur des Dachses (*Meles meles* L.; 1758). *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 22: 237 - 247.
- WAUTERS, L.A.; Y. HUTCHINSON, D.T. PARKIN, A.A. DHONDT (1994):  
The effects of habitat fragmentation on demography and on the loss of genetic variation in the red squirrel. *Proc.*

Royal Soc. London Series B Biological Sciences 255 (1343): 107 - 111.

WEISS, W. (1996):  
Sozialgeographische Einflüsse als Störpotential für zoologische Populationen bei der Nutzung und Belastung ausgewählter Räume. Abschlußbericht UZLAR-Teilprojekt, Universität Greifswald.

WIERTZ, J. (1993):  
Fluctuations in the Dutch badger *Meles meles* population between 1960 and 1990-Mammal. Rev. 23: 59 - 64.

WIERTZ, J.; J. VINK (1986):  
The present status of the badger *Meles meles* (L.,1758) in the Netherlands. Lutra 6: 1 - 60.

WOODROFFE, R.; D.W. MACDONALD (1993):  
Badger sociality: models of spatial grouping. Symp. Zool. Soc., Lond. 65: 145 - 169.

ZEDJA, J.; J. NESVADBOVA (1983):  
Habitat selection and population density of the badger (*Meles meles*) in Bohemia and Moravia. Fol. Zool. 32: 319 - 333.

ZINKE, O. (1996):  
5.1 Gefährdungsschwerpunkte und Verlustursachen aus der Totfundanalyse. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 53-59. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

ZINKE, O.; M. STRIESE (1996):  
5.2 Verteilung der Gefährdungsstellen und Analyse von Einzelfällen. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 59-62. Radebeul, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.

**Anschrift der Verfasser:**

Prof. Dr. Mechthild Roth  
Dipl.-Biol. Gerlinde Walliser  
Technische Universität Dresden  
Institut für Forstbotanik und Forstzoologie  
Pienerstr. 7  
D-01735 Tharandt

Dr. Klaus Henle,  
Klaus Hertweck  
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle  
Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume  
Permoserstr. 13  
D-04318 Leipzig

Dr. Reinhard Klenke  
Dr. Arno Waterstraat  
Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie  
Dorfstr. 31  
D-17237 Kratzeburg

Udo Binner  
W.-Seelenbinder-Str. 3,  
D-19059 Schwerin

Andreas Hagenguth  
Mühlenkamp  
D-19348 Berge

# Wildtierpassagen an Straßen – Perspektiven für Bayern

Bertram GEORGII

## 1. Problemaufriß

Die Überbauung der Landschaft mit Siedlungs- und Verkehrsinfrastrukturen und die damit verbundene Fragmentierung von Wildtierlebensräumen ist zu einem der gravierendsten Probleme des Biotop- und Artenschutzes geworden (BENNETT 1991, RATHS et al. 1995, FORMAN & ALEXANDER 1998). Neben der flächigen Zerstörung von Lebensräumen (RECK & KAULE 1993) wird vor allem durch die Hinderniß- und Barrierewirkung von Verkehrswegen ein für das Überleben von Tierpopulationen fundamentales Merkmal tierlichen Lebens beeinträchtigt: die freie Beweglichkeit von Tieren in ihren Lebensräumen oder zwischen den im Raum verteilten Vorkommen einer Art.

Im Spannungsverhältnis zwischen verkehrswirtschaftlichen und ökologischen Erfordernissen ergeben sich daraus ganz neue Herausforderungen an den Straßenbau. Sie beschäftigen seit einigen Jahren in zunehmendem Maß und international Wissenschaft, Naturschutz und Straßenplanung (BERNARD et al. 1995, CANTERS et al. 1997).

## 2. Landschaftszerschneidung durch Straßen – Situation in Bayern

Allein das gröbere bayerische Straßennetz (Autobahnen, Bundes-, Landes- und Kreisstraßen, also ohne Berücksichtigung von Schienen- und Wasser-

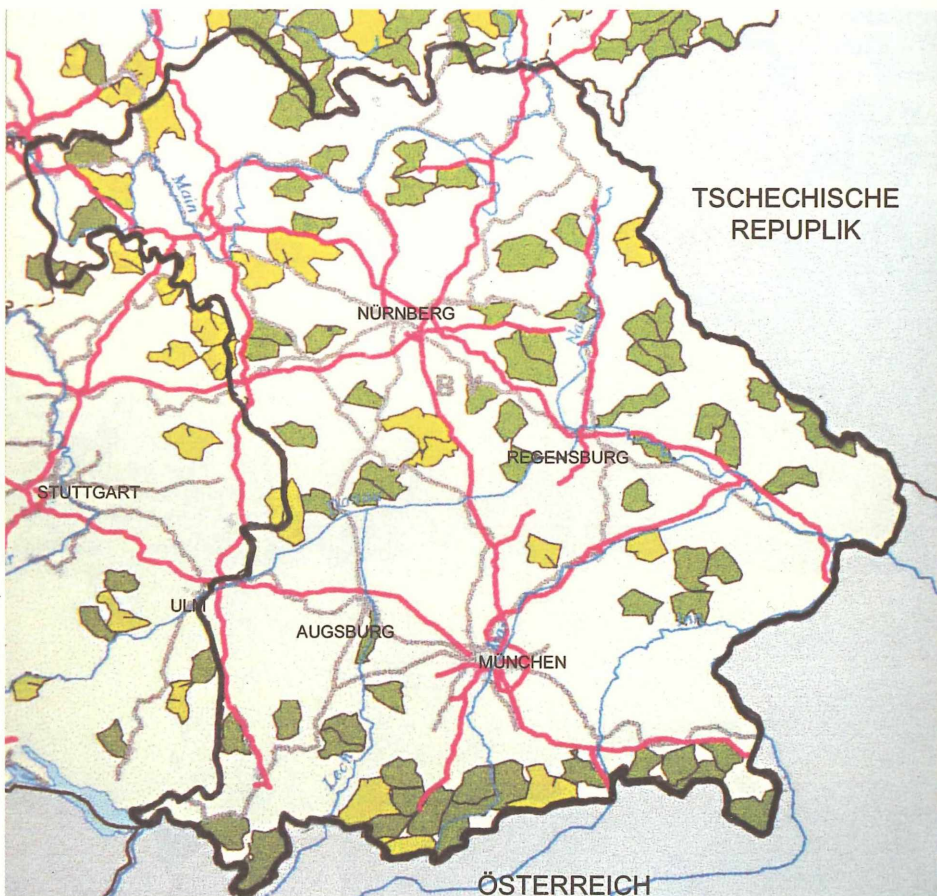


Abbildung 1

Vom Bundesamt für Naturschutz (1999) errechnete **unzerschnittene verkehrsarme Räume > 100 km<sup>2</sup> in Bayern** (Landesgrenze = schwarze Linie). In die Berechnung sind alle Bundesautobahnen, Bundes- und Landstraßen mit 1000 oder mehr KFZ/Tag sowie alle Bahnlinien eingegangen und Gewässer, die mehr als die Hälfte eines sonst unerschlossenen Raumes ausmachen. Gelbe Flächen = Bilanz ohne, grüne Flächen = Bilanz mit Kreisstraßen; rot = Bundesautobahnen, grau = mehrspurige Eisenbahnlinien (mit freundlicher Genehmigung des BfN Leipzig)

wegen) umfaßt rund 41.500 km (Stand: 1997). Das entspricht einer durchschnittlichen Straßendichte von 0,59 km/km<sup>2</sup>. Unzerschnittene verkehrsarme Räume >100 km<sup>2</sup> (Abb.1; UZV-Räume, BFN 1999), wie sie viele Tierarten mit großem Raumanspruch brauchen, sind deshalb Mangelware (allerdings ist die Bilanz in etlichen anderen Bundesländern noch schlechter). Bezieht man auch noch Gemeindeverbindungs- und andere Asphaltstraßen mit ein, wird die Maschenweite noch geringer und die Mehrheit aller von Verkehrswegen eingeschlossenen Flächen noch sehr viel kleiner (Abb.2). Damit wird der Wert von 0,60 km/km<sup>2</sup>, ab dem nach FORMAN et al. (1997) größere Wirbeltiere mit Straßennetzen deutliche Probleme bekommen, erheblich überschritten.

Angesichts der verkehrspolitischen Vorstellungen der Europäischen Kommission ("trans-European transport network", TEN, EG 1998) und der bundesdeutschen Pläne zur künftigen Verkehrsinfrastruktur des Transitlandes Bundesrepublik (BMV 1992) wird sich der verkehrswegebedingte Fragmentierungsgrad der Landschaft in den nächsten Jahrzehnten noch weiter erhöhen.

### 3. Möglichkeiten zur Verminderung der Zerschneidungswirkung von Verkehrsträgern

Vor diesem Hintergrund wächst Straßenplanern und Straßenbaubehörden eine enorme Verantwortung zu, eine ausreichende Passierbarkeit barriereartiger Verkehrsträger für Wildtiere durch geeignete technische und bauliche Maßnahmen zu gewährleisten. Nur so kann Tieren langfristig genügend Bewegungsfreiheit und damit der Individuenaustausch zwischen (Meta-)Populationen und deren langfristige Überlebenschance gesichert werden (HALLE 1996).

Dafür bieten sich verschiedene Lösungen an: Während die Straßen- und Eisenbahnnetze schon von jeher über potentielle Wildtierpassagen in Form von Fließgewässer querenden Brücken verfügen, sind sog. Grünbrücken eine relativ junge Erfindung (BALLON 1986). Beide Arten von Querungshilfen können einen hohen Wirkungsgrad entfalten, wenn sie gut positioniert und dimensioniert sind (PFISTER et al. 1997, KNEITZ & OERTER 1997). Wenig brauchbar als Wildtierpassagen sind hingegen für den Verkehr gebaute Betonüber- und unterführungen ("nicht-wildtierspezifische Bauwerke"; PFISTER 1997).

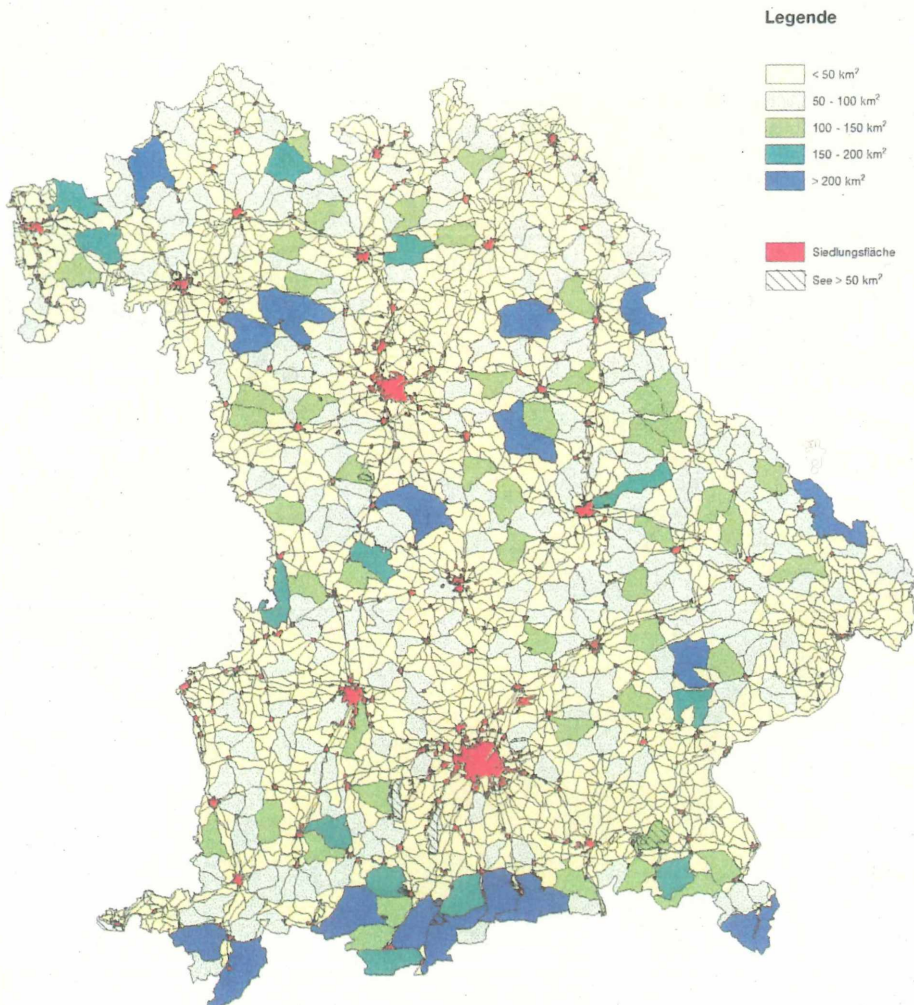


Abbildung 2

Unzerschnittene verkehrsarme Räume in Bayern auch geringerer Flächengröße als 100 km<sup>2</sup>; Grundlage ATKIS 25 (mit freundlicher Genehmigung des Landesamtes für Umweltschutz bzw. des Planungsbüros für angewandten Naturschutz, PAN, München)

### 3.1 Erfahrungen mit Grünbrücken

Die gegenwärtig in Deutschland, Holland, Frankreich und der Schweiz existierenden Grünbrücken haben Breiten zwischen sieben und 186 Metern. Neben völlig bestockten Bauwerken gibt es solche mit einer Mischung aus Gehölzen und Grünland bis hin zu fast völlig vegetationslosen Grünbrücken (Abb.3).

Wie die Untersuchungen von PFISTER et al. (1997) gezeigt haben, werden Grünbrücken sowohl von Groß-, Mittel- und Kleinsäugetern (Rothirsch, Wildschwein, Feldhase etc.; Bilche, "Mäuse" i.w.S.) als auch von Wirbellosen (z.B. Laufkäfer, Heuschrecken, Tagfalter) ebenso wie Vögeln und Amphibien, jeweils ganz unterschiedlicher Anspruchstypen genutzt. Die Bauwerke dienen dabei nicht nur als Querungshilfen, sondern auch als Nahrungsflächen. Zumindest bei größeren Säugetieren, bei denen sich die Frequentierung mit Infrarot-Videoaufnahmen gut dokumentieren läßt, ist die Nutzungsfrequenz (ausgedrückt als Zahl der querenden Tiere pro Nacht) eng mit der Brückenbreite korreliert (PFISTER et al. 1999). Sie ist für diese Arten offensichtlich wesentlich bedeutsamer als die Gestaltung der Bauwerke. Große Bedeutung für die Annahme solcher Bauwerke durch größere Wildsäuger hat aber auch ihre Lage.

Bei den Kleinsäuger- und insbesondere den Wirbellosenarten war die Annahme der Grünbrücken in erheblichem Maß vom Vorhandensein artspezifischer Lebensraumelemente auf den Bauwerken ab-

hängig. Für flugunfähige Wirbellose, wie Laufkäfer und die meisten Heuschrecken, die einen geringen Aktionsradius haben, ist ferner eine gute Anbindung der Bauwerke durch Leitstrukturen an die entsprechenden Lebensräume beiderseits einer Straße wichtig

### 3.2 Erfahrungen mit Fließgewässerquerungen bzw. Brückenöffnungen

Viele Brückenbauwerke, mit denen Straßen oder Eisenbahnlinien über Fließgewässer geführt werden (Abb.4), können von Wildtieren ebenfalls als Querungshilfen genutzt werden, wie KNEITZ & OERTER (1997) an 20 Bauwerken unterschiedlichster Weite (5,5-985 m), Höhe (1,6-10), Breite (18-55 m) und Ausstattung (naturnah bis naturfern) zeigen konnten.

Wie die Grünbrücken, so werden auch diese Bauwerke prinzipiell sowohl von Groß-, Mittel- und Kleinsäugetern als auch von landgebundenen Wirbellosen (Laufkäfer, Wanzen, Heuschrecken, Libellen) als Querungshilfen genutzt. In den Fließgewässern unter den Bauwerken wurden ferner benthische Arten (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen, Flohkrebse, Schnecken, Muscheln) nachgewiesen.

Für Kleinsäuger und flugunfähige oder flugschwache Insekten erwies sich die Beschaffenheit des Untergrundes von entscheidender Bedeutung: Eine durchgehende Versiegelung (Pflaster-, Betonboden) übt eine nahezu straßengleiche Trennwirkung

Abbildung 3

Grünbrücke Woeste Hoeve in Holland; sie verbindet zwei Waldgebiete und ist mit Reihen aus Eichen bestockt, zwischen denen Gras- und Krautfluren wachsen; sie wird intensiv als Passage und als Nahrungsfläche von allen jagdbaren Wildarten genutzt



Abbildung 4

Fließgewässerquerung an der Sieg (aus TEGETHOF 1999); derart naturnahe Brückenräume bieten für viele Tierarten sehr gute Möglichkeiten, unter Straßen hindurch wechseln zu können; die lichte Höhe sollte aber noch größer sein.



aus. Die gleichen Probleme ergeben sich für Gewässerufer bevorzugende Wirbellose im Bereich versiegelter, Pflanzenbewuchs einschränkender Uferabschnitte, oder wenn Spuntwände oder Stützpfiler direkt an die Wasserlinie grenzen. Ebenso verhindern versiegelte Gewässersohlen die Passage von benthischen Kleinorganismen. Vor allem bei Brücken unter 10 m Höhe ergeben sich Nutzungsbeeinträchtigungen ferner häufig durch Lichtmangel und Trockenheit, die gegen das Brückenrauminnere hin zu vermindertem Pflanzenbewuchs führen, was die Fortbewegung vieler kleiner Arten hemmt.

### 3.3 Fazit

Grünbrücken haben den meisten Unterführungen gegenüber zwei wesentliche Vorteile: Sie lassen sich weitgehend unabhängig von topographischen Bedingungen plazieren und es entfällt die vegetationshemmende Beschattung - sie sind also das flexiblere Instrument. Außerdem weisen Studien, in denen benachbart liegende Über- (Grünbrücken) und Unterführungen (Gründurchlässe) einen Wirkungsvergleich zuließen, in der Regel auf eine deutliche Bevorzugung ersterer hin (HERRMANN et al. 1997, CLEVENGER 1999).

## 4. Perspektiven für Bayern

Grundsätzlich stehen also dem verantwortungsbeußten Straßenbau mit Grünbrücken und Fließgewässerquerungen<sup>3)</sup> Instrumente zur Verfügung, mit denen die lebensraumzerschneidende Wirkung von Verkehrsträgern im Sinne der Naturschutzgesetze (vgl. § 8 BNatSchG, § 6 BayNatSchG) effektiv minimiert werden kann. Als isolierte lokale Einzellösungen machen sie jedoch ökologisch wenig Sinn. Vielmehr müssen sie als Teil genereller Durchlässigkeitskonzepte im Verkehrswegebau Eingang finden (PFISTER et al. 1997, 1999).

In Bayern wäre ein entsprechendes landesweites Konzept aus mehreren Gründen anzustreben:

- Bayern beherbergt etliche Säugetierarten, wie etwa Rothirsch, Wildkatze oder Luchs, die nicht nur einen großem Raumbedarf haben, sondern gegenwärtig in weitgehend voneinander isolierten Vorkommen leben. Für den Erhalt langfristig vitaler Populationen hat eine Vernetzung vor allem der ausgedehnten Waldgebiete und der Mittelgebirge - auch mit denen benachbarter Bundesländer (z.B. Bayerischer Wald mit Thüringer Wald) große Bedeutung.
- Mit seiner Lage im Grenzbereich zu osteuropäischen Ländern, wie vor allem der Tschechei und Slowakei, oder zu Österreich, die noch oder wieder Großräuber wie Luchs, Wolf oder Bär beherbergen, wird Bayern ein "Durchgangsland" für die Wiederausbreitung dieser Arten nach Westeuropa sein. Das vermehrte Auftauchen dieser Arten in Bayern erscheint nur mehr ein Frage der Zeit zu sein.
- Das rauhe Relief in weiten Teilen des Freistaates ist eine optimale Voraussetzung für die Verwirklichung von Wildtierpassagen bei Straßenaus- oder -neubauten (vgl. auch BMV 1998).

Allerdings stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage, ob mit den gegenwärtigen Verfahren der Straßenplanung dem Erhalt so großräumiger zoökoologischer Funktionsbeziehungen in der Landschaft überhaupt hinreichend Rechnung getragen werden kann. So ist der für UVS und LBP gewählte Untersuchungs- bzw. Planungsraum in der Regel auf ein viel zu schmales Band beiderseits zu prüfender Straßentrassen beschränkt. Die übliche UVP sollte deshalb durch eine Ausweitung des räumlichen Bezugsrahmens ergänzt werden.

Das erfordert allerdings teilweise neue methodische Ansätze. Nur so lassen sich konfliktträchtige Kreuzungspunkte von Verkehrs- und Wildtierwegen und der Bedarf an vernetzenden Wildtierpassagen ermitteln. Für die potentiellen Ausbreitungswege des Luchses in der BRD wurde das jüngst erfolgreich unter Verwendung eines GIS-gestützten Modells gemacht (SCHADT 1998; vgl. Beitrag in diesem Heft). Mit ähnlichen Verfahren lassen sich ebenso wichtige, topo- bzw. orographisch begründbare Landschaftskorridore und ihre Blockierung durch Straßen aufzeigen (SGW 1999).

Es wäre zu wünschen, daß Bayern diesbezüglich bald den Weg zu einer „wildtierbiologischen Sanierung“ insbesondere seines Autobahnnetzes findet, wie das derzeit in Holland (CANTERS & CUPERUS 1997), der Schweiz (RIGHETTI 1997) oder Österreich (VÖLK & GLITZNER 1999) geschieht und auf europäischer Ebene durch die IENE (Infra Eco Network Europe) sowie die COST-Aktion 341 angestrebt wird. Genauso wichtig ist jedoch die rechtzeitige Einplanung von Wildtierpassagen in alle neuen und vor allem die wilddicht gezäunten Autobahnen, Bundesstraßen und ICE-Trassen.

## 5. Anmerkungen

<sup>1</sup> Unter Fragmentierung versteht man die Zerstückelung von Lebensräumen in kleine, oftmals voneinander isolierte Flächen durch jedwede (auch natürliche) Grenzlinien

<sup>2</sup> Unter einer Metapopulation werden die verschiedenen Unterpopulationen einer Art verstanden, die in einem ständigen Individuenaustausch miteinander stehen

<sup>3</sup> Den gleichen Dienst leisten natürlich auch Tunnellösungen (vgl. BMV 1998) oder aufgeständerte Straßenabschnitte

## 6. Literatur

BALLON, P. (1986): Bilan technique des aménagements réalisés en France pour réduire les impacts des grandes infrastructures linéaires sur les ongulés gibiers: Off. Nat. Chasse Bull. Mens. 104: 33-39

BENNETT, A.F. (1991): Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In: D.A. Saunders and R.J. Hobbs (Eds.). Nature Conservation 2 - The Role of Corridors, pp. 99-118. Surrey Beatty & Sons. 442 S.

- BERNARD, J.-M., M. LANSIART, C. KEMPF & M. TILLE (1985):  
Routes et Faune Sauvages, Actes du Colloque au Conseil de l'Europe, Strasbourg. Ministère de l'Équipement et du Logement, SETRA, Bagneux Cédex, 406 S.
- BFN (1999):  
Unzerschnittene verkehrsarme Räume > 100 km<sup>2</sup> (Bundesamt für Naturschutz, Leipzig, unveröff.)
- BMV (1992):  
Bundesverkehrswegeplan 1992. Bundesminister für Verkehr, Bonn, 63 S.
- BMV (1998):  
Leitfaden für die Planungsentscheidung "Einschnitt oder Tunnel" Bundesministerium für Verkehr, Abteilung Straßenbau. Verkehrsblatt - Dokument Nr. B 5004
- CANTERS, K.J., & R.CUPERUS (1997):  
Assessing fragmentation of bird and mammal habitats due to roads and traffic in transport regions. In: Canters, K., A. Piepers and D. Hendriks-Heersma (Eds.), Habitat Fragmentation and Infrastructure. Conference Proceedings. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft, p. 160-170
- CANTERS, K., A. PIEPERS AND D. HENDRIKS-HEERSMA (1997):  
Habitat Fragmentation and Infrastructure. Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, Maastricht and The Hague, the Netherlands. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft, 474 S.
- CLEVENGER, A.P. (1999):  
Road effects on wildlife: a research, monitoring and adaptive mitigation study. Progress report 5, Banff National Park, Canada, 26 S.
- EG (1998):  
Transeuropäisches Verkehrsnetz. Richtlinien über die Umsetzung der Leitlinien und die Prioritäten für die künftige Entwicklung. Brüssel. Entscheidung Nr. 1692/96/EG)
- FORMAN, R.T.T. & L.E. ALEXANDER (1998):  
Roads and their major ecological effects. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 29: 207-231
- HALLE, S. (1996):  
Metapopulationen und Naturschutz eine Übersicht. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 5: 141-150
- HERRMANN, M.; H. MÜLLER-STIESS & M. TRINZEN (1997):  
Bedeutung von Grünbrücken für Dachse (*Meles meles* L.), untersucht an den Grünbrücken der B31neu zwischen Stockach und Überlingen. In: Pfister, H.P., V. Keller, H. Reck & B. Georgii 1997. Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* Heft 756, Bundesministerium für Verkehr, Bonn, 173-204
- KNEITZ, G. & K. OERTER (1997):  
Minimierung der Zerschneidungseffekte von Straßenbauten am Beispiel von Fließgewässerquerungen bzw. Brückenöffnungen. *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* Heft 755, Bundesministerium für Verkehr, Bonn, 292 S.
- PFISTER, H.P. (1997):  
Wildtierpassagen an Straßen. Vorprojekt zur Abklärung der Nutzung von für den Verkehr erstellten Unter- und Überführungen durch Wildtiere. *Schlußbericht zum Forschungsauftrag Nr. 30/92 des Bundesamtes für den Straßenbau und der Vereinigung Schweizerischer Straßenfachleute (VSS)*, Zürich. 29 S.
- PFISTER, H.P., V. KELLER, H. RECK & B. GEORGII (1997):  
Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik*, Heft 756. Bundesministerium für Verkehr, Bonn, 587 S.
- PFISTER, H.P.; D. HEYNEN, V. KELLER, B. GEORGII & F. VON LERBER (1999):  
Häufigkeit und Verhalten ausgewählter Wildsäuger auf unterschiedlich breiten Wildtierbrücken (Grünbrücken). Ergebnisse von Beobachtungen mittels Infrarot-Video-Technik. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bereich Wildtiere, 43 S.
- RATHS, U., U. RIECKEN & A. SSYMANK (1995):  
Gefährdung von Lebensraumtypen in Deutschland und ihre Ursachen. *Natur und Landschaft* 70(5): 203-212
- RECK, H. & G. KAULE 1993. Straßen und Lebensräume: Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. Abschlußbericht im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, Bonn Bad Godesberg. FE 02.125 G 88 L; FE 02.135 R 89 L. Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart, 388 S.
- RIGHETTI, A. (1997):  
Passagen für Wildtiere. Die wildtierbiologische Sanierung des Autobahnnetzes der Schweiz. *Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz* 18, pro natura, 46 S.
- SCHADT, S. (1998):  
Ein Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs. Diplomarbeit, TU München-Weihenstephan, 102 S.
- SGW (1999):  
Wildtierkorridore Schweiz - Räumlich eingeschränkte, überregional wichtige Verbindungen für terrestrische Wildtiere im ökologischen Vernetzungssystem der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. 71 S.
- TEGETHOF, U. (1999):  
Minimierung von Zerschneidungseffekten. In: Curzydlo, J. (Hsg.). *Int. Sem. Ecological Passages for Wildlife and Roadside Afforestation as Necessary Parts of Modern Road Constructions* Krakow, 310 S.
- VÖLK, F. & I. GLITZNER (1999):  
Barrier effects on big game due to motorways in Austria. In: Curzydlo, J. (Hsg.). *Int. Sem. Ecological Passages for Wildlife and Roadside Afforestation as Necessary Parts of Modern Road Constructions* Krakow, 310 S.
- Anschrift des Verfassers:**  
Dr. Bertram Georgii  
VAUNA e.V. (Verein für Arten-, Umwelt- und Naturschutz)  
Ruederer Weg 21  
D-82487 Oberammergau





# Auswirkungen von Verkehrsstrassen auf Fledermäuse

Klaus RICHARZ

## 1. Einleitung

Über die Folgewirkungen von Verkehrswegen auf Fledermäuse liegen bisher nur wenige Untersuchungen vor. Eine vorläufige Bilanzierung und Literaturlauswertung zu den Auswirkungen von Straßenbau und Verkehr auf Fledermäuse erfolgte durch KIEFER & SANDER (1993). Zuletzt legten HAENSEL & RACKOW (1996) einen zusammenfassenden Bericht zu Fledermäusen als Verkehrsoffer vor. Die folgende Arbeit versucht, ausgehend von den ökologischen Ansprüchen der heimischen Fledermausarten, ihrer Raumnutzung und ihren Echoortungsleistungen, die Risiken von Verkehrswegen darzustellen und Lösungsmöglichkeiten aufzuzeigen.

## 2. Vorkommen und Lebensweise einheimischer Fledermäuse

Fledermäuse und Flughunde besiedeln mit fast tausend Arten die Erde. Während ihr Hauptverbreitungsgebiet in den warmen Regionen zu finden ist, leben in Europa immerhin noch 30 (-34) Fledermausarten und 1 Flughundart (auf Zypern) (s. RICHARZ & LIMBRUNNER 1999, SCHOBER & GRIMBERGER 1999). In der Bundesrepublik Deutschland kommen derzeit 20 Fledermausarten mit Fortpflanzungskolonien vor. 1996 wurde in der Münchner Innenstadt erstmals eine Weißbrandfledermaus (*Pipistrellus kuhlii*) lebend gefunden. Bislang fehlen allerdings Hinweise auf ein regelmäßiges Vorkommen der Art in Deutschland. Für drei weitere Arten gibt es nur historische Belege: Einen Einzelfund aus dem vergangenen Jahrhundert von *Nyctalus lasiopterus* (Riesenabendsegler) eine Wochenstubenkolonie von *Pipistrellus savii* (Alpenfledermaus) in den 1950er Jahren südlich Mittenwald, Oberbayern, und eine Winterkolonie von *Miniopterus schreibersii* (Langflügel-Fledermaus) bis 1957 aus dem Kaiserstuhl in Südbaden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1999).

Bei der hochfrequent rufenden Zwergfledermaus (55 kHz-Rufgruppe), die auch in Deutschland (Rheinland-Pfalz, Hessen u.a.) nachgewiesen ist, handelt es sich möglicherweise um eine neue, bisher noch nicht beschriebene Art („Mückenfledermaus“ *Pipistrellus pygmaeus*, NAGEL mdl.).

Alle mitteleuropäischen Fledermausarten weisen eine differenzierte Biotopbindung an unterschiedliche und zumeist auch räumlich voneinander getrennte Sommer- und Winterquartiere, in Einzelfällen zusätzlich noch an Zwischen- bzw. Balzquartiere sowie an mit diesen wiederum nicht identische Jagdbiotope auf (Abb. 1). Als Quartiere und

Verstecke dienen höhlen- und spaltenartige Örtlichkeiten, wie Felsenhöhlen, Fels- und Mauerspalten, Baumhöhlen, Spalten an und in Gebäuden und Dachräume. Nachdem mindestens 14 Fledermausarten bei uns vorwiegend und weitere vier Arten gelegentlich Quartier in Gebäuden beziehen (s. RICHARZ 1994), sind schon durch diese enge Gebäudequartierbindung bei der Mehrzahl der Fledermäuse gehäufte Kontakte mit Verkehrswegen vorgegeben.

### 2.1 Zur Orientierung der Fledermäuse

Während sich die Flughunde (Unterordnung *Megachiroptera*) (mit Ausnahme der Gattung *Rousettus* (Höhlenflughunde), die sich im inneren dunkler Höhlen durch Schnalzlaut mit der Zunge echoortend orientieren) mit Hilfe ihrer leistungsfähigen Nachtaugen orientieren, senden alle Fledermausarten (Unterordnung *Mikrochiroptera*) hochfrequente Schallwellen aus und setzen aus den zurückkehrenden Echos ein „Hörbild“ ihrer Umgebung bzw. ihrer Beute zusammen. Die einzelnen Arten verfügen dabei über unterschiedlich empfindliche Hörbereiche und produzieren, in Anpassung an unterschiedliche Jagdweisen und Jagdbiotope verschiedene Ortungslauttypen (Übersicht s. Abb. 2). Für das Verständnis der Orientierungsfähigkeit ist hierbei wichtig, daß 1. tiefe Frequenzen weiter tragen als hohe (wegen der atmosphärischen Abschwächung) und 2. die Echoortung mit Ultraschallsignalen nur im Nahbereich (bis 5 m, max. bis 20 m) arbeitet. Damit ist das Phänomen zu erklären, daß viele Fledermausarten mit Verlassen ihres Quartiers nicht den kürzesten Flugweg zu ihrem Ziel (Jagdgebiet) wählen, sondern sich an topographischen Gegebenheiten oder dem Bewuchs orientieren. In einer Reihe von Arbeiten konnte belegt werden, daß linienförmige Strukturen wie Hecken, Gebüsche und Alleen regelrechte Leitstrukturen bilden, die es den Fledermäusen ermöglichen, entlang dieser „akustischen Geländer“ die Landschaft zu erschließen (u.a. LIMPENS et al. 1989, LIMPENS & KAPTEYN 1991, KAPTEYN 1995, s. Abb. 3).

## 3. Zum Straßentod von Fledermäusen

Aufgrund einer neuen Umfrage konnten HAENSEL & RACKOW (1996) zusätzlich zu den bereits in mehreren Arbeiten ausgewerteten Fällen (u.a. MERZ 1993, RACKOW & SCHLEGEL 1994, KIEFER et al. 1994/95) 96 weitere Fledermäuse als Verkehrsoffer ermitteln. Damit ist die Gesamtzahl der derzeit in Deutschland bekannten, durch Kollision im Verkehr umgekommenen oder verletzten Fledermäuse auf mehr als 300 angestiegen. 19 Fledermausarten konnten unter den Verkehrsoffern registriert werden. In der Häufigkeit dominiert dabei



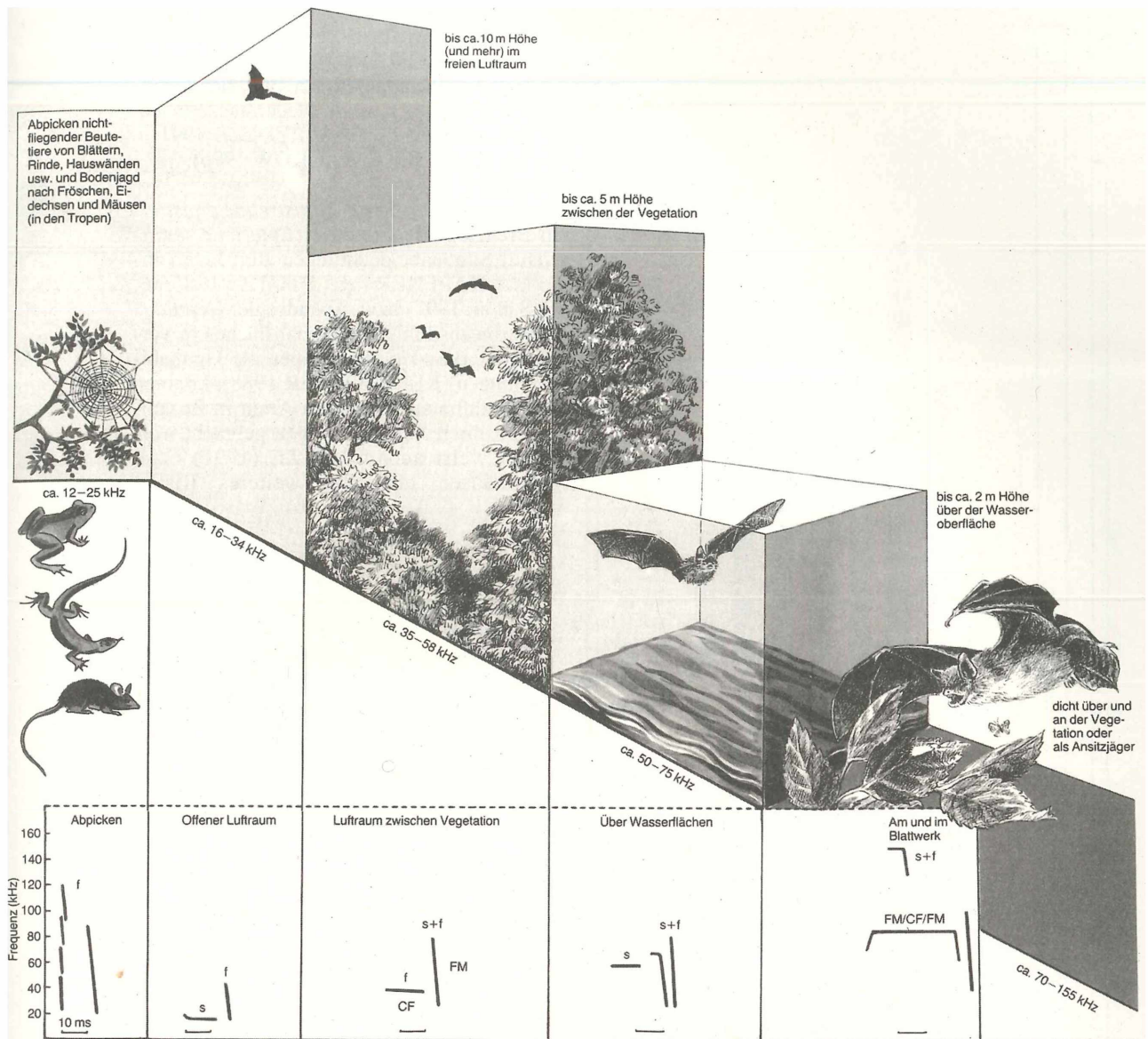


Abbildung 2

**Ortungslauttypen, ihre Zuordnung zu Jagdweisen und Jagdbiotopen sowie die empfindlichsten Hörbereiche der verschiedenen Fledermausjägertypen.** Die schematischen Sonagramme (unten) zeigen die Ortungslauttypen, die in den verschiedenen Biotopen während der Beutesuche (s) und dem Beutefang (f) häufig benutzt werden. Die Zeitbalken markieren 10 Millisekunden. FM frequenzmodulierter Laut bzw. Lautanteil, CF konstantfrequenter Laut bzw. Lautanteil (nach NEUWEILER 1990 verändert aus RICHARZ & LIMBRUNNER 1999).

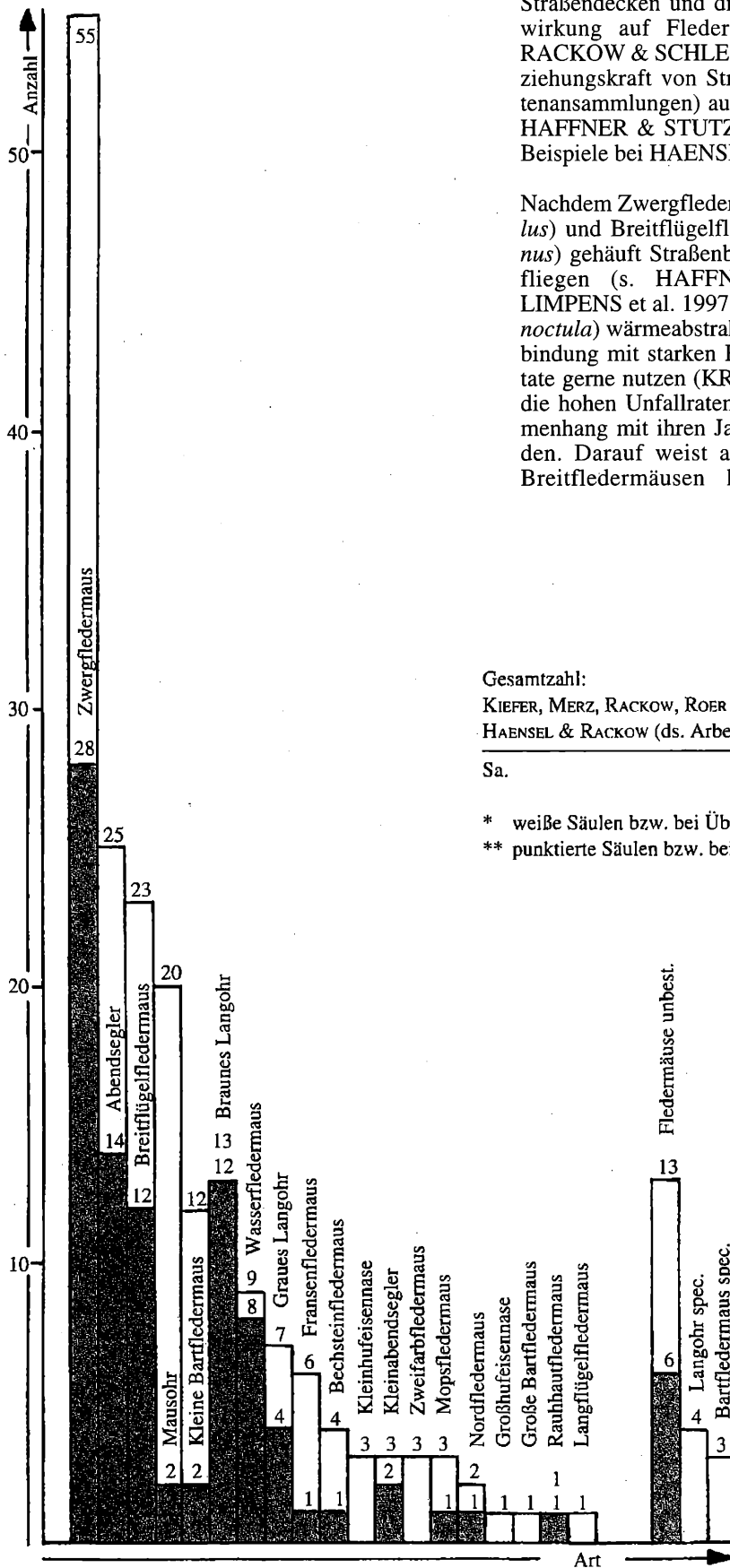
die Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*) mit weitem Abstand vor Abendsegler (*Nyctalus noctula*), Breitflügel-Fledermaus (*Eptesicus serotinus*), Braunem Langohr (*Plecotus auritus*) und Mausohr (*Myotis myotis*) (s. Abb. 4). In der Verkehrsopferstatistik fehlt (bisher?) lediglich die Wimperfledermaus (*Myotis emarginatus*), die als wärmeliebende Art bei uns nur in einigen südlichen Bundesländern vertreten ist (mit etwa 15 Wochenstubennachweisen). VIERHAUS in SCHROPPER et al. (1984) erwähnt, daß zwischen dem 22. März und 10. April 1981 an der B 54 südöstlich Siegen (Belz) Westfalen wenigstens 17 Zwergfledermäuse als Straßenverkehrsoffer gefunden wurden, was nach Ansicht des Autors dafür spricht, daß der Autoverkehr die Art dezimieren kann.

Eine Betrachtung der zeitlichen Verteilung der Verkehrsopfer zeigt, daß in den Monaten Juli/August die höchsten Opferraten zu verzeichnen sind (Abb. 5).

HAENSEL & RACKOW (1996) führen dies auf die Aktivitäten vieler noch unerfahrener Jungtiere in dieser Jahreszeit zurück, verweisen aber auch auf MERZ (1993), der einen Zusammenhang zwischen Balzaktivitäten und erhöhter Mobilität sieht. Während sich die Mehrzahl der Fledermausunfälle auf Straßen auf den Zusammenprall mit Pkws zurückführen läßt und bei den wenigen dokumentierten Fällen Geschwindigkeiten um 80 km/h besonders unfallträchtig erscheinen, ist die Gefährlichkeit des Schienen- und Luftverkehrs für Fledermäuse im Gegensatz zum Straßenverkehr bisher noch kaum abschätzbar (HAENSEL & RACKOW 1996).

### 3.1 Ursachen für Fledermausverluste an Verkehrswegen

Gründe für Kollisionen mit Fahrzeugen können der erhöhte Insektenflug über den aufgeheizten



Straßendecken und die daraus resultierende Lockwirkung auf Fledermäuse sein (MERZ 1993, RACKOW & SCHLEGEL 1994) bzw. die hohe Anziehungskraft von Straßenlampen (wg. der Insektenansammlungen) auf jagende Fledermäuse (s.u.a. HAFFNER & STUTZ 1985/86, RYDELL 1991 u. Beispiele bei HAENSEL & RACKOW 1996).

Nachdem Zwergfledermäuse (*Pipistrellus pipistrellus*) und Breitflügel-Fledermäuse (*Eptesicus serotinus*) gehäuft Straßenbeleuchtungen zum Jagen anfliegen (s. HAFFNER & STUTZ 1985/86, LIMPENS et al. 1997) bzw. Abendsegler (*Nyctalus noctula*) wärmeabstrahlende Asphaltflächen in Verbindung mit starken Halogenlampen als Jagdhabitate gerne nutzen (KRONWITTER 1988), könnten die hohen Unfallraten bei diesen Arten in Zusammenhang mit ihren Jagdhandlungen gebracht werden. Darauf weist auch KURTZE (1991) bzgl. Breitfledermäusen hin. Ein weiteres Risiko

Gesamtzahl:

KIEFER, MERZ, RACKOW, ROER & SCHLEGEL (1995)\* 211 Ex.

HAENSEL & RACKOW (ds. Arbeit)\*\* 96 Ex.

Sa. 307 Ex.

\* weiße Säulen bzw. bei Überschneidung untere Zahl

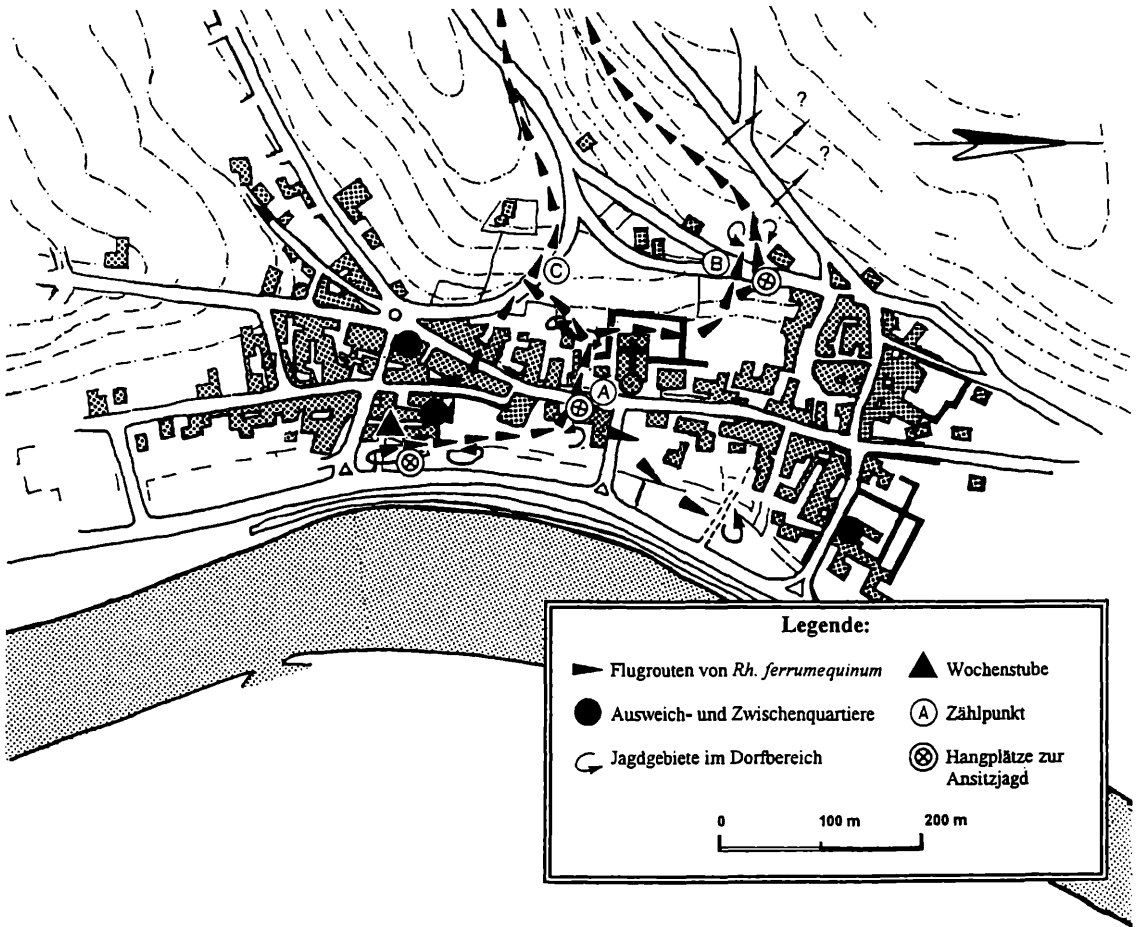
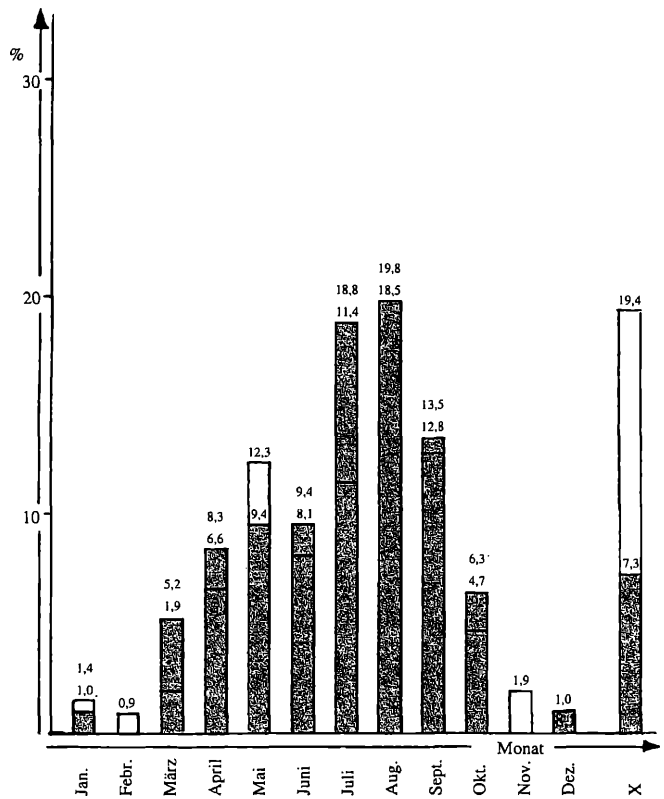
\*\* punktierte Säulen bzw. bei Überschneidung obere Zahl

Abbildung 4

Verkehrsoffer Fledermäuse: Quantitativer Anteil der einzelnen Arten an den Verkehrsoffern – Summendiagramm (aus HAENSEL & RACKOW 1996).

**Abbildung 5**

**Verkehrsofopfer Fledermäuse: Zeitliche Verteilung - monatsbezogene Prozentangaben für alle Arten (aus HAENSEL & RACKOW 1996).**



**Abbildung 6**

**Darstellung der Flugrouten und beobachteten Jagdgebiete von Großen Hufeisennasen (*Rhinolophus ferrumequinum*) im unmittelbaren Dorfbereich um das Wochenstubenquartier. Ausweich- und Zwischenquartiere werden unterschiedlich stark genutzt (aus PIR 1994).**

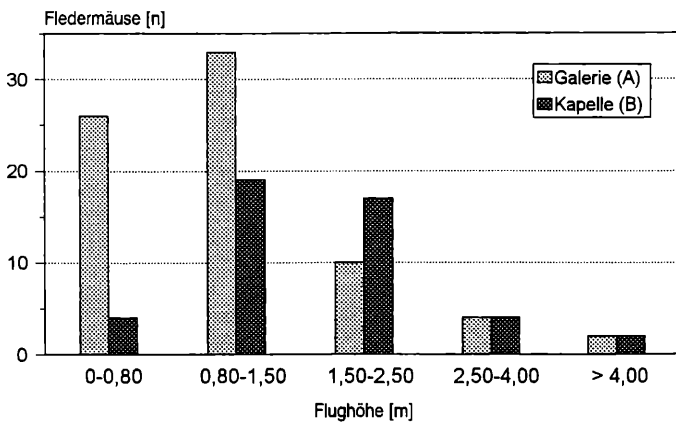


Abbildung 7

Flughöhe der Großen Hufeisennasen (*Rhinolophus ferrumequinum*) beim Überqueren von Straßen (s. Abb. 6; Zählung 5 Nächte; Kontrollpunkt „A“: n = 77 Tiere, „B“: n = 46 Tiere; aus PIR 1994).

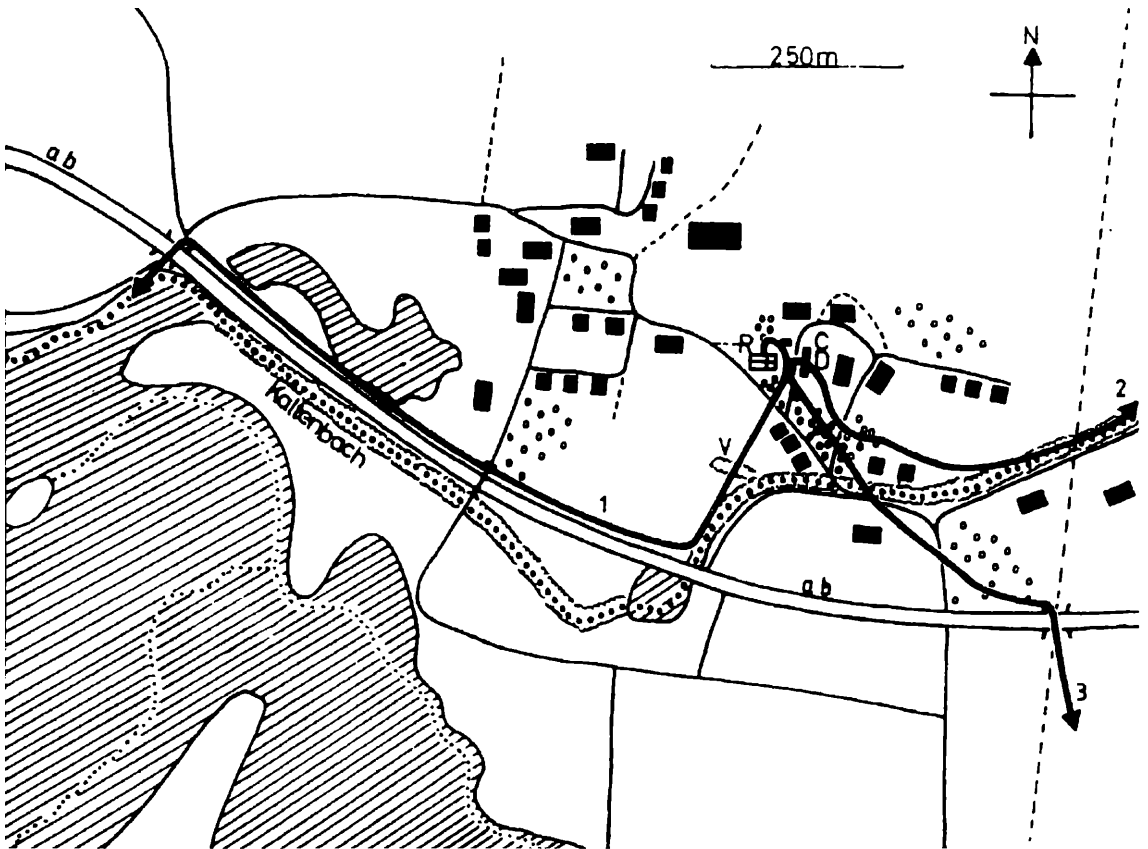


Abbildung 8

Hauptflugrouten der Mitglieder einer Wochenstubenkolonie von Wimperfledermäusen (*Myotis emerginatus*) im Rosenheimer Becken, Oberbayern vom Quartier (R) über Zwischenjagdgebiete (C, D, V) in die Hauptjagdgebiete (Wälder). Ihre Flugrouten führen entlang von Vegetationsstrukturen (Streuobstbestände (gepunktet), bachbegleitende Vegetation, Waldrand entlang Autobahn). Sie vermeiden dabei auffällig das Überqueren offener Flächen. Die zwischen dem Quartier mit den Zwischenjagdgebieten und dem Hauptjagdgebiet liegende Autobahn wird nicht einfach überflogen. Die Tiere nehmen erhebliche Umwege in Kauf, um die Autobahn an einer Straßen- (1) und einer Fahrradunterführung (3) zu unterqueren. Beide zeichnen sich durch das Vorhandensein linearer Grünstrukturen (Gebüsch, Baumreihe) aus. Die unbewachte Autobahnüberquerung (Bildmitte) liegt näher zum Quartier, wird aber wegen fehlender Leitstrukturen nicht genutzt (aus KRULL et al. 1991).

liegt offensichtlich im Queren von Straßen, wenn die Tiere in geringer Höhe linearen Strukturen als Leitlinien (s. 2.1) in ihre Jagdhabitate (bzw. zu den Quartieren) folgen.

Mit seiner Untersuchung an einer Wochenstubenkolonie der Großen Hufeisennase (*Rhinolophus ferrumequinum*) in Luxemburg kann Pir (1994) zeigen, daß die Tiere regelmäßige Flugrouten auf ihrem Weg in die Jagdgebiete außerhalb des Dorf-

bereichs benutzen (Abb. 6). Trotz gezielter Nachforschung konnte kein Tier beobachtet werden, das die nahegelegene etwa 60-70 m breite Mosel überquerte. Auch die Moselufer, die in diesem Bereich eine parkähnliche Promenade bilden, wurden von den Großen Hufeisennasen nicht befliegen. Nach PIR (1994) schien die zwischen dem Quartier und der Mosel verlaufende Nationalstraße eine „unsichtbare Grenze“ für die Tiere zu bilden. Nach der quartiernahen Jagd an einem Sammelplatz (mit An-

sitzjagd) durchqueren die Tiere die Ortschaft und sind gezwungen, zum ersten Mal den vegetationsfreien Raum einer Straße zu überqueren. Diese Passage beschreibt PIR (1994) wie folgt: „Entlang dem, an der Passage stehenden Baum ließen sich die Tiere auf eine geringe Flughöhe herabsinken. In dieser niedrigen Höhe von 0,30 - 2,50 m überquerte die Mehrheit die Straße auf dem kürzesten Weg. Die herannahenden Autos der abends vielbefahrenen Dorfstraße veranlaßten überfliegende Hufeisennasen in die Höhe auszuweichen oder kurzfristig abzudrehen, um nach einer Warteschleife den erneuten Überflug zu wagen. Die Fledermäuse scheinen ein Überfliegen der Straße beim Herannahen eines Autos zu meiden, so daß nach dem Flügelerwerb der Jungen im Sommer 1993 kein überfahrener Tier gefunden wurde.“ „In der auf der gegenüberliegenden Straßenseite stehenden Trauerweide gewannen die Hufeisennasen etwas an Höhe und verschwanden dann in einem verwilderten Obstgarten, wobei sich die Flugroute dort teilte...“

In einem Vergleich der Flughöhe der Hufeisennasen beim Überqueren von Straßen kann PIR (1994) zeigen, daß die Hufeisennasen bei der Überquerung der Dorfstraße, die keine Deckung durch Vegetation aufwies (Zählpunkt „A“), die Straße in geringerer Höhe als bei Zählpunkt „B“ überflogen (Abb. 7). Dort ragten beidseitig Bäume in die Straße hinein. Die frei zu überwindende Fläche betrug nur drei bis vier Meter. Die Großen Hufeisennasen flogen hier in normaler Höhe weiter, während sie sich bei der Überquerung der Dorfstraße in Bodennähe zu orientieren versuchten (fehlendes „akustisches Geländer“!).

STUTZ (1985) wie auch FUHRMANN & KIEFER (1996) zeigen, daß Mausohren (*Myotis myotis*) nach Verlassen ihres Wochenstubenquartiers auf bevorzugten Flugrouten Verkehrswege teilweise sehr flach überfliegen (s. auch Abb. 9).

Die Flugroute einer Wasserfledermauspopulation (*Myotis daubentonii*), die ihre Baumquartiere in einem Stadtwald in Gießen/Mittelhessen hat und einen 300 bis 350 m entfernten Teich (Schwanenteich) bejagt, wurde detailliert untersucht (DIETZ 1993, DIETZ und RICHARZ 1993). Die Tiere folgen Leitelementen und überfliegen eine stark befahrene Landstraße in einer Breite von etwa 30 Metern. Die auftretenden Probleme beim Kreuzen der Landstraße beschreibt DIETZ (1993): „Der Schwanteich war für die Wasserfledermäuse nur durch Kreuzen der Landstraße L 3126 zu erreichen. In der laubfreien Zeit geschah dies überwiegend in Baumkronenhöhe und die Tiere konnten die Straße in vergleichsweise sicherem Anstand zu den Fahrzeugen überqueren. Als Folge der dichten Belaubung der Kastanien entstand jedoch beim Einflug in die Allee ein Vorzugswechsel durch die Stammlücken mit einer Höhe von 2,5 m. Dies hatte zur Folge, daß ein Teil der Überflüge in gefährlichen Höhen von 0,5 - 3 m stattfand. Ob die Wasserfledermäuse die Bedrohung durch die Fahrzeuge, die trotz innerörtlichem Bereich in der Regel deutlich zu schnell fuhren, in begrenztem Umfang realisierten, läßt sich nicht beantworten. Gefährliche Momente entstanden bei sich plötzlich veränderten Fahrzeug-

höhen. So konnte beispielsweise eine Wasserfledermaus einen Bus, der in einer PKW-Schlange fuhr, nur noch äußerst knapp ausweichen, indem sie ihre Flughöhe im letzten Moment erhöhte. Bei hoher Verkehrsdichte flogen die Tiere in 1-3 m Abstand über die Fahrzeuge.“ Nachdem von 1992 bis heute (1999) die Wasserfledermauspopulation des Philosphewaldes weiter untersucht wird und regelmäßige Zählungen an der Straßenquerung der Tiere stattfinden (bis zu 30 mal pro Saison), konnten bisher keine Kollisionen mit Fahrzeugen festgestellt werden (DIETZ, & FITZENRÄUTER 1996).

#### 4. Meideverhalten von Fledermäusen an Verkehrswegen

In einer telemetrischen Untersuchung zur Jagdhabitatnutzung und -wechseln von Braunen Langohren (*Plecotus auritus*) im Lennebergwald bei Mainz kann FUHRMANN (1991) zeigen, daß die Tiere den vielbefahrenen Mainzer Autobahnring, der ihren Lebensraum zerschneidet, durch Unterführungen queren. HÄUSSLER & KALKO (1991) finden im Rahmen einer Wirksamkeitsuntersuchung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen beim Bau der vierspurigen B 29, die das Gebiet der Lorcher Baggerseen/Baden-Württemberg quert, daß die Straße die Jagdgebiete verschiedener Fledermausarten zerschneidet. Die Tiere (v.a. Wasser- und Zwergfledermäuse) passieren fast nie den hohen Straßendamm, sondern benutzen zum Einflug in ihre Jagdgebiete fast ausschließlich die Zugänge durch zwei Brückenbauten. Eine Untersuchung zur Jagdhabitatnutzung und Jagdverhalten einer Wimperfledermauskolonie (*Myotis emarginatus*) im Rosenheimer Becken/Oberbayern (KRULL et al. 1991) zeigt die Hauptflugrouten der Tiere vom Quartier über quartiernahe Zwischenjagdgebiete (Baumbestand um Kirche, Mistgrube, Kuhstall; s. dazu auch RICHARZ 1997, RICHARZ & LIMBRUNNER 1999) in die Hauptjagdgebiete (Wälder). Die regelmäßigen Flugrouten der Wimperfledermäuse (mit Knicklichtern gekennzeichnet oder besendert) führen entlang von Vegetationsstrukturen (Streuobstbestände, bachbegleitende Vegetation, Waldrand an Autobahn). Sie vermeiden dabei auffällig das Überqueren offener Flächen. Die zwischen dem Quartier mit den Zwischenjagdgebieten und den Hauptjagdgebieten liegende Autobahn (BAB München-Salzburg) wird nicht etwa auf dem kürzesten Weg überflogen. Die Wimperfledermäuse nehmen vielmehr (auf Kosten eines höheren Energieverbrauchs) Umwege in Kauf und unterqueren die Autobahn an einer Straßen- und einer Fahrradunterführung, die beide von linearen Grünstrukturen (hier Gebüsch bzw. Alleebäume) als „Leitlinien“ begleitet werden. Eine dem Quartier und Jagdgebiet als Verbindungsmöglichkeit näher gelegene Autobahnüberführung hatte keine linearen Grünstrukturen aufzuweisen und wurde von den Wimperfledermäusen nicht genutzt. (s. Abb. 8)

#### 5. Experimentelle Untersuchungen zur Konfliktlösung Verkehrswegebau/Fledermausschutz

Die bisher wohl aufwendigste Untersuchung zum Einfluß eines Straßenbauvorhabens auf Fledermäuse mit experimentellen Ansätzen zu möglichen

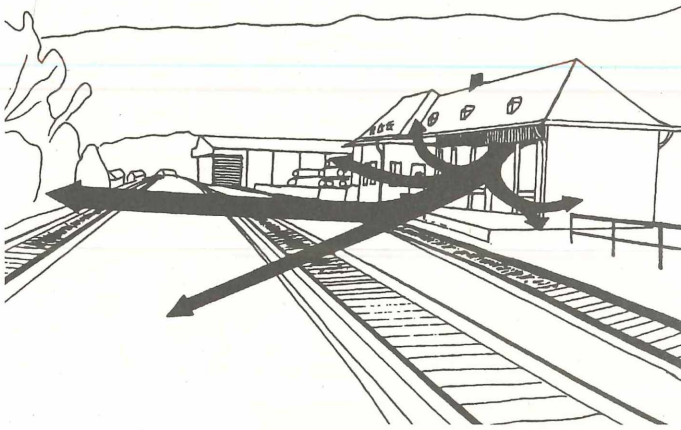


Abbildung 9

Normale Flugrouten der Mausohren (*Myotis myotis*), die im Tiefflug ihr Quartier verlassen und den Bahndamm (zukünftige Straßenrasse) queren (aus FUHRMANN & KIEFER 1996).

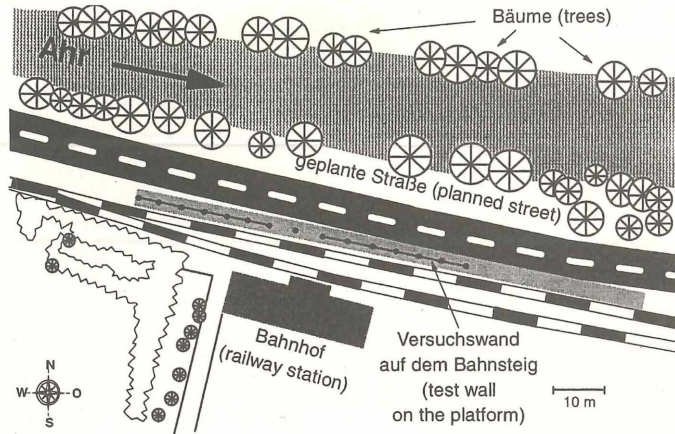


Abbildung 10

Übersichtsskizze mit Fledermausquartier (Bahnhof) und Versuchswand zur Lenkung der Flugrouten (aus FUHRMANN & KIEFER 1996).

Konfliktlösungen führten FUHRMANN und KIEFER (1996) durch. Eine geplante Umgehungsstraße B 257 direkt vor dem Wochstubenquartier von Großen Mausohren (*Myotis myotis*) auf dem Dachboden eines ehemaligen Bahnhofsgeländes (nachweislich seit 1960 von über 200 adulten Weibchen genutzt) im Ahrtal (Rheinland-Pfalz), führte zum Konflikt zwischen den Belangen des Fledermausschutzes und des Straßenneubaus. Wie die Untersuchungen zeigen, kreuzen die Tiere während der abendlichen Abflüge im Tiefflug die Eisenbahngleise vor ihrem Quartier, um zwischen Baumücken entlang der Ahr in ihre Jagdgebiete zu fliegen (Abb. 9/10). Da die Straße auf Höhe des bestehenden Bahndamms geplant war, erschienen Kollisionen der an- und abfliegenden Großen Mausohren mit dem Straßenverkehr unausweichlich. FUHRMANN & KIEFER (1991/92, 1996) konnten während einer zweijährigen Studie (1991/92) problemorientierte Lösungsansätze aufzeigen. Zunächst wurden die Flugwege „unbeeinflusster“ Fledermäuse beobachtet. Danach überprüften FUHRMANN & KIEFER (1996) zwei mögliche Varianten mit Testmodellen durch Simulation einer Unterführung (Abb. 11) bzw. einer Überführung (Abb. 12).

Die Tests belegten, daß bei Simulation einer Überführung („Grünbrücke“) mit seitlichem Leiteinrichtungen („Leitwände“) bis zu 87% aller Mausohren aus der Kolonie diesen „Zwangswechsel“ annahmen (Abb. 13). Vor dem Hintergrund, daß weder eine alternative Streckenführung, noch eine Umsiedlung der Kolonie zur Disposition standen, empfahlen FUHRMANN & KIEFER (1996) eine Gradientenasenkung der Straße in Verbindung mit einer sogenannten „Grünbrücke“ als Überflug und seitlichen Führungswänden vor dem Fledermausquartier (Abb. 14). Weil zur Problematik „bewußte Lenkung“ versus „Umsiedlung“ von Mausohren keine Erfahrungen vorlagen, baten FUHRMANN und KIEFER über VEITH, UNIVERSITÄT MAINZ, 10 bekannte Fledermausfachleute die den Sachstand der Untersuchungen nicht kannten, um eine kurze Stellungnahme zu dem o.g. Fall.

Daß bei entsprechender Erfahrung eine Voraussage möglich ist, die sich praktisch mit dem Untersuchungsergebnissen deckt, zeigt mein damaliges Antwortschreiben vom 20.10.92:



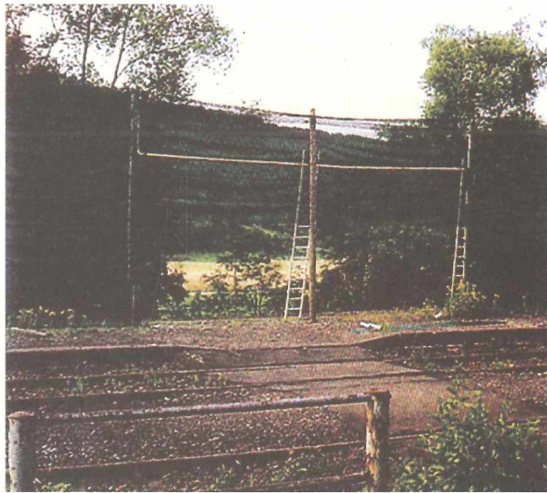
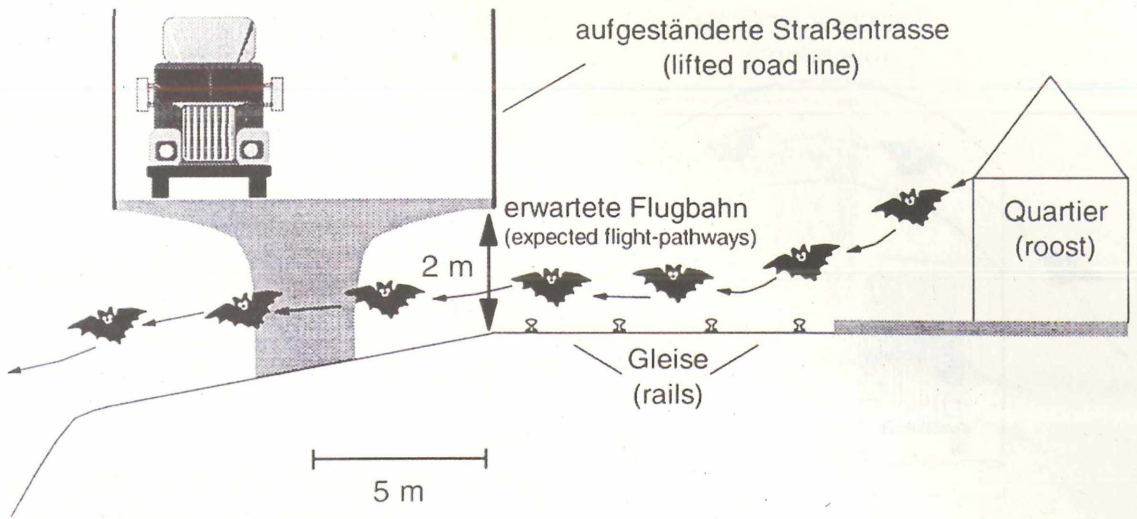


Abbildung 11

Konstruktionsskizze einer Aufständering und Simulation dieser Situation im Feldversuch (aus FUHRMANN & KIEFER 1996).

Gefährdung einer *Myotis myotis*-Wochenstube durch den Bau einer Umgehungsstraße

Herr Dr. MICHAEL VEITH, UNIVERSITÄT MAINZ, bat mich um die Beantwortung einiger Fragen, die sich für eine Mausohrwochenstubenkolonie mit dem Bau einer Umgehungsstraße ergeben.

Zu der Möglichkeit einer ev. Umsiedlung ist aus meiner Sicht folgendes anzumerken:

Die bisher wohl einzige Umsiedlung einer Fledermauswochenstubenkolonie wurde von mir 1984 in Südbayern mit Kleinen Hufeisennasen durchgeführt. Die erfolgreiche Maßnahme ist eingehend publiziert. Die Umsiedlung der im gleichen Quartier lebenden Mausohren mißlang dagegen (Männchen-/Paarungsquartier). Mir sind trotz umfangreicher Recherchen zu diesem Thema keine Umsiedlungsversuche mit Mausohren bekannt. Aufgrund des Quartierverhaltens von Wochenstuben dieser Art sind derartige Versuche strikt abzulehnen. Viel sinnvoller als (aussichtslose) Umsiedlungsversuche erscheint mir die Vermeidung von Trennwirkungen (zwischen Quartier und Jagdgebiet) beim Trassenbau.

Auch für Mausohren ist nachgewiesen, daß die Tiere strukturgebunden (d.h. entlang von vertikalen

Grünstrukturen wie Baumreihen, Gehölzen an Gewässern, Hecken u.ä.) in ihre Jagdgebiete finden. In einem von mir geleiteten Forschungsprojekt in Südbayern konnten wir an Wimpernfledermäusen (*Myotis emarginatus*) zeigen, daß diese eine vorhandene Autobahn nicht überquerten, sondern kilometerlange Umwege in ihr Jagdgebiet in Kauf nahmen (natürlich auf Kosten eines ungünstigeren Energiebudgets!). Ohne die o.g. Situation im einzelnen zu kennen, plädiere ich aufgrund meiner Erfahrungen anstelle einer Umsiedlung der Kolonie eher für eine Absenkung (ev. Eindeckelung der Straße) im riskantesten Abschnitt und für die Gestaltung einer „Grünbrücke“. Ähnliches wurde übrigens von uns für eine Umgehungsstrassenplanung vor unserer umgesiedelten Hufeisennasenkolonie gefordert.

Als weiteres Argument für eine großzügige Grünbrückenlösung sollte noch gelten, daß Mausohren während der ersten Aufzuchtphase ihrer Jungen – und dann auch wieder nach dem ersten Ausfliegen der Jungtiere – Jagdmöglichkeiten im unmittelbaren Quartierumfeld benötigen. Diese Situation könnte durch entsprechende Gestaltungsmaßnahmen deutlich verbessert werden.

Mit freundlichen Grüßen

Dr. K. RICHARZ

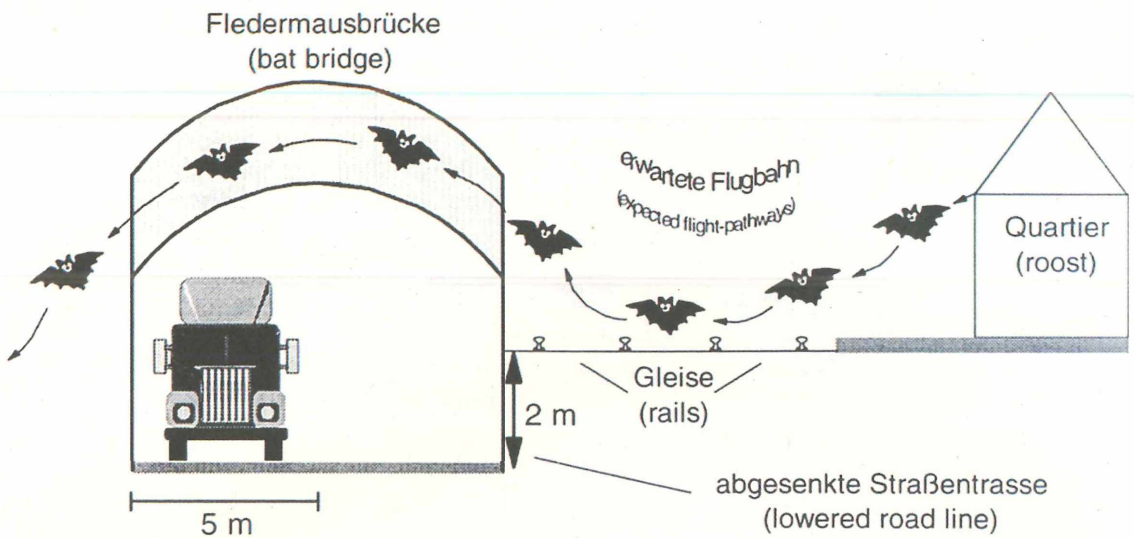


Abbildung 12

Konstruktionsskizze einer Gradientenabsenkung der Straßentrasse mit Leitung der Fledermäuse durch ein „Grünbrücke“ sowie das Testmodell im Feldversuch (aus FUHRMANN & KIEFER 1996).

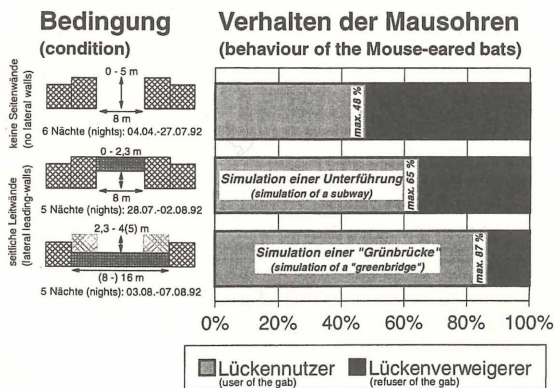


Abbildung 13

Anteil Großer Mausohren (*Myotis myotis*), die Lücken in der Versuchswand unter verschiedenen Testbedingungen nutzten (aus FUHRMANN & KIEFER 1996).

## 6. Nutzung von Straßenbauwerken

Während Fledermäuse beim Bejagen von Straßenrandbegleitgrün einer erhöhten Gefahr durch Kollision mit Fahrzeugen ausgesetzt sind und beim Queren von Verkehrswegen infolge ihres Orientierungsverhaltens Probleme bekommen können (s.o.), werden Brücken von Fledermäusen aktiv aufgesucht und trotz des Straßenlärms in den Bauwer-

ken als Quartier genutzt. KOETTNITZ & HEUSER, die seit 1990 große Autobahn- und Bundesstraßenbrücken in Hessen, besonders im brückenreichen Lahn-Dill-Kreis überprüfen, und über die wohl größten Erfahrungen zur Nutzung von Straßenbrücken durch Fledermäuse verfügen, stellten als Hangplätze fest (KOETTNITZ & HEUSER 1994, Abb. 15):

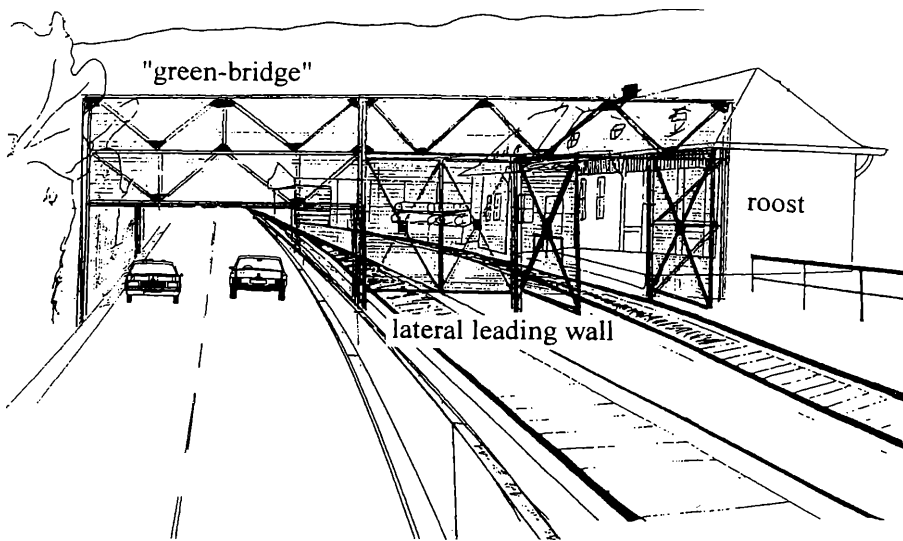


Abbildung 14

Vom zuständigen Straßenbau- und Verkehrsamt Cochem angefertigte Arbeitsskizze für einen Lösungsvorschlag entsprechend der Ergebnisse der Feldversuche (aus FUHRMANN & KIEFER 1996).

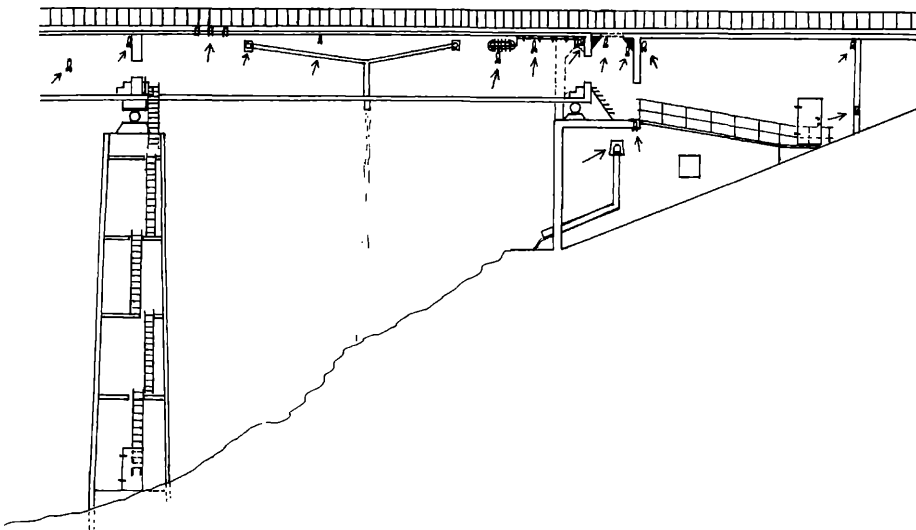


Abbildung 15

Schemazeichnung einer Autobahnbrücke mit Widerlagern und typischen Fledermausplatzungen (aus KOETTINIZ & HEUSER 1994).

- Alle Ecken und Winkel und Kanten der Hohlkästen unter den Fahrbahnen (Brückenwannen),
- raue Stellen an Wänden und Decken der Hohlkästen und Widerlager,
- Elektroleitungen und Drahtkäfige um Lampen,
- Gußgrate der Einschaltungen beim Brückenbau,
- offene Konstruktionslöcher in der Decke der Hohlkästen.
- Nischen und innere Maueröffnungen für Abwasserleitungen,
- alle Arten von Dehnungsfugen (auch mit Füllmaterial!),
- die Übergangskonstruktionen (Stahl-Gummi-Platten),
- die Hohlräume der Widerlagerkammern,
- Spalten außerhalb der Brückenhohlräume zwischen Kragarm und Gesims (unter den Fahrbahnrandern).
- Pfeilerinnenwände,
- nach unten offene Winkel von Vollbeton-, Längs- und Querträgern unter den Fahrbahnplatten,
- Wasserableitungsrohre am Boden der Widerlagerkammern,
- Kernlochbohrungen in der Decke der Hohlkästen, die durch Materialprüfung entstanden sind.

Straßenbrücken können ganzjährig oder auch nur zu bestimmten Jahreszeiten von Fledermäusen bezogen werden. Nach bisherigen Erfahrungen dienen sie vor allem als Zwischen- und Winterquartiere von mindestens neun Fledermausarten. Am häufigsten werden Mausohr (s. Abb. 16) und Zwergfledermaus in Brücken nachgewiesen (KOETTINIZ & HEUSER 1994). In den Mauern der Levensauer Hochbrücke über den Nord-Ostseekanal bei Kiel, Schleswig-Holstein, überwintern mehr als 5.000 Abendsegler (*Nyctalus noctula*) und 2.000 Zwergfledermäuse, was zum



**Abbildung 16**

**Blick in eine etwa 200 Tiere umfassende Wochenstubenkolonie des Großen Mausohrs (*Myotis myotis*) die den Bogen einer Spannbetonbrücke (Echelsbacher Brücke über die Ammer, Oberbayern) seit Jahrzehnten als Quartier nutzt (Foto: Straßenbauamt Weilheim).**

Erhalt dieser Brücke mit dem größten bekannten mitteleuropäischen Abendseglerquartier führte (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1999). Konstruktionsbedingt können Straßenbrücken aber auch zu Todesfallen für Fledermäuse werden (z.B. Tiere gelangen nicht mehr heraus („Schornstein-“, bzw. „Vaseneffekt“), Verluste bei Bezug von Wasserableitungsrohren bzw. bei suboptimalem Mikroklima; s. u.a. KOETTINITZ & HEUSER 1994, HEUSER mdl.).

## 7. Zusammenfassende Wertung und Ausblick

Obwohl der Kenntnisstand zu den Auswirkungen von Verkehrswegen noch fragmentarisch ist und weiterführende Untersuchungen zu fordern sind, kann aus den bisher vorliegenden Erfahrungen folgende vorläufige Bilanz gezogen werden:

Verkehrswege sind für Fledermäuse mindestens in zweifacher Hinsicht problematisch.

1. Für einige Arten, die bevorzugt entlang von Vegetationsstrukturen oder über offenen Flächen mit hohem Insektenaufkommen jagen, können Straßen infolge erhöhter Kollisionsgefahr mit Fahrzeugen (offenbar bei der Jagdhandlung), zumindest zeitweise und räumlich begrenzt, zu einem erheblichen Risiko werden (s.u.a. HAENSEL & RACKOW 1996).
2. Für aufgrund ihrer Echoortungsleistung bevorzugt strukturgebunden fliegende Fledermausarten können Straßen eine Barrierewirkung haben. Dieser Zerschneidungseffekt kann zu einem erhöhten Energiebedarf (beim Fliegen

von Umwegen) bis hin zum Verlust geeigneter Jagdgebiete führen (Beispiele im Text).

Fledermausuntersuchungen (s. u. a. KRULL et al. 1991, RICHARZ & LIMBRUNNER 1999) bzw. experimentelle Ansätze (FUHRMANN & KIEFER 1996) können zeigen, daß durch geeignete Strukturen (lineare Grünstrukturen, Grünbrücken) diese Barrierewirkung gemildert bzw. aufgehoben werden kann.

Bei allen bisherigen Untersuchungen konnten nur die Ortswechsel zwischen Quartier(en) und Jagdgebiet(en) betrachtet werden. Ob und inwieweit Fledermäuse bei ihrem jahreszeitlichen Quartierwechseln (Sommer/Winter) mit z.T. erheblichen Distanzflügen (z.B. konnten im Philosophenwald Gießen, Mittelhessen beringte Abendsegler, in Prenzlau, Brandenburg, bzw. Zürich, Schweiz, wiedergefunden werden (DIETZ 1998); zum Wanderverhalten von Fledermäusen (s. RICHARZ & LIMBRUNNER 1999) betroffen sind, muß noch völlig offen bleiben. Im Hinblick auf Artikel III des Abkommens zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa (grundlegende Verpflichtungen zum Schutz) besteht hier noch erheblicher Forschungsbedarf.

Alle bei uns vorkommenden Fledermäuse sind durch das Bundesnaturschutzgesetz in Verbindung mit der Bundesartenschutzverordnung vor direktem menschlichen Zugriff und mutwilligen Störungen geschützt. Sie sind außerdem im Anhang IV der Richtlinie 92/43/ EWG als streng zu schützende Arten von gemeinschaftlichem Interesse ausgewiesen. Und schließlich besteht die Verpflichtung zur Ausweisung besonderer Schutzgebiete für die Erhaltung der Fledermausarten des Anhangs II der

Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie, Ausweisung von Schutzgebieten im Rahmen von Natura 2000). Mindestens für diese Arten wird ein geplanter Verkehrswegebau/ausbau eine FFH-Verträglichkeitsprüfung erforderlich machen, die ggf. zur Versagung führen muß. Im Hinblick auf die zu erwartende Problematik scheinen Verkehrsministerien und Straßenbauverwaltungen gut beraten, mit Naturschutzverwaltungen und Fledermauspezialisten möglichst frühzeitig Untersuchungsprojekte zur Trennwirkung von Straßen bzw. „Überbrückung“ anzugehen oder zu fördern. Wie Beispiele aus Frankreich oder den Niederlanden zeigen (s. Beitrag GEORGII), sind andere europäische Staaten bei der Problemlösung der Zerschneidung durch „entscheidende“ Maßnahmen weiter als wir. Bei aller technischer „Machbarkeit“ bleibt jedoch die Unzerschnittenheit von Lebensräumen auch im Fledermausschutz ein besonderes Schutzgut, dem in der Abwägung ein herausgehobener Stellenwert zuerkannt werden sollte.

## 8. Literatur

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1999):  
Fledermäuse und Fledermausschutz in Deutschland. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup. 110 S.

DIETZ, M. (1993):

Beobachtungen zu Lebensraumnutzung der Wasserfledermaus (*Myotis daubentoni* KUHL, 1819) in einem urbanen Untersuchungsgebiet in Mittelhessen. -Diplomarbeit an der Justus-Liebig-Universität Gießen, 92 S.

——— (1998):

Habitatansprüche ausgewählter Fledermausarten und mögliche Schutzaspekte. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg Bd. 26, 27-57.

DIETZ, M. & B. FITZENRÄUTER (1996):

Zur Flugrouthenutzung einer Wasserfledermauspopulation (*Myotis daubentoni* KUHL, 1819) im Stadtbereich von Gießen. Säugetierk. Inf. 4, 20, 107-116.

DIETZ, M. & K. RICHARZ (1993):

Untersuchungen zur Lebensraumnutzung der Wasserfledermaus (*Myotis daubentoni*) im Stadtgebiet Gießen. Sonderheft zu Bd. 58 der Z. f. Säugetierk., 13-14.

FUHRMANN, M. (1991):

Untersuchungen zur Biologie des Braunen Langohrs (*Plecotus auritus* L. 1738) im Lennebergwald bei Mainz. Diplomarbeit an der Universität Mainz, 126 S.

FUHRMANN, M. & A. KIEFER (1991/92):

Untersuchungen zum Ausflughverhalten von Mausohren (*Myotis myotis* BORKHAUSEN, 1797) aus dem alten Bahnhof in Hönningen/Ahr. Unveröffentl. Zwischenbericht 1991 und Abschlußbericht 1992 im Auftrag der Firma Kocks Consult GmbH, Koblenz, für das Straßenbauamt Cochem, 29 + 34 S.

——— (1996):

Fledermausschutz bei einer Straßenplanung: Ergebnisse einer zweijährigen Untersuchung an einem Wochenstuenquartier von großen Mausohren (*Myotis myotis*

BORKHAUSEN, 1797). - Fauna Flora Rhld.-Pf. Beiheft 21, 133-140.

HAENSEL, J. & W. RACKOW (1996):

Fledermäuse als Verkehrsoffer - ein neuer Report. - *Nyctalus* (N.F.), Bd. 6, Heft 1, 29-47.

HAFFNER, M. & H. P. STUTZ (1985/86):

Abundance of *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus kuhli* foraging at street-lamps. - *Myotis* 23-24, 167-173.

HÄUSSLER, U. & E. KALKO (1991):

Teil E: Untersuchung der Fledermausfauna. In: BAY. F. & D. RORI, Wirksamkeitsuntersuchungen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Straßenbau, dargestellt am Beispiel B 29, Lorcher Baggersee. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 605, Bonn-Bad Godesberg, 138 S.

KAPTEYN, K. (1995):

Vleermuizen in het landschap. Schuyt & Co., Haarlem, 224 S.

KIEFER, A.; H. MERZ, W. RACKOW, H. ROER & D. SCHLEGEL (1995):

Bats as traffic casualties in Germany. *Myotis* 32/33, 215-220.

KIEFER, A. & U. SANDER (1993):

Auswirkungen von Straßenbau und Verkehr auf Fledermäuse. Eine vorläufige Bilanzierung und Literaturlauswertung. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 25 (6), 211-216.

KOETTINITZ, J. & R. HEUSER (1994):

Fledermäuse in großen Autobahn-Brücken Hessens. In: Arbeitsgemeinschaft Fledermausschutz in Hessen (AGFH). Die Fledermäuse Hessens. Geschichte, Vorkommen, Bestand und Schutz. Verlag Manfred Hennecke, Remshalden-Buoch., 248 S.

KRONWITTER, F. (1998):

Population structure, habitat use and activity patterns of the noctule bat, *Nyctalus noctula* Schreb., 1774 (Chiptera: Vespertilionidae) revealed by radion-tracking. *Myotis* 26, 23-85.

KRULL, D.; A. SCHUMM, W. METZNER & G. NEUWEILER (1991):

Foraging areas and foraging behavior in the notch-eared bat *Myotis emarginatus* (Vespertilionidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 28, 247-253.

KURTZE, W. (1991):

Die Breitflügel-Fledermaus *Eptesicus serotinus* in Nordniedersachsen. *Naturschutz und Landschaftspflege* in Niedersachsen 26, 63-94.

LIMPENS, H. J. G. A.; W. HELMER, A. VAN WINDEN & K. MOSTERT (1989):

Vleermuizen (Chiptera) en lintvormige landschapselementen: Een overzicht van de huidige kennis van het belang van lintvormige landschapselementen voor vleermuizen. *Lutra* 32 (1), 1-20.

LIMPENS, H. J. G. A. & K. KAPTEYN (1991):

Bats, their behaviour and linear landscape elements. *Myotis* 29, 39-48.

- LIMPENS, H.; K. MOSERT & W. BONGERS (1997): Atlas van de Nederlandse vleermuizen. Onderzoek naar verspreiding en ecologie. Naturhistorische Bibliotheek 65, Utrecht 260 S.
- MERZ, H. (1993): Fledermäuse als Opfer des Straßenverkehrs in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege in Bad.-Württ. 75, 151-158.
- PIR, J. B. (1994): Ethoökologische Untersuchung einer wochenstubenkolonie der Großen Hufeisennase (*Rhinolophus ferumequinum*, Schreber 1774) in Luxemburg. Dipolmarbeit Justus-Liebig-Universität Gießen. 90 S.
- RACKOW, W. & D. SCHLEGEL (1994): Fledermäuse als Verkehrsoffer. *Nyctalus* (N.F.) 5, 11-18.
- RICHARZ, K. (1994): Fledermausschutz an Gebäuden. Akad. Natursch. Landschaftspf. (ANL) Laufen, Salzach, Laufener Seminarbeiträge 1/94, 11-40.
- (1997): Biotopschutzplanung für Fledermäuse. Entwurf eines kurzen Leitfadens zum Schutz der Lebensräume im Sinne des Abkommens zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa. *Nyctalus* (N.F.), 6, 289-303.
- RICHARZ, K. & A. LIMBRUNNER (1999): Fledermäuse. Fliegende Koblode der Nacht. 2. Überarbeitete u. aktualisierte Auflage. Franckh-Kosmos Verlag. Stuttgart, 192 S.
- RYDELL, J. (1991): Seasonal use of illuminated areas by foraging northern bats *Eptesicus nilssoni*. *Holarctic Ecology* 14, 203-207.
- SCHOBER, W. & E. GRIMMBERGER (1999): Die Fledermäuse Europas. Kennen, Bestimmen, Schützen. 2. aktualisierte und erw. Aufl. Kosmos, Stuttgart 265 S.
- SCHRÖPFER, R.; R. FELDMANN & H. VIERHAUS Hrsg. (1984): Die Säugetiere Westfalens. Westfälisches Museum für Naturkunde, Münster. 393 S.
- STUTZ, H. P. (1985): Fledermäuse im Kanton Schaffhausen. Neujahrsblatt der Naturforsch. Ges. Schaffhausen 37, Schaffhausen. 39 S.

**Anschrift des Verfassers:**

Dr. Klaus Richarz  
 Staatliche Vogelschutzwarte  
 für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland  
 Steinauer Str. 44  
 D-60386 Frankfurt

# Auswirkungen von Querbauwerken in Fließgewässern am Beispiel von Fischen und Rundmäulern und Ansätze zur Konfliktlösung

Arno WATERSTRAAT

## 1. Einleitung

Fließgewässer sind in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit, wie auch fast alle terrestrischen Lebensräume, in erheblichem Maße von anthropogenen Veränderungen betroffen. Besonders schwerwiegend wirken sich hierbei die Errichtung von Querbauwerken, die Kanalisierung, d Verbau von Längsprofil und Sohle sowie Unterhaltungsmaßnahmen aus. Stoffliche Belastungen (Einleitung toxischer und zehrender Stoffe) haben in der Vergangenheit ebenfalls schwere Schäden an Fließgewässerezösen verursacht.

Ein Großteil dieser Prozesse führen zur Fragmentierung der Lebensräume und zu Störungen der Organismen. Daher soll zunächst kurz auf einige theoretische Grundlagen in diesem Zusammenhang verwiesen werden.

In der Tierökologie wird der Fragmentierungsbegriff konsequent in Verbindung mit den Habitaten der Organismen verwendet. Dabei bedeutet Fragmentierung sowohl das räumliche Muster der Habitatverteilung (hier als Fragmentiertheit) als auch den Prozeß, der solche Muster erzeugt (WIENS, 1994). Der Prozeß der Fragmentierung kann dabei als eine Unterbrechung der Habitatkontinuität (LORD & NORTON, 1990; in WIENS 1994) betrachtet werden. Die aus diesem Prozeß resultierenden Wirkungen können teilweise auch als Störwirkung bezeichnet werden. ERZ (1980) und RIECKEN (1992) umschreiben die Wirkung der Fragmentation von Landschaften und Lebensräumen mit den Begriffen Primärwirkung (Direktwirkungen), Sekundärwirkung (im wesentlichen Distanzwirkung und Randeffect) und Tertiärwirkung (im wesentlichen Isolation und Verinselung).

**Primärwirkungen** sind dabei die aus der Veränderung der Habitat- bzw. Landschaftsstruktur und von den technischen Bauwerken ausgehenden Verluste und Änderungen der Raumnutzung der die Habitate bewohnenden Organismen.

**Sekundärwirkungen** sind die Reaktionen und Konsequenzen, die von Emissionen (Licht, Lärm, Schadstoffe) der technischer Infrastruktur verursacht werden

**Tertiärwirkungen** sind Folgewirkungen, die erst durch die weitere Erschließung der Landschaft entstehen. Dabei nehmen sie wiederum den Charakter von Primär- und Sekundärwirkungen an.

Unschwer kann man sich die von errichteten Bauwerken im Gewässerbereich ausgehenden Primärwirkungen vorstellen, deren mögliche Konsequenzen weiter unten erläutert werden. Sekundär- und Tertiärwirkungen wirken grundsätzlich zunächst auf physiologischer und ethologischer Ebene der

Organismen, können jedoch auch Konsequenzen für die Populationen haben (STOCK et al. 1994).

RIECKEN (1992) umschreibt die Tertiärwirkungen mit der Veränderung der Durchdringbarkeit der Landschaft durch zerschneidende Elemente wie Straßen. Betroffen sind davon besonders langlebige, an konstante Umweltbedingungen angepaßte Arten (K-Strategen), die ohnehin nur eine geringe Abwanderungsneigung haben und Arten mit geringer Mobilität (Urwaldarten und viele Gewässerarten). Dagegen sind r-Strategen durch zerschneidende Elemente weniger gefährdet. Sie sind an stark wechselnde Umweltbedingungen angepaßt, sind kurzlebiger, haben eine variable Fruchtbarkeit mit zumeist vielen Nachkommen und variable Populationsdichten. Hierbei handelt es sich dann auch zumeist um weniger gefährdete Arten. Durch ihre höhere Mobilität sind diese Arten allerdings häufig stärker den Primär- und Sekundärwirkungen von Zerschneidungen ausgesetzt.

Damit stellt die Fragmentierung als Prozeß betrachtet, auch eine wichtige Ursache für Störwirkungen dar. Dabei lassen sich eine Fülle von einzelnen Störreizen determinieren, die in diesem Prozeß oder in seiner Folge Reaktionen hervorrufen können (z.B. Licht, Lärm, Schadstoffe, Fließgeschwindigkeit des Wassers). Diese Sekundärwirkungen der Zerschneidung bergen in sich die Potenz als Störreiz Reaktionen von Organismen auszulösen (WATERSTRAAT et al. 1996) (Abbildung 1).

Im allgemeinen werden für aquatische Organismen diese physiologisch oder ethologisch nachweisbaren Störwirkungen von Querbauwerken vernachlässigt. Jedoch gibt es inzwischen genügend Belege für verändertes Raumnutzungs- und Wiederbesiedlungsverhalten (DETENBECK et al. 1992).

OPDAM et al.(1994) zählen am Beispiel der Niederlande die Habitatfragmentierung neben der Eutrophierung von Oberflächen- und Grundwässern, der Ammoniumemission aus landwirtschaftlichen Quellen und der Absenkung des Grundwasserspiegels zu den 4 wichtigsten Faktoren, welche die Biodiversität reduzieren. Die anderen 3 Faktoren verschlechtern die Habitatqualität (teilweise bis zum Verlust), wodurch Reproduktion und Mortalität lokaler Populationen beeinflusst werden. Habitatfragmentierung beeinflusst die Populationen dagegen, indem räumliche Prozesse wie tägliches „home range“ und „dispersal“ verändert werden.

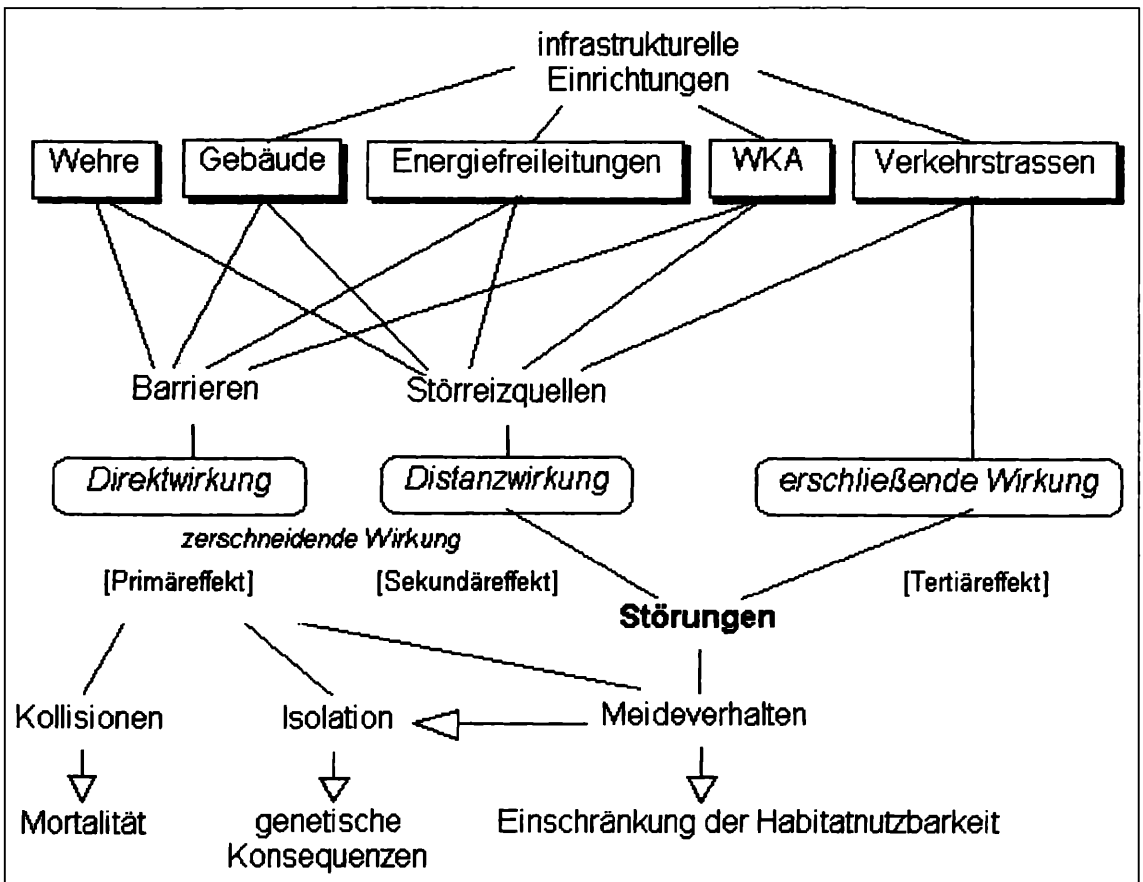


Abbildung 1

Wirkungsebenen von Zerschneidung und Störung auf tierische Organismen

Die gleichen Autoren definieren 4 Komponenten der Habitatfragmentierung, die aber nicht immer zwingend auftreten müssen:

1. Genereller Verlust von Habitatfläche
2. Abnahme der Größe von Habitatresten
3. Zunahme der Distanz zwischen den Flächen
4. Zunahme des Widerstands gegenüber Ausbreitungsbewegungen von Organismen zwischen Habitatfragmenten.

Untersuchungen zum Einfluß der Fragmentierung auf Fische und speziell Rundmäuler waren Gegenstand eines von 1994-1998 vor allem in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projektes, dessen Ergebnisse hier zum Beweis der Wirkungen von Fragmentierungen vorgestellt werden sollen (SPIEB et al. 1998).

2. Überblick über Typen der Querverbauung und allgemeine Wirkungsmechanismen

Bevor im einzelnen auf die Wirkungen der Habitatfragmentierung eingegangen wird, muß zunächst zu den räumlichen Aspekten Stellung genommen werden. Eine Vielzahl von Längs- und Querbauwerken beeinflussen Wasserhaushalt, Güte und ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer. Ohne auf die Vielzahl möglicher Bauwerke einzugehen (verwiesen sie hier auf SCHÖNBORN 1992), besteht insbesondere bei den Querverbauungen eine Anpassung der Bauwerke an die Größe der Fließgewässer (Abbildung 2)

Typen von Querverbauungen

|                     |                           |
|---------------------|---------------------------|
| Staudämme           | Flüsse; Stauseen          |
| Staustufen          | große und mittlere Flüsse |
| Schleusen           | Kanäle; Flüsse            |
| Wehre               | kleine Flüsse; Bäche      |
| Stau; Überfälle     | Bäche; Gräben; Altarme    |
| Verrohrungen; Düker | Bäche; Gräben             |

Abbildung 2

Grobe Zuordnung von Typen der Querverbauung zur Gewässergröße

Die räumlichen und ökologischen Wirkungen der Verbauungstypen unterscheiden sich wesentlich in ihrer Dimension. Dennoch ist ihnen gemeinsam, daß ihre Auswirkungen jeweils in 3 Wirkungsebenen zu beschreiben sind (Abbildung 3).

Gemeinsam ist allen Bauwerken im Gewässer, daß sie zur Abflußregulierung und besonders zur Verhinderung extremer Abflüsse beitragen. Die weitgehende Beeinträchtigung dynamischer Prozesse wurde durch PLACHTER (1998) beschrieben. Nach PLACHTER zeichnen sich unregulierte Flüsse vor allem durch folgende Merkmale aus:



## Auswirkungen von Querbauwerken

| Wirkungsebene                        | Auswirkungen auf          |
|--------------------------------------|---------------------------|
| Verhinderung extremer Abflüsse       | dynamische Prozesse       |
| Unterbrechung der Habitatkontinuität | Diversität; Standorttypie |
| Fragmentierung                       | Austauschprozesse         |

**Abbildung 3**

### **Wirkungsebenen von Gewässerfragmentierungen auf die Ökosysteme und die darin lebenden Organismen**

- Unregelmäßigkeit im Auftreten von Hochwässern
- Keine Reduzierung der maximal im Jahr möglichen Hochwässer
- Räumliche Auswirkungen von Hochwässern werden lediglich vom Talrelief begrenzt
- Der Umfang des Geschiebetransportes und die räumliche Verteilung der Sedimente wird nicht anthropogen beeinträchtigt.

PLACHTER (1998) und DIESTER (1998) beschreiben am Beispiel der letzten natürlichen mittel- und westeuropäischen Flüsse die mögliche Dynamik der Flüsse. Allerdings sind nach DYNESIUS UND NIELSSON (1994) in der gesamten Nordhalbkugel kaum noch unregulierte Flüsse außerhalb der Arktis vorhanden. Bei der Analyse aller 139 großen Flüsse mit Abflüssen über 350m<sup>3</sup>/s im nördlichen Drittel der Erde waren noch 39% nicht durch Regulation beeinträchtigt. Alle diese Gewässersysteme liegen in der arktischen Region bzw. in den Tundren Amerikas und Eurasiens. Zu den durchschnittlich beeinflussten Flüssen dieser Größenordnung (19%) gehören danach der Rhein und die Oder, während Donau und Elbe zu den stark von der Fragmentierung beeinflussten Flüssen (42%) gehören.

Eine weitere generelle Wirkung von Bauwerken an Gewässern ist die Unterbrechung der Habitatkontinuität für die in den Gewässern lebenden Organismen. In Abhängigkeit von Größe und Art des Bauwerkes kommt es im Oberlauf zu erheblichen Veränderungen der ursprünglichen Gewässermorphologie. Das bei der Entstehung von Stauseen und großräumigen Rückstauereichen ehemals den Gewässertyp bewohnende an lotische Bedingungen angepasste Organismen durch Arten der Stillwässer verdrängt werden ist eine allgemein bekannte Tatsache (siehe SCHIEMER & WAIDBACHER 1992) und SCHÖNBORN (1992). Doch auch bei Querverbauungen mit geringer Rückstauwurzel kommt es sowohl im Ober- als auch Unterlauf zu einer weitgehenden Veränderung ursprünglicher Verhältnisse. In unseren Untersuchungen (SPIESS et al. 1998) wurde die Habitatbesiedlung in der Umgebung eines Wehres im Mittellauf der Nebel, einem Warnowzufluß in Mecklenburg-Vorpommern der mit einem Mittelwasser von 1,2m<sup>3</sup>/s zur unteren Forellenregion (Äschenregion) zu zählen ist, untersucht (Tabelle 1). Dabei konnte noch 3-4 km oberhalb des Wehres eine signifikante Veränderung der ursprünglichen Fischfauna festgestellt werden. Erst

mit weiterer Zunahme näherte sich die Fischfauna dem in unseren Untersuchungen beschriebenen Leitbild an. Während in dem von uns untersuchten Fluß durch die Querverbauungen nur in größeren Abschnitten des Flusses die Limnofauna sich deutlich veränderte, gibt es viele Gewässer, in der die ursprüngliche Fauna schnellfließender Gewässer durch unspezialisierte oder an langsame Fließgeschwindigkeiten (limnophile) Arten ausgetauscht wurde.

Die dritte Wirkungsebene ist die Verhinderung von Austauschprozessen (Fragmentierung im engeren Sinne) und weiterer daraus folgender Konsequenzen. Die wichtigsten Konsequenzen sind die

- Isolation und Verhinderung der Dismigration von Teilen der Population,
- die Verringerung der Größe und der Dispersion von Populationen,
- die Veränderung von Struktur und Dynamik von Populationen und Gemeinschaften,
- die Einschränkung der Raumnutzung
- und in Verbindung mit dem oben genannten Schwerpunkt die Veränderung der Habitatnutzung in Abhängigkeit vom Habitatangebot.

Im Folgenden sollen die einzelnen Konsequenzen mit Beispielen aus dem genannten Forschungsprojekt unteretzt werden. Neben der bereits vorgestellten Nebel fanden die Untersuchungen im Peenesystem statt. Mit ca. 5.510 km<sup>2</sup> Einzugsgebiet ist sie nach der Oder der zweitgrößte deutsche Zufluß zur Ostsee. Der durchschnittliche Abfluß der Peene beträgt im Mündungsgebiet zum Stettiner Haff ca. 30 m<sup>3</sup>/s. Die ca. 100 ganzjährig wasserführenden natürlichen Fließgewässer entwässern die während des Pommerschen Stadiums der Weichseleiszeit entstandene Endmoräne sowie die vorgelagerte Grundmoräne und die Urstromtäler. Die wichtigsten Untersuchungsobjekte waren zwei Rundmäulerarten, das anadrome Flußneunauge und das kleinere stationäre Bachneunauge, sowie die Bachforelle.

### **3. Beispiele für Wirkungen der Fragmentierung auf die in den Gewässern lebende Fischfauna**

#### **3.1 Einfluß auf Isolation und Dismigration von Populationen**

Die Isolation von Fisch- und Rundmäulerarten läßt sich am besten an fischereilich nicht genutzten Arten, die ehemals flächendeckend die Fließgewässer bewohnten, gegenwärtig aber nur noch einen Teil des ehemaligen Verbreitungsgebietes besiedeln, untersuchen. Das Bachneunauge bietet sich in verschiedenen Regionen Deutschlands dafür geradezu an (BOHL 1995; KAPPUS & RAHMANN 1995). Im Peenesystem konnten noch 15 Vorkommen nachgewiesen werden. Das sind weniger als 20% der im System vorkommenden und ehemals vermutlich auch besiedelten Bäche. Die gesamte besiedelte Gewässerlänge beträgt sogar nur ca. 6% des für Neunaugen besiedelbaren Flußgebietes. Der starke Rückgang des besiedelten Gebietes ist neben der Querverbauung auch aus der Habitatverschlechterung zu erklären. Eine Analyse der Gewässerhabitats kam zu dem Ergebnis, daß noch 20% der Gewässerlänge für Neunaugen besiedelbar ist.

Tabelle 1

Vergleich der Fischartenzusammensetzung (Dominanz in %) unterhalb und oberhalb des Wehres Güstrow - Gewässertyp: Fließgewässer der Niederung

| Arten                | bis 300 m oberhalb des Wehres | 3 - 4 km oberhalb des Wehres | 7 - 8 km oberhalb des Wehres |
|----------------------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Bachneunauge         |                               |                              | +                            |
| Aal                  |                               | <1                           | 1                            |
| Döbel                |                               |                              | < 1                          |
| Elritze              |                               |                              | 38                           |
| Gründling            | 2,2                           | 50                           | 14                           |
| Plötze               | 80                            | 22,5                         | < 1                          |
| Schlei               |                               | 1,2                          |                              |
| Ukelei               |                               | 1                            |                              |
| Steinbeißer          | 4,5                           | 2                            | <1                           |
| Schlammpeitzger      |                               | <1                           |                              |
| Bachschmerle         | 4,5                           | 13                           | 12                           |
| Hecht                |                               | 1                            |                              |
| Äsche                |                               |                              | < 1                          |
| Bachforelle          |                               |                              | 7                            |
| Quappe               |                               |                              |                              |
| Dreistachl.Stichling | 2,2                           | 2                            | 4                            |
| Flußbarsch           | 4,5                           | 5                            | < 1                          |
| Kaulbarsch           |                               |                              | < 1                          |
| Blei *               |                               | <1                           |                              |
| Rotfeder*            | 2,2                           | 1,2                          |                              |
| Zahl der Arten       | 7                             | 13                           | 13                           |
| davon rheophil       | 3                             | 3                            | 8                            |

schattiert rheophil \* keine Leitarten + Art quantitativ nicht erfassbar,

Das Ausmaß der Fragmentierung ist wie in allen deutschen Flußsystemen enorm. Insgesamt konnten 175 künstlich geschaffene Querbauwerke im potentiellen Neunaugenlebensraum innerhalb des Peenesystems gefunden werden, die für diese Tiere nicht passierbar waren (WATERSTRAAT & KRAPPE 1998). Im Ergebnis von Habitaterstörung und Isolation kam es zu einer geklumpten Verteilung der einzelnen Vorkommen in den besiedelbaren Bächen (siehe Clusteranalyse in Abbildung 4).

Da Bachneunaugen durch ihre geringe Mobilität (als Richtwert gelten maximal 10-12km) nur langsam andere Gewässer wieder- oder neu besiedeln, ist die in der Abbildung dargestellte geklumpfte Verteilung von eng benachbarten Populationen erklärbar. Bachsysteme die mehr als 15 km von besiedelten Bächen entfernt sind (z.B. Ostpeene, Trebel), haben kaum eine Chance der natürlichen Wiederbesiedlung nach dem die Art erst einmal im System verschwunden ist. Im Gegensatz zu anderen Arten (Wichowski 1992; SCHREIBER & ENGELHORN (1998)) konnten in den Untersuchungen im Warnow- und Peenesystem bisher keine Konsequenzen

auf genetischem Niveau festgestellt werden (WINKLER et al. 1998). Dies ließe sich durch die Austauschprozesse innerhalb der Populations-schwerpunkte, gelegentlich auftretende größere Verdriftungen, den durch SCHREIBER & ENGELHORN (1998) vorgeschlagenen genetischen Effekt von Flußneunaugen auf die Bachneunaugenpopulationen und die Populationsgröße der untersuchten Populationen begründen. Eventuell auftretende Distanzisolierung sollte sich zuerst in kleinen Populationen, die bereits einen „bottleneck“-Prozeß hinter sich haben, manifestieren.

Ein direkter Nachweis von Dismigration bei *Lampetra planeri* konnte im Rahmen des Projektes nicht erbracht werden. Dem im Peenesystem vorgefundenen Besiedlungsmuster zufolge ist das allgemeine Dismigrationspotential der Art als gering einzuschätzen. Um genetische Isolationseffekte (genetische Drift, Inzuchtdepression) zu verhindern, genügt jedoch bereits ein relativ geringer Individuenaustausch. Eine Wiederbesiedlung von benachbarten Gewässern erfordert hingegen größere Neuansiedlungsraten, die nur durch große Populationsabflüsse gewährleistet werden können. Es ist

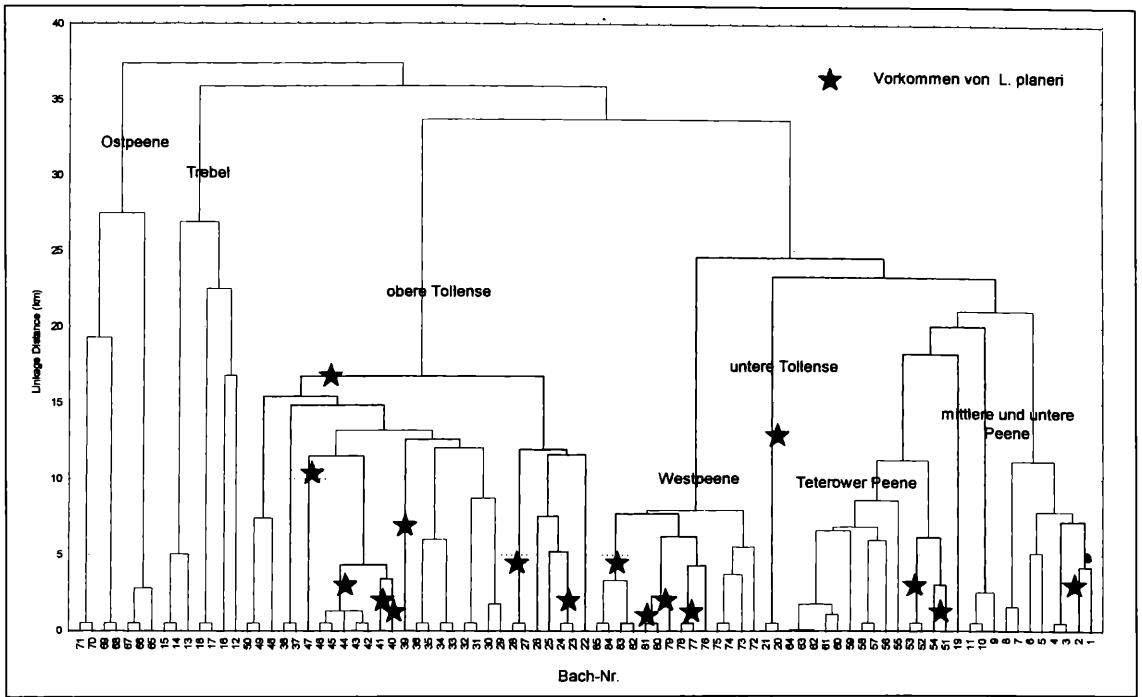


Abbildung 4

Baumdiagramm der Distanzmatrix (single-linkage-Methode) für 85 Quellbäche des Peeneinzugssystems

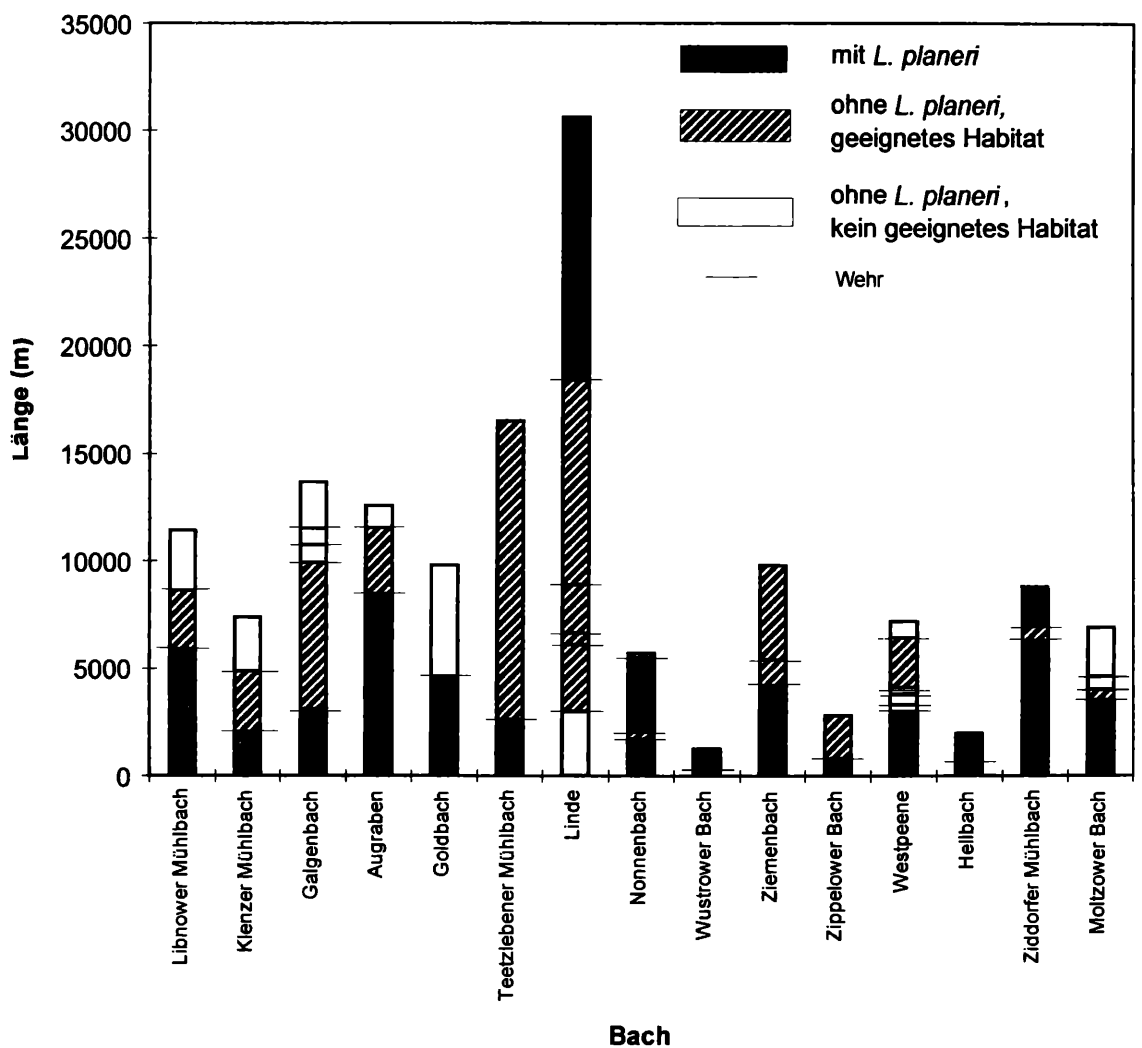


Abbildung 5

Vorkommen von *L. planeri* in den einzelnen Bächen des Peeneinzugssystems in Beziehung zu den vorhandenen Querbauwerken

deshalb mit langen (Wieder)besiedlungszeiträumen zu rechnen.

### 3.2 Einfluß auf Größe und Dispersion von Populationen

Innerhalb der besiedelten Bäche konnte eine charakteristische Verteilung der Vorkommen festgestellt werden (Abbildung 5), die wesentlich durch viele, das Gewässerkontinuum zerschneidende Querbauwerke zu erklären ist. In nahezu allen Bächen besiedeln die Bachneunaugen die Unterläufe unmittelbar vor der Mündung. Geeignete Habitate in den Mittelläufen sind teilweise ohne Neunaugenvorkommen, da sie durch ein oder mehrere Wehre vom Unterlauf getrennt sind. Dabei ist davon auszugehen, daß diese Bereiche ehemals besiedelt waren, der Bestand aber in der Vergangenheit durch anthropogene Einflüsse beseitigt wurde. Diese Prozesse dürften auch in den Unterläufen stattgefunden haben. Ausbaumaßnahmen und Grundräumungen dürften die zumeist in vermoorten Talniederungen gelegenen Unterläufe sogar stärker als die Ober- und Mittelläufe beeinträchtigt haben. Im Gegensatz zu den Oberläufen kann man hier von Wiederbesiedlungen oder Ergänzungen der Population aus zwei Richtungen ausgehen. Passives Verdriften von Querdern aus dem Oberlauf trägt so lange zum Erhalt der Population bei, wie im Oberlauf noch Bachneunaugen vorkommen. Zusätzlich kann es durch Dismigration aus benachbarten Bächen in den Unterläufen zur Wiederbesiedlung kommen. Zu ähnlichen Schlußfolgerungen kommen auch KAPPUS & RAHMANN (1995), die u.a. in den Unterläufen einiger Donauzuflüsse und im Einlaufbereich in die Donau einen Schwerpunkt der Bachneunaugenverbreitung finden. KIRCHOFFER (1995) begründet dies als einen folgerichtigen Prozeß im Rahmen des Aussterbens einer Metapopulation, deren freier Austausch durch Querbauwerke verhindert wird. Kritisch ist hierbei jedoch anzumerken, daß Bachneunaugenpopulationen durch ihre relativ große Ortstreue in einem Gewässerabschnitt und dem unter natürlichen Bedingungen nur äußerst seltenen Auftreten des Aussterbens einer lokalen Population nur bedingt durch das Metapopulationskonzept beschrieben werden können. BOHL (1995) kommt dagegen zu der Aussage, daß Bachneunaugenvorkommen vor allem quellnah zu finden sind. Doch einerseits ist die Länge vieler Niederungsbäche im Tiefland geringer als der von ihm angegebene quellnahe Bereich von 20 km, andererseits treten erste Querverbauungen im Mittelgebirge oft in etwas größerer Entfernung zur Quelle auf als im Flachland. Insgesamt ist einzuschätzen, daß eine Wiederbesiedlung nach umfassenden Gewässereingriffen wie Gewässerausbau in Verbindung mit Querverbauungen nur über lange Zeiträume, die oft mehrere Generationen einbeziehen (DETENBECK et al. 1992), möglich sind.

Im Peenesystem konnten in vier Bächen voneinander durch Querbauwerke isolierte Teilpopulationen von *L. planeri* nachgewiesen werden.

Die Bachneunaugenpopulationen bestehen in der Regel aus weniger als 100 Adulten und sind daher als klein zu bewerten. Ihre langfristige Existenz ist bei andauernder Isolation gefährdet.

Eine größere Population existiert noch im Ziemebach, wo in den letzten 10 Jahren Laicherbestände

in Größenordnungen zwischen 400 und 1.500 Adulti vorgefunden wurden (ausgehend von 25%iger Bestandserfassung am Tag des Laichmaximums). Für die Größe des Larvenbestandes (>0+) konnte im Jahr 1994 eine Zahl von ca. 34.000 Querdern ermittelt werden. Zum Zwecke der langfristigen Überwachung von Beständen (Monitoring) ist der Kontrolle der Laicherbestände der Vorrang zu geben, da dies mit deutlich geringerem Aufwand erfolgen kann.

Sowohl die hier vorgefundene Bestandsgröße als auch die Besiedlungsstruktur mit noch großen Larvendichten an der Bachmündung lassen für den Ziemebach gelegentliche Populationsüberschüsse erwarten. Hier könnte demzufolge ein gewisses Dismigrationspotential bestehen, d. h. vom Ziemebach aus wäre am ehesten eine Wiederbesiedlung verwaister Gewässer zu erwarten.

Diese Hypothese befindet sich auch in Übereinstimmung mit dem im oberen Tollensesystem vorgefundenen Besiedlungsmuster. Alle geeigneten Zuflüsse der Lieps und des Tollensesees sind gegenwärtig bis zum ersten Wehr von Bachneunaugen besiedelt. Einige dieser Populationen sind aufgrund geringer Lebensraumgrößen (Wustrower Bach, Müllerbach bei Zippelow) nur sehr klein und möglicherweise ohne gelegentliche Zuwanderung aus benachbarten Populationen langfristig nicht überlebensfähig.

### 3.3 Einfluß auf Struktur und Dynamik von Populationen und Gemeinschaften

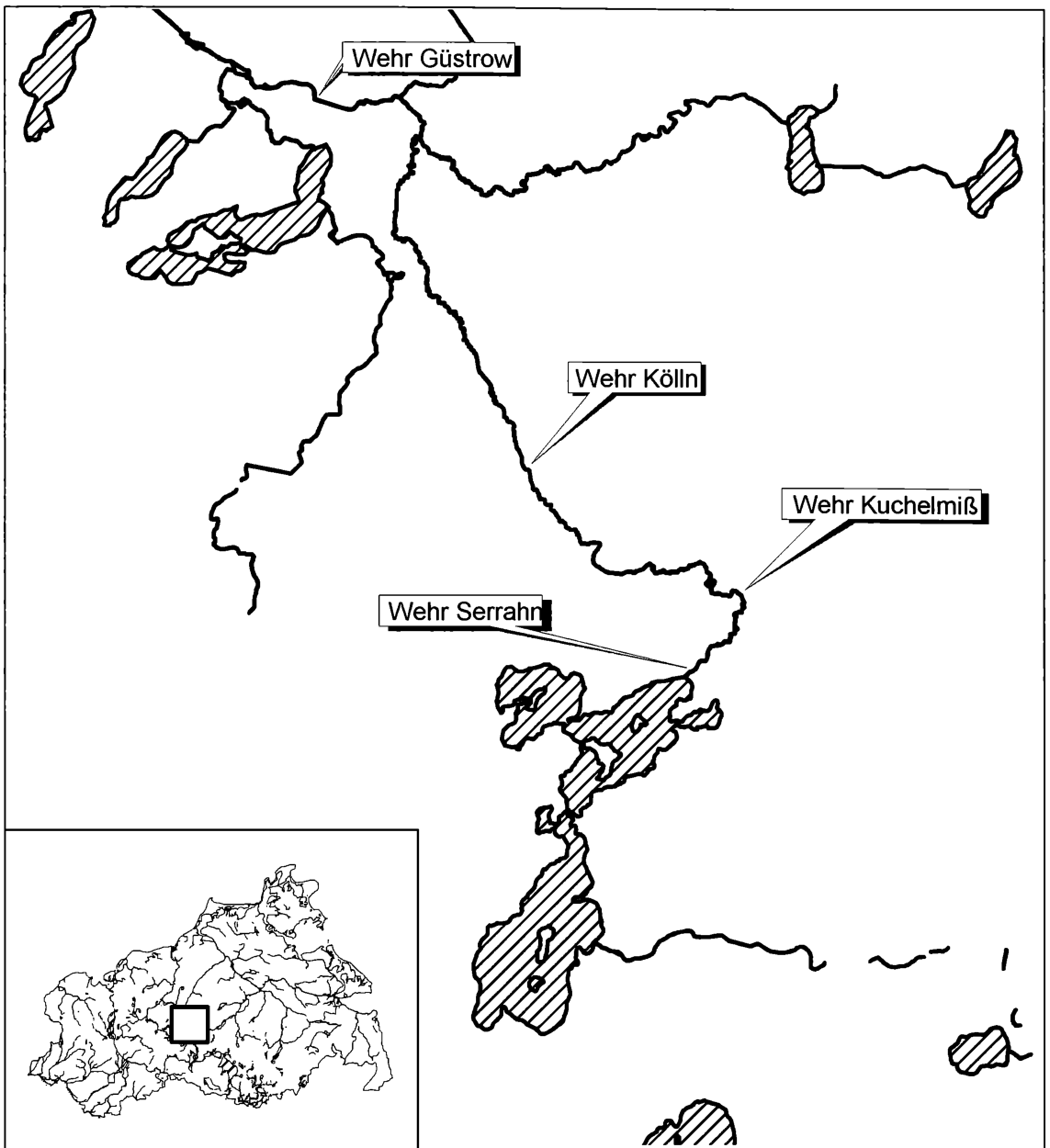
*Bereits bei der Betrachtung der Dominanzverhältnisse der für einzelnen Flußabschnitte typischen Fauna werden Auswirkungen von Gewässerzerschneidungen deutlich. Als Beispiel wurde der Mittellauf der Nebel, einem Warnownebenfluß in Mecklenburg-Vorpommern, zwischen Krakower See und Güstrow gewählt (Abbildung 6).*

Die Nebel ist das artenreichste Fließgewässer seiner Größenordnung im Warnowsystem. Dies gilt insbesondere auch für den Anteil an rheophilen Arten.

Betrachtet man das gesamte Gewässersystem der Nebel, so ist die Artenvielfalt der natürlichen Fischfauna noch weitgehend vorhanden. Dies ist vor allem auf folgende Faktoren zurückzuführen:

- die Nebel verfügt noch in großen Bereichen über natürliche oder naturnahe ökomorphologische Strukturen,
- die stoffliche Belastung hält in Grenzen, singuläre akute Belastungen beschränkten sich auf enge Gewässerbereiche und wurden offensichtlich vom Gewässer weitgehend ausgeglichen.

Die Analyse der Ichthyozöosen der einzelnen durch Wehre getrennten Abschnitte verdeutlicht jedoch Defizite und Veränderungen in den verschiedenen Parametern (Artenzahl, Dominanz- und Abundanzverhältnisse, Populationsstrukturen). Diese müssen neben teilweise morphologischen Veränderungen durch Ausbau und Unterhaltung zum großen Teil auch auf die Unterbrechung des Gewässerkontinuums durch die Wehre zurückgeführt werden. Diese anthropogene Belastung hinsichtlich der Fischfauna äußert sich in



**Abbildung 6**

**Lage des Untersuchungs-gewässers in Mecklenburg-Vorpommern**

- einer Unterbrechung für anadrome Wanderarten (Meerforelle, Flußneunauge) in Richtung Oberlauf,
- der Störung der Laichwanderungen vor allem für Kieslaicher (Bachforelle, Bachneunauge),
- der Erzeugung von Isolationseffekten aus langfristiger Sicht,
- der Erschwerung der Wiederbesiedlung nach Störungen oder Havarien.

Von den autochthonen Arten der Rundmäuler und Fische Deutschlands, die als ausgestorben, verschollen oder vom Aussterben bedroht gelten, gehört nach BLESS et al. (1994) die überwiegende Mehrheit zu den Wanderfischarten bzw. Kieslaichern. Gerade diese Arten sind besonders auf freie Wandermöglichkeiten in einem Gewässersystem angewiesen, wie z.B. die Langdistanzwanderer

Meerforelle und Flußneunauge oder der momentan noch nicht als gefährdet eingestufte Aal. Daneben gibt es aber eine große Zahl weiterer Arten, die innerhalb ihres Lebenszyklusses sehr verschiedene Habitate benötigen, z.B. Aufwuchsgebiete und Laichgebiete, die häufig sehr verschieden in ihrem biotischen und abiotischen Bedingungsgefüge ausgebildet sind. Dies betrifft in der Regel vor allem Arten wie Bachneunauge, Bachforelle, Döbel oder Quappe.

Im Zusammenhang mit der Errichtung von Wehren und Talsperren wurde bereits sehr frühzeitig auf die damit verbundenen Folgen für wirtschaftlich interessante Fischarten wie Lachs und Aal aufmerksam gemacht (KELLER 1885; GERHARDT 1904). Erst in den letzten Jahren kamen auch Untersuchungen hinsichtlich der Auswirkungen von Querbauwerken auf andere, insbesondere gefährdete Kleinfischarten hinzu (BRUNKEN 1988; GEBLER 1991; SCHIEMER & WAIDBACHER

Tabelle 2

**Artenzusammensetzung und Besiedlungsräume der Arten in den einzelnen Abschnitten der Nebel ohne Nebengewässer, die durch Wehre getrennt sind (geordnet nach Grad der Rheophilie)**

| Art                                    | unterhalb Wehr Lüssow | unterhalb Wehr Güstrow | unterhalb Wehr Kölln | unterhalb Wehr Kuchelmiß | unterhalb Wehr Serrahn |
|--|-----------------------|------------------------|----------------------|--------------------------|------------------------|
| Länge der Bereiche zwischen den Wehren | ca. 15,9 km           | ca. 4,5 km             | ca. 14,5 km          | ca. 8,5 km               | 4,0 km                 |
| Gewässertypanteile in (%)              |                       |                        |                      |                          |                        |
| Niederungsbach naturfern               | 100                   | 100                    | 52                   | 15                       | 9                      |
| naturnah                               |                       |                        | 36                   | 40                       | 72                     |
| Moränenbach                            |                       |                        | 12                   | 5                        | 5                      |
| Durchbruchstalbach                     |                       |                        |                      | 40                       | 14                     |
| Giebel                                 |                       | *                      |                      |                          |                        |
| Karassche                              |                       |                        |                      |                          |                        |
| Moderlieschen                          |                       |                        |                      |                          |                        |
| Rotfeder                               |                       |                        |                      |                          |                        |
| Schleie                                |                       |                        |                      |                          |                        |
| 3-Stichling                            |                       |                        |                      |                          |                        |
| 9-Stichling                            |                       |                        |                      | *                        |                        |
| Aal                                    |                       |                        |                      |                          |                        |
| Aland                                  |                       |                        |                      |                          |                        |
| Blei                                   |                       |                        |                      |                          |                        |
| Güster                                 |                       |                        |                      | *                        |                        |
| Plötze                                 |                       |                        |                      |                          |                        |
| Ukelei                                 |                       |                        |                      |                          |                        |
| Schlammpeitzger                        |                       |                        |                      |                          |                        |
| Hecht                                  |                       |                        |                      |                          |                        |
| Quappe                                 |                       | *                      |                      |                          |                        |
| Barsch                                 |                       |                        |                      |                          |                        |
| Kaulbarsch                             |                       |                        |                      |                          |                        |
| Zander                                 | *                     |                        |                      |                          |                        |
| Bachneunauge                           |                       |                        |                      |                          |                        |
| Flußneunauge                           | *                     |                        |                      |                          |                        |
| Meerforelle                            | *                     |                        |                      |                          |                        |
| Bachforelle                            |                       | *                      |                      |                          |                        |
| Äsche                                  |                       | *                      |                      |                          |                        |
| Döbel                                  |                       |                        |                      |                          |                        |
| Elritze                                |                       |                        |                      |                          |                        |
| Gründling                              |                       |                        |                      |                          |                        |
| Schmerle                               |                       |                        |                      |                          |                        |
| Steinbeißer                            |                       |                        |                      |                          |                        |
| Summe der Arten                        | 19                    | 16                     | 22                   | 19                       | 14                     |
| davon rheophil                         | 5                     | 5                      | 8                    | 8                        | 4                      |

\* Einzeltiere

1992; GAUMERT 1986; BARANDUN 1990). Im Zusammenhang mit der Optimierung von Fischaufstiegshilfen bzw. deren Überprüfungen kamen weitere Untersuchungsergebnisse aus der Sicht der Ichthyozönosen hinzu (LABATZKI 1994; LEMCKE 1995).

Unsere Untersuchungsergebnisse machen deutlich, daß die für die gegenwärtige Ichthyofauna der Nebel als Leitarten anzusprechenden Arten Bachneunauge, Bachforelle und Elritze jedoch nur in den Nebelbereichen natürliche Populationsstrukturen aufbauen können, in denen alle benötigten Habitate in ihrer natürlichen Strukturvielfalt vorhanden sind und ausreichend zur Verfügung stehen. Die Laichhabitate dieser Arten befinden sich oberhalb des Hauptwehres Güstrow bis Wehr Serrahn. Obwohl oberhalb des Wehres Kuchelmiß auch alle benötigten Habitate existieren, fehlen hier z.B. die Arten Elritze und Bachneunauge. Wir führen dies auf die bereits seit Jahrhunderten bestehende Zerschneidungswirkung durch das Wehr Kuchelmiß zurück. Da die Elritze im Nebellauf oberhalb des Krakower See nicht vorhanden ist, kann von dort keine Wie-

derbesiedlung mehr erfolgen. Für das dort noch vorhandene Bachneunauge scheint der Krakower See jedoch ein unüberwindbares Hindernis bei der Verdriftung von juvenilen Tieren zu sein.

Die Errichtung von Wehren in der Nebel führte ebenfalls zu einer ungleichen Verteilung von Habitaten für einzelne Arten in den entstandenen drei getrennten Flußabschnitten. Besonders deutlich wird dies an dem Angebot potentieller kiesiger Laichplätze für Kieslaicher (Abbildung 7). In den Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, daß es insbesondere im untersten Nebelabschnitt zu einer Übernutzung der Kiesbänke durch ablaichende Bachforellen kommt, was zu einer erhöhten Eimortalität führte. Erst mit Errichtung einer Fischaufstiegshilfe am Wehr Kölln war es möglich, die vorhandenen Ressourcen besser auszunutzen. Ein größerer Teil (mindestens 50%) der laichwilligen Bachforellen überwand das Wehr und gelang unter optimalen Habitatbedingungen zur Reproduktion. Dies hat mit Sicherheit positive Konsequenzen für die Gesamtpopulation.

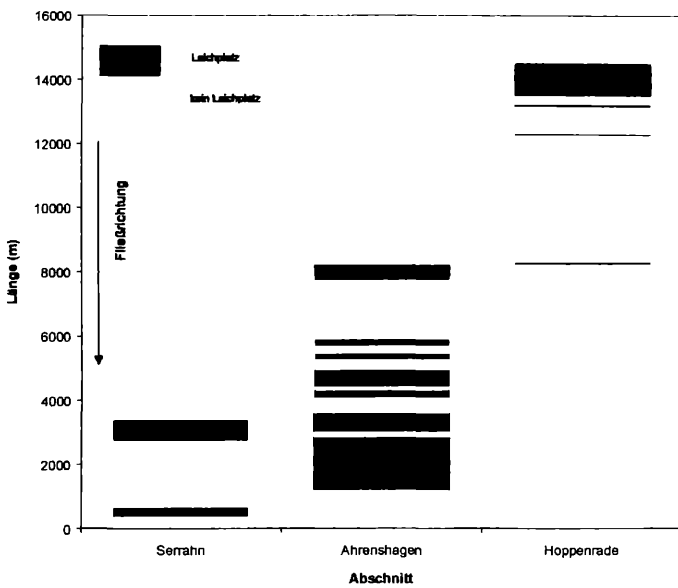


Abbildung 7

Verteilung der als Laichplatz geeigneten Bachbereiche in den drei von Bachforellen besiedelten Nebelabschnitten

### 3.4 Einfluß auf die Raumnutzung

Beispielhaft wurde die Habitat- und Raumnutzung der Bachforelle in der Nebel untersucht. Die Bachforelle kommt hier im wesentlichen innerhalb eines 25 km langen Flußabschnittes vom Krakower See bis nach Güstrow vor. Insgesamt 3 Wehre liegen innerhalb des besiedelten Gebietes, das Wehr Güstrow stellt die untere Besiedlungsgrenze dar (Abbildung 6).

Um den Einfluß von Wehren und der FAH am Wehr Kölln auf die Raumnutzung zu erfassen, wurden in den Untersuchungsjahren 1996 und 1997/98 insgesamt 14 adulte Bachforellen telemetriert. Die Untersuchungen zur Raumnutzung bezogen sich ausschließlich auf den Erwachsenenanteil der Bachforellenpopulation, da radiotelemetrische Langzeitstudien mit Jungfischen nicht ohne Komplikationen durchzuführen sind. Verschiedene Untersuchungen konnten nachweisen, daß radiotelemetrische Untersuchungen mit implantierten Sendern nicht zu Schädigungen und damit Verhaltensänderungen bei adulten Bachforellen führen (LAUGHTON & SMITH 1992). Adulte Forellen führen im Spätherbst eine ausgedehnte Laichwanderung in die Oberläufe mit anschließender Rückwanderung durch. Residente Forellen (*S. trutta fario*) sind im Vergleich zu den Meerforellen keine Langdistanzwanderer (ELLIOTT 1994). Das Ausmaß der

Laichwanderung ist jedoch auch hier abhängig von der Habitatausstattung. Außerhalb der Reproduktionszeit werden Bachforellen als relativ standorttreu beschrieben, Angaben aus Tieflandbächen liegen jedoch kaum vor. Wenn man residente Bachforellen jedoch in die Unterläufe aussetzt, können die Entfernungen der Laichwanderung durchaus beträchtlich sein und unterscheiden sich nicht von denen der Meerforellen (JONSSON et al. 1995).

Zunächst sollte die Frage geklärt werden, ob die Raumnutzung adulter Bachforellen in der Nebel außerhalb der Reproduktion durch Wehre in der Nebel beeinflusst wird. Grundlage der Ergebnisse sind zwei Peilungen pro Tag an insgesamt 13 Bachforellen in den Monaten Oktober und November 1996 und 1997 (nach Rückkehr vom Laichplatz) sowie sporadische Peilungen in den Monaten Dezember 1997 bis März 1998. Als Aktionsraum wird hier die tägliche Ortsveränderung und als Home Range die räumliche Nutzung des Habitates über eine längere Periode (mindestens eine Woche) bezeichnet.

In unseren Untersuchungen erwiesen sich die Forellen als sehr standorttreu. Zum Teil hielten sich die Forellen über einen langen Zeitraum nur in einem Bereich von 100 m auf.

Wie aus der folgenden Abbildung (Abbildung 8) hervorgeht, konnten zwar unterschiedliche Raum- und Habitatnutzungen bei den einzelnen Forellen

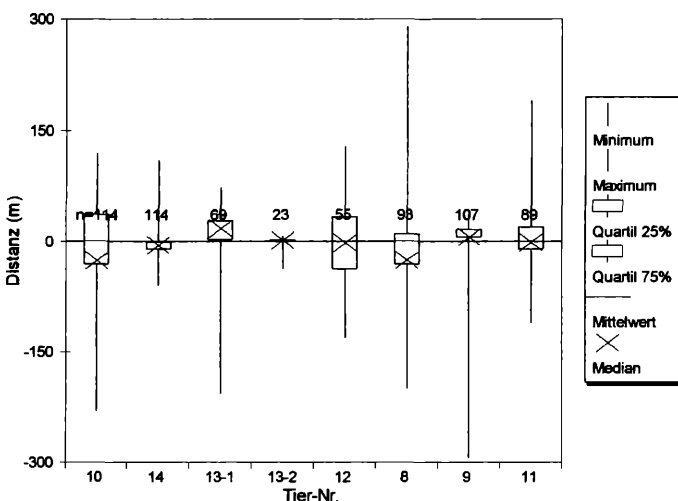


Abbildung 8

Home Range der Bachforellen außerhalb der Laichzeit 1997 (n= Anzahl der Peilungen)

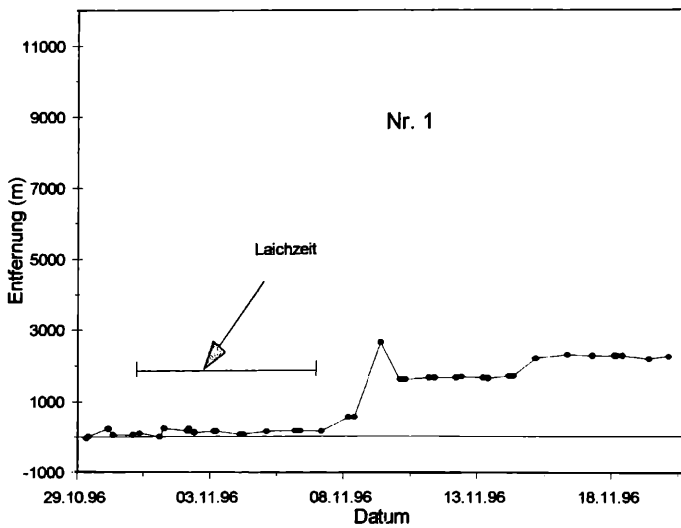


Abbildung 9

Raumnutzung der Bachforelle Nummer 1 im Zeitraum Oktober-November 1996.

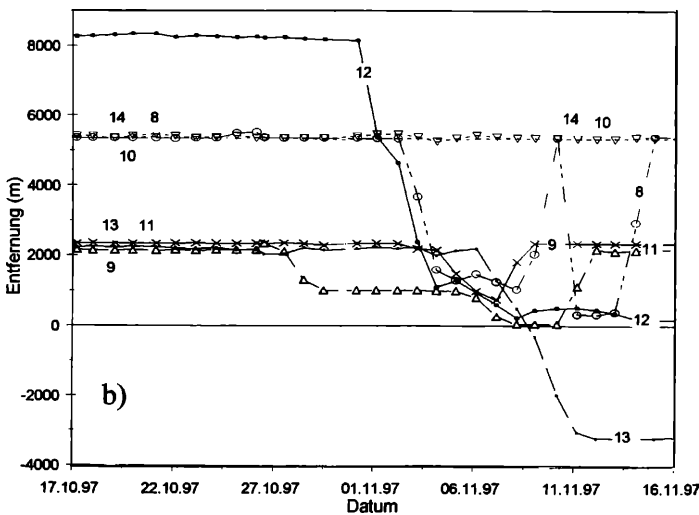


Abbildung 10

Übersicht über die Wanderung aller Forellen und 1997 während der Laichzeit (1 Meßwert pro Tag)

festgestellt werden, insgesamt bewegte sich das Home Range innerhalb eines 500 m -Bereichs mit zumeist deutlich engerer Begrenzung in einem Kernbereich von 100 m. Besonders deutlich wird dies durch die Angabe der Quartile (50% aller Peilungen innerhalb des darin gefaßten Bereichs). In Übereinstimmung mit HESTHAGEN (1988) und auch BRIDCUT & GILLER (1993) muß für das Home Range außerhalb der Reproduktionszeit angenommen werden, daß die vorhandenen Wehre keine Begrenzung darstellen.

In unseren Untersuchungen kam es bei sechs Forellen mindestens einmal innerhalb des Untersuchungszeitraumes zu großräumigeren Ortsveränderungen. Es kann davon ausgegangen werden, daß allein in der mehrjährigen Lebensphase als Adulte mehrere vermutlich zum Teil weit entfernte Standorte besiedelt werden. Im Ergebnis dessen gelangen regelmäßig adulte Bachforellen in einen unterhalb des Hauptwehres Güstrow gelegenen Bachabschnitt und gehen der Population verloren, da dort keine geeigneten Laichhabitate vorhanden sind. Das bedeutet, daß es sehr wahrscheinlich ist, daß auch außerhalb der Reproduktionszeit die Wehre in der Nebel Hindernisse für die Raumnutzung der adulten Bachforellen darstellen. Abbildung 9 zeigt die Raumnutzung einer Bachforelle (Nr. 1/1996) nach der Laichzeit zwischen dem 10. und 20. November

1996 an zwei ca. 750 m von einander entfernten Standorten. Innerhalb der jeweiligen Standortbereiche wird wieder ein kleiner Home-Range-Bereich besiedelt. Für größere Wanderungen unabhängig von der Reproduktionszeit sprechen auch unsere Reusenfänge juveniler und subadulter Forellen. Danach passierten in den Monaten Oktober und November 1995-1997 ca. 125 nicht geschlechtsreife Bachforellen die FAH. Diese Aufwärtswanderung juveniler und subadulter Tiere, die vermutlich im gesamten Jahresverlauf stattfindet, trotz ihres relativ geringen Ausmaßes im Verhältnis zur Bestandsdichte des Oberlaufes positive Konsequenzen für die Population. Im Falle von Katastropheneinflüssen auf die Population des Oberlaufes kann zusätzlich eine Wiederbesiedlung erfolgen. HESTHAGEN (1988) fand in seinen Untersuchungen auch eine mobile (ca. 20% des Bestandes) und eine mehr stationäre Form der Bachforelle.

Ein vollkommen anderes Raum-Zeit-Verhalten weisen die Bachforellen im Zusammenhang mit ihrer Reproduktion auf. Dazu konnte 1996 und 1997 an 12 Bachforellen der Laichaufstieg bzw. die Rückwanderung beobachtet werden.

Insgesamt wurden Wanderungen bis zu 12km bestätigt (Abbildung 10). Nur eine Forelle überwand die Fischeaufstiegshilfe Kölln (Kilometrierung 0 in Abbildung 10), kehrte nach 3 Monaten wie alle an-



deren Tiere, die das Abbläichen überlebten wieder an den ursprünglichen Standort zurück.

Daneben konnte mehrfach auch der letztlich erfolglose Versuch der Wehrpassage registriert werden. Da in den Untersuchungen auch eine geschlechts- und größenabhängige Wanderung der Forellen (s.a. ELLIOTT (1994)) und eine dichteabhängige Regulation der Laicherbestände durch die vorhandenen Wehre festgestellt wurde, muß man zum Ergebnis kommen, daß die Unterschreitung von gewässer-spezifischen Mindestgrößen des Lebensraumes durch die Errichtung von Querbauwerken insbesondere zur Laichzeit sich gravierend auf die Populationen auswirkt.

#### 4. Schlußfolgerungen

Die wichtigsten Konsequenzen für die Fische und Rundmäuler infolge der Querverbauung ihrer Lebensräume sind im folgenden Schema dargestellt. In ihrer Folge führt dies zu einem stetigen Rückgang der besiedelten Fläche und zu Strukturveränderungen in der Population von Arten mit besonderen Raumansprüchen bzw. in der Ichthyozönose. Andere Arten wiederum mit geringeren Raumansprüchen oder weniger speziellen Habitatansprüchen breiten sich dagegen aus. Gemeinsam mit anderen gravierenden Einflüssen auf die Populationen, insbesondere den Habitatveränderungen, den anthropogenen stofflichen Belastungen und den Nutzungseinflüssen stellt die Fragmentierung der Lebensräume damit eine wichtige Einflußgröße dar.

##### Konsequenzen der Fragmentierung für Fische und Rundmäuler

- Verhinderung der Rückwanderung anadromer und Katadromer Langdistanzwanderer
- Verringerung der Lebensraumgröße bis zur Unterschreitung der minimalen Lebensraumgröße
- Beschränkung der Anzahl und Größe geeigneter Habitate
- Isolation von Subpopulationen und Populationen
- genetische Verarmung

Aus der Sicht des Schutzes der heimischen Fischfauna wäre ein vollständiger Rückbau von Quer- und Längsbauwerken in den Gewässern wünschenswert. Dies ist aus unterschiedlichen Gründen nur in den wenigsten Fällen möglich, sollte als langfristiges Ziel für wenige ausgewählter Gewässersysteme dennoch nicht vollkommen aus dem Blickfeld verschwinden. Dort wo natürliche Strukturen und daraus folgend die natürliche Gewässerdynamik noch vorhanden sind, muß unbedingt der Regulation und Verbauung der Gewässer Einhalt geboten werden. Überall gilt jedoch das Primat des selektiven Rückbaus von Quer- und Längsbauwerken. Nur ein Rückbau mit der Wiederherstellung der Voraussetzung für die Entwicklung dynamischer Abläufe kann die Mehrzahl der negativen Folgen der Fragmentierung beseitigen. Erst wo auch dies nicht möglich ist, sollte die Wiederherstellung der linearen Durchgängigkeit der Fließgewässer und die Anbindung von Nebengewässern ohne die Wiederherstellung ursprünglicher Ab-

flußverhältnisse die zu wählende Renaturierungsmaßnahme sein. Gegenwärtig und vermutlich auch künftig stellt dieser Maßnahmekomplex, zu dem zum Beispiel die Errichtung von Fischaufstiegshilfen gehört, den größten Teil der Renaturierungen dar.

Die wichtigsten Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Fisch- und Rundmäulerarten im Zusammenhang mit der Querverbauung ihrer Lebensräume lassen sich mit dem Schutz der bestehenden Vorkommen, der Habitatverbesserung und der Wiederansiedlung zusammenfassen:

- Schutz der bestehenden Populationen

Auch für den langfristigen Schutz gefährdeter Arten vor den Folgen der Gewässerfragmentierung sind exakte Kenntnisse über die Bestandssituation jeder einzelnen Population und der für diese bestehenden Gefährdungspotentiale wichtige Voraussetzungen. Für Vorkommen besonders gefährdeter Arten ist eine Gefährdungsanalyse vorzunehmen und ein spezifischer Gewässerpflege- und Unterhaltungsplan mit folgenden Schwerpunkten zu erstellen:

- Sicherung der freien Wandermöglichkeit zu den Laichplätzen,
- Auf die Habitatnutzung Rücksicht nehmende Gewässerunterhaltung
- Sicherung der notwendigen Gewässergüte,
- Prüfung der fischereilichen Nutzung der Gewässer.

Bekanntes Vorkommen besonders gefährdeter Arten sind den unteren Naturschutzbehörden mitzuteilen, damit in Zusammenarbeit mit den unteren Wasserbehörden und den Wasser- und Bodenverbänden eine Gefährdung durch Unterhaltungsarbeiten ausgeschlossen werden kann.

Eine Verbesserung der Habitatbedingungen im Rahmen von Gewässerpflegemaßnahmen ist möglich.

Die Formulierung von Mindestlebensraum- und Mindestpopulationsgrößen für gefährdete Arten stellt in diesem Zusammenhang eine der wichtigen noch zu lösenden Aufgaben der Naturschutzforschung dar.

- Wiederherstellung potentieller Lebensräume

Die Lebensräume bzw. Verbreitungsgebiete besonders gefährdeter Arten sind gegenwärtig stark begrenzt. In den meisten Gewässern liegt ein starker Isolationseffekt der durch Querbauwerke fragmentierten Lebensräume vor. Zwischen einzelnen Populationen sind wegen großer Entfernungen kein Populationsaustausch bzw. keine Zuwanderung und Populationsstützung möglich. Teilweise bestehen isolierte Vorkommen innerhalb einzelner Gewässer. Die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit durch Beseitigung der Zerschneidung durch Querbauwerke (Wehre, Sohlabstürze), Verrohrungen und fischunpassierbare Sohlgleiten stellt daher einen wichtigen Ansatzpunkt zur Arealerweiterung und Wiederbesiedlung dar. Dies erscheint potentiell möglich, da in vielen Gewässern außerhalb gegenwärtig besiedelter Bereiche geeignete Habitatbereiche vorhanden sind. So kann auch ein Lebensraumverbund zwischen mehreren Gewässern erreicht werden. Aus verschiedenen Gründen verödete Fließgewässer und Fließgewässerabschnitte könnten, ausgehend von benachbarten

Beständen, wiederbesiedelt werden, wenn die Entfernung überbrückbar wäre.

Vorrang bei der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit sollten die Gewässer haben, in denen **anadrome Wanderer (Meerforelle, Lachs, Meer- und Flußneunauge) bis zum ersten Wehr** wandern und hier nur eingeschränkt Laichhabitate vorfinden. Bei den Kurz- und Mitteldistanzwanderern (Bachneunauge, Groppe, Rapfen, Zährte u.a.) sind in Anbetracht der Gefährdungssituation unterschiedliche Empfehlungen abzugeben. Miteinander verbundene Populationen, die zudem noch einen Bestandsüberschuß erzeugen, sind zur Wiederausbreitung besonders geeignet. In diesen Gebieten sollten die benachbarten Bäche wieder zur Besiedlung „vorbereitet“ werden.

**Stark isolierte Vorkommen** gefährdeter Arten müssen durch Vergrößerung des besiedelbaren Raumes und Ermöglichung des Austausches zwischen geeigneten Habitaten zunächst auf eine geeignete Populationsgröße gebracht werden. Damit soll das Aussterberisiko dieser Populationen verringert werden.

Neben den Wehren sind die „kleinen Hindernisse“ wie Sohlschwellen, Verrohrungen sowie Fließgeschwindigkeitsmeßstellen hinsichtlich ihrer Passierbarkeit zu prüfen und entsprechend umzugestalten.

Beim vollständigen Rückbau von Wehren oder der Anlage naturnaher FAH bietet es sich an, Gefällestrrecken derart zu gestalten, daß natürliche Laichhabitate entstehen.

- Neu und Wiederansiedlungen durch Besatzmaßnahmen

Grundsätzlich erscheinen Besatzmaßnahmen bei gefährdeten Arten an geeigneten Gewässern als sinnvoll, wenn ein natürliches Wiederbesiedlungspotential durch die bestehende Isolation nicht mehr vorhanden ist. Die Entscheidung für einen Besatz sollte jedoch nur im Zusammenhang mit einem entsprechend wissenschaftlich fundierten Begleitprogramm getroffen werden. Voraussetzung ist eine genaue gewässermorphologische Untersuchung, um zu ermitteln, ob das Gewässer über ausreichend geeignete Habitate für die wichtigsten Lebensstadien der in Frage kommenden Arten verfügt. Berücksichtigung müssen hierbei auch die Wasserqualität und das aktuelle Unterhaltungsregime finden. Erst wenn diese Voruntersuchungen erfolgversprechend sind, wäre ein Besatz denkbar. Eine weitere wichtige Voraussetzung ist das Vorhandensein von Besatzmaterial aus dem gleichen Gewässersystem. Aus der Sicht der gefährdeten Arten sollten vorrangig Maßnahmen zum Schutz und zur Ausbreitung bestehender Populationen und die Wiederherstellung geeigneter Habitate Vorrang vor der Wiederbesiedlung mittels Besatz haben.

*Hiermit danke ich allen am Projekt Beteiligten, insbesondere meinen Kollegen Herrn Dr. H.-J. Spieß und Herrn M. Krappe, für ihre Mitarbeit.*

## Literatur

BARANDUN, J. (1990):  
Auswirkung von Ausbreitungsbarrieren auf das Vorkommen von Gropfen (*Cottus gobio*) - Anregungen für den Artenschutz.- Natur und Landschaft 65 (2)

BLESS, R.; A. LELEK & A. WATERSTRAAT (1994):

Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland in Binnengewässern vorkommenden Fische und Rundmäuler (*Pisces & Cyclostomata*). In: Nowak, E., Blaab, J., Bless, R. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. - Graeven: 137-156

BOHL, E. (1995):

Habitatansprüche und Gefährdungspotential von Neunaugen. - Fischökologie 8: 81-92

BRIDCUT, E.E. & P.S. GILLER (1993):

Movement and site fidelity in young brown trout *Salmo trutta* populations in a southern Irish stream. - J. Fish. Biology 43: 889-899

BRUNKEN, H. (1988):

Ausbreitung von *Noemacheilus barbatulus* (Linnaeus 1758). - Diss. TU Braunschweig

DETENBECK, N.E.; P.W. DEVORE, G.J. NIEME & A. LIMA (1992):

Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance - A review of case-studies and synthesis of theory. - Environmental Management, 16: 33-53.

DIESTER, E. (1998):

Die Bedeutung natürlicher Flußdynamik am Beispiel von Loire und Allier. In: RICKEN, U.; FINK, P.; KLEIN, M.; SCHRÖDER, E. (Hrsg.). - Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft. - Schriftenreihe für Landschaftspfleger und Naturschutz Band 56 67-78.

DYNESIUS, M. & CH. NILSSON (1994):

Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. - Science, 226: 753-762

ELLIOTT, J.M. (1994):

Quantitative Ecology and the brown trout. - Oxford University Press Oxford, New York, Tokyo: 286 S.

ERZ, W. (1980):

Naturschutz - Grundlagen, Probleme und Praxis. In: Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt (Hrsg. BUCHWALD & ENGELHARDT), BLV Verlagsgesellschaft, München, Wien, Zürich: 559-637

GAUMERT, D. (1986):

Kleinfische in Niedersachsen Hinweise zum Artenschutz.- Mitt. aus dem Niedersächsischem Landesamt für Wasserwirtschaft: 1-71

GEBLER, R.-J. (1991):

Sohlrampen und Fischaufstiege. Eigenverlag Walzbachtal, Friedhofstraße 6/5

GERHARDT, P. (1904):

Fischwege und Fischteiche. Verlag von Wilhelm Engelmann Leipzig

- HESTHAGEN, T. (1988):  
Movements of brown trout, *Salmo trutta*, and juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a coastal stream in northern Norway. - J. Fish Biology 32: 639-653
- JONSSON, N.; B. JONSSON, P. AASS & L.P. HANSEN (1995):  
Brown trout *Salmo trutta* released to support recreational fishing in a Norwegian fjord. - J. Fish Biology 46: 70-84
- KAPPUS, B.M. & H. RAHMANN (1995):  
Neunaugenvorkommen im südlichen Baden-Württemberg (Donaugebiet). - Fischökologie 8: 63-80
- KELLER, H. (1885):  
Die Anlage der Fischwege.- Centralblatt der Bauverwaltung, Nr. 25
- KIRCHHOFER, A. (1995):  
Schutzkonzept für Bachneunaugen (*Lampetra planeri*) in der Schweiz. - Fischökologie 8: 93-108
- LABATZKI, P. (1994):  
Grundlagenermittlung zur Überprüfung, Umgestaltung und zum Neubau von Fischaufstiegsanlagen in Fließgewässern 1. Ordnung im Land Brandenburg.- Zwischenbericht 1994. ZALF e.V., Inst. f. Hydrobiologie Münchenberg
- LAUGHTON, R. & G.W. SMITH (1992):  
The relationship between the date of river entry and the estimated spawning position of adult atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in two major Scottish east coast rivers. - In: Wildlife telemetry. - Priede, I.G. & Swift, S.M. (Edts.) Horwood Chichester: 423-433
- LEMCKE, R. (1995):  
Fischgemeinschaften norddeutscher Fließgewässer und der Einfluß von Querverbauungen auf deren Zustand. Diplomarbeit, Universität Rostock, Fachbereich Biologie
- OPDAM, P. FOPPEN, R., REIJNEN, R. & SCHOTMAN, A. (1994):  
The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. - Landscape ecology and conservation: 139-146
- PLACHTER, H. (1998):  
Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme. In: RICKEN, U.; FINK, P.; KLEIN, M.; SCHRÖDER, E. (Hrsg.).- Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft. - Schriftenreihe für Landschaftspfleger und Naturschutz Band 56 21-66.
- RIECKEN, U. (1992):  
Grenzen der Machbarkeit von „Natur aus zweiter Hand“ - Natur u. Landschaft 11: 527
- SCHIEMER, F. & H. WAIDBACHER (1992):  
Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. In: Boon, P.J., Calow, P. & Peets, G.E. (Hrsg.).- River Conservation and Management. John Wiley & Sons Ltd: 362 - 382
- SCHÖNBORN, W. (1992):  
Fließgewässerbiologie. - Gustav Fischer Verlag Jena (Stuttgart)
- SCHREIBER, A. & ENGELHORN, R. (1998):  
Population genetics of a cyclostome species pair, river lamprey (*Lampetra fluviatilis* L.) and brook lamprey (*Lampetra planeri* Bloch) - J. Zool. Syst. Evol. Research 36: 85-99
- SPIESS, H.-J.; A. WATERSTRAAT & M. KRAPPE (1998):  
Analyse der Einflüsse von Zerschneidungen und Störungen auf die Populationen von Bach- und Flußneunaugen und die Fließgewässerichthyozönose im Warnow- und Tollensesystem. Endbericht im Rahmen des UZLAR-Projektes Kratzburg 1998
- STOCK, M.; H.-H. BERGMANN, H.-W. HELB, V. KELLER, R. SCHNIDRIG-PETRIG & H.-C. ZEHNTER (1994):  
Der Begriff Störung in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. Zeitschr. f. Ökol. u. Naturschutz 3: 25-33
- WATERSTRAAT, A. & M. KRAPPE (1998):  
Distribution and abundance of *Lampetra planeri* populations in the Peene drainage (NE Germany) in relation to isolation and habitat conditions.- Ital. J. Zoology 65; Suppl. 137-143.
- WATERSTRAAT, A.; H. BAIER, R. HOLZ, H.-J. SPIEB & J. ULBRICHT (1996):  
Unzerschnittene störungsarme Landschaftsräume - Versuch der Beschreibung eines Schutzgutes. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Meckl. -Vorp. 1/1996: 5-24
- WICHOWSKI, F.J. & C. MÜCK (1994):  
Ein Beitrag zur Charakterisierung autochthoner Bachforellenpopulationen. DGL: Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1994 in Hamburg: 804-808
- WIENS, J.A. (1994):  
Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. - Ibis 137: 97-104
- WINKLER, H.; R. LEMCKE, R. BASTROP & M. KRECH (1998):  
Analyse der Einflüsse von Zerschneidungen und Störungen auf die Populationen von Bach- und Flußneunaugen im Warnow- und Tollensesystem. Endbericht im Rahmen des UZLAR-Projektes Rostock 1998

**Anschrift des Verfassers:**

Dr. Arno Waterstraat  
Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V.  
Dorfstraße 31  
D-17237 Kratzburg  
e-Mail: waterstraat.gnl@t-online.de



# Modellversuche über Lebensraumfragmentierung: Reaktionen von Pflanzen und wirbellosen Tieren

Bruno BAUR

## 1. Einleitung

In den vergangenen 25 Jahren wurden zahlreiche Feldstudien zur Ermittlung des Einflusses der Lebensraumfragmentierung auf die Dynamik und das längerfristige Bestehen von Populationen und Lebensgemeinschaften durchgeführt. Aufbauend auf Modelle der Inselbiogeographie-Theorie wurde lange Zeit angenommen, dass das Ausmass der Fragmentierungseffekte hauptsächlich von der Grösse der Fragmente und deren Isolation abhängig ist (MACARTHUR & WILSON 1967, SIMBERLOFF 1974, DIAMOND 1975, DIAMOND & MAY 1976). Diese Modelle berücksichtigten jedoch nicht die verschiedenen abiotischen und biotischen Effekte, die aus der umgebenden Matrix auf das Innere der Fragmente einwirken. Neuere Studien belegen, dass durch sogenannte Randeffekte die eigentliche Fläche eines Fragmentes weiter reduziert wird (LAURANCE 1991, LAURANCE & YENSEN 1991).

Lebensgemeinschaften in Fragmenten werden durch eine Vielzahl von oft gleichzeitig wirkenden und teilweise voneinander abhängigen Faktoren beeinflusst (SAUNDERS et al. 1991). Dabei dürften Fragmentgrösse, Randeffekte, Form und Isolation der Fragmente sowie der Anteil der Restflächen an der gesamten Landschaft den grössten Einfluss haben. Verschiedene Arten reagieren aber unterschiedlich auf die Fragmentierung ihres Lebensraumes. Das Ziel vieler beschreibender Feldstudien ist das Erkennen artspezifischer Reaktionen (im Verhalten, Wachstum oder Reproduktion) in einer vorgegebenen, fragmentierten Landschaft. Die aus den Untersuchungen abgeleiteten Erkenntnisse lassen sich aber selten verallgemeinern, da sowohl die Wiederholbarkeit der Beobachtungen als auch eine echte Kontrollsituation (keine Fragmentierung) fehlen. Wird beispielsweise die Bestandesdichte einer Art in zehn Fragmenten untersucht, so unterscheiden sich die Fragmente in ihrer Grösse, Form, im Grad der Isolation und im Alter. Jedes Fragment ist einmalig und zahlreiche unkontrollierbare Faktoren können die Ergebnisse beeinflussen (z.B. HÄNGGI & BAUR 1998; WIRTH et al. 1999). So werden oft weniger offensichtliche Prozesse, wie z.B. Veränderungen in den Wechselwirkungen zwischen Arten, nicht erfasst. In neuerer Zeit haben verschiedene experimentelle Studien dokumentiert, dass Fragmentierung die Wechselwirkungen zwischen Arten unterbrechen kann, wobei oft die lokale Zielpopulation im Fragment benachteiligt wird, z.B. durch den Verlust von Bestäubung und Samenansatz, durch verringerte Samen-Ausbreitung, reduzierte Zersetzung von

Streu und Aas oder den Ausfall mutualistischer Mykorrhiza-Interaktionen (MATTHIES et al. 1995, DIDHAM et al. 1996, STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 1997, TSCHARNTKE 1998). Der Verlust antagonistischer Wechselwirkungen kann aber für die lokale Zielpopulation im Fragment auch vorteilhaft sein, indem z.B. pathogene Pilzinfektionen, Samenfrass oder die Mortalität durch Räuber reduziert sind (THOMAS 1989, KRUESS & TSCHARNTKE 1994).

In Modellversuchen lassen sich die grundlegenden Probleme, die alle beschreibenden Feldstudien begleiten, teilweise umgehen. Die besser kontrollierten Bedingungen eines Modellversuches erlauben auch ein detailliertes Studium von Wechselwirkungen zwischen Arten. In dieser Arbeit werden verschiedene Modellversuche über Lebensraumfragmentierung vorgestellt. Das Ziel der Arbeit ist aber nicht eine umfassende Präsentation der publizierten Artikel, sondern vielmehr eine exemplarische Darstellung der Möglichkeiten von Modellversuchen mit Pflanzen und wirbellosen Tieren.

## 2. Tropischer Regenwald im Amazonasgebiet

Mit dem Ziel, die kritische Minimalgrösse eines funktionierenden Ökosystems zu bestimmen, wurde im Jahre 1980 das „Biological Dynamics of Forest Fragments Project“ im Amazonasgebiet gestartet (LOVEJOY et al. 1986). 80 km nördlich von Manaus (Brasilien) wurden durch Abholzen des umgebenden tropischen Regenwaldes innerhalb von vier Jahren zehn Fragmente von 1 bis 100 ha Grösse geschaffen. Im gleichen Zeitraum wurden im angrenzenden, zusammenhängenden Primärregenwald zwölf Gebiete von 1 bis 1000 ha Grösse sowie ein Reservat (>10'000 ha) als Kontrollflächen festgelegt. Die Regenwaldfragmente werden nun von landwirtschaftlich genutzten Flächen umgeben.

Dieses Projekt war wegweisend für die allgemeine Wahrnehmung der Fragmentierungsproblematik und dürfte zahlreiche weitere Studien auf allen Kontinenten ausgelöst haben. Inzwischen belegen mehr als 230 Publikationen die erfolgreichen Anstrengungen des internationalen Forscherteams im Regenwald des Amazonas (für Übersichtsartikel siehe LOVEJOY et al. (1986), BIERREGAARD et al. (1992), DIDHAM (1997) und LAURANCE & BIERREGAARD (1997)).

Fragmentierung beeinflusst die Ökologie eines Tropen-Regenwaldes auf verschiedene Art und

Weise. Innerhalb von 20 Jahren veränderten sich die Vielfalt und Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften sowie ökologische Prozesse wie der Stickstoff-Kreislauf oder die Pflanzenbestäubung (LAURANCE & BIERREGAARD 1997; DIDHAM 1998). Durch ungehinderten Windeinfall und Veränderungen des Mikroklimas wurden Bäume im Randbereich der Fragmente beschädigt, ein beträchtlicher Teil starb sogar ab. Die Biomasse der Bäume in den Regenwald-Restflächen nahm im Zeitraum von 10-17 Jahren nach der Fragmentierung um bis zu 36% ab, vor allem in den rund 100 m breiten Randstreifen (LAURANCE et al. 1997). Die „Turnover“-Rate der Bäume hingegen war im Randbereich der Fragmente stark erhöht (LAURANCE et al. 1998). Diese Studien zeigen, dass Einflüsse aus der Umgebung einen mindestens 100 m breiten Randstreifen in den Fragmenten betreffen. Dies bedeutet, dass kleine Regenwald-Fragmente keine unbeeinflusste Kernzone haben.

Das Verschwinden von Pflanzenarten aus Fragmenten wurde mehrfach dokumentiert, aber die eigentlichen Ursachen für deren Aussterben sind noch wenig bekannt. Es wird angenommen, dass Änderungen in der Bestäubungsrate und Samenproduktion von grösster Wichtigkeit sind (LOVEJOY et al. 1986). BRUNA (1999) untersuchte den Einfluss von Fragmentierung auf die Keimung der Samen von *Heliconia acuminata*, einer Pflanze der Krautschicht des tropischen Regenwaldes: Samen, die in Fragmenten von 1 und 10 ha Grösse gepflanzt wurden, hatten eine 3-7mal geringere Wahrscheinlichkeit, zu einer einjährigen Pflanze auszuwachsen, als Samen im zusammenhängenden Regenwald. Die Keimungsrate der Samen in den Fragmenten wurde durch Randeffekte (trockenere und wärmere Luft und erhöhter Lichteinfall im Randbereich der Fragmente) negativ beeinflusst (BRUNA 1999).

Die Fragmentierung des Regenwaldes verändert auch die Verfrachtung von Pollen und Samen, verhindert den Genfluss zwischen Populationen und modifiziert historisch entstandene Muster der genetischen Populationsstruktur. Wegen ihrer langen Generationsdauer lässt sich Genfluss bei Bäumen nur durch indirekte Methoden abschätzen (z.B. mit Enzym-Elektrophorese oder molekulargenetischen Techniken). HAMILTON (1999) untersuchte den Einfluss der Fragmentierung auf den Genfluss durch Samen in *Corythophora alta*, einer Baumart im Regenwald des Amazonas. Die Samenausbreitung war auf kleine Flächen beschränkt. In 10 ha grossen Fragmenten gab es jeweils nur eine mütterliche Linie.

DIDHAM et al. (1998a) fanden 993 Käferarten in der Laubstreu von Fragmenten und zusammenhängendem Regenwald. Die Käferdichte war am grössten im unmittelbaren Randbereich der Fragmente. Sowohl mit abnehmender Distanz zum Rand wie mit abnehmender Fragmentfläche veränderte sich die Artenzusammensetzung, aber nicht die Artenvielfalt. Das lokale Aussterben von Waldarten wurde durch die Einwanderung von Offenlandarten ausgeglichen. Nicht alle tropischen Gruppen wurden im gleichen Ausmass betroffen. So veränderte sich die Zusammensetzung der räuberischen und xylophagen Arten stark mit zunehmender Distanz

vom Fragmentrand. 27% der häufigen Arten hatten ein erhöhte Aussterbewahrscheinlichkeit in den Fragmenten. Dabei scheinen räuberische Arten die höchste Aussterbewahrscheinlichkeit zu haben. Die Populationsdichten von 15 der 32 häufigsten Käferarten (47%) wurden durch die Fragmentierung beeinflusst (DIDHAM et al. 1998b).

Auch die Dichte der Ameisen war im Randbereich am grössten und nahm gegen das Fragmentzentrum ab (DIDHAM 1997). Dies bedeutet, dass 1 ha grosse Fragmente eine höhere Individuenzahl pro m<sup>2</sup> aufweisen als 100 ha grosse Fragmente oder zusammenhängender Regenwald. Wie bei den Käfern ist dieser Befund auf die grosse Zahl der aus dem umliegenden Offenland eindringenden Individuen zurückzuführen.

Die Mist- und Aaskäfer-Gesellschaften wurden zwei bis sechs Jahre nach der Fragmentierung in Restflächen von 1 und 10 ha Grösse und entsprechenden Kontrollflächen untersucht (KLEIN 1989). Regenwaldfragmente enthielten weniger Arten, kleinere Populationen und Käfer von geringerer Körpergrösse als zusammenhängender Wald. Die Veränderung und Verarmung der Mist- und Aaskäfer-Gesellschaften können die beobachtete Reduktion der Mist-Abbaurate in den 1 ha grossen Fragmenten erklären. Auf diese Weise verändert Fragmentierung nicht nur Käfergesellschaften, sondern wirkt indirekt auch auf Ökosystemprozesse.

### 3. Fragmentierter Eukalyptuswald in Australien

Im „Wog Wog“ Modellversuch wurde Eukalyptuswald im südöstlichen New South Wales, Australien, während des südlichen Sommers 1984-1985 fragmentiert. Die Versuchsanordnung besteht aus vier Untersuchungseinheiten, von denen jede drei Fragmente von 0,25, 0,875 und 3,062 ha Grösse enthält, und zwei analogen Untersuchungseinheiten mit je drei entsprechend grossen Kontrollflächen. Der Eukalyptuswald um die Fragmente wurde abgeholzt und 1987 durch eine *Pinus radiata* Anpflanzung ersetzt. Der Modellversuch ist detailliert von MARGULES (1992) beschrieben.

Die Dichte des Skorpions *Cercophonius squama* wurde durch die Fragmentierung nicht verändert, hingegen diejenige einer (noch unbeschriebenen) Asselart (MARGULES et al. 1994). Die Dichte der Asseln nahm in den Fragmenten stark ab. Die Artenvielfalt von Laufkäfern in den Fragmenten unterschied sich nicht von derjenigen in den Kontrollflächen (DAVIES & MARGULES 1998). Die Populationen von zwei der acht Laufkäferarten hingegen wurden in den Restflächen durch die Fragmentierung isoliert: Keine Individuen dieser Arten wurden in der umgebenden *Pinus*-Anpflanzung gefunden. Beide Arten wiesen kleinere Individuenzahlen in den Fragmenten auf. Die anderen sechs Laufkäferarten zeigten unterschiedliche Reaktionen: Bei einigen nahm die Dichte in den Fragmenten zu, bei anderen ab. Nur drei Laufkäferarten reagierten auf Unterschiede in der Fragmentgrösse. Diese Untersuchung zeigt, dass Käferarten aus der gleichen Familie unterschiedlich auf die Fragmentierung reagieren können.

#### 4. Sukzession eines Graslands in Kansas

Auf einer brachliegenden Landwirtschaftsfläche im nordöstlichen Kansas (USA) wurden im Juni 1984 nach einem hierarchischen Ansatz Fragmente von verschiedener Grösse (32, 288 und 5000 m<sup>2</sup>) festgelegt. Die Fläche zwischen den Fragmenten wird seither alle zwei Wochen gemäht, während in den Fragmenten die natürliche Sukzession ungestört ablaufen kann (ROBINSON et al. 1992). Als Kontrollflächen dienen die grossen Fragmente.

ROBINSON et al. (1992) ermittelten unterschiedliche Reaktionen einzelner Ökosystemkompartimente auf die Fragmentierung der Landschaft vier Jahre nach Beginn des Modellversuches. Während die Bodenmineralisation und Pflanzensukzession sowie Merkmale der ganzen Biozönose wie die Pflanzen- und Tiervielfalt kaum auf die Fragmentierung reagierten, wurde die Populationsdynamik der untersuchten Kleinsäugerarten stark beeinflusst.

HOLT et al. (1995) untersuchten die Dynamik der Pflanzensukzession in den ersten sechs Jahren des Versuches. Grosse Fragmente wiesen mehr Arten und grössere Unterschiede in der Artenzusammensetzung auf als kleine Fragmente. Populationen mit sich vegetativ vermehrenden Pflanzen hatten das grösste Risiko aus kleinen Fragmenten zu verschwinden. Im allgemeinen hatte aber die Grösse der Fragmente einen geringen Einfluss auf die Sukzessionsdynamik der Pflanzenpopulationen.

#### 5. Fragmentierung von Kalkmagerrasen im Nordwestschweizer Jura

Im Rahmen des Schwerpunktprogramms Umwelt des Schweizerischen Nationalfonds wurde zwischen 1993 und 1999 auf drei Kalkmagerrasen bei Nenzlingen, Movelier und Vicques im Nordwestschweizer Jura ein Fragmentierungs-Modellversuch durchgeführt (BAUR & ERHARDT 1995). Der Modellversuch bestand aus zwölf über die drei Gebiete verteilten Untersuchungseinheiten von jeweils 28 m x 32 m Grösse. Jede Untersuchungseinheit war in einen Fragmentierungs- und einen Kontrollteil aufgeteilt (Abb. 1). Der Fragmentierungsteil enthielt vier unterschiedlich grosse Fragmente (ein grosses (4,5 m x 4,5 m), ein mittelgroses (1,5 m x 1,5 m) und zwei kleine Fragmente (0,5 m x 0,5 m)), deren Umgebung durch regelmässiges Mähen (6 - 9 mal pro Jahr) vom angrenzenden Grasland abgetrennt wurde. Diese Art der Fragmentierung wirkt für verschiedene Pflanzen- und Tierarten als partielle oder absolute Ausbreitungsbarriere, kann aber nach Abschluss des Versuches rückgängig gemacht werden, was wegen der Gefährdung des Lebensraumtypes von besonderer Bedeutung ist. Im unberührten Kontrollteil waren spiegelbildlich vier Flächen markiert, die der Grösse der Fragmente entsprachen (Abb. 2 und 3). Die verschieden grossen Fragmente wurden innerhalb der Untersuchungseinheiten zufällig auf die vorgegebenen Positionen verteilt. Der Abstand zwischen den einzelnen Fragmenten sowie zwischen den Fragmenten und der unberührten Wiese betrug 5 m, was ungefähr der Breite einer Landstrasse entspricht. Die ganze Fläche der drei Versuchsgebiete wurde einmal pro Jahr im November gemäht um

die Verbrachung zu verhindern. Im Winter waren die Untersuchungsgebiete oft mit einer geschlossenen Schneeschicht bedeckt. BAUR et al. (1996) präsentieren eine detaillierte Beschreibung der drei Gebiete.

Der gesamte Modellversuch bestand aus 48 Fragmenten und 48 Kontrollflächen. Die beschriebene Versuchsanlage erlaubt einen direkten Vergleich der Fragmente mit den Kontrollflächen in der gleichen Untersuchungseinheit. Dadurch werden räumliche Unterschiede in Lebensraumeigenschaften, wie z.B. in Bodenqualität und Hangneigung, minimiert. Die zwölf Untersuchungseinheiten können als unabhängige Wiederholungen betrachtet werden, was eine statistische Auswertung der im Feld erhobenen Daten erlaubt.

Die in diesem Modellversuch gewählte räumliche Ausdehnung der Fragmentierung dürfte für Wirbeltierarten mit grossen Raumansprüchen kaum relevant sein. Hingegen können sessile Arten und solche mit geringer Mobilität durch die vorgegebene Fragmentierung beeinflusst werden. Aus diesem Grund konzentrierten sich die Untersuchungen auf endophytische Pilze, Gefässpflanzen und Invertebraten (Spinnen, Ameisen, Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Heuschrecken, Tagfalter und Landschnecken). Zur Erfassung der Artenvielfalt und Bestandesgrössen ausgewählter Arten wurden in den Jahren 1993-1998 ausschliesslich nicht-destruktive Methoden verwendet. Im letzten Untersuchungsjahr (1999) wurden Invertebraten gefangen und Blätter von Pflanzen für genetische Analysen eingesammelt.

Parallel laufende Untersuchungen über die Artenvielfalt und Dichten der verschiedenen Organismen

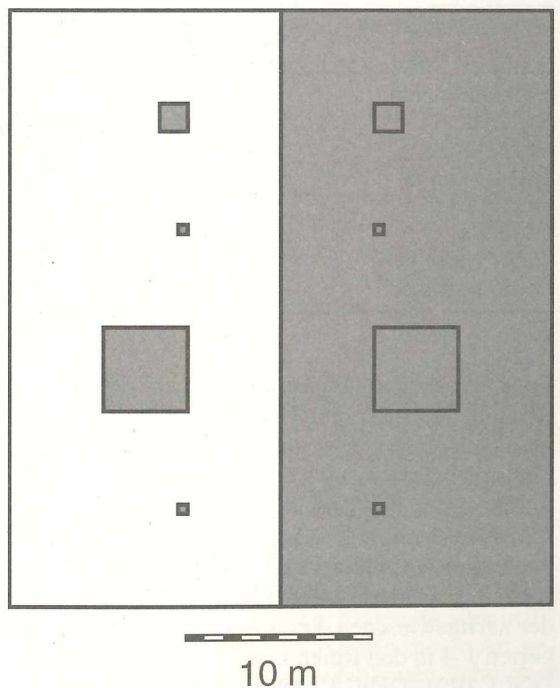
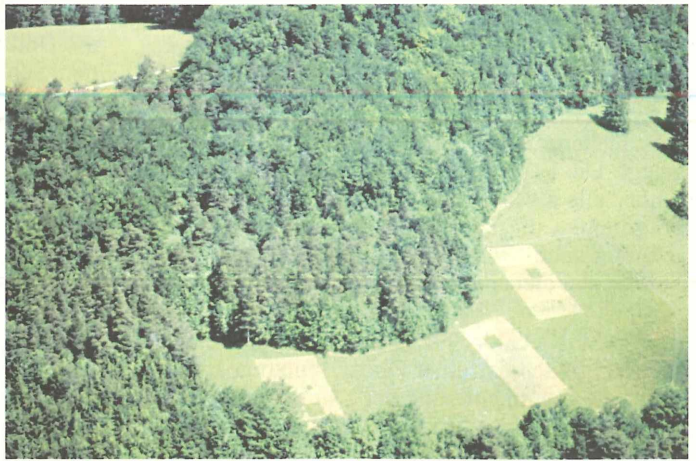


Abbildung 1

Schematische Darstellung einer Untersuchungseinheit mit vier Fragmenten und vier Kontrollflächen. Der weisse Teil wurde regelmässig gemäht, um die Isolationswirkung aufrecht zu erhalten.

**Abbildung 2**

**Luftaufnahme der drei Untersuchungseinheiten in Movelier (Foto: Michel Wurtz)**



**Abbildung 3**

**Nahaufnahme eines grossen (4,5 m x 4,5 m) Fragmentes in Vicques. Im Hintergrund sind ein mittelgrosses und ein kleines Fragment sichtbar (Foto: Bruno Baur).**



**Tabelle 1**

**Artenvielfalt der Magerrasen in Nenzlingen, Movelier und Vicques in den Jahren 1993 und 1994 (aus BAUR et al. 1996)**

| Organismengruppe | Anzahl gefundene Arten in |          |         | Gesamtzahl Arten (species pool) |
|------------------|---------------------------|----------|---------|---------------------------------|
|                  | Nenzlingen                | Movelier | Vicques |                                 |
| Gefässpflanzen   | 111                       | 116      | 96      | 143                             |
| Spinnen          | 60                        | 63       | 66      | 108                             |
| Hornmilben       | 18                        | 18       | 18      | 31                              |
| Tausendfüsser    | 1                         | 4        | 7       | 8                               |
| Heuschrecken     | 13                        | 16       | 10      | 17                              |
| Laufkäfer        | 19                        | 19       | 21      | 38                              |
| Schmetterlinge   | 32                        | 46       | 40      | 46                              |
| Landschnecken    | 21                        | 16       | 15      | 22                              |

im angrenzenden Grasland wiesen auf den grossen Artenreichtum der drei Magerrasen hin (Tab. 1). So wurden je nach Ort zwischen 96 und 116 Arten von Gefässpflanzen, 60-66 Spinnenarten, je 18 Hornmilbenarten, 1-7 Tausendfüsserarten, 10-16 Heuschreckenarten, 19-21 Laufkäferarten, 32-46 Tagfalterarten und 15-21 Landschneckenarten gefunden (BAUR et al. 1996). Ein beträchtlicher Teil der nachgewiesenen Arten gilt als gefährdet (Kategorien 1-4 in den Roten Listen der Schweiz; LANDOLT 1991, DUELLI 1994). Von den gefundenen Heuschrecken sind 47% der Arten in den Roten Listen der Schweiz aufgeführt, von den Tagfaltern 35%, Gefässpflanzen 19%, Landschnecken 14% und von den Laufkäfern 11% (NIEMELÄ & BAUR 1998).

### 5.1 Veränderung der Dichten bei Gefässpflanzen und Wirbellosen

Der Einfluss der Fragmentierung auf die Dichten der häufigen Arten von Gräsern, Kräutern, Ameisen, Tagfalter, Heuschrecken und Landschnecken wurde drei Jahre nach Beginn des Modellversuches erstmals analysiert (ZSCHOKKE et al., 2000). Als häufig wurden Arten betrachtet, die in den Fragmenten oder Kontrollflächen von mindestens 10 der 12 Untersuchungseinheiten gefunden wurden. Von den insgesamt 200 nachgewiesenen Arten waren 64 häufig (15 Gras-, 28 Kräuter-, 9 Tagfalter-, 1 Ameisen-, 6 Heuschrecken- und 5 Landschneckenarten).

Die Dichten von 19 (30%) der 64 häufigen Arten waren durch die Fragmentierung beeinflusst. Inter-



essanterweise suchten bei allen neun Tagfalterarten (*Melanargia galathea*, *Maniola jurtina*, *Ochlodes venatus*, *Polyommatus icarus*, *Coenonympha pamphilus*, *Macroglossum stellatarum*, *Thymelicus sylvestris*, *Cynthia cardui* und *Zygaena filipendulae*) weniger Individuen Nektar in den Fragmenten als in den entsprechenden Kontrollflächen (Abb. 4). Die Abnahme der Futtersuchaktivität der Tagfalter in den Fragmenten kann jedoch nicht auf ein reduziertes Blütenangebot zurückgeführt werden. So wies beispielsweise der Heil-Ziest (*Betonica officinalis*) mehr Blütenstände auf als in den entsprechenden Kontrollflächen. Fünf der 15 (33%) häufigen Grasarten (*Bromus erectus*, *Dactylis glomerata*, *Luzula campestris*, *Danthonia decumbens* und *Phleum pratense*) waren ebenfalls durch die experimentelle Fragmentierung beeinflusst. Im Gegensatz zu den Tagfaltern profitierten aber die Gräser von der Fragmentierung, wurden doch in den Fragmenten mehr Halme gefunden als in den Kontrollflächen. Von den 28 häufigen Kräuterarten waren nur zwei (7%) von der Fragmentierung beeinflusst. Wie die Gräser hatten *Ranunculus bulbosus* und *Sanguisorba minor* mehr Pflanzen in den Fragmenten als in den entsprechenden Kontrollflächen. Von den sechs häufigen Heuschreckenarten wurden drei (50%) durch die Fragmentierung beeinflusst. *Stenobothrus lineatus* kam in den Fragmenten weniger häufig vor als in den Kontrollflächen, während *Platycleis albopunctata* und *Chorthippus biguttulus* in den Fragmenten häufiger waren.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass schon drei Jahre nach Beginn der Fragmentierung einige Arten auf Veränderungen in der räumlichen Struktur der Umgebung reagiert haben. Es werden aber nicht alle Arten, auch nicht innerhalb der gleichen taxonomischen Gruppe, durch die Fragmentierung in gleicher Weise beeinflusst. Einige Arten wurden häufiger in den Fragmenten, andere Arten seltener (einige davon dürften vermutlich später aussterben). Wiederum andere Arten reagierten nicht auf die Fragmentierung. Dabei spielt die Grösse der Fragmente eine wichtige Rolle. Mehrere Arten zeigten veränderte Dichten in den kleinen und mittelgrossen Fragmenten, nicht aber in den grossen Fragmenten. Diese Ergebnisse bestätigen frühere Schlussfolgerungen, dass Fragmentierungseinflüsse artspezifisch wirken und von der räumlichen und zeitlichen Skala abhängen (WIENS 1989; DOAK et al. 1992; ABENSPERG-TRAUN & SMITH 1999). Bisher wissen wir allerdings nur wenig über die Reaktion von seltenen Arten auf Lebensraumfragmentierung.

### 5.2 Populationsgrösse und Überlebenswahrscheinlichkeit in Fragmenten

Die Grösse einer Population ist ein wichtiger Parameter für deren längerfristiges Überleben in einem (isolierten) Lebensraum (MEFFE & CARROLL 1994, PRIMACK 1995). Mit Hilfe einer Wiederfangmethode (mark-recapture) wurden die Populationsgrössen von sechs Landschneckenarten (*Punctum pygmaeum*, *Vertigo pygmaea*, *Pupilla muscorum*, *Cochlicopa lubrica*, *Trichia plebeia* und *Helicella itala*) in 20 Fragmenten und 20 Kontrollflächen in den fünf Untersuchungseinheiten in

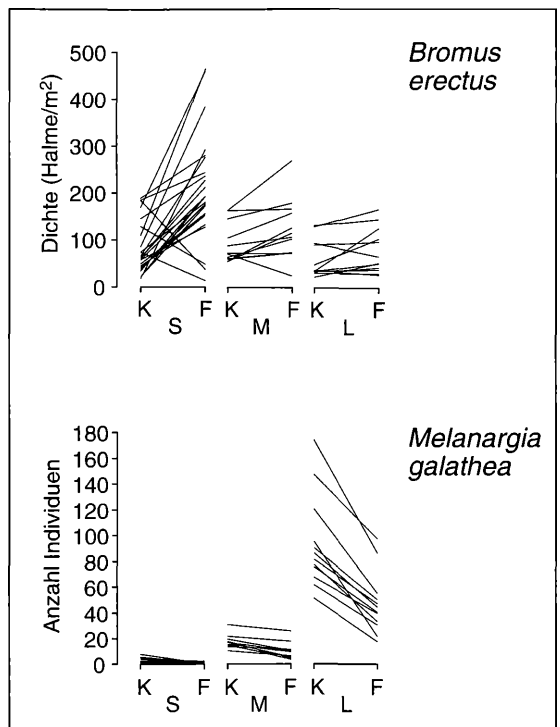


Abbildung 4

Paarweiser Vergleich der Dichten der Aufrechten Treppe (*Bromus erectus*) und des Schachbrettfalters (*Melanargia galathea*) in Fragmenten (F) und entsprechenden Kontrollflächen (K). S = kleine, M = mittelgrosse und L = grosse Fragmente resp. Kontrollflächen.

Nenzlingen in den Jahren 1994-1996 geschätzt. Alle sechs Schneckenarten sind typische Bewohner von Kalkmagerrasen, unterscheiden sich aber beträchtlich in der Schalengrösse der ausgewachsenen Tiere. *Punctum pygmaeum* erreicht als kleinste Landschnecke Zentraleuropas einen Schalendurchmesser von 1,3 - 1,5 mm. *Vertigo pygmaea* ist mit einer Schalenhöhe von 1,7 - 2,2 mm nur wenig grösser. Hingegen erreichen erwachsene Individuen von *Helicella itala* einen Schalendurchmesser von 13 - 18 mm (KERNEY et al. 1983). Setzt man die Grösse von *P. pygmaeum* ins Verhältnis zur Grösse eines Menschen (1,75 m), so bedeutet ein grosses Fragment für diese kleinen Schnecken einen Graswald von 5250 m Seitenlänge und ein kleines Fragment eine Fläche von 583 m Seitenlänge.

Im allgemeinen beherbergten Fragmente kleinere Schneckenpopulationen als die entsprechenden Kontrollflächen (OGGIER 1999). Die Inselbiogeographie-Theorie sagt voraus, dass kleine Populationen eine höhere Aussterbewahrscheinlichkeit haben als grosse Populationen. Der Modellversuch erlaubt eine Überprüfung dieser Hypothese. Populationen galten für uns als lokal ausgestorben, wenn während eines Jahres in einem Fragment oder in einer Kontrollfläche keine Individuen dieser Art gefunden wurden, im vorangegangenen Jahr aber noch eine Population vorhanden war. In den Perioden 1994/95 und 1995/96 wurden insgesamt 77 lokale Aussterbeereignisse protokolliert (OGGIER 1999). In 75 der 77 Fälle (97%) bestand die betroffene Schneckenpopulation im Jahr vor dem Aussterben aus 10 oder weniger Individuen (Abb. 5).

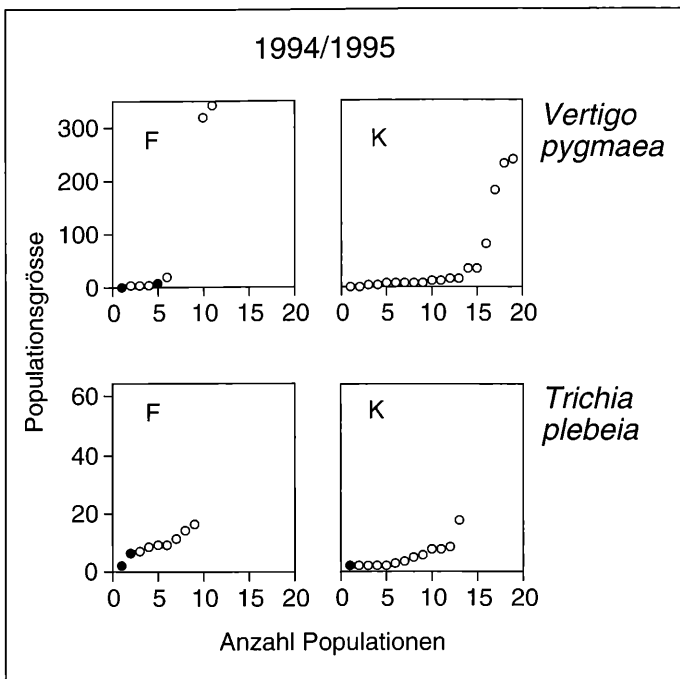


Abbildung 5

Grösse der Populationen von *Vertigo pygmaea* und *Trichia plebeia*, welche 1994/1995 überlebten (Kreise) oder während dieser Periode ausstarben (Punkte). Die Populationen sind in zunehmender Grösse angeordnet.

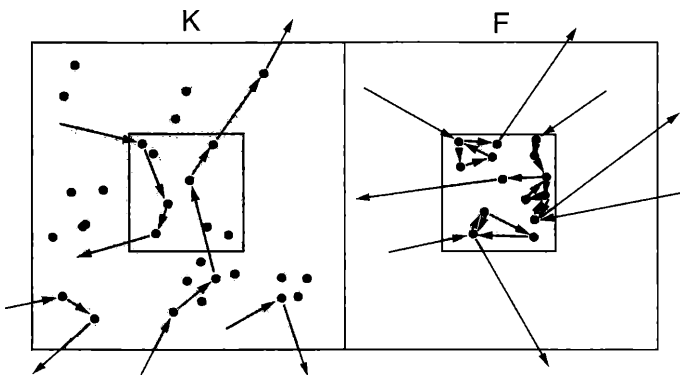


Abbildung 6

Blütenbesuchsmuster von acht Individuen des Schachbrettfalters (*Melanargia galathea*). Jeder Punkt stellt lagerichtig die Position eines blühenden Heil-Ziests (*Betonica officinalis*) dar. Rechts sind die Blütenbesuchsmuster im einem mittelgrossen Fragment dargestellt, links in der entsprechenden Kontrollfläche.

Bei allen sechs Schneckenarten waren die Populationen, die zwischen zwei Sommern ausstarben, kleiner als die Populationen, die die gleiche Periode überlebten. Der Modellversuch bestätigt die Hypothese, dass kleinere Populationen einem grösseren Aussterberisiko ausgesetzt sind als grosse Populationen.

### 5.3 Veränderungen der Wechselwirkungen zwischen Pflanzen und Bestäubern

Die Bestäubung von Pflanzen durch Tiere ist eine mutualistische Beziehung. In unseren Breitengraden bieten die meisten tierbestäubten Blüten Nektar oder Pollen oder beides als Belohnung für ihre Besucher an. Der Pollen und Nektar von Pflanzen mit einfach strukturierten Blüten ist für verschiedene Insektenarten zugänglich. Es gibt aber viele Pflanzenarten mit komplex strukturierten Blüten, aus denen der Nektar nur mit Hilfe von langen Saugrüsseln entnommen werden kann. Pflanzen mit hochspezialisierten Blütenstrukturen werden oft nur von wenigen Insektenarten bestäubt: In diesen Fällen besteht ein obligatorischer Mutualismus zwischen Blütenpflanze und Bestäuber.

Wie wirkt sich Lebensraumfragmentierung auf die Wechselwirkung zwischen Blütenpflanzen und deren Bestäuber aus? Im Modellversuch wurde am Beispiel des Heil-Ziests (*Betonica officinalis*) der

Einfluss der bestäubenden Insekten auf die genetische Vielfalt von Blütenpflanzen untersucht (WIRTH 1998). Bei Beginn des Modellversuches unterschieden sich Fragmente und Kontrollflächen nicht in der Anzahl der Blütenstände von *B. officinalis* (RUSTERHOLZ, unveröffentlichte Daten). Mit der fortdauernden Fragmentierung veränderten jedoch die Pflanzen ihre Fortpflanzungsstrategie. Die sexuelle Vermehrung wurde dem klonalen Wachstum bevorzugt. *B. officinalis* begann in den Fragmenten mehr Blüten zu bilden. Trotz des erhöhten Blüten- und Nektarangebotes der Fragmente wurden diese aber weniger von bestäubenden Insekten besucht als die Kontrollflächen. Auch die Zusammensetzung der Bestäuber veränderte sich, indem die Fragmente von weniger Wespen, Schwebfliegen und Tagfalter besucht wurden als die gleich grossen Kontrollflächen. Die Fragmentierung beeinflusste zudem das Bewegungsmuster von einzelnen Bestäubern. Abbildung 6 zeigt die Bewegungsmuster von acht Schachbrettfaltern (*Melanargia galathea*). Im unzerschnittenen Kontrollgebiet besuchten die Falter jede zweite oder dritte Heil-Ziest-Blüte. Dabei wird Pollen auf die übernächsten oder noch weiter entfernten Blüten übertragen. In den Fragmenten hingegen besuchten die Falter auf engstem Raum wiederholt benachbarte Blüten. Einzelne Blüten erhalten so vorwiegend Pollen von Nachbarpflanzen und oft sogar eigene Pollenkörner. Die Selbstbefruchtungsrate

nahm in den ersten drei Jahren des Experimentes in den Fragmenten von 3 auf 20% zu. Dies hat Konsequenzen für die Fortpflanzung der Individuen und die genetische Vielfalt der Populationen. In den Fragmenten nahm die genetische Variabilität ab und erste Anzeichen von negativen Inzuchteffekten wurden sichtbar: Pflanzen in den Fragmenten produzierten weniger und kleinere Samen als Pflanzen in den Kontrollflächen. Dieses Beispiel zeigt, wie das Bewegungsmuster von Bestäubern, das durch die Fragmentierung verändert wird, die genetische Struktur und Vielfalt von Pflanzenpopulationen beeinflussen und so zum Aussterben einzelner Arten beitragen kann.

#### 5.4 Veränderung der Wechselwirkungen zwischen Gräsern und Erststickungsschimmeln

Der Erreger des Erststickungsschimmels, *Epichloë* sp., ist ein Verwandter des Mutterkorn-Pilzes und wächst als sogenannter Endophyt in verschiedenen Grasarten. Ausserlich nicht sichtbar produziert *Epichloë* in der Wirtspflanze Antibiotika, die für gewisse Frassfeinde (Herbivoren) und andere Pilze giftig sind. Dadurch werden die befallenen Grashalme vor anderen Infektionen und Parasiten geschützt. Der Erststickungsschimmel wirkt als Symbiont, der die Wirtspflanze besser gedeihen lässt als nicht infizierte Pflanzen. Der Pilz kann jedoch seine verborgene endophytische Lebensweise aufgeben, indem er die Blattscheiden und Blütenanlagen des Wirtes mit einem dichten, weissen „Stroma“ überzieht (BOLLER 1996). In dieser kolbenähnlichen Struktur bildet der Pilz Sporen. Auf diese Weise sorgt *Epichloë* nicht nur für die eigene Verbreitung, sondern blockiert auch die Blütenbildung der Wirtspflanze und verhindert deren sexuelle Fortpflanzung. Die Wirtgräser sind im allgemeinen mehrjährig und können sich auch vegetativ vermehren, zum Beispiel durch unterirdische Ausläufer. Für den Pilz bedeutet dies einen Vorteil, da sich nun die Wirtspflanze als genetische „Monokultur“ vermehrt, anstatt sich durch sexuelle Fortpflanzung genetisch zu differenzieren.

Im Modellversuch wurde der Einfluss der Lebensraumfragmentierung auf die Wechselwirkungen zwischen der Wirtspflanze *Bromus erectus*, der Aufrechten Trespe, und dem Pilz *Epichloë bromicola* untersucht. *B. erectus* ist eine dominante Grasart in den untersuchten Magerrasen. Die Untersuchungen zeigten, dass der Erststickungsschimmel in der Pflanze zwischen einer symbiontischen und einer pathogenen Lebensweise hin- und herpendelt, und dass diese Erscheinungsformen durch Veränderungen der Umwelt, wie sie durch Lebensraumfragmentierung entstehen, stark beeinflusst werden können.

Als Endophyt ist der Erststickungsschimmel nicht sichtbar. Mit Hilfe einer molekulargenetischen Technik (Mikrosatelliten-Verfahren) ist der Pilz aber einwandfrei nachweisbar (GROPPE & BOLLER 1997). So konnte der Anteil der infizierten Halme in den Fragmenten und Kontrollflächen ermittelt werden. Demographische Erhebungen, welche in den ersten drei Jahren des Modellversuches durchgeführt wurden, zeigten einen signifikanten

Einfluss der Fragmentierung auf den Anteil blühender Bromus-Pflanzen (GROPPE et al., 2001). Sie reagieren auf diese Umweltveränderung mit einer vermehrten Bildung von Blüten, d.h. sie bevorzugen die sexuelle Reproduktion. Gleichzeitig beginnt aber der Erststickungsschimmel die Gräser zu sterilisieren: Die sexuelle Fortpflanzung des Grases wird vom Pilz verhindert. Die Gräser können keine Samen mehr bilden und sich nur noch vegetativ vermehren. Bei einem wiederholten Ausfall der sexuellen Fortpflanzung wird die genetische Vielfalt der Pflanzenpopulation reduziert.

## 6. Schlussfolgerungen

Die aufgeführten Beispiele belegen die Wichtigkeit der Modellversuche. Zahlreiche fragmentierungsbedingte Veränderungen in ökologischen Prozessen konnten dank Versuchen mit kontrollierten Bedingungen nachgewiesen und quantifiziert werden. So zeigten Modellversuche, wie Fragmentierung fein abgestimmte Wechselwirkungen zwischen den Organismen verändern oder sogar unterbrechen kann. Gesamthaft gesehen dürften die Modellversuche wesentlich zum momentanen Kenntnisstand über Lebensraumfragmentierung beitragen. Es wäre aber falsch, sich nur auf Ergebnisse von Modellversuchen zu beziehen. Modellversuche haben auch Grenzen und Nachteile: Sie sind sehr arbeitsaufwendig, und es dürfte nur wenige Institutionen geben, die ein derartiges Experiment längerfristig (>20 Jahre) finanziell unterstützen. Auch stellen sich Fragen über die räumliche Skala der Fragmentierung und Relevanz auf der Landschaftsebene. Nicht alle im Modellversuch erfassten Veränderungen in ökologischen Prozessen lassen sich automatisch auf die real fragmentierte Landschaft übertragen. Aus Modellversuchen können aber oft Arbeitshypothesen abgeleitet werden, die sich an echten Fragmenten überprüfen lassen.

### Anmerkung:

Der im Abschnitt 5 vorgestellte Modellversuch war ein Teilprojekt zum „Integrierten Projekt Biodiversität“ im Rahmen des Schwerpunktprogramms Umwelt (SPPU) des Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (Projekt 5001-44620). Ich danke A. Studer-Thiersch und S. Zschokke für die Durchsicht des Manuskripts.

## Literatur

- ABENSPERG-TRAUN, M. & G.T. SMITH (1999): How small is too small for small animals? Four terrestrial arthropod species in different-sized remnant woodlands in agricultural Western Australia. *Biodiversity and Conserv.* 8: 709-726.
- BAUR, B. & A. ERHARDT (1995): Habitat fragmentation and habitat alteration: principle threats to many animal and plant species. - *Gaia* 4: 221-226.

- BAUR, B.; J. JOSHI, B. SCHMID, A. HÄNGGI, D. BORCARD, J. STARY, A. PEDROLI-CHRISTEN, G.H. THOMMEN, H. LUKA, H.-P. RUSTERHOLZ, P. OGGIER, S. LEDERGERBER & A. ERHARDT (1996): Variation in species richness of plants and diverse groups of invertebrates in three calcareous grasslands of the Swiss Jura mountains. - *Rev. suisse Zool.* 103: 801-833.
- BIERREGAARD, R.O.; T.E. LOVEJOY, V. KAPO, A.A. SANTOS & R.W. HUTCHINGS (1992): The biological dynamics of tropical forest fragments. A prospective comparison of fragments and continuous forest. - *Bioscience* 42: 859-866.
- BOLLER, T. (1996): Pflanzenkrankheiten als Promotoren der Pflanzenvielfalt. - *Uni Nova* 75: 16-20.
- BRUNA, E.M. (1999): Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402: 139.
- DAVIES, K.F. & C.R. MARGULES (1998): Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. - *J. Anim. Ecol.* 67: 460-471.
- DIAMOND, J.M. (1975): The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. - *Biol. Conserv.* 7: 129-146.
- DIAMOND, J.M. & R.M. MAY (1976): Island biogeography and the design of nature reserves. - In: MAY, R.M. (ed.): *Theoretical ecology. Principles and applications.* Blackwell Sciences Publications, Oxford: 163-186.
- DIDHAM, R.K. (1997): An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. - In: WATT, A.D.; STORK, N.E. & HUNTER, M.D. (eds): *Forests and insects.* Chapman & Hall, London: 303-320.
- DIDHAM, R.K. (1998): Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. - *Oecologia* 116: 397-406.
- DIDHAM, R.K.; J. GHAZOUL, N.E. STORK & A. DAVIS (1996): Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends Ecol. Evol.* 11: 255-260.
- DIDHAM, R.K.; J.H. LAWTON, P.M. HAMMOND & P. EGGLETON (1998a): Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. - *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 353: 437-451.
- DIDHAM, R.K.; P.M. HAMMOND, J.H. LAWTON, P. EGGLETON & N.E. STORK (1998b): Beetle species responses to tropical forest fragmentation. - *Ecol. Monogr.* 68: 295-323.
- DOAK, D.F.; P.C. MARINO & P.M. KAREIVA (1992): Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersal success: implications for conservation. - *Theoret. Pop. Biol.* 41: 315-336.
- DUELLI, P. (Hrsg.) (1994): Rote Listen der gefährdeten Tierarten in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 97 S.
- GROPPE, K. & T. BOLLER (1997): PCR-assay based on a microsatellite-containing locus for detection and quantification of *Epichloë* endophytes in grass tissue. - *Appl. Environ. Microbiol.* 63: 1543-1550.
- GROPPE, K.; T. STEINGER, B. SCHMID, B. BAUR & T. BOLLER (2001): Effects of habitat fragmentation on choke disease (*Epichloë bromicola*) in the grass *Bromus erectus*. - *J. Ecol.*: in press.
- HAMILTON, M.B. (1999): Tropical tree gene flow and seed dispersal. - *Nature* 401: 129-130.
- HÄNGGI, A. & B. BAUR (1998): The effect of forest edge on ground-living arthropods in a remnant of unfertilized calcareous grassland in the Swiss Jura mountains. - *Mitt. Schweiz. Entomol. Ges.* 71: 343-353.
- HOLT, R.D.; G.R. ROBINSON & M.S. GAINES (1995): Vegetation dynamics in an experimentally fragmented landscape. - *Ecology* 76: 1610-1624.
- KERNEY, M.P.; R.A.D. CAMERON & J.H. JUNG-BLUTH (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. - Paul Parey, Hamburg: 384 S.
- KLEIN, B.C. (1989): Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* 70: 1715-1725.
- KRUESS, A. & T. TSCHARNTKE (1994): Habitat fragmentation, species loss, and biological control. - *Science* 264: 1581-1584.
- LANDOLT, E. (1991): Rote Liste. Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz. - Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 185 S.
- LAURANCE, W.F. (1991): Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. - *Biol. Conserv.* 57: 205-219.
- LAURANCE, W.F. & R.O. Jr. BIERREGAARD (eds) (1997): Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. - Univ. Chicago Press, Chicago.
- LAURANCE, W.F.; L.V. FERREIRA, J.M. RANKIN-DE MERONA & S.G. LAURANCE (1998): Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. - *Ecology* 79: 2032-2040.

- LAURANCE, W.F.; S.G. LAURANCE, L.V. FERREIRA, J.M. RANKIN-DE MERONA, C. GASCON & T.E. LOVEJOY (1997):  
Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1117-1118.
- LAURANCE, W.F. & YENSEN, E. (1991):  
Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. - *Biol. Conserv.* 55: 77-92.
- LOVEJOY, T.E.; R.O. Jr. BIERREGAARD, A.B. RYLANDS, J.R. MALCOLM, C.E. QUINTELA, L.H. HARPER, K.S. Jr. BROWN, A.H. POWELL, G.V.N. POWELL, H.O.R. SCHUBART & M.B. HAYS (1986):  
Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments. - In: SOULÉ, M.E. (ed.): *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland: 257-285.
- MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967):  
*The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press.
- MARGULES, C.R. (1992):  
The Wog Wog habitat fragmentation experiment. - *Environm. Conserv.* 19: 316-325.
- MARGULES, C.R.; G.A. MILKOVITS & G.T. SMITH (1994):  
Contrasting effects of habitat fragmentation on the scorpion *Cercophonius squama* and an amphipod. - *Ecology* 75: 2033-2042.
- MATTHIES, D.; B. SCHMID & P. SCHMID-HEMPEL (1995):  
The importance of population processes for the maintenance of biological diversity. - *Gaia* 4: 199-209.
- MEFFE, G.K. & C.R. CARROLL (1994):  
*Principles of conservation biology*. - Sinauer Associates, Sunderland: 600 pages.
- NIEMELÄ, J. & B. BAUR (1998):  
Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. - *Biodiversity and Conserv.* 7: 1407-1416.
- OGGIER, P. (1999):  
Effects of habitat fragmentation on the population dynamics of land snail species. - *Diss. Univ. Basel*: 110 S.
- PRIMACK, R.B. (1995):  
*Naturschutzbiologie*. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 713 S.
- ROBINSON, G.R.; R.D. HOLT, M.S. GAINES, S.P. HAMBURG, M.L. JOHNSON, H.S. FITCH & E.A. MARTINKO (1992):  
Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. - *Science* 257: 524-526.
- SAUNDERS, D.A.; R.J. HOBBS & C.R. MARGULES (1991):  
Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. - *Conservation Biol.* 5: 18-32.
- SIMBERLOFF, D. (1974):  
Equilibrium theory of island biogeography and ecology. - *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5: 161-182.
- STEFFAN-DEWENTER, I. & T. TSCHARNTKE (1997):  
Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. - *Oecologia* 109: 294-302.
- THOMAS, C.D. (1989):  
Predator-herbivore interactions and the escape of isolated plants from phytophagous insects. - *Oikos* 55: 291-298.
- TSCHARNTKE, T. (1998):  
Populationsdynamik in der Agrarlandschaft: Wechselwirkungen zwischen Lebensraum-Inseln. - *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 56: 121-146.
- WIENS, J.A. (1989):  
Spatial scaling in ecology. - *Funct. Ecol.* 3: 385-397.
- WIRTH, T. (1998):  
Molecular genetics and its significance for conservation biology. - *Diss. Univ. Basel*: 126 S.
- WIRTH, T.; P. OGGIER & B. BAUR (1999):  
Effect of road width on dispersal and genetic population structure in the land snail *Helicella itala*. - *Z. Ökologie u. Naturschutz* 8: 23-29.
- ZSCHOKKE, S.; C. DOLT, H.-P. RUSTERHOLZ, P. OGGIER, B. BRASCHLER, G.H. THOMMEN, E. LÜDIN, A. ERHARDT & B. BAUR (2000):  
Short-term responses of plants and invertebrates to experimental small-scale grassland fragmentation. - *Oecologia* 125: 559-572.
- Der nachfolgende Artikel, der nach dem Einreichen der vorliegenden Arbeit erschienen ist, präsentiert eine Zusammenstellung der wichtigsten Modellversuche über Lebensraumfragmentierung:
- DEBINSKI, D.M. & R.D. HOLT (2000):  
A survey and overview of habitat fragmentation experiments. - *Coserv. Biol.* 14: 342-355

#### **Anschrift des Verfassers:**

Prof. Dr. Bruno Baur  
Institut für Natur-, Landschafts- und Umweltschutz  
Universität Basel  
St. Johannis-Vorstadt 10  
CH-4056 Basel  
email: bruno.baur@unibas.ch



# Überleben von Arten in fragmentierten Landschaften – vom Fallbeispiel zur Faustregel

Klaus HENLE & Karin FRANK

## 1. Einleitung

Trotz zahlreicher Anstrengungen in der jüngsten Vergangenheit verläuft der Verlust der natürlichen Vielfalt noch ungebremst. Lebensraumverlust und die Verinselung der verbliebenen Flächen gehören zu den Hauptursachen für diesen Rückgang (HENLE & STREIT 1990, KAULE 1991, GROOMBRIDGE 1992). So verschwanden in den letzten 150 Jahren in verschiedenen Regionen der Schweiz bis zu 100% der Feuchtgebiete (Zusammenfassung in HONEGGER 1982). Streuwiesen und Wachholderheiden gingen in Süddeutschland gebietsweise um 48 - 87% zurück (KAPFER 1993), und entsprechende Verluste treten für viele Lebensräume in unserer Kulturlandschaft auf (WILCOVE et al. 1986, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Selbst in Flächenstaaten wie Bayern sind nur noch verschwindend kleine Gebiete weiter als 40 km von der nächsten vierspurigen Straße entfernt (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 1998). Landschaften mit unzerschnittenen naturnahen Lebensräume sind aus Mitteleuropa weitgehend verschwunden und gehören somit zu den wertvollsten Schutzgütern (WATERSTRAAT et al. 1996). Ähnliche Trends sind weltweit zu beobachten (HOBBS & SAUNDERS 1993, MCDADE et al. 1994).

Kleine Inselpopulationen sind gegenüber vielen Einflüssen anfälliger als eine große Population (WISSEL et al. 1994, STRIJBOSCH & VAN GELDER 1997). Mit dem Verlust und der zunehmenden Verinselung der Restflächen werden daher zunehmend selbst die Ansprüche von kleineren Tierarten unterschritten, die erfüllt sein müssen, damit deren Populationen langfristig eine ausreichende Überlebenschance besitzen (HOVESTADT et al. 1991, SETTELE et al. 1996b, AMLER et al. 1999).

Der praktische Naturschutz versucht seit langem, diesen negativen Veränderungen entgegenzuwirken. Dazu stützt er sich vorwiegend auf zwei Strategien. Zum einen wurden in Deutschland und in vielen anderen Ländern zahlreiche Naturschutzgebiete ausgewiesen (in Deutschland 5314, Stand 31.12.1994; BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996), die jedoch fast alle viel zu klein sind, um Arten mit größerem Raumanspruch langfristig eine Überlebenschance zu bieten (BELOVSKY 1987, HOVESTADT et al. 1991). Zum anderen wird versucht, mit der Schaffung von „Biotopverbundsystemen“ die negativen Auswirkungen der Landschaftsfragmentierung zu beseitigen.

In der Vergangenheit verfügte die Praxis hierfür nur über wenig konkrete Anleitungen seitens der angewandten ökologischen Forschung, die zur Prognose der Auswirkungen von Managementmaßnahmen oder Eingriffen auf die Tier- und Pflanzenwelt und damit zur Bewertung von Planungsalternativen herangezogen werden konnten. Daher ist es verständlich, daß entsprechende Maßnahmen häufig stereotyp durchgeführt wurden und nicht immer den erwarteten Erfolg zeigten. So wurde beispielsweise durch eine Heckenpflanzung entlang von Gräben im Rahmen eines „Biotopverbundsystems“ eine der letzten seltenen Falterarten der Filderebene (Baden-Württemberg), der Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nautithous*), im Gemeindegebiet dezimiert (SETTELE et al. 1996a).

In den letzten zwei Jahrzehnten wurden jedoch ausgehend von der Metapopulationstheorie (REICH & GRIMM 1996) zunächst in den USA und in Australien (BOYCE 1992, LINDENMAYER & POS-SINGHAM 1996), inzwischen aber auch in Europa und in Deutschland (VERBOOM et al. 1991, FRANK et al. 1994, SETTELE et al. 1996b, HANSKI & GILPIN 1997, DRECHSLER & WISSEL 1998, FRANK & WISSEL 1998, AMLER et al. 1999) umfangreiche anwendungsrelevante Erkenntnisse erarbeitet und ein Instrumentarium entwickelt, mit dem die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen in den verbliebenen Resthabitaten und die Wirksamkeit von Habitatverbundmaßnahmen eingeschätzt werden können. [Der Begriff Habitatverbund ist dem Begriff Biotopverbund vorzuziehen, da er einen direkten Bezug zur Metapopulationstheorie sichtbar macht (vgl. HENLE & RIMPP 1993).] Dieses Instrumentarium wird als Populationsgefährdungsanalysen (PVA = population viability analysis) bezeichnet.

Obwohl inzwischen bereits Standard-Software zur Analyse der Auswirkungen von Eingriffen oder Managementmaßnahmen auf die Überlebenschancen von Tierpopulationen verfügbar ist, zum Beispiel die Computerprogramme ALEX, VORTEX, RAMAS und META-X (LINDENMAYER et al. 1995, LOREK et al. 1998), bleiben PVAs in der Regel aufwendig, um die erforderlichen populationsbiologischen Grundlagen zu erarbeiten. Der praktische Naturschutz steht jedoch laufend unter Entscheidungszwang und kann es sich nicht immer leisten, für jede Entscheidung in der Praxis eine detaillierte Populationsgefährdungsanalyse durchzuführen. Die modellbasierte Ableitung von Faustregeln zur Beurteilung alternativer Maßnahmen, zur Einschätzung der Überlebensfähigkeit von

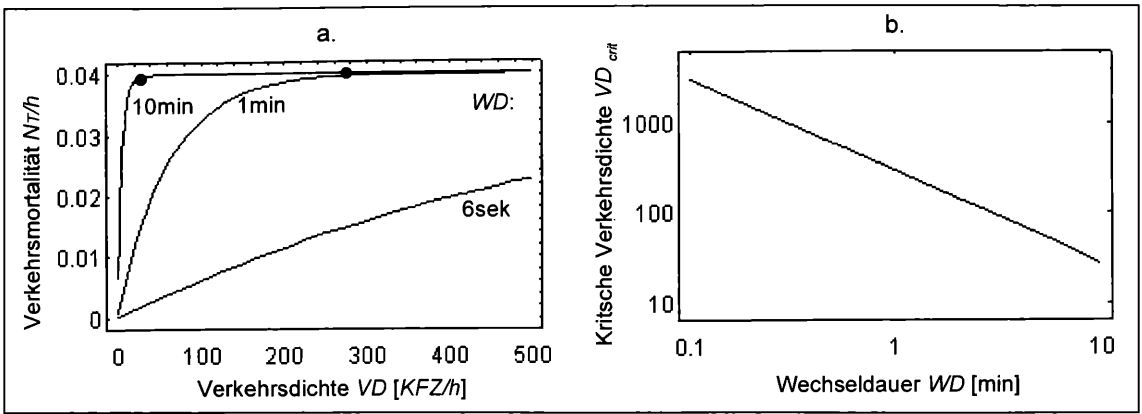


Abbildung 1a

Simulierte Verkehrsmortalität  $N_T/h$  in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte  $VD$  für verschiedene Werte der Wechseldauer  $WD$ . Die Punkte markieren die kritische Verkehrsdichte  $VD_{crit}$  (siehe Text).

(Meta-)populationen oder zur Planung zielführender Freilanduntersuchungen könnten hier der Praxis wertvolle Entscheidungshilfen liefern. Anhand von zwei Fallbeispielen soll in diesem Beitrag gezeigt werden, wie modellbasiert Gefährdungsanalysen durchgeführt werden können und wie man von Fallbeispielen zu Faustregeln gelangen kann.

## 2. Gefährdungsfaktor Straße

### Fallbeispiel Landschaftszerschneidung durch Straßen und Verkehrstod von Fischottern

Im Rahmen eines Projektes zur Bedeutung unzerschnittener Landschaften für Tierarten mit großen Raumansprüchen (LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR MECKLENBURG-VORPOMMERN 1996) wurde unter anderem die Gefährdung des Dachses (*Meles meles*) und des Fischotters (*Lutra lutra*) durch Straßen untersucht (vgl. ROTH et al. in diesem Band). Beim Fischotter ist besonders gut dokumentiert, wie in den letzten 50 Jahren die Zahl der verkehrstoten Tiere dramatisch in die Höhe geschossen ist: 54% aller 242 in Sachsen zwischen 1950 - 1993 gefundenen Kadaver gehen auf den Straßentod zurück, und seit 1989 stellen Verkehrstopfer 81% der bekannten Todesfälle dar (ZINKE 1996). Diese Zahlen decken sich mit den Ergebnissen für Deutschland (REUTHER 1993) und Schottland (KRUUK et al. 1997). In Deutschland zählt der Fischotter bereits zu den vom Aussterben bedrohten Arten (BOYE et al. 1998). Vitale Populationen der semiaquatischen Charakterart fischreicher Gewässer mit mannigfaltig strukturierten Uferzonen finden sich nur noch in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen (ANSORGE 1994, BINNER 1997, MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG 1999). Beim Dachs hat die Verkehrsmortalität in Deutschland zwar noch keine kritische Größe erreicht (ROTH et al. in diesem Band), aber in den Niederlanden ist er durch den Verkehr extrem gefährdet (VERBOOM et al. 1991). Auch für Kleinsäuger und Amphibien gilt der Straßentod in dichter besiedelten Teilen in Deutschland als wesentlicher Gefährdungsfaktor (z.B. MÜNCH 1989). Daher muß dringend geklärt werden, welche

Abbildung 1b

Zusammenhang zwischen kritischer Verkehrsdichte  $VD_{crit}$  und Wechseldauer  $WD$  (aus FRANK et al. im Druck).

relative Bedeutung die Verkehrsmortalität für das Überleben einer Art hat, welche Rolle dabei das Raumnutzungsverhalten der Art spielt, welche Arten besonders durch Straßenverkehr gefährdet sind, und schließlich welche Managementmaßnahmen dazu geeignet sind, die Verkehrsmortalität effektiv zu reduzieren oder deren negativen Effekt zu kompensieren.

Aus diesem Grund haben wir zunächst für den Fischotter ein Modell entwickelt, um den Einfluß des Verkehrs auf die Mortalität zu analysieren. Das Modell geht vom empirisch festgestellten Verhalten von Fischottern an Straßen aus (HERTWECK unveröff.). Die wesentlichen Ergebnisse wurden in FRANK et al. (in Druck) zusammengefaßt. Bei den Modellanalysen hat sich gezeigt, daß das Modell geeignet war, Faustregeln zu entwickeln, die nicht nur auf den Fischotter zutreffen, und deren Anwendung neben Kenntnissen zum Verkehr nur verhältnismäßig leicht zu gewinnende Informationen über das Verhalten einer Art bei Straßenquerungen erfordert. Wir gehen hierbei der prinzipiellen Frage nach, welchen Einfluß die Charakteristika von Raumnutzung (Wechseldauer, Wechselhäufigkeit) und Straßenverkehr (Verkehrsdichte, räumlich-zeitliche Verteilung des Verkehrsstromes) auf die Verkehrsmortalität haben.

**Verkehrsdichte und Wechseldauer.** Unsere Modellergebnisse zeigen (Abb. 1a), daß es eine kritische Verkehrsdichte  $VD_{crit}$  gibt, oberhalb derer die resultierende Mortalität nahezu konstant ist. (Fast alle wechselnden Tiere fallen dem Verkehr zum Opfer.) Dieser Zusammenhang entspricht empirischen Befunden beim Fischotter in Mecklenburg-Vorpommern (ROTH et al. in diesem Band), und ähnliche Zusammenhänge wurden auch für andere Arten empirisch festgestellt (Übersicht in RECK & KAULE 1993). Das bedeutet insbesondere, daß eine Verkehrsreduktion nur dann zu einem signifikanten Effekt führt, wenn der kritische Schwellenwert  $VD_{crit}$  unterschritten wird. Abbildung 1a zeigt aber auch, daß es keine allgemeingültige kritische Verkehrsdichte  $VD_{crit}$  gibt, sondern daß sie von der Wechseldauer  $WD$  abhängt, d.h. der Zeit, die eine wechselnde Ottergruppe (oder andere Tiere) auf der Straße verbringt. Die Größenordnung der Wech-



seldauer  $WD$  (wenige Sekunden, eine Minute, mehrere Minuten) legt die Größenordnung der kritischen Verkehrsdichte  $VD_{crit}$  (3000, 300, 30 Kfz pro Stunde) fest (Abb. 1b). Je länger das Wechseln dauert, umso geringer ist die kritische Verkehrsdichte  $VD_{crit}$  und damit die Chance, durch Verkehrsreduktion einen spürbaren Rückgang der Verkehrsmortalität zu erzielen. Beim Fischotter (und vermutlich bei anderen in Familienverbänden wechselnden Säugern) hängt die Querungsdauer von der Größe der Gruppe und der Stärke der sozialen Interaktionen zwischen den Gruppenmitgliedern beim Wechsel ab. Für Jungtiere führende Fähen ist die Chance für einen spürbaren Effekt also geringer als für solitäre Männchen.

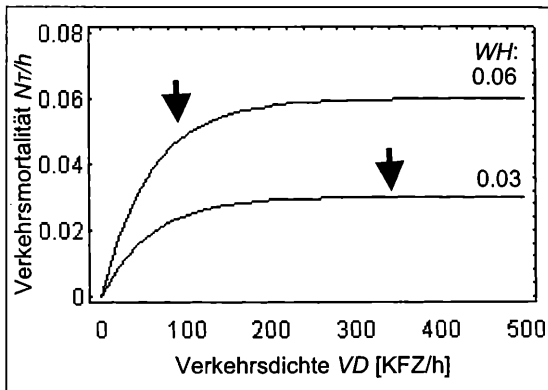


Abbildung 2

**Verkehrsmortalität  $N_T/h$  gegen Verkehrsdichte  $VD$  für verschiedene Wechselhäufigkeiten  $WH$**  (aus FRANK et al. im Druck).

**Verkehrsdichte und Wechselhäufigkeit.** Abbildung 2 zeigt die Mortalität-Verkehrsdichte-Kurven für zwei unterschiedliche Wechselhäufigkeiten  $WH$ . Die beiden Pfeile machen deutlich, daß die Mortalität in Straßenabschnitten mit geringer Verkehrsdichte, aber hoher Wechselhäufigkeit durchaus höher sein kann als in Abschnitten mit höherer Verkehrsdichte, aber geringer Wechselhäufigkeit. Das heißt, daß eine höhere Wechselhäufigkeit den Vorteil einer geringeren Verkehrsdichte wieder zunichte machen kann. Dieser Sachverhalt hat Konsequenzen für die Frage, in welchen Straßenabschnitten eine Reduktion des Verkehrs von besonderer Wichtigkeit wäre. Insbesondere dann, wenn ein Meidungsverhalten der Tiere festzustellen ist, sollte man sich auf die Straßen geringerer und nicht auf die höherer Verkehrsdichte konzentrieren, was auf den ersten Blick vielleicht etwas unerwartet erscheint. Den weniger befahrenen Straßen ist der Vorzug zu geben, weil dort (a) die Chance höher ist, durch Verkehrsreduktion tatsächlich eine signifikante Mortalitätsreduktion zu erreichen (s.o.), und (b) auch die Notwendigkeit größer ist, da in diesen Straßenabschnitten eine höhere Wechselhäufigkeit zu erwarten ist. Selbst in den Fällen, in denen eine Verkehrsreduktion in den wenig befahrenen Straßen nur durch eine entsprechende Verkehrsverstärkung in den viel befahrenen Straßen realisierbar ist, ist der Gesamteffekt positiv (sofern die Verkehrsdichte der viel befahrenen Straße bereits im kritischen Bereich war). Diese Effekte werden besonders im Zusammenhang mit Fragen einer Verkehrsregulation zur Mortalitätsreduktion interessant.

### Der Effekt einer künstlichen Verkehrspulsierung.

In den Abschnitten, wo die Verkehrsdichte im kritischen Bereich liegt und eine Verkehrsreduktion nur wenig Wirkung zeigt (s.o.), sind alternative Mechanismen zur Mortalitätsreduktion besonders gefragt. Auch hier bietet das Modell eine gute Möglichkeit, verschiedene Szenarien in Hinblick auf ihren Effekt zu testen. Im Folgenden gehen wir der Frage nach, welche Wirkung eine künstliche Verkehrspulsierung auf die Mortalität hat. Unter einer Verkehrspulsierung in der relevanten Stunde verstehen wir die Schaffung von Verkehrspausen, die durch eine entsprechende Verkehrsverstärkung in der restlichen Zeit ausgeglichen wird, so daß das Gesamtvolumen des Verkehrs unverändert ist. Abbildung 3a zeigt einen pulsierenden Verkehrsstrom mit 50% Pausen, der in seiner Wirkung auf die Mortalität mit einem gleichmäßigen Verkehrsstrom (Abb. 3b) verglichen wird. Die Verkehrspulsierung führt zu einer deutlichen Reduktion der Mortalität, insbesondere bei Verkehrsdichten  $VD$  im kritischen Bereich (Abb. 3c-d). Dieser Positiveffekt kommt vor allem bei höheren Wechseldauern  $WD$  zum Tragen (Abb. 3d).

### Landschaftlich differenzierte Artenschutzprogramme.

Das Modell erlaubt es, alle denkbaren Managementstrategien mit Potential zur Reduktion der Verkehrsmortalität (wie z.B. „Otter-Brücke“) in ihrem Effekt vergleichend zu bewerten und für jeden Straßenabschnitt die beste Variante zu bestimmen. Auf diese Weise lassen sich Managementpläne erstellen, die optimal an die landschaftlichen Besonderheiten und die Raumnutzung der betrachteten Art angepaßt sind.

#### Ableitung von Faustregeln

**Eine Formel für die Verkehrsmortalität.** Nach umfangreichen Modellanalysen war es uns möglich, eine Formel für die Verkehrsmortalität [mittlere Zahl toter Otter  $N_T(n)$ ] von Ottergruppen der Größe  $n$  in einer bestimmten Stunde an einen bestimmten Straßenabschnitt anzugeben. Im Falle des gleichmäßigen Verkehrsflusses hat die Formel die folgende Struktur:

$$N_T(n) = T(n) \cdot WH(n) \cdot \left[ 1 - \left( 1 - \frac{WD(n)}{60} \right)^{VD} \right] \quad (1).$$

Diese Formel gibt an, wie die Verkehrsmortalität  $N_T(n)$  im einzelnen von der mittleren Verkehrsdichte  $VD$  und den Charakteristika der Raumnutzung [mittlere Wechselhäufigkeit  $WH(n)$ , mittlere Wechseldauer  $WD(n)$ , mittlere Zahl der toten Otter  $T(n)$  pro Unfall] abhängt. Auf einen genauen Beweis dieser Formel wird hier aus Platzgründen verzichtet; sie kann in einer weiterführenden Publikation nachgelesen werden (Frank et al. in Vorb.). Alle bisherigen Aussagen spiegeln sich in Formel (1) wider. Insbesondere bestätigt sich der durch unsere Modelluntersuchungen gefundene Zusammenhang zwischen kritischer Verkehrsdichte  $VD_{crit}$  [definiert durch  $1 - \left( 1 - \frac{WD}{60} \right)^{VD} > 1 - e^{-5}$ ] und Wechseldauer  $WD$ :

$$VD_{crit} \approx \frac{5}{\ln(1 - WD / 60)} \approx \frac{300}{WD} \quad (2).$$

**Optimale Verkehrsreduktion.** Die gefundene kritische Verkehrsdichte  $VD_{crit}$  [Formel (2)] liefert dem

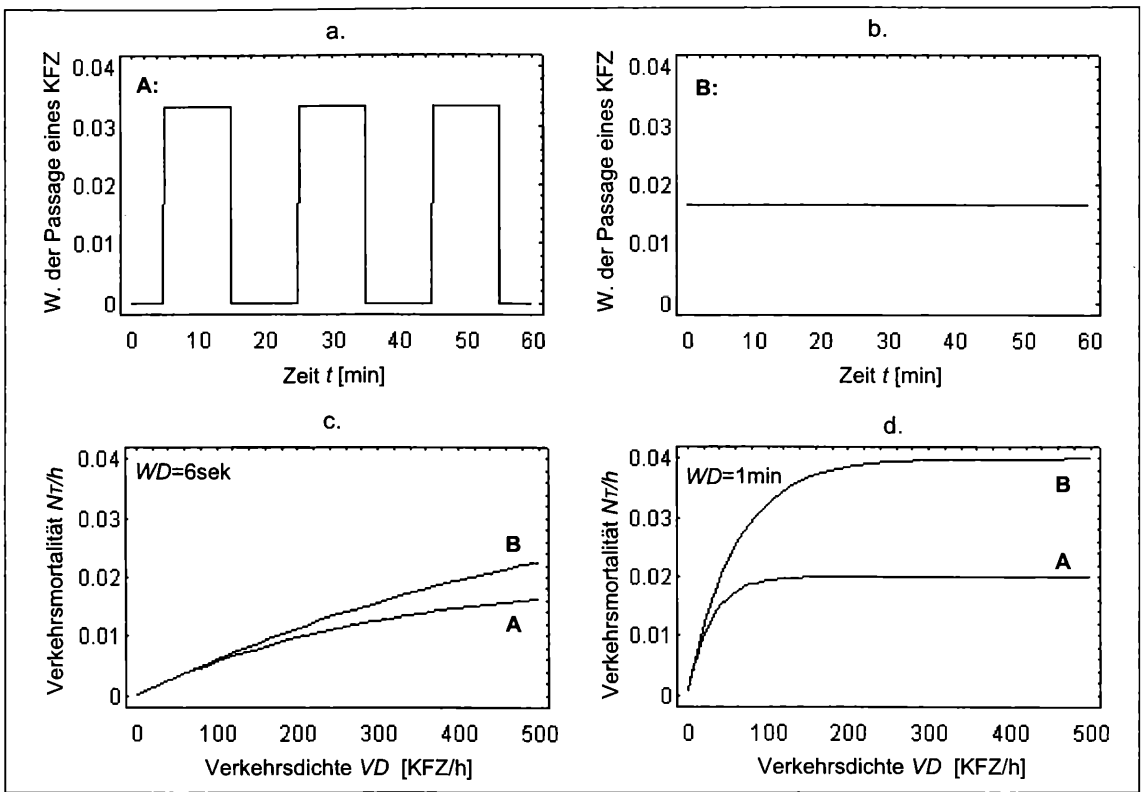


Abbildung 3

Wahrscheinlichkeit der Passage eines KFZ im Verlaufe einer Stunde für einen (a) pulsierenden Verkehr (hier: 50% Verkehrspause) und (b) gleichmäßigen Verkehr sowie resultierende Verkehrsmortalitäten  $N_T/h$  für eine (c) kurze und (d) längere Wechseldauer  $WD$  (aus FRANK et al. im Druck).

Entscheidungssträger eine Art Bewertungsmaßstab (Faustregel), mit dem er für jeden einzelnen Straßenabschnitt ermitteln kann, ob eine Verkehrsreduktion überhaupt sinnvoll ist. Die kritische Verkehrsdichte kann bei Kenntnis der Wechseldauer einer Art und (regionalspezifischer) Verkehrslasten außerdem für eine Einschätzung benutzt werden, welcher Straßentyp für welche Tierart als Totalbarriere wirkt (vgl. ROTH et al. in diesem Band).

Diese Faustregel gilt natürlich nur für flugunfähige Arten. Für Arten, die Straßen überfliegen, müßte zusätzlich zur Fluggeschwindigkeit die Wahrscheinlichkeit für eine Flughöhe bekannt sein, die zu einem Zusammenstoß mit einem Fahrzeug führen kann. Für Fledermäuse kann diese Wahrscheinlichkeit stark von den umgebenden Strukturen abhängen (RICHARZ 1997); bei Vögeln konnte ein signifikanter Einfluß der Silhouette auf die verkehrsbedingte Mortalität nachgewiesen werden (RECK & KAULE 1993). Weiterhin gilt die Faustregel nicht für Arten, die deutliche Verhaltensreaktionen auf den Verkehr zeigen, zum Beispiel mit der Querung warten, bis sich eine Lücke im Verkehr öffnet oder beim Annähern eines Fahrzeuges starr auf der Straße verharren [kann beim Igel (*Erinaceus europaeus*) der Fall sein]. Für eine Einschätzung der Gefährdung solcher Arten bei der Straßenquerung muß vorläufig noch das Simulationsmodell selbst eingesetzt werden.

**Verkehrsregulation als Alternative zu Verkehrsreduktion.** Wir haben gesehen, daß durch geeignete Verkehrsregulation (Pulsierung, räumliche Konzentration) spürbare positive Effekte für das Überleben von Arten mit großer Raumnutzung zu erzie-

len sind. Dies gilt für alle Arten, bei denen die verkehrsbedingte Mortalität relevant ist, also auch für Arten, die bei sich nähernden Fahrzeugen erstarren oder mit dem Wechsel warten. Diese Möglichkeit gewinnt vor allem dann an Bedeutung, wenn eine ausreichende Verkehrsreduktion (Absenken unter  $VD_{crit}$ ) aus irgendwelchen Gründen nicht möglich ist. Auch wenn die Alternativstrategie „Verkehrsregulation“ schwierig umsetzbar sein wird, so bereichert sie doch das Spektrum von Maßnahmen, über die es sich zumindest nachzudenken lohnt. Für Amphibien konnte sie auf einigen untergeordneten Straßen realisiert werden, ist allerdings oft mit starken politischen Konflikten verbunden ist (MÜNCH 1992).

### 3. Flächenbedarf überlebensfähiger Populationen und Habitatverbund

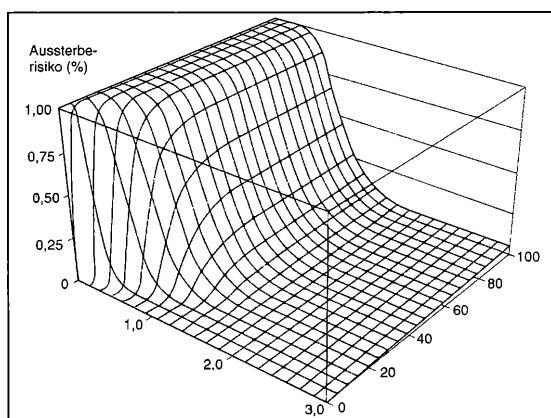
#### Fallbeispiel Flurbereinigung und Überleben kleiner Mauereidechsenpopulationen

Die in Deutschland über Jahrhunderte gewachsene Weinbaulandschaft war ursprünglich geprägt durch eine außergewöhnlich hohe Strukturvielfalt weinbautypischer Landschaftselemente (vgl. LINCK 1954). Mit der umfassenden Neuordnung der Weinbergslagen in diesem Jahrhundert erfuhren die verschiedenen bundesdeutschen Weinbauregionen allerdings tiefgreifende Veränderungen (SCHMIDT-LOSKE 1997). In Rheinland-Pfalz ist die Flurbereinigung in den Weinbaugebieten bereits soweit fortgeschritten, daß meist nur noch an felsigen Steillagen reich strukturierte Terrassen verblieben sind (SCHNURPEL 1987). Wegen der Mehrarbeit

und -kosten, die etwa das zwei- bis fünffache betragen (SCHMIDT 1993), werden auch diese allmählich aufgegeben.

Reich strukturierte alte Weinberge stellen nicht nur ein wesentliches Kulturerbe dar, sondern bieten Lebensraum für zahlreiche wärmeliebende Arten, von denen viele heute in Deutschland sehr selten oder gar vom Aussterben bedroht sind (vgl. WERNER & KNEITZ 1978). Zu diesen typischen wärmeliebenden Faunenelementen strukturreicher Weinberge gehört auch die Mauereidechse (*Podarcis muralis*) (SCHMIDT-LOSKE 1997). Durch den starken Rückgang der Mauereidechse im Zuge der Rebflurbereinigung – sie wird in Deutschland als stark gefährdet eingestuft (BEUTLER et al. 1998) – ihre große Popularität und weil sie ein typisches Element der alten Kulturlandschaft mit reich strukturierten Weinbergen darstellt, übernahm sie die Rolle einer Schlüsselart für deren Erhaltung (vgl. BLAB et al. 1994).

Trotz ihrer Popularität im Naturschutz waren aufgrund ungenügender Kenntnisse über die Flächenansprüche überlebensfähiger Mauereidechsenpopulationen Ausgleichsmaßnahmen stark umstritten, und Entscheidungen mußten ohne die erforderlichen ökologischen Informationen gefällt werden (BENDER 1995). Dieses Problem ergab sich auch im Rahmen einer Rebflurbereinigung in der Nähe der Stadt Heilbronn, Baden-Württemberg. Der Zusammenbruch der Mauereidechsenpopulation im Ausgleichshabitat war Anlaß, um mit einer Populationsgefährdungsanalyse bessere Grundlagen für die Beurteilung von Landschaftseingriffen auf diese Reptilienart zu schaffen. Die Ergebnisse wurden bereits von HILDENBRANDT et al. (1995) und BENDER et al. (1996, 1999) ausführlich dargestellt und für die Praxis von Rebflurbereinigungen und den Schutz von Mauereidechsen von HENLE et al. (1999a) ausgewertet. An dieser Stelle werden daher nur zwei Aspekte, die für die Ableitung von Faustregeln relevant sind, kurz zusammengefaßt vorgestellt.

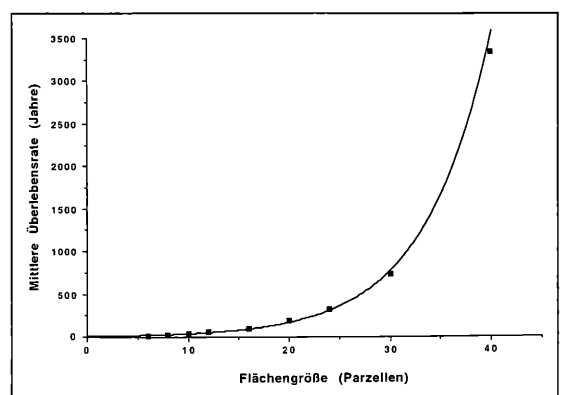


**Abbildung 4**

**Überlebenswahrscheinlichkeit einer wiederangesiedelten Population der Mauereidechse in Abhängigkeit von der Startdichte;** Standardparametersatz, mit 40 Parzellen (vgl. Abb. 5) und 20 Weibchenreviere. Man beachte die sehr hohe Aussterbewahrscheinlichkeit bei niedrigen Startdichten und deren rasches Absinken nach Überschreiten eines Schwellenwertes (aus HENLE et al. 1999b; mit freundlicher Genehmigung des Ulmer Vlg.)

Grundlage der Populationsgefährdungsanalyse bildeten demographische Untersuchungen der Mauereidechsenpopulation in einem während der Flurbereinigung angelegten Ausgleichshabitat, bestehend aus 14 Trockenmauern mit einer Gesamtlänge von ca. 200 m. Von 1990-1996 wurde die Populationsdynamik mit Fang-Wiederfang-Methoden erfaßt. Diese Daten sowie empirische Kenntnisse zum Territorialverhalten (EDSMANN 1990), das bei der Mauereidechse besonders ausgeprägt ist, lieferten die Grundlage für die Entwicklung eines individuenbasierten Modells zur Simulation der Überlebensfähigkeit. Mithilfe dieses Modells wurden die Auswirkungen verschiedener Szenarien auf die Überlebensfähigkeit der Mauereidechsenpopulation analysiert. Diese Modellanalysen zeigten für das im Zuge der Flurbereinigung geschaffene Ausgleichshabitat, daß tatsächlich die Überlebenschance der Population mit einer mittleren Überlebenszeit von 40 Jahren und einer Aussterbewahrscheinlichkeit von 39% nach 20 Jahren gering ist. Deswegen wurde der Einfluß einer hypothetischen Vergrößerung des verfügbaren Lebensraumes auf die Überlebensfähigkeit der Population untersucht. Eine Flächenvergrößerung um das vierfache würde zu einer überlebensfähigen Population mit einem Aussterberisiko < 5% in 100 Jahren und einer mittleren Überlebenszeit von 3400 Jahren führen (BENDER et al. 1999; vgl. Abb. 5).

Da im Jahr nach der Freisetzung der Tiere im Ausgleichshabitat die Population – vermutlich aufgrund einer Störung der Sozialstruktur – zusammenbrach (vgl. BENDER et al. 1999), wurde auch der Einfluß der Dichte auf die weitere Überlebensfähigkeit mithilfe des Simulationsmodells analysiert. Damit sollte sowohl die Möglichkeit für eine Prognose der Überlebenschance bei einer vorgefundenen Populationsdichte als auch Grundlagen für eine bessere Planung von Wiederansiedlungsversuchen geschaffen werden. In der Tat zeigte sich ein sehr starker Einfluß der Individuendichte auf die weitere Überlebenschance der Population (Abb. 4). Startet die Population mit einer niedrigen Dichte



**Abbildung 5**

**Einfluß der Flächengröße (Anzahl Parzellen; eine Parzelle ist die kleinste für ein Revier mögliche Fläche) auf die mittlere Überlebenszeit isolierter Mauereidechsenpopulationen;** Standardparametersatz; 50.000 Simulationsläufe [Daten von HILDENBRANDT unveröff. und BENDER (1999)].

te, dann erhöht sich das Aussterberisiko innerhalb von 100 Jahren von 3% auf 78% (BENDER et al. 1999)! Zwei Faktoren sind hierfür verantwortlich. Zum einen bedeutet niedrigere Dichte auch eine geringere Individuenzahl, zum anderen wird das Risiko kleiner Größe zusätzlich verstärkt, wenn das Habitat deutlich unter der Kapazität besetzt und eine Art nur begrenzte Mobilität aufweist, so daß nicht jedes Weibchen ein Männchen zur Fortpflanzung findet. Die Auswertung der Simulationsläufe zeigte zwar, daß sich im Mittel 98% der Weibchen fortpflanzen (BENDER 1999) – aber fehlende Partner treten am ehesten bei niedrigen (Start-)dichten auf.

#### **Faustregeln zum Flächenbedarf und zur Planung eines Habitatverbundes**

Sowohl der mit der Flächengröße zunehmende Anstieg der Überlebenschance (Abb. 5) als auch ein Einfluß der Dichte wurde in verschiedenen anderen Fallbeispielen wiederholt festgestellt, obwohl sich die Modelle oft deutlich unterscheiden. Der Anstieg der Überlebenschance mit der Flächengröße hat sogar bereits Eingang in allgemeine ökologische Lehrbücher gefunden (z.B. BEGON et al. 1996). Durch den Vergleich der Ergebnisse vieler modellbasierter Fallbeispiele lassen sich dann Faustregeln ableiten, um in der Praxis nicht auf detaillierte und damit zeit- und kostenintensive Analysen angewiesen zu sein (siehe Kapitel „generelle Prinzipien zur Ableitung von Faustregeln“). Bezüglich der beiden im Fallbeispiel Mauereidechse behandelten Aspekte, dem Zusammenhang zwischen Überlebenschance und Flächengröße bzw. Startdichte, lassen sich aus den ökologischen Kenntnissen zwei Faustregeln ableiten, die zusammen mit den zu beachtenden Rahmenbedingungen und weiteren Faustregeln zum Flächenbedarf und zur Planung von Habitatverbundsystemen ausführlich in HENLE et al. (1999b) dargestellt werden. Nachfolgend werden sie kondensiert wiedergegeben.

**Isolierte Populationen und Flächengröße.** Zahlreiche Arbeiten haben inzwischen gezeigt, daß sowohl der Anstieg der mittleren Überlebensdauer mit der Flächengröße einem Potenzgesetz folgt (z.B. LUDWIG 1976, LANDE 1993, WISSEL & ZASCHKE 1993, WISSEL & STEPHAN 1994, HANSKI 1997). Dies bedeutet, daß der Anstieg auch sehr viel flacher verlaufen kann als im Fallbeispiel der Mauereidechse. Entgegen manchen zu stark vereinfachenden Darstellungen (z.B. LOESCHKE 1990) hängt dies nicht davon ab, ob Umweltvariabilität vorhanden ist oder fehlt. Vielmehr stellt sich ein nur flacher Anstieg der mittleren Überlebensdauer mit der Fläche dann ein, wenn entweder die durchschnittliche Wachstumsrate der Population  $\bar{r} < 0$  ist, das heißt, die Population auch ohne Zufallsschwankungen abnimmt, oder wenn bei  $\bar{r} > 0$  die durch Umweltstochastik (d.h. zufällige Schwankungen der Umweltbedingungen) hervorgerufene Variabilität der Wachstumsrate,  $\text{Var}(r) > 2\bar{r}$  ist. Dies bedeutet, daß der Effekt zusätzlicher Fläche vom Ausmaß der Umweltvariabilität abhängt.

Dieser Zusammenhang macht deutlich, daß für Arten, auf die sich Umweltstochastik stark auswirkt, eine Vergrößerung des Lebensraumes nur begrenzt

wirksam ist. Für sie ist ein Management, das auf die Abpufferung zufälliger Umweltschwankungen ausgerichtet ist, viel sinnvoller. Es wird auch klar, warum Heterogenität des Lebensraumes vorteilhaft für das Überleben von Populationen ist. Heterogenität puffert für die Gesamtpopulation Schwankungen in der Reproduktion oder der Mortalität ab und reduziert dadurch die Varianz von  $r$ . Zahlreiche empirische und theoretische Untersuchungen (z.B. VOGEL 1998, GOTTSCHALK 1997, KRUG et al. 1996) belegen diese Wirkung räumlicher Heterogenität innerhalb einer Population.

Aus den vorangehend vorgestellten Erkenntnissen läßt sich die Faustregel ableiten, daß bei einem geringen Einfluß zufälliger Umweltschwankungen auf die Populationsdynamik die beste Schutzstrategie in einer Vergrößerung (bzw. qualitativen Verbesserung) des verfügbaren Habitates besteht. Für Arten, auf deren Populationsdynamik sich zufällige Umweltschwankungen stark auswirken, stellt dagegen die Schaffung von heterogenen Habitatflächen, die diese Auswirkungen abpuffern, die beste Schutzstrategie dar [siehe HENLE et al. (1999b) für Ergänzungen zu dieser Faustregel (Faustregel III)].

In normalen Jahren suboptimale, aber in Extremjahren günstige Flächen sind also wichtig und sollten nicht vollständig in Flächen umgewandelt werden, die in durchschnittlichen Jahren optimal, aber in Extremjahren weniger günstig sind. Die Faustregel gilt nicht, wenn die Rangfolge der Habitatqualität unter allen Umweltbedingungen dieselbe bleibt. In diesem Fall stellt eine Flächenvergrößerung (und/oder Verbesserung der Habitatqualität) die günstigere Option dar. Die Anwendung der Faustregel erfordert eine Kenntnis der Schlüsselfaktoren für Reproduktion und Mortalität.

**Dichteregulation, Überlebenschance und Wiederansiedlungen.** Der Einfluß der Dichteregulation des Populationswachstums auf die Überlebenschance isolierter Populationen wurde bisher noch nicht systematisch in Modellanalysen erforscht. Die meisten Modelle nehmen an, daß eine Population keiner Dichteregulation unterliegt, bis sie die Kapazitätsgrenze erreicht hat (HENLE et al. in Vorber.). Modelle mit der realistischeren Annahme einer mit steigender Annäherung an die Kapazitätsgrenze zunehmenden Dichteregulation ergeben eine niedrigere Überlebenswahrscheinlichkeit (FOLEY 1997). Übersteigt also die Anzahl der ausgesetzten Tiere die Kapazität des Lebensraumes, beispielsweise wenn bei Eingriffen Individuen abgefangen und in ein Ersatzhabitat verbracht werden oder sich selbst dort konzentrieren, dann tragen die überzähligen Exemplare im besten Fall nichts zum Überleben der angesiedelten Population bei. Wahrscheinlicher aber reduzieren sie deren Überlebenschance. Im schlimmsten Fall erfolgt ein unmittelbarer Zusammenbruch der Population, wie es im Mauereidechsenfallbeispiel zu beobachten war, der auch zum sofortigen Erlöschen der Population führen kann.

Bei niedrigen Dichten kann dagegen ein Allee-Effekt (ALLEE et al. 1949) auftreten. Dieser hat bisher noch kaum Berücksichtigung in Modellen der

Überlebenschance von Populationen gefunden. Während der Allee-Effekt für Populationen, die mit hohen Individuenzahlen starten, relativ wenig Bedeutung für die Überlebenschance hat (DENNIS 1989, HENLE et al. in Vorber.), steigt die Aussterbewahrscheinlichkeit bei niedrigen Startgrößen erheblich an (STEPHAN & WISSEL 1994; siehe auch Mauereidechsenfallbeispiel). Oberhalb einer bestimmten Schwelle fällt die Wirkung häufig rasch ab (vgl. Abb. 4). Ist die Mobilität einer Art relativ zum verfügbaren Habitat gering, so daß die Partnerfindung erschwert ist, dann erhöht sich dieser Effekt mit zunehmender Flächengröße (HILDENBRANDT unveröff.). Der verbreitete Vorschlag, Populationen in den größten verfügbaren Flächen neu zu gründen (THOMAS & HANSKI 1997), gilt also nur für relativ mobile Arten, bei denen die Partnerfindung auch in größeren Gebieten kein Problem darstellt. Die Kenntnisse zur Auswirkung der Dichteregulation auf die Überlebenschance von Arten lassen sich in der folgenden Faustregel zusammenfassen [umformulierte Faustregel IV von HENLE et al. [1999b)]:

*Bei Umsetzungen von Populationen im Rahmen von Ausgleichsmaßnahmen darf die Kapazität im Ersatzlebensraum nicht überschritten werden. Überzählige Tiere sollten für - wissenschaftlich begründete - zusätzliche Neuansiedlungen, Stützungsmaßnahmen anderer Populationen oder für Zuchtprogramme verwendet werden. Steht keine dieser Optionen offen, ist ein humanes Abtöten der überzähligen Exemplare vorzunehmen. Entsprechendes gilt für Wiederansiedlungen; allerdings stellt sich hierbei nur selten das Problem überschüssiger Individuen. Steht nur eine niedrige Individuenzahl zur Verfügung, dann muß für die beste Strategie die Mobilität der Art berücksichtigt werden. Bei im Vergleich zur verfügbaren Flächen mobilen Arten kann dem verbreiteten Vorschlag einer Ansiedlung in der größten verfügbaren Fläche gefolgt werden. Für Arten mit begrenzter Mobilität sollte dagegen eine Ansiedlung in Flächen mittlerer Größe vorgenommen werden, die eine leichte Paarfindung ermöglichen und ausreichend Kapazität für ein längerfristiges Überleben bieten. Nur bzw. erst wenn eine größere Individuenzahl verfügbar ist, sollte eine Wiederbesiedlung großer Flächen angestrebt werden.*

Bezüglich niedriger Individuenzahlen gilt diese Faustregel nicht, wenn die ausgesetzten Individuen in einem Teilbereich einer großen Fläche gehalten werden, zum Beispiel durch Einzäunung, und sukzessive einen größeren Bereich der Fläche besiedeln können oder wenn ein enger Zusammenhalt der Mehrzahl der ausgesetzten Tiere durch ihr Sozialverhalten gesichert ist. Dann stellt ein direktes Aussetzen in den größten Lebensraum generell die beste Strategie dar.

#### 4. Einsatz von Faustregeln

In Zusammenhang mit Faustregeln sollte man zwei Einsatzfelder unterscheiden: Zum einen können Faustregeln dazu dienen, die notwendigen art- und landschaftsökologischen Mindestbedingungen zu bestimmen, die erfüllt sein müssen, damit eine geplante Managementmaßnahme überhaupt zu signi-

fikanten Effekten führt (POSSINGHAM et al. 1993, DRECHSLER & WISSEL 1997, FRANK & WISSEL 1998). Diese Informationen sind wichtig, um bereits im Vorfeld Effekte abzuschätzen und gegebenenfalls effektivere Alternativen zu wählen. Zum anderen können Faustregeln beschreiben, wie geplante Managementmaßnahmen im Optimalfall durchzuführen sind, um die angestrebten positiven Effekte zu maximieren (FRANK 1998). Selbst wenn der Optimalfall keine Chance der Realisierung besitzt, kann er die effektivste Richtung für Maßnahmen aufzeigen.

Unsere Faustregeln entstanden aus der Auswertung vergleichender Bewertungen von Management-szenarien mit Hilfe von Modellanalysen. Auf dieser Grundlage wurden ökologische Rahmenbedingungen charakterisiert, unter denen eine geplante Managementmaßnahme günstig ist. Ergebnis waren verbale Faustregeln der Form „unter Bedingung X, wähle Maßnahme Y“, die in sich den gesamten Extrakt der Modellanalyse vereinigen. Manchmal muß eine solche Faustregel noch „übersetzt“, d.h., in einer in der Sprache von Biologen oder Planer verständlichen Anleitung formuliert werden. Eine generelle methodische Anleitung zur Ableitung von Faustregeln wird derzeit von uns entwickelt (FRANK in Vorber.).

Vorteile von Faustregeln sind vor allem ihre direkte Anwendbarkeit. Faustregeln können in der Regel allerdings nur Entscheidungshilfen für die richtige Richtung liefern. Quantitative Bewertungen wie mit Formel (2) für die kritische Verkehrsdichte und Vergleiche alternativer Maßnahmen sind nur in seltenen Fällen möglich. Auch weisen wir ausdrücklich darauf hin, daß sie zu Fehlentscheidungen führen können, wenn die Rahmenbedingungen („unter Bedingung X...“) nicht beachtet werden, unter denen sie aufgestellt wurden. Wir sind davon überzeugt, daß Faustregeln, die im hier beschriebenen Sinne eingesetzt werden, Entscheidungen in der Praxis erheblich erleichtern können, wenn - aus welchen Gründen auch immer - ausführliche Untersuchungen nicht möglich sind.

#### 5. Zusammenfassung

Der praktische Naturschutz steht laufend unter Entscheidungszwang und kann sich häufig keine intensiven und wissenschaftlich fundierten Untersuchungen leisten, wenn es darum geht, in kürzester Zeit zu belastbaren Aussagen zu gelangen. Die modellbasierte Ableitung von Faustregeln zur Beurteilung alternativer Maßnahmen, zur Einschätzung der Überlebensfähigkeit von (Meta-)populationen oder zur Planung zielführender Freilanduntersuchungen können hier der Praxis wertvolle Entscheidungshilfen liefern. Anhand zweier Fallbeispiele, der Gefährdung des Fischotters durch den Verkehr und der Überlebenschance kleiner Mauereidechsenpopulationen bei Ausgleichsmaßnahmen im Rahmen von Rebflurbereinigungen, wird die Ableitung von Faustregeln gezeigt.

Mit einem individuenbasierten Modell wurde der Einfluß der Wechseldauer, der Wechselhäufigkeit, der Verkehrsdichte und des Verkehrsflusses auf die verkehrsbedingte Mortalität des Fischotters analy-

siert. Es zeigte sich, daß eine kritische Verkehrsdichte existiert, deren Größenordnung von der Größenordnung der Wechseldauer abhängt. Kann die Verkehrsdichte nicht unter den kritischen Wert gebracht werden, kann durch Verkehrsreduktion keine Senkung der Mortalität erreicht werden. Bei gleicher Verkehrsdichte tritt bei gepulstem Verkehr eine geringere Mortalität auf als bei konstantem Verkehrsfluß. Diese Erkenntnisse wurden in Faustregeln zur Verkehrslenkung zur Senkung der verkehrsbedingten Mortalität von Tierarten umgesetzt, die Straßen per pedes überqueren.

Ebenfalls mit einem individuenbasierten Modell wurde der Einfluß der Flächengröße und der Startdichte auf die Überlebenschance kleiner isolierter Mauereidechsenpopulationen untersucht. Ihre Überlebenschance wächst exponentiell mit der verfügbaren Flächengröße. Aus den Erkenntnissen zum Einfluß der Flächengröße bzw. der Dichteregulation auf die Überlebenschance isolierter Populationen wurde die Faustregel abgeleitet, daß bei einem geringen Einfluß der Umweltvariabilität auf die Populationsdynamik eine Flächenvergrößerung und bei einem starken Einfluß die Schaffung heterogener Habitatflächen die effektivere Strategie darstellt. Bei niedrigen Startdichten ist auch bei Flächen, die einer etablierten Population ein langfristiges Überleben ermöglichen, ein hohes Extinktionsrisiko vorhanden. Bei Umsiedlungen im Rahmen von Ausgleichsmaßnahmen sollte die Kapazität des Ersatzlebensraumes nicht überschritten werden, da hierdurch die Erfolgchance erheblich reduziert werden kann. Bei Arten mit begrenzter Mobilität wird die Erfolgchance von Wiederansiedlungsversuchen erheblich reduziert, wenn die Startdichte zu niedrig liegt, d.h., die ausgesetzten Individuen sich in einer zu großen Fläche verteilen können.

Unsere Faustregeln können dazu dienen, die notwendigen art- und landschaftsökologischen *Mindestbedingungen* zu bestimmen, die erfüllt sein müssen, damit eine geplante Managementmaßnahme überhaupt zu signifikanten Effekten führt. Zum anderen können sie zeigen, wie geplante Managementmaßnahmen im *Optimalfall* durchzuführen sind, um die angestrebten positiven Effekte zu maximieren.

## 6. Danksagung

Wir bedanken uns bei Herrn HERTWECK und Frau BENDER, UFZ Leipzig-Halle, für die Fischotter- bzw. Mauereidechsendaten, die den Modellentwicklungen zugrunde liegen, und für zahlreiche wertvolle Diskussionen. Das Mauereidechsenmodell wurde von Herrn HILDENBRANDT, Marburg, entwickelt. Die Untersuchungen wurden vom BMBF als Teile des UZLAR- bzw. FIFB-Projektes unter den Förderkennzeichen 033 9541 (Fischotter) und 0339523A (Mauereidechse) finanziell unterstützt.

## 7. Literatur

ALLEE, W.C.; A.E. EMERSON, O. PARK, T. PARK & K.P. SCHMIDT (1949):  
Principles of Animal Ecology. - Saunders; Philadelphia.

AMLER, K.; A. BAHL, K. HENLE, G. KAULE, P. POSCHLOD & J. SETTELE (1999):

Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. - Ulmer; Stuttgart.

ANSORGE, H. (1994):

Zur Situation des eurasischen Fischotters *Lutra lutra* LINNÉ, 1758 im Raum Oberlausitz-Sachsen. - Säugertierkd. Inform. 3: 617-622.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1998):

Entwicklung der innerbayerischen Wanderung. Daten & Karten 16: 12.

BEGON, M.; J.L. HARPER & C.R. TOWNSEND (1996):

Ecology - Individuals, Populations and Communities (3. edn.). - Blackwell; Oxford.

BELOVSKY, G.E. (1987):

Extinction models and mammalian persistence. - Seiten 35-57 in: SOULÉ, E. (Hrsg.): Viable Populations for Conservation. - Cambridge University Press; Cambridge.

BENDER, C. (1995):

Demographische und populationsgenetische Grundlagen zum Schutz der Mauereidechse (*Podarcis muralis*). Verh. Ges. Ökol. 24: 187-191.

— (1999):

Populationsgefährdungsanalyse der Mauereidechse (*Podarcis muralis*): demographische und genetische Grundlagen. - Dissertation, Universität Frankfurt.

BENDER, C.; H. HILDENBRANDT, K. SCHMIDT-LOSKE, V. GRIMM, C. WISSEL & K. HENLE (1996):

Consolidation of vineyards, mitigations, and survival of the common wall lizard (*Podarcis muralis*) in isolated habitat fragments. Seiten 248-261 in: SETTELE, J.; C.R. MARGULES, P. POSCHLOD & K. HENLE (Hrsg.): Species Survival in Fragmented Landscapes. Kluwer; Dordrecht.

BENDER, C.; K. SCHMIDT-LOSKE, U. ASMUSSEN & H. HILDENBRANDT (1999):

6.5.3 PVA-Fallbeispiel 2: Analyse der Gefährdungsursachen von Tiergruppen mittlerer Mobilität am Beispiel der Mauereidechse (*Podarcis muralis*). - Seiten 161-172 in: AMLER, K.; A. BAHL, K. HENLE, G. KAULE, P. POSCHLOD & J. SETTELE (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. - Ulmer; Stuttgart.

BEUTLER, A.; A. GEIGER, P.M. KORNACKER, K.-D. KÜHNEL, H. LAUFER, R. PODLOUCKY, P. BOYE & E. DIETRICH (1998):

Rote Liste der Kriechtiere (Reptilia) und Rote Liste der Lurche (Amphibia). - Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz 55: 48-52.

BINNER, U. (1997):

Die Verbreitung des Fischotters (*Lutra lutra* L.) in Mecklenburg-Vorpommern. - Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 33: 3-41.

- BLAB, J.; R. GÜNTHER & E. NOWAK (1994):  
Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Kriechtiere (Reptilia). - Seiten 109-124 in: NOWAK, E.; J. BLAB & R. BLESS (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. - Kilda; Greven.
- BOYCE, M.S. (1992):  
Population viability analysis. - *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23: 481-506.
- BOYE, P.; R. HUTTERER, H. BENKE (1998):  
Rote Liste der Säugetiere (Mammalia). In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) = Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz 55: 33 - 49.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1996):  
Daten zur Natur. - Bundesamt für Naturschutz; Bonn.
- DENNIS, B. (1989):  
Allee effects: population growth, critical density, and the chance of extinction. - *Natural Resource Modeling* 3(4): 481-537.
- DRECHSLER, M. (1997):  
Separability of local and regional dynamics in metapopulations. - *Theor. Pop. Biol.* 51: 9-21.
- DRECHSLER, M. & C. WISSEL (1998):  
Trade-offs between local and regional scale management of metapopulations. - *Biol. Conserv.* 83: 31-41.
- EDSMAN, L. (1990):  
Territoriality and Competition in Wall Lizards. - Doctoral Diss.; Univ. Stockholm.
- FOLEY, P. (1997):  
Extinction models for local populations. - Seiten 215-246 in: HANSKI, I.A. & M.E. GILPIN (Hrsg.): *Metapopulation Biology*. - Academic Press; San Diego.
- FRANK, K. (1998):  
Optimizing a network of patchy habitats: from model results to rules of thumb for landscape management. - Seiten 59-72 in: MUNRO, N.W.P. & J.H.M. WILLISON (Hrsg.): *Linking Protected Areas with Working Landscapes Conserving Biodiversity (Proceedings 3<sup>rd</sup> International Conference on Science and Management of Protected Areas, SAMPA III, Calgary, Canada 1997)*. - SAMPA; Wolfville.
- FRANK, K.; M. DRECHSLER & C. WISSEL (1994):  
Überleben in fragmentierten Lebensräumen - Stochastische Modelle zu Metapopulationen. - *Z. Ökol. Naturschutz* 3: 167-178.
- FRANK, K.; P. EULBERG, K. HERTWECK & K. HENLE (im Druck):  
A simulation model for assessing otter mortality due to traffic. - *Habitat*.
- FRANK, K. & C. WISSEL (1998):  
Spatial aspects of metapopulation survival: from model results to rules of thumb for landscape management. *Landscape Ecol.* 13: 363-379.
- GOTTSCHALK, E. (1997):  
Habitatbindung und Populationsökologie der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata* GOEZE, 1778) (Orthoptera: Tettigoniidae). Eine Grundlage für den Schutz der Art. - Dissertation; Universität Würzburg.
- GROOMBRIDGE, B. (1992):  
Global Biodiversity. - Chapman & Hall; London.
- HANSKI, I. (1997):  
Metapopulation dynamics from concepts and observations to predictive models. - Seiten 69-91 in: HANSKI, I.A. & M.E. GILPIN (Hrsg.): *Metapopulation Biology*. - Academic Press; San Diego.
- HANSKI, I.A. & M.E. GILPIN (1997):  
*Metapopulation Biology*. - Academic Press; San Diego.
- HENLE, K. & K. RIMPP (1993):  
Überleben von Amphibien und Reptilien in Metapopulationen - Ergebnisse einer 26-jährigen Erfassung. - *Verh. Ges. Ökol.* 22: 215-220.
- HENLE, K. & B. STREIT (1990):  
Kritische Beobachtungen zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen. - *Natur u. Landschaft* 65: 347-361.
- HENLE, K.; K. AMLER, A. BAHL, E. FINKE, K. FRANK, J. SETTELE & C. WISSEL (1999b):  
Faustregeln als Entscheidungshilfen für Planung und Management im Naturschutz. - Seiten 267-290 in: AMLER, K.; A. BAHL, K. HENLE, G. KAULE, P. POSCHLOD & J. SETTELE (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*. - Ulmer; Stuttgart.
- HENLE, K., C. BENDER, K. SCHMIDT-LOSKE & U. ASMUSSEN (1999a):  
8.3.2 PVAs in der Eingriffsplanung am Beispiel der Flurbereinigung von Weinbergen. - Seiten 241-248 in: AMLER, K.; A. BAHL, K. HENLE, G. KAULE, P. POSCHLOD & J. SETTELE (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*. - Ulmer; Stuttgart.
- HILDENBRANDT, H.; C. BENDER, V. GRIMM & K. HENLE (1995):  
Ein individuenbasiertes Modell zur Beurteilung der Überlebenschancen kleiner Populationen der Mauereidechse (*Podarcis muralis*). - *Verh. Ges. Ökol.* 24: 207-214.
- HOBBS, R.J.; D.A. SAUNDERS, L.A. LOBRY DE BRUYN & A.R. MAIN (1993):  
Re-integrating Fragmented Landscapes. Towards Sustainable Production and Nature Conservation. Springer; Berlin.
- HONEGGER, R.E. (1982):  
Threatened Amphibians and Reptiles in Europe. - Akad. Verlagsges.; Wiesbaden.
- HOVESTADT, T.; J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1991):  
Flächenbedarf von Tierpopulationen. Forschungszentrum; Jülich.

- KAPFER, A. (1993):  
Biotopschutz am Beispiel der Wiesen und Weiden. Beitr. Akad. Natur- u. Umweltschutz Baden-Württemberg 14: 15-37.
- KAULE, G. (1991):  
Arten- und Biotopschutz (2. Aufl.). - Ulmer; Stuttgart.
- KRUG, R.; K. JOHST, C. WISSEL & B. MÄRTENS (1996):  
Wirkung der räumlichen Heterogenität innerhalb eines Habitats auf die mittlere Überlebensdauer einer Zauneidechsen-Population. - Verh. Ges. Ökol. 26: 447-454.
- KRUUK, H.; C. JONES, G.W. MCLAREN, M.L. GORMAN & J.W.H. CONROY (1997):  
Change in age composition in populations of the Eurasian otter *Lutra lutra* in Scotland. - J. Zool. Lond. 243: 853-857.
- LANDE, R. (1993):  
Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophe. - Am. Naturalist 142: 911-927.
- LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR MECKLENBURG-VORPOMMERN (1996):  
Die Bedeutung unzerschnittener, störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumsprüchen - ein Forschungsprojekt. - Schriftenr. Landesamtes für Umwelt Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 1-82.
- LINCK, O. (1954):  
Der Weinberg als Lebensraum am Beispiel des Neckarlandes. Verlag der Hohenlohe'schen Buchhandlung F. Rau; Öhringen.
- LINDENMAYER, D.B. & H.P. POSSINGHAM (1996):  
Applications of population viability analysis in conservation biology in Australia. - Seiten 24-38 in: SETTELE, J.; C.R. MARGULES, P. POSCHLOD & K. HENLE (Hrsg.): Species Survival in Fragmented Landscapes. Kluwer; Dordrecht.
- LINDENMAYER, D.B.; M.A. BURGMAN, H.R. AKÇA KAYA, R.C. LACY & H.P. POSSINGHAM (1995):  
A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. - Ecol. Modelling 82: 161-174.
- LOESCHCKE, V. (1990):  
Evolution und Artenschutz. - Seiten 239-254 in: STREIT, B. (Hrsg.): Evolutionsprozesse im Tierreich. Birkhäuser; Basel.
- LOREK, H.; K. FRANK, F. KÖSTER, U. VOGEL, V. GRIMM, C. WISSEL & M. SONNENSCHNEIN (1998):  
Die Entwicklung eines Computer-Werkzeuges für Naturschutz und Landschaftsplanung. Seiten 475-488 in: HAASIS, H.-D. & K. C. RANZE (Hrsg.): Umweltinformatik '98: Vernetzte Strukturen in Informatik, Umwelt und Wissenschaft. - Metropolis; Marburg.
- LUDWIG, D. (1976):  
A singular perturbation problem in the theory of population extinction. - SIAM-AMS Proceedings 10: 87-104.
- MCDADE, L.A.; K.S. BAWA, H.A. HESPENHEIDE & G. HARTSHORN (1994):  
La Selva - Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest. - Univ. Press; Chicago.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG (HRSG.) (1999):  
Artenschutzprogramm Elbebiber und Fischotter. Potsdam.
- MÜHLENBERG, M. & J. SLOWIK (1997):  
Kulturlandschaft als Lebensraum. - Quelle & Meyer; Wiesbaden.
- MÜNCH, D. (1989):  
Jahresaktivität, Gefährdung und Schutz von Amphibien und Säugetieren an einer Waldstraße. - AG Amphibien- u. Reptilienschutz; Dortmund.
- . (1992):  
Straßensperrungen - Neue Wege im Amphibienschutz. - AG Amphibien- und Reptilienschutz; Dortmund.
- POSSINGHAM, H.P., D.B. LINDENMAYER & T.W. NORTON (1993):  
A framework for improved threatened species management using population viability analysis. - Pacific Conserv. Biol. 1: 39-45.
- RECK, H. & G. KAULE (1993):  
Straßen und Lebensräume: Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. Forsch. Straßenbau Straßenverkehrstechnik 654: 1-230.
- REICH, M. & V. GRIMM (1996):  
Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. - Z. Ökol. Naturschutz 5: 123-139.
- REUTHER, C. (1993):  
*Lutra lutra* (LINNAEUS, 1758) - Fischotter. - Seiten 907 - 961 in: STUBBE, M. & F. KRAPP (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5/II Raubsäuger (Teil II). - Aula; Wiesbaden.
- RICHARZ, K. (1997):  
Biotopschutzplanung für Fledermäuse. Entwurf eines kurzen Leitfadens zum Schutz der Lebensräume im Sinne des Abkommens zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa. - Nyctalus 6(3): 289-303.
- SCHMIDT, H. (1993):  
Rechtliche und praktische Aspekte bei der Erhaltung historischer Weinbergslagen in der Flurbereinigung am Beispiel der Verfahren „Ahrweiler“ und Walporzheim. Nachrichten aus der Landeskulturverwaltung (Ministerium f. Landwirtschaft, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz) 12 (Sonderheft 11): 24-29.
- SCHMIDT-LOSKE, K. (1997):  
Some remarks on habitat use by *Podarcis muralis* LAURENTI, 1768 in vine-growing parts of the Ahr valley near Bad Neuenahr-Ahrweiler (Rhineland-Palatinate). Seiten 331-340 in: BÖHME, W.; W. BISCHOFF & T. ZIEGLER (Hrsg.): Herpetologia Bonnensis. - Societas Europaea Herpetologica; Bonn.



- SCHNURPEL, G. (1987):  
Flurbereinigung im Weinbau - Entwicklung und aktueller Stand in Rheinland-Pfalz. - Z. Agrargeogr. 5(4): 352-365.
- SETTELE, J., K. HENLE & C. BENDER (1996a):  
Metapopulationen und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Schmetterlingen und Reptilien. - Z. Ökol. Naturschutz 5: 187-206.
- SETTELE, J.; C. MARGULES, P. POSCHLOD & K. HENLE (1996b):  
Species Survival in Fragmented Landscapes. Kluwer; Dordrecht.
- SOULÉ, M.E. (1987):  
Viable Populations for Conservation. - Univ. Press; Cambridge.
- STEPHAN, T. & C. WISSEL (1994):  
Stochastic extinction models discrete in time. - Ecol. Modelling 75/76: 183-192.
- STRIJBOSCH, H. & J.J. VAN GELDER (1997):  
Population structure of lizards in fragmented landscapes and causes of their decline. - Seiten 347-351 in: BÖHME, W., W. BISCHOFF & T. ZIEGLER (Hrsg.): Herpetologia Bonnensis. Societas Europaea Herpetologica; Bonn.
- THOMAS, C.D. & I. HANSKI (1997):  
Butterfly metapopulations. - Seiten 359-386 in: HANSKI, I.A. & M.E. GILPIN (Hrsg.): Metapopulation Biology. - Academic Press; San Diego.
- VERBOOM, J.; K. LANKESTER & J.A.J. METZ (1991):  
Linking local and regional dynamics in stochastic metapopulation models. - Biol. J. Linn. Soc. 42: 39-55.
- VOGEL, K. (1998):  
Sonne, Ziest und Flockenblumen Was braucht eine überlebensfähige Population des Roten Scheckenfalters (*Melitaea didyma*)? - Cuvillier; Göttingen.
- WATERSTRAAT, A.; H. BAIER, R. HOLZ, H.-J. SPIEB & J. ULBRICHT (1996):  
Unzerschnittene, störungsarme Landschaftsräume - Versuch der Beschreibung eines Schutzgutes. - Schriftenr. Landesamtes für Umwelt Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 5-24.
- WERNER, W. & G. KNEITZ (1978):  
Die Fauna der mitteleuropäischen Weinbaugebiete und Hinweise auf die Veränderungen durch Flurbereinigungsmaßnahmen - ein Literaturbericht. Bayer. Landwirtschaftl. Jahrb. 55(5): 582-633.
- WILCOVE, D.S.; C.H. MCLELLAN & A.P. DOBSON (1986):  
Habitat fragmentation in the temperate zone. - Seiten 237-256 in: SOULÉ, M.E. (Hrsg.): Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity. - Sinauer; Sunderland.
- WISSEL, C. & T. STEPHAN (1994):  
Bewertung des Aussterberisikos und das Minimum-Viable-Population-Konzept. - Z. Ökol. Naturschutz 3: 155-159.
- WISSEL, C.; T. STEPHAN & S.H. ZASCHKE (1994):  
Modelling extinction and survival of small populations. - Seiten 67-103 in: REMMERT, H. (Hrsg.): Minimum Viable Populations. - Springer; Berlin.
- WISSEL, C. & S.-H. ZASCHKE (1993):  
Ein Modell zu Überlebenschancen von Kleinpopulationen. - Verh. Ges. Ökol. 22: 469-474.
- ZINKE, O. (1996):  
5.1 Gefährdungsschwerpunkte und Verlustursachen aus der Totfundanalyse. - Seiten 53-59 in: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen; Radebeul (Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege).

#### **Anschrift der Verfasser**

Klaus Henle<sup>1</sup> & Karin Frank<sup>2</sup>  
<sup>1</sup>) Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume  
<sup>2</sup>) Sektion Ökosystemanalyse  
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle  
 Permoserstr. 15  
 D-04318 Leipzig  
 Email: henle@pro.ufz.de



# Umsetzung des Schutzes von landschaftlichen Freiräumen in der Umweltverwaltung

Hermann BAIER

## 1. Einführung

„Bei kaum einer Ressource ist so offensichtlich wie beim Boden bzw. Freiraum (Ergänzung d. Verfasser), daß eine ständig wachsende Inanspruchnahme auf Dauer nicht möglich und damit nicht nachhaltig ist. Es ist noch nicht gelungen, eine Entkopplung von Flächeninanspruchnahme und Wirtschaftswachstum zu erreichen“ (UMWELTBUNDESAMT 1998). Wohlstandswachstum verwirklicht sich schwerpunktmäßig im Flächen- und Freiraumverbrauch (PFEIFFER & HARING 1993). In einem Beitrag von SÖLLNER (1999) wird der Zusammenhang zwischen Geldwirtschaft und Umweltverbrauch erörtert.

Ungebremste Bebauung, Zersiedlung und Zerschneidung der Landschaft in der Bundesrepublik Deutschland und deren Folgen für Naturschutz und naturnahe Erholung werden von Naturschützern und Raumplanern seit geraumer Zeit mit Sorge verfolgt und analysiert. Zerschneidung der Landschaft durch Verkehrswege und zersiedelnde Bebauung führen zu folgenden Konsequenzen für Mensch und Natur:

- Segmentierung von landschaftlichen (Frei-) Räumen
- Flächenversiegelung
- Flächenverluste für die nachhaltige Nutzung von Naturgütern
- Beeinträchtigung des Landschaftsbildes
- Emissionen von Licht, Lärm und Schadstoffen
- Verlust von Naturflächen und deren Lebensgemeinschaften
- Isolierung von Naturflächen und ihren Tierpopulationen
- Verkehrsoffer unter Menschen und Tieren
- Urbanisierung bzw. Technisierung der Landschaft
- Störungen der Ruhe in der Landschaft.

Zunehmende Erschließung der Landschaft wird in Zukunft zu einer weiteren Verringerung störungsarmer Räume führen, wenn nicht gegengesteuert wird. Seit der Vereinigung sind die ersten Veränderungen der Landschaftsstruktur auch in den neuen Bundesländern bereits deutlich sichtbar. So erfolgten ein Zuwachs an Verkehrswegen, ein verstärkter Ausbau vorhandener Straßen und Wege und eine erhebliche Flächenbeanspruchung durch Bau- und Gewerbegebiete. Mit den Netzlängen der Straßen steigen in den alten und neuen Bundesländern kon-

tinuierlich die Verkehrsmengen (DTV) und die jährlichen Fahrleistungen (BAST 1999). Zur Flächenbeanspruchung trägt auch der Bau von Windparks für die Stromerzeugung bei. Die Praxis läßt deutlich werden, daß sich der Freiraumverbrauch im wesentlichen bedarfsorientiert, d. h. ohne Orientierung an Nachhaltigkeitskriterien entwickelt.

Der Schutz unbebauter Bereiche hat im Rahmen der Verfolgung naturschutzfachlicher Ziele einen besonderen Stellenwert, hängt doch die Funktionsfähigkeit des gesamten ökologischen Systems davon ab, daß genügend freier Raum vorhanden ist (RITTER 1995). Das Bundesnaturschutzgesetz und das Raumordnungsgesetz des Bundes beschreiben folgerichtig die Notwendigkeit einer Erhaltung und Entwicklung von unbebauten Bereichen bzw. Freiräumen als Grundlage für die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. Die unbebauten Bereiche sind zudem im einzelnen in einer für ihre Funktionsfähigkeit genügenden Größe zu erhalten. Jeden Tag verringert sich das Potential unbebauter Flächen im Bundesgebiet quantitativ um über 120 ha. Qualitativ, bezogen auf die Raumstruktur und die indirekten Wirkungen, ist der tägliche strukturelle Landschaftsverbrauch allerdings noch viel größer (LOSCH & NAKE 1990, BfLR 1995). Eine Trendwende ist nicht zu erkennen. Im Gegenteil: Bundesweit nehmen Bautätigkeit und Landschaftsverbrauch nach einer Stagnation Ende der achtziger Jahre und Anfang der neunziger Jahre wieder erheblich zu (POLLMANN 2000, DPA 1999). „Interkommunale Gewerbegebiete“ lassen Orte unter Verlust ihrer Identität zusammenwachsen. „Stadt entsteht erst durch die Fähigkeit zur Konzentration“ (HESSE & SCHMITZ 1998).

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen stellte 1987 fest (SRU 1987), daß „die gegenwärtige Situation des Naturschutzes durch einen immer noch größer werdenden Gegensatz zwischen den in § 1 BNatSchG legislativ festgelegten Zielen und dem tatsächlichen ökologischen Zustand von Natur und Landschaft gekennzeichnet ist“. Landschaftsplanung und Raumordnung sind überwiegend keine scharfen Waffen. Daran hat sich im nunmehr vereinigten Deutschland nichts geändert. Die Enquete-Kommission „Schutz der Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages fordert langfristig ein Nullwachstum des Flächenverbrauchs (ENQUETE-KOMMISSION 1997). Anlässlich der 39. Umweltministerkonferenz wurde ein Handlungskonzept zum Thema „Naturschutz und Verkehr“ beschlossen, das u. a. die Erhaltung

großer unzerschnittener Räume vorsieht (zitiert in UMWELTBUNDESAMT 1998). Da Raum und Boden nicht erneuerbare Ressourcen darstellten, deren Verbrauch nach den generellen Management-Regeln der Nachhaltigkeit begrenzt werden müsse, formuliert die Studie „Zukunftsfähiges Deutschland“ des Wuppertal-Institutes gar das Ziel eines Null-Wachstums des Flächenverbrauchs in der Bundesrepublik bis zum Jahre 2010 (BUND & MISEREOR 1996).

Generell mangelt es nicht an grundsätzlichen Erklärungen zum Schutz von Freiräumen. An verschiedenen Stellen wird eine Operationalisierung des Freiraumschutzes angemahnt. So fordert der Raumordnungspolitische Handlungsrahmen – beschlossen von der Ministerkonferenz für Raumordnung am 08. März 1995 – eine solche methodisch-inhaltliche Handlungsanweisung. In einer Veröffentlichung des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT 1997) heißt es wörtlich: „Die Umsetzung flächensparender und bodenschonender Grundsätze in der Planung scheitert in fachlicher Hinsicht vor allem an fehlenden Möglichkeiten, den Landschaftsverbrauch in quantitativer und qualitativer Hinsicht zu beschreiben und zu bewerten sowie an der mangelnden Ableitung darauf bezogener regionaler und gemeindlicher Qualitätsziele zur Verringerung der Umwandlungsrate von un bebauten Flächen in Siedlungs- und Verkehrsflächen“ Tatsächlich ist festzustellen, daß im Gegensatz zu seiner fundamentalen Bedeutung der landschaftliche Freiraum als Ressource in der derzeit gängigen Analyse- und Bewertungspraxis des Naturschutzes und anderer Ressorts bislang wenig beachtet wurde.

Die nachfolgenden Ausführungen stehen auch in Zusammenhang mit einem Forschungsprojekt<sup>1</sup>, das durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) finanziell gefördert wurde (LAUN 1996, BAIER 1999).

Die oben geschilderte grundsätzliche Problemstellung hat seinerzeit die Aktivitäten für die Anwerbung und Durchführung eines Forschungsprojektes nicht allein ausgelöst. Vielmehr stand am Beginn des Forschungsprojektes auch die Sorge um den Fortbestand von Wirbeltierarten im Mittelpunkt, die innerhalb der Grenzen der Bundesrepublik Deutschland ausschließlich oder schwerpunktmäßig im nordöstlichen Tiefland verbreitet sind. Das Phänomen von Artvorkommen ist hier gekoppelt mit einem Raumstrukturphänomen. So sind die Landschaften dieser Region durch Bebauung und Zerschneidung deutlich weniger belastet als andere Regionen. Daraus resultierte die Frage nach bestehenden Zusammenhängen und den Korrelationen, die zwischen Artvorkommen und spezifischen raumbezogenen Habitatansprüchen bestehen. Bebauungen, Straßen und Wege verursachen unmittelbare Flächenverluste und Versiegelungen, mittelbar – vor allem im Zusammenhang mit nutzungs-spezifischen Aktivitäten – zudem Zerschneidungen und Störungen im Lebensraum von Arten. „Zerschneidung“ und „Störung“ waren daher zentrale Begriffe des Forschungsprojektes.

Besondere Aktualität erreichte das Thema in Verbindung mit der Vollendung der deutschen Einheit. In der Landschaftsentwicklung von Ost und West sind – auch bei nur oberflächlicher Betrachtung – Unterschiede im Verbrauch freier Landschaft durch Bebauung und Zerschneidung festzustellen (vgl. KRETSCHMER 1997 u. HALLE 1997). Ein Vergleich der Arten- und Individuenstruktur von Tiergemeinschaften der alten und neuen Bundesländer ergibt insbesondere für die Endglieder von Nahrungsketten eine relativ hohe Artenvielfalt und Individuendichte im nordostdeutschen Raum (vgl. KLAFS 1997). Dieses Vorhandensein einer entsprechenden Artenvielfalt und Individuendichte legt den Schluß nahe, daß die hier gegebene Landschaftsstruktur vergleichsweise positive Effekte zugunsten der Erhaltung von großen Wirbeltierarten haben könnte. In der Folge stellte sich im Projekt die Frage nach den grundsätzlichen Ursachen und Wirkungen, die von Raumgrößen und -strukturen auf die Dispersion und die Dynamik von Tierpopulationen ausgehen. Die grundlegende Thematik des Landschafts- und Freiraumverbrauchs ist somit auch durch die „Ausnahmesituation“ bzw. die unzerschnittenen Räume im nordostdeutschen Tiefland wiederbelebt worden.

## 2. Rechtliche Grundlagen des Freiraumschutzes im Überblick

Das Grundgesetz der Bundesrepublik Deutschland enthält in Art. 20a ein Verschlechterungsverbot bzgl. des Erhaltungszustandes von Natur und Landschaft, das sich auch auf die „Schutzgüter“ des Naturschutzes erstreckt. In dieser grundgesetzlichen Würdigung ist das Gewicht festzumachen, das den Belangen von Natur und Landschaft z.B. bei Abwägungen mit anderen Belangen zukommen müßte. Ein gewisser Abstand zur Realität ist allerdings kaum zu übersehen. Das Bundesnaturschutzgesetz sowie alle Ländernaturschutzgesetze erteilen den Auftrag, „unbebaute Bereiche als Voraussetzung für die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, für die Nutzung der Naturgüter und für die Erholung in Natur und Landschaft insgesamt und auch im einzelnen in für ihre Funktionsfähigkeit genügender Größe zu erhalten“. Als Extrakt der gesetzlichen Grundsätze ergibt sich insgesamt folgende – gegenüber bisher bekannten Darstellungen um den Freiraumschutz erweiterte – Auflistung zu beachtender Ressourcen:

Schutz des unbebauten, freien Raumes  
(vgl. § 2 (1) Ziff. 2 BNatSchG)

Schutz wildwachsender bzw. -lebender Arten und ihrer Populationen und Biozönosen  
(vgl. § 2 (1) Ziff. 10 BNatSchG)

Schutz regionstypischer Landschaften einschl. Beiträge zur Denkmalpflege und Erholung  
(vgl. § 2 (1) Ziff. 4, 11 und 13 BNatSchG)

Schutz der Naturgüter Wasser, Boden, Klima und Luft  
(vgl. § 2 (1) Ziff. 4, 6, 7 und 8 BNatSchG).

<sup>1</sup> BMBF-Forschungsverbundprojekt „Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen“ (FKZ 0339541)

Der Schutz des unbebauten, freien Raumes ist eine solitäre Voraussetzung für alle raumbezogenen Naturschutzstrategien. Nach GASSNER (1996) gehört der Schutz unbebauter Bereiche zu den Grundsätzen, die „gleichsam vor die Klammer gezogen“ sind. Das Kriterium der funktionell ausreichenden Größe gelte „sowohl für die Makro- wie für die Mikroebene“. Nach KOŁODZIEJCOK & RECKEN (1977) „muß es daher die erste Aufgabe des Naturschutzes und der Landschaftspflege sein, möglichst weite Bereich von der Bebauung freizuhalten“. Unbebaute Bereiche müssen als Kernzellen der Natur in ihrem Bestand bewahrt werden (LORZ 1985).

Das novellierte Raumordnungsgesetz des Bundes enthält als Zielstellung die Erhaltung und Entwicklung einer großflächig übergreifenden Freiraumstruktur. Gemäß § 2 (2), Ziff. 3 ROG ist „die großräumige und übergreifende Freiraumstruktur zu erhalten und zu entwickeln. Die Freiräume sind in ihrer Bedeutung für funktionsfähige Böden die Tier- und Pflanzenwelt zu sichern oder in ihrer Funktion wiederherzustellen.“ Weitere Unterstützungen des Freiraumschutzes ergeben sich aus § 2 (2) Ziff. 1, 2, 4, 5, 6, 8, 10 und 12. Der § 7 ROG enthält Vorschriften über Inhalte von Raumordnungsplänen. Gemäß § 7 (2) Ziff. 2a ROG sind großräumig übergreifende Freiräume und Maßnahmen zum Freiraumschutz darzustellen. Festlegungen zur anzustrebenden Freiraumstruktur werden daher künftig obligatorische Inhalte von Raumordnungsplänen sein. Gem. §7 (3) Ziff. 1 ROG bestehen Anforderungen zur Darstellung raumbedeutsamer Erfordernisse und von Maßnahmen in Landschaftsprogrammen und Landschaftsrahmenplänen. Im Raumordnungspolitischen Handlungsrahmen – beschlossen von der Ministerkonferenz für Raumordnung am 08. März 1995 – wird der entsprechende Grundsatz zum Freiraumschutz konkretisiert. So seien die Sicherung des Freiraumes und der Freiraumfunktionen und ihre Entwicklung sowie die verantwortungsvolle und sparsame Ausgestaltung notwendiger Freirauminanspruchnahmen tragendes Element einer dauerhaft umweltgerechten Raumentwicklung als Grundlage für die nachhaltige Sicherung und Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen, der ökologischen Stabilität und der wirtschaftlichen Entwicklung. Der durch Agrargebiet, Wald und Gewässer bestimmte Freiraum sei in seinen spezifischen Funktionen nachhaltig zu erhalten und zu verbessern. Dazu sei es erforderlich, einen großräumig übergreifenden, ökologisch wirksamen Freiraumverbund zu schaffen. Allgemein bedürfe es auch einer Handhabung, die Inanspruchnahme des Freiraumes durch Siedlungen, Infrastruktureinrichtungen und andere Eingriffe auf das notwendige Maß zu beschränken. Konsequenterweise fordert der raumordnungspolitische Handlungsrahmen eine Operationalisierung des Freiraumschutzes. Außerdem seien insbesondere großflächige unzerschnittene Freiräume auf allen Planungsebenen zu sichern und naturnah zu entwickeln. Darüber hinaus ist die Ministerkonferenz für Raumordnung der Auffassung, daß bundes- und europaweite Konzeptionen, wie z. B. die Ausweisungen nach der europäischen Richtlinie „Fauna, Flora, Habitat“, zur Herstellung eines Freiraumverbundes einen wesentlichen Beitrag leisten

können. Über die Berücksichtigung des Freiraumschutzes in der gesetzlichen Eingriffsregelung gem. § 8 BNatSchG und in der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) werden weiter unten in gesonderten Kapiteln konkretisierte Aussagen getroffen.

Die in Deutschland wichtigste Sicherung von Freiräumen beruht allerdings auf dem Bau(plannungs)recht, stellt CZYBULKA (1999a) fest. Gemäß § 35 Abs. 2 BauGB sind nicht privilegierte Vorhaben im Außenbereich nämlich unzulässig. Auch enthalte das Baugesetzbuch in § 1a eine Bodenschutzklausel, die eine nachhaltige Nutzung der Bodenressource zum Ziel hat. Die grundgesetzlich garantierte Planungshoheit der Städte und Gemeinden schützt allerdings nicht vor massivem – mit der Zielstellung des Art 20a GG schwer in Übereinstimmung zu bringendem – legalem Verbrauch landschaftlicher Freiräume. Die kumulative Zersiedlung der Landschaft ist gerade wegen dieser Planungshoheit planerisch kaum zu beherrschen. Wesentliche freiraumverbrauchende Einrichtungen, wie z. B. Windenergieanlagen, sind zudem gem. § 35 Abs. 2 BauGB privilegiert. Das Bodenschutzgesetz des Bundes (BodSchG) ist für den Freiraumschutz nicht geeignet. Zum einen ist darin die Bebauung von Bodenflächen selbst als Bodenfunktion dargestellt, zum anderen ist ein Schwerpunkt im Hinblick auf schädliche (chemische) Bodenveränderungen und Altlasten zu erkennen.

### **3. Defizite in der Umsetzung des Freiraumschutzes**

#### **Unzureichende Raumstrukturanalysen**

In Statistiken zum Flächenverbrauch bzw. -bedarf wird durchweg nur die unmittelbare Flächeninanspruchnahme dargestellt. Auch Statistiken zur Bodenversiegelung sind durch diese Betrachtungsweise geprägt. Diese eingeeengte Betrachtungsweise führt i. d. R. dazu, daß der Schutz unbebauter Bereiche dem Bodenschutz zugeordnet wird. Durch solche oder ähnliche Statistiken wird in den meisten Fällen sprichwörtlich nur die Spitze des Eisberges beim Flächenverbrauch dokumentiert. Zerschneidungs- bzw. Kammerungswirkungen bleiben unberücksichtigt. Die öffentliche Diskussion zum Thema Landschafts- und Freiraumverbrauch leidet somit an einer uneffizienten Problemdarstellung, da die offiziellen Statistiken ein vereinfachtes und darum geschöntes Bild vermitteln. Ein realistisches Bild ergibt sich bei der Betrachtung von Wirkungszonen in bezug auf Bebauung und technische Infrastruktur. „Der eigentliche Wirkungsraum von Emissionen und Eingriffen bestimmt sich nach der räumlichen Reichweite, in der die betroffenen Ökosysteme, Pflanzen- und Tierarten, erholungssuchenden Menschen usw. auf infrastrukturell veränderte Umweltbedingungen reagieren. Er hängt u. a. von der spezifischen Empfindlichkeit der Naturfaktoren gegenüber einzelnen Auswirkungen einer Infrastruktur ab“ (LOSCH & NAKE 1990). Insbesondere bei linearen, netzartig verklammerten Verkehrsbauten ist das Modell der Wirkzonen eine wichtige Methode, um die realen Wirkungsbezüge herzustellen. Lineare Verkehrseinrichtungen, vor allem Straßen, führen zu komplexen raumrelevanten Wirkungen (s. Abb. 1).

| <b>(Nutz-)Flächenstatistik</b>  | <b>Raumstrukturanalyse</b>   |
|---|--|
| Ermittlung absoluter Flächenanteile von Nutzungstypen   | <p style="text-align: center;"><i>Analyseinhalt</i></p> Analyse der Größe und räumlichen Verteilung von Nutzungstypen  |
| Nutzungstypenstatistik<br>Auswertungen im Hinblick auf absolute Anteile von bebauten und unbebauten Flächen | <p style="text-align: center;"><i>Ergebnis</i></p> Freiraumstrukturstatistik<br>Auswertungen im Hinblick auf die Größe, Gestalt und räumliche Verteilung von bebauungs- und zerschneidungsfreien Räumen                          |
| gängige Praxis der Raumstatistik<br>relativ geringer naturschutzfachlicher Aussagewert                      | <p style="text-align: center;"><i>Naturschutzfachliche Eignung</i></p> bis auf wenige Ausnahmen keine gängige Praxis<br>großer naturschutzfachlicher Aussagewert im Hinblick auf das verfügbare ökologisch relevante Raumangebot |

**Abbildung 1**

**Methoden zur Analyse des Raumzustandes**

Durch Verkehrsanlagen werden direkt und indirekt umfangreiche Flächen beansprucht. In einer Arbeit der Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung über „verkehrlich hoch belastete Regionen“ wurde die Gesamtbelastung als Folge von Autobahnen und Bundesstraßen räumlich dargestellt (BfLR 1995). Die dort enthaltene Dokumentation ist allerdings noch lückenhaft, solange nicht auch das Netz der nachrangigen Straßen, Wege, Bahnen etc. mit ihren Wirkzonen berücksichtigt wird.

Die Dokumentation der nach Abzug von Bebauung und technischer Infrastruktur einschl. Wirkzonen verbliebenen Freiraumstruktur (Nettoflächen) ist ein erster Schritt zu einer fälligen Operationalisierung der Freiraumproblematik. „Direkte und indirekte Nutzflächen ergeben nur zusammen den gesamten „Landschaftsverbrauch“ bzw. den ökologisch wirksamen Gesamtflächenanspruch einer Nutzungsart. Komplexe Wirkungsketten und zunächst unbemerkte, schleichende Veränderungen lassen „Reichweite“ zu einer dynamischen Größe werden“ (LOSCH & NAKE 1990).

**Mangelhafte Berücksichtigung kumulativer Wirkungen**

Als „kumulative Landschaftsbelastungen“ werden bei SIEDENTOP (1999) und BUNGE (1995) Phänomene gekennzeichnet, die aus einer Vielzahl einzelner physischer Umwelteingriffe resultieren. Dabei handeln im Mikrobereich unterschiedliche Projektträger und Bodennutzer. Im raumzeitlichen Zusammenwirken – also im Makrobereich – entstehen Gesamtwirkungen mit häufig überörtlicher bis überregionaler Bedeutung. Die Gesamtwirkungen sind keinem Vorhabensträger zuzuordnen. Bislang spielen synergetische Wirkungen in Prüfungsverfahren und bei Einzelentscheidungen kei-

ne Rolle. Die Vernachlässigung bzw. Nichtzuordnungsfähigkeit kumulativer Wirkungen führt zu einem unaufhaltsamen Raumverbrauch, ohne daß eine adäquate Reaktion möglich ist, zumal ein entsprechendes Registriersystem bislang fehlt. Der „Erheblichkeits- bzw. Bagatellisierungsfall“ kann nur durch vorsorgende Umwelt- und Raumplanung (vgl. Kap. 8.2) sowie durch das Instrument der strategischen Umweltprüfung (vgl. Kap. 8.3) begegnet werden. Politik und verantwortliche Träger öffentlicher Belange müssen noch erhebliche Anstrengungen unternehmen, den Raum mit seinen ökologischen Funktionen als Opfer kumulativer Projektwirkungen zu entlasten. Technischer Fortschritt konnte bislang nur kumulative Wirkungen stofflicher Belastungen reduzieren. Darauf hinzuweisen ist, daß synergetische Wirkungen bei Verträglichkeitsprüfungen gem. Art. 6 FFH-RL erforderlich sind, in der jetzigen Phase aber noch Unklarheiten bestehen, wie diese im einzelnen praktisch durchzuführen sind.

**Problemereich Konzentrationswirkung von Genehmigungsverfahren**

Es sind technische Bauwerke, die zu einer fortschreitenden Segmentierung und Verkleinerung des Raumangebotes für Leistungen des Naturhaushaltes führen. Die Errichtung der Bauwerke erfordert im Regelfall ein Genehmigungsverfahren nach dem jeweils zutreffenden Fachrecht (s. Abb. 2). Nach den Vorschriften des Bundesrahmenrechts für die Durchführung von Verwaltungsverfahren und der in den Ländern geltenden Verwaltungsverfahrensgesetze ist in einem Genehmigungsverfahren im Regelfall eine Konzentrationswirkung unter der Federführung des jeweiligen Fachrechtes gegeben. Die Behandlung der naturschutzrechtlichen Belange wird dabei im „Huckepackverfahren“ in das fachrechtliche Genehmigungsverfahren eingeord-

| Nutzungs- und Anlagentyp                | Genehmigungsgrundlage    |
|---|--------------------------|
| Bebauung                                | BauGB                    |
| technische immissionsrelevante Bebauung | BImSchG                  |
| Autobahnen<br>Bundesstraßen             | BFStrG                   |
| Straßen und Wege                        | Straßen- und Wegegesetze |
| Wasserstraßen                           | BWaStrG                  |
| Wasserbauliche Anlagen                  | WHG, Landeswassergesetze |
| Energieleitungen                        | Energiewirtschaftsgesetz |
| Windenergieanlagen                      | BauGB                    |

**Abbildung 2**

**Genehmigungsgrundlagen für Bebauungen und Einrichtungen der technischen Infrastruktur**

net. Diese Vorgehensweise führt in der Praxis zu inhaltlichen und formalen Verlusten. So muß sich z.B. nach einem Urteil des Bundesverwaltungsgerichtes<sup>1</sup> das naturschutzrechtliche Vermeidungsgebot der Eingriffsregelung in Fragen der Standortfindung den Vorschriften des Fachrechtes unterordnen. Kompetenzdefizite im Bereich der Genehmigungsbehörden sind alltäglicher Bestandteil von Entscheidungen, insbesondere auch bei raumrelevanten Fragestellungen. Daß der Naturschutz unter diesen verfahrensrechtlichen Voraussetzungen häufig ins Abseits (FUCHS 1999) gerät, ist keine Überraschung. Konsequenter Freiraumschutz läßt sich unter diesen Rahmenbedingungen schwerlich durchsetzen. Insbesondere in Fragen des Vorhabenstandortes „strampelt“ sich der Naturschutz im Regelfall vergeblich ab.

**Defizite in der praktischen Umsetzung**

Defizite in der Darstellung und im sonstigen Management des entsprechenden Umweltbelanges bedingen zwangsläufig Defizite in der Umsetzung des Freiraumschutzes. Eine Gegenüberstellung freiraumfördernder und freiraumschädigender Handlungsweisen enthält Abb. 3.

**4. Berücksichtigung der Ressource Freiraum in der Umweltplanung und Raumordnung in Deutschland**

Der bislang fehlenden Operationalisierung der Ressource „Freiraum“ ist es geschuldet, daß sie in der Umweltplanung und Raumordnung in Deutschland kaum Beachtung findet. Allenfalls ist eine indirekte Berücksichtigung im Rahmen der Behandlung

klassischer freiraumbeanspruchender Schutzgüter festzustellen. GRAU (1998) beschreibt methodische Ansätze zur Erfassung unzerschnittener Räume im Bundesgebiet. Von einer Berücksichtigung in öffentlichen Planungen sind diese Ansätze aber noch weit entfernt. Eine im wesentlichen unsystematische Analyse von Landschaftsplänen verschiedener Planungsebenen und raumordnerischen Planungen konnte kein positives Ergebnis erbringen. Von dieser Feststellung sind entsprechende Pläne in Mecklenburg-Vorpommern auszunehmen, da dort seit einigen Jahren bereits eine interne Diskussion stattfindet. Abb. 4 enthält eine Übersicht zum Berücksichtigungsstand der Ressource Freiraum/Unzerschnittener Raum in Landschaftsplänen und Raumordnungsplänen in Mecklenburg-Vorpommern. Die Ausführungen weiter unten sollen dazu beitragen, eine Diskussion über eine adäquatere Berücksichtigung der Ressource im Bereich vorhandener Umsetzungsinstrumente auszulösen.

**5. Definitionsfragen**

Der Zusammenstellung von GRAU (1998) ist zu entnehmen, daß zur Dokumentation unzerschnittener Räume unterschiedliche methodische Ansätze verwendet werden, denen auch voneinander abweichende Definitionen des darzustellenden Sachverhaltes zugrunde liegen. Eine Zusammenstellung verschiedener geographischer Ansätze enthält auch KAPPLER (1999). Gut dokumentiert und durch inzwischen zwei Wiederholungsuntersuchungen untermauert ist bislang nur die Erfassung „Unzerschnittener verkehrsarmer Räume über 100 km<sup>2</sup> in der Bundesrepublik Deutschland“ durch das Bundesamt für Naturschutz (LASSEN 1979, 1987).

<sup>1</sup> BVerwG, Urteil v. 19.05.1998, NVwZ 1999, S. 528/529

| positive Handlungen  | negative Handlungen  |
|--|--|
| Analyse und Bewertung der Freiraumstruktur   | Unbeachtetlassen der Ressource (wie bisher)  |
| Aktive Sicherung qualifizierter Freiräume  | Ungeregelter bedarfsabhängiger Freiraumverbrauch   |
| Bündelung von Bebauung   | Zersiedelung von Freiräumen  |
| Bündelung linearer Infrastruktureinrichtungen                                      | Neusegmentierung von Freiräumen  |
| Vermeidung zweckfremder Nutzungen bei Wirtschaftswegen (Verkehrsvermeidung)        | Erhöhung der Verkehrsfrequenz durch Schaffung von Verbindungsfunktionen im Wirtschaftswegenetz |
| Recycling von Altbauflächen  | Beanspruchung ständig neuer Freiraumflächen  |
| Innenverdichtung   | Außenbereichsbeanspruchung, „Speckgürtelbildung“   |
| Planmäßige Netzoptimierung von Straßen und Wegen                                   | Planlose Einzelfallentscheidung über Straßen- und Wegebauten                                   |
| Flächenpufferung   | Grenzbebauung  |
| Konzentration von Ökoflächen (z. B. Kompensationsflächen)                          | Disperse Verteilung von Ökoflächen   |
| Großflächiges Management von home ranges (und Rastflächen) störungssensibler Arten | Unberücksichtigtlassen des Raumbedarfes von Arten  |
| Wiederherstellung des Fließkontinuums bei Gewässern                                | Erhaltung und Errichtung von Wehren  |

Abbildung 3

Gegenüberstellung freiraumfördernder und -schädigender Handlungsweisen

| Aktivitäten zur Umsetzung des Freiraumschutzes in Mecklenburg-Vorpommern | Bemerkungen   |
|--|---|
| Gutachtliches Landschaftsprogramm (1992)                                 | Kapitel „Erhaltung großer störungsarmer Landschaftsräume“, Karte 1:250 000, Fortschreibung mit Konkretisierung i. Vorb. |
| Gutachtliche Landschaftsrahmenpläne (1994 - 1999)                        | Kapitel „Unzerschnittene, störungsarme Räume“, Fortschreibung mit Konkretisierung i. Vorb.                              |
| Landesraumordnungsprogramm (1993)  | Kapitel „Landschaft“ (große, gering zerschnittene Landschaftsräume 3.2, Ziel 3)   |
| Regionale Raumordnungsprogramme (1996 - 1998)                            | Kapitel „Landschaft“ Textkarten   |

Abbildung 4

Raumplanerische Umsetzung des Freiraumschutzes in Mecklenburg-Vorpommern



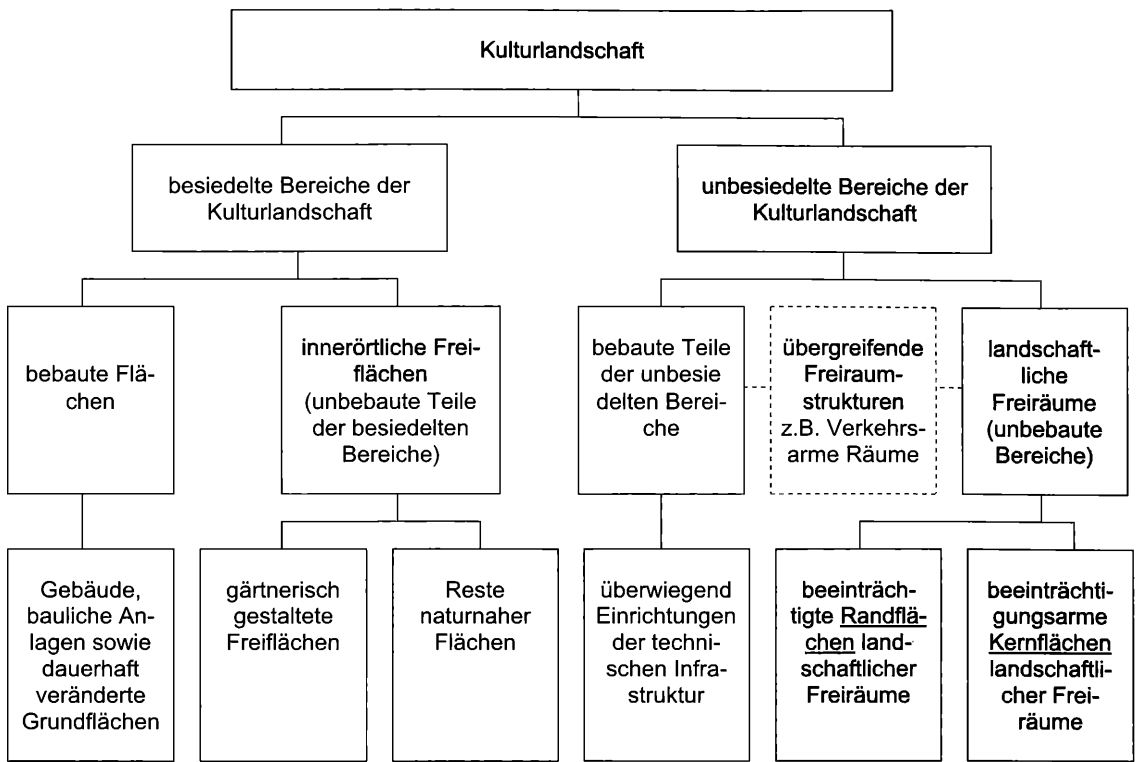


Abbildung 5

Übersicht zum Begriffssystem der räumlichen Einteilung der Landschaft auf der Grundlage des Naturschutz- (BNatSchG) und Raumordnungsrechtes (ROG) (Aus: ERDMANN 2000)

Derzeit sind in diesem Zusammenhang beispielsweise folgende Begriffe und Begriffspaare in Gebrauch: „Im Zusammenhang bebauter Ortsteile“/„Außenbereich“ (BauGB), „besiedelter/unbesiedelter Bereich der Landschaft“ (BNatSchG), „weniger stark zerschnittene Flächen“ (BfLR), „Unzerschnittene Räume“, „Unzerschnittene störungsarme Räume“ (LAUN), „Unzerschnittene Verkehrsarme Räume“ (BfN), „Freiraum“ (ROG). Ausgehend von den rechtlichen Erfordernissen des Bundesnaturschutzgesetzes und des Raumordnungsgesetzes ist es erforderlich, unter Anwendungsbezug eine Strukturierung des Begriffssystems durchzuführen. In Abbildung 5 wird der Versuch unternommen, einen Teil der verwendeten Begriffe zueinander in Beziehung zu setzen. Ziel der Systementwicklung sind naturschutzfachliche Anwendungen. Ein derartiges Begriffsgefüge ist i. d. R. nur für die Kulturlandschaft zu entwickeln, da eine Naturlandschaft ausschließlich durch bebauungsfreie Räume gekennzeichnet ist. Der „unbesiedelte Bereich“ (BNatSchG) der Kulturlandschaft ist nicht frei von jeglicher Bebauung, aber frei von geschlossenen Siedlungen. Zum unbesiedelten Bereich zählen die außerhalb der im Zusammenhang bebauter Bereiche liegenden Einrichtungen der technischen Infrastruktur, insbesondere Verkehrswege, wasserwirtschaftliche Einrichtungen und Anlagen der Energieversorgung. „Unbebaute Bereiche des unbesiedelten Bereichs der Landschaft“ (BNatSchG) entsprechen weitgehend „landschaftlichen Freiräumen“. Freiraum ist somit das Gegenstück zum Siedlungs- und Verkehrsraum. In einem Freiraum sollten die Nutzungen mit ökologischen Grundfunktionen überwiegend verträglich sein. Der Freiraum erfüllt dadurch selbst – auch in einer

strukturarmen Form – ökologische Grundfunktionen in Abhängigkeit von seiner Größe und Gestalt. Es ist zielführend, den im Hinblick auf Art und Umfang zugelassener Nutzungen weiterreichenden Freiraumbegriff der Raumordnung für die Anwendung in Naturschutzfragen zu präzisieren. Im weiteren wird der Freiraum als „durch Bebauung, bebauungsähnliche Infrastruktureinrichtungen nicht betroffener Landschaftsraum“ bezeichnet und als kleinste, von solchen bebauungsbedingten Eingriffen freie ökologische Raumeinheit bzw. Grundfläche aufgefasst. Eine Trennung der Begriffe „innerörtliche Freifläche“ und „landschaftliche Freiräume“ ist sachdienlich. Kern- bzw. Nettoflächen landschaftlicher Freiräume sollten weitgehend frei von störungs- und immissionsrelevanten Wirkungen von Infrastruktureinrichtungen und Bebauungen sein. Sie sind damit besonders leistungsrelevante Teilbereiche landschaftlicher Freiräume.

In Mecklenburg-Vorpommern wurde die Verbreitung und Struktur landschaftlicher Freiräume flächendeckend für das gesamte Bundesland ermittelt. Der Erfassungsmethode liegt eine Analyse von linearen oberirdischen Einrichtungen der technischen Infrastruktur sowie von Bebauungen (einschl. bebauungsähnlicher Einrichtungen) zugrunde. Als Basisinformation dienen topographische Karten und ressortspezifische Fachkarten. „Grenzfall“ ist aus Gründen der Barrierewirkung der asphaltierte ländliche Weg (vgl. auch BACHMANN 1993). Um indirekte Wirkungen von Infrastrukturen und Bebauungen zu berücksichtigen, werden die Artefakte mittels standardisierter Wirkzonen „gepuffert“ (Lineament-Wirkzonen-Analyse) (vgl. Abb.

| „Zerschneidungstyp“                                    | Wirkzone (Puffer) |
|--|-------------------|
| <b>Bebauung</b>  |                   |
| < 10 ha  | 100 m             |
| 10 - 99 ha   | 200 m             |
| 100 - 999 ha   | 500 m             |
| > 1000 ha  | 1000 m            |
| <b>Windparks</b>                                       |                   |
| ≤ 3 Anlagen  | 300 m             |
| ≥ 4 Anlagen  | 600 m             |
| <b>Verkehrswege</b>                                    | beidseitig        |
| Autobahn/Schnellstraße                                 | 500 m             |
| Bundesstraße   | 300 m             |
| Landes- und Kreisstraße                                | 150 m             |
| Ortsverbindungsstraße/ asphaltierter<br>ländlicher Weg | 50 m              |
| Hauptbahnlinie   | 100 m             |
| Nebenbahnlinie   | 50 m              |

Abbildung 6

**Pufferung von Bebauung und Einrichtungen der technischen Infrastruktur im Rahmen der Lineament-Wirkzonenanalyse (HOFFMANN 1999)**

6). Die zwischen Lineamenten und Bebauungen (einschl. ihrer Wirkzonen) abgebildeten Territorien sind Kernflächen von landschaftlichen Freiräumen. Die Wirkzonen um belastende Einrichtungen müssen kriterienbewehrten Anforderungen folgen. Die so gebildeten Raumstrukturen sind in erster Linie durch ihre Flächengröße und ggf. durch spezifische Gestaltmaße zu qualifizieren. Das Ergebnis einer derartigen Analyse und Qualifizierung zeigt ausschnittsweise Abbildung 7. Weitere Qualifizierungsmöglichkeiten ergeben sich durch die Berücksichtigung raumspezifischer Umweltangebote, wie z. B. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes fördernde Strukturelemente. Eine allgemein gut verwendbare Qualifizierungsmöglichkeit ist in diesem Zusammenhang der Natürlichkeitsgrad der landschaftlichen Freiräume. Als Datenbasis für die Ermittlung des Natürlichkeitsgrades sollte eine flächendeckende Biotop- und Nutzungstypenkartierung zur Verfügung stehen. Bzgl. der methodischen Grundlagen für eine Differenzierung von Flächen nach dem Natürlichkeitsgrad kann auf die ökologische Flächenstichprobe (BACK et al. 1996) verwiesen werden.

Gewässer nehmen in der Analyse der Freiraumstruktur eine gewisse Sonderstellung ein. Sie sind einerseits Teil der analysierten Landschaft und damit der landschaftlichen Freiräume. Sie haben zudem einen bedeutenden Einfluß auf deren funktionelle Qualität. Ab einer bestimmten Größe ist aber eine gesonderte Analyse und Bewertung angezeigt. In Mecklenburg wurde dafür ein Grenzwert von 500 ha festgesetzt.

Der Begriff „Verkehrsarme Räume“ läßt sich in die Begriffsübersicht in Abbildung 5 nicht eindeutig einfügen. Verkehrsarme Räume sind keine landschaftlichen Freiräume, da sie i. d. R. auch Straßen, Wege, Bauungen u. a. m. enthalten. Verkehrsarmen Räumen wird ein definierter Grenzwert bzgl.

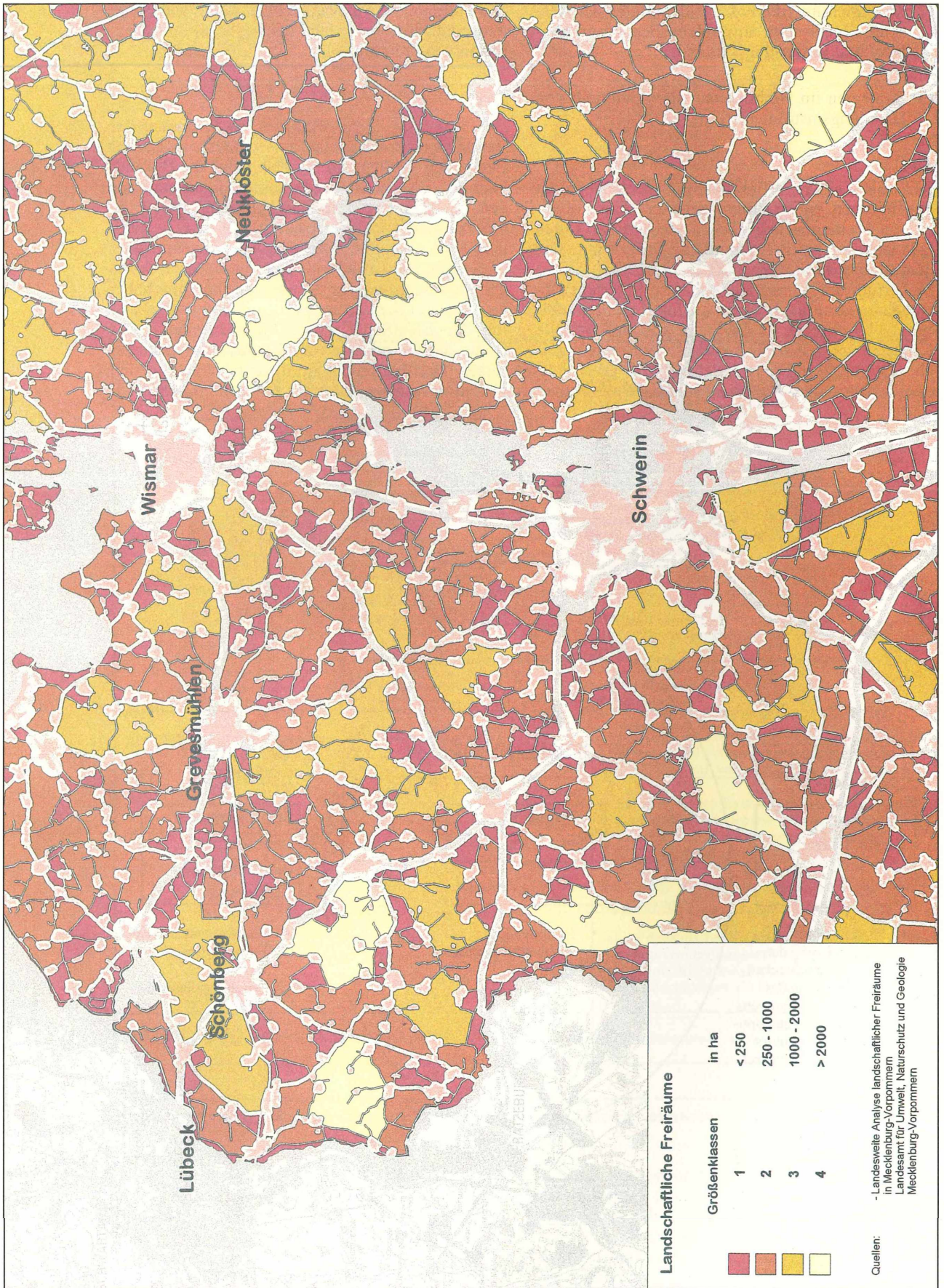
der Verkehrsbelastung zugrunde gelegt. Hinsichtlich des gegebenen Wirkungsspektrums von Straßen und Wegen wird dabei im wesentlichen nur auf die Immissions- und Mortalitätswirkung Bezug genommen. So sind die „Unzerschnittenen verkehrsarmen Räume > 100 km<sup>2</sup>“ gem. LASSEN (1979) daher keinesfalls unzerschnitten. Im bioökologischen Sinne sind in diesen Räumen wesentliche Wirkfaktoren von Zerschneidungselementen nach wie vor existent. Dies ist auch damit zu begründen, daß in der Entwicklungsphase der Methode zur Abgrenzung „Unzerschnittener verkehrsarmen Räume“ die Ansprüche erholungssuchender Wanderer maßgebend waren. Diese Methode ist daher für bioökologisch orientierte Freiraumstrukturanalysen wenig geeignet. Einen vergleichbaren Bedeutungsinhalt wie die „Unzerschnittenen verkehrsarmen Räume“ gem. LASSEN (1979) haben die „Unzerschnittenen Freiräume“ in WALZ & SCHUMACHER (1999).

Die naturschutzfachliche Effizienz landschaftlicher Freiräume für Wirbeltiere mit großen Raumanforderungen wurde im Rahmen eines Forschungsverbundprojektes (LAUN 1996) untersucht. Der dazugehörige Schlußbericht ist im Jahr 2000 zu erwarten. Eine Übersicht über allgemeine inhaltliche Wirkungsbereiche von Eingriffen in landschaftliche Freiräume durch Bauungen und Einrichtungen der technischen Infrastruktur enthält Abbildung 8.

## 6. Strategien zur Operationalisierung landschaftlicher Freiräume

Strategien beschreiben planbezogene Verfahrensweisen. Beim Freiraumschutz lassen sich verschiedene Strategiebereiche bzw. -typen unterscheiden.

- (1) Strategien im Hinblick auf die raumrelevante Zielorientierung des Freiraumschutzes



**Abbildung 7**

**Basiskarte der Kernflächen landschaftlicher Freiräume, abgestuft nach Größenklassen (Ausschnitt aus landesweiter Übersichtskarte Mecklenburg-Vorpommern, LUNG 1999)**

(2) Strategien im Hinblick auf den Status der Ressource im System anwendungsbezogener Analyse- und Bewertungskriterien

von Freiräumen, wie Naturschutz, Land- und Forstwirtschaft, Erholung, Jagd u.a.m., bestimmte Qualitäten von Freiräumen.

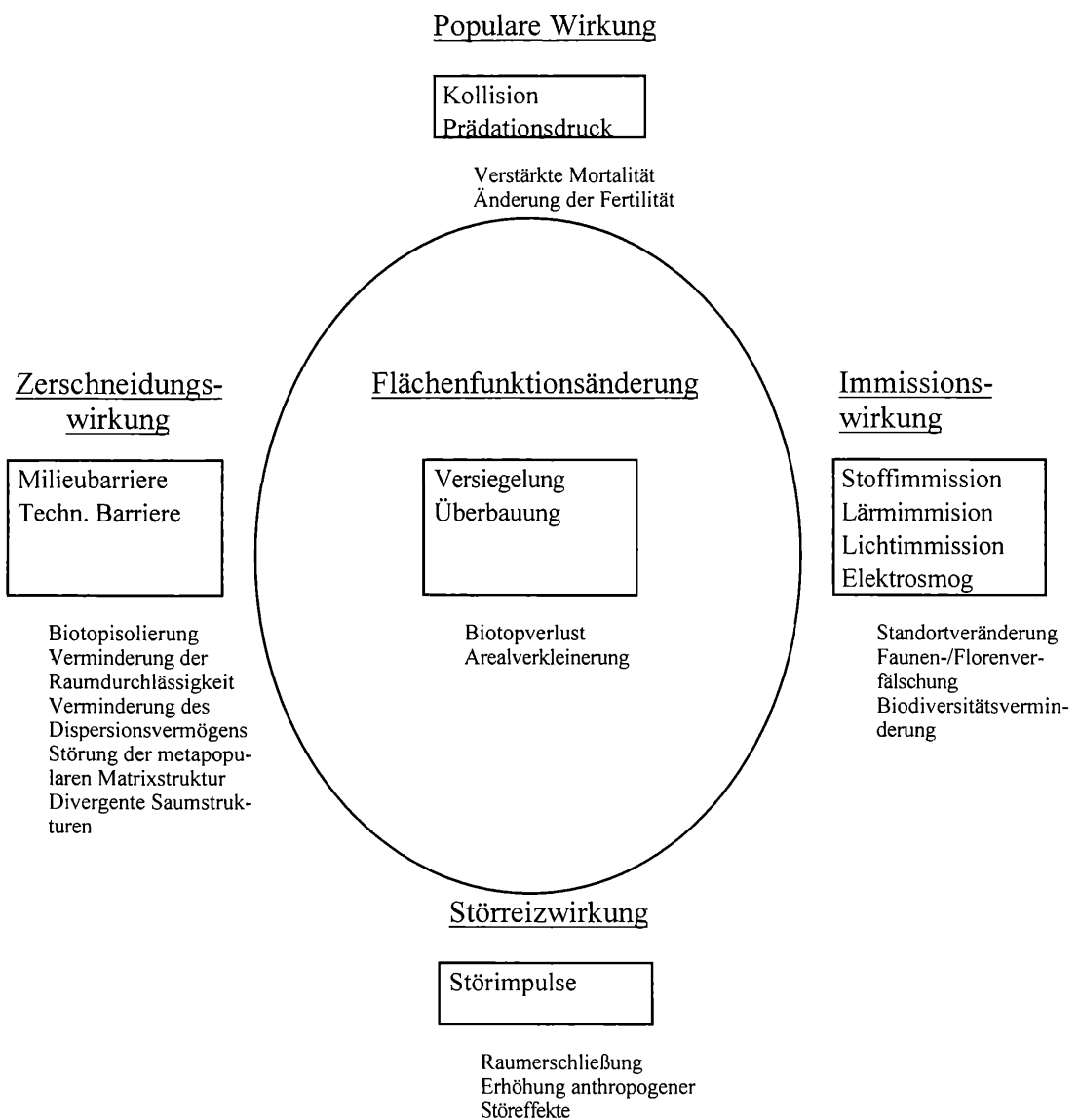
(3) Strategien im Hinblick auf die Gestaltung von Handlungsinstrumenten.

Zu (2)

Der Status des (Frei-)Raumes im Spektrum der Ressourcen ist von großer umsetzungsstrategischer Bedeutung. Es liegt auf der Hand, daß die Behandlung des (Frei-)Raumes als selbständige Ressource dem Anliegen des Freiraumschutzes mehr Gewicht und Aufmerksamkeit verschafft wie eine Behandlung als ein an eine andere Ressource gebundener Parameter. Das Erfordernis eines besonderen Status der Freiraumressource ist aus dem hervorgehobenen Standort der Leitvorschrift im Grundsätze-katalog des BNatSchG und ROG abzuleiten. „Die ersten der Grundsätze (des Bundesnaturschutzgesetzes) sind spartenübergreifender Natur. Sie sind gleichsam vor die Klammer gezogen“ (GASSNER

Zu (1)

RITTER (1995) differenziert zwischen einem quantitativen, einem strukturellen und einem qualitativen Freiraumschutz. Das Spektrum der Typen läßt sich auf zwei Sachbereiche reduzieren. Der quantitative Freiraumschutz hat eine (pauschale) Sicherung definierter Raumanteile in einem Bezugsraum zum Inhalt. Beim qualitativen Freiraumschutz bestimmen ökologische und funktionelle Kriterien die konkrete Auswahl der Schutzbereiche. Qualitativer Freiraumschutz wird i.d.R. nutzungsorientiert begründet. So benötigen alle Nutzer



**Abbildung 8**

**Übersicht über inhaltliche Wirkungsbereiche von Eingriffen in landschaftliche Freiräume durch Bebauungen und Einrichtungen der technischen Infrastruktur** (vgl. BACHMANN 1993, FORMAN et al. 1995, KEITH 1995, RECK & KAULE 1993, REIJNEN et al. 1995, SCHERZINGER 1996, SPELLERBERG 1998)

| Obergruppe  | Untergruppe   | Elemente (Beispiele)  |
|---|---|---|
| Ziele und Grundsätze des Naturschutzes  | Gesetzliche Natur- und Landschaftsschutz-Qualitätsziele<br>§ 1 (1) Ziff. 1 – 4<br>§ 2 (1) Ziff. 1 – 13<br>Bundesnaturschutzgesetz | Natur- und landschaftsbezogene Ressourcen (BNatSchG):<br>Freiraum (§ 2 (1) Ziff.2)/ Unbebaute Bereiche<br>Boden (§ 2 (1) Ziff. 4)<br>Wasser (§ 2 (1) Ziff. 6)<br>Landschaftsbild (§ 1 (1) Ziff. 4)<br>Tiere und Pflanzen (§ 2 (1) Ziff. 10) |
| Gesetzliche und sonstige Instrumente zur Umsetzung der Ziele und Grundsätze des Naturschutzes | Naturschutzplanung  | (Gutachtliches) Landschaftsprogramm<br>(Gutachtliche) Landschaftsrahmenpläne<br>Darstellung qualifizierter landschaftl. Freiräume, z. T. auch als Vorrang-/Vorbehaltsgebiete  |
|   | Flächensicherung mit nationalem Recht   | Nationalpark<br>Landschaftsschutzgebiet/<br>Naturpark   |
|   | Flächensicherung mit EU-Recht   | EU-Vogelschutzgebiet<br>FFH-Gebiet  |
|   | Umweltverträglichkeitsprüfung gem. UVPG<br>Eingriffsregelung gem. § 8<br>BNatSchG   | Darstellung der Raumfunktion im Schutzgut<br>„Landschaft“<br>Darstellung der Raumfunktion im Wert- und Funktionselement landschaftl. Freiraum<br>Bündelung von Kompensationsmaßnahmen   |
|   | Artenschutz   | Artenschutzgebiete unter Berücksichtigung spezieller Raumanforderungen<br>Horstschutzzone<br>Rastschutzzone   |
|   | Überwachung der Entwicklung von Natur und Landschaft  | Bio-ökologisches Monitoring:<br>Beobachtung der Freiraumstruktur<br>„Berichte zur Lage der Natur“ in Bund und Ländern   |
|   | Naturschutzbildung  | Unterrichtung der Öffentlichkeit zum Freiraumschutz   |
| Strategien des Naturschutzes  | Ökoflächenverbund   | Raum- und Biotopverbundsysteme: Vernetzung von Kernflächen und Pufferflächen auf > 20 % der Bezugsfläche auf verschiedenen „Planungsebenen“   |
|   | Segregation   | Konzentration des Extensivierungspotentials auf große Flächen und Gebiete; aktive Konzentration von Ökoflächen in qualifizierten Freiräumen<br>Flächige Vernetzungsstrukturen   |
|   | Nachhaltige Entwicklung   | Nachhaltige Nutzung der Ressourcen, insbesondere des Freiraums  |
|   | Prozeßschutz  | Schutz dynamischer Prozesse (IUCN 1980: Weltnaturschutzstrategie)<br>Sukzession, Mosaik-Zyklen in Wäldern,<br>Überschwemmungen als Dynamik induzierende Einflüsse   |
| Fiskalische Steuerungsinstrumente   | „Ökosteuern“  | „Freiraumverbrauchssteuer“  |

Abbildung 9

### Instrumentarien für die Umsetzung des Freiraumschutzes im Bereich Naturschutz

1996). Auch bei KOLODZIEJCOK & RECKEN (1977) wird die Nr. 2 des Grundsätze-kataloges als insgesamt überragend für den Naturschutz qualifiziert.

Zu (3)

Im Übergang zur Umsetzung eines Freiraumschutzes stellt sich zwangsläufig die Frage nach den Umsetzungsinstrumenten. Reicht das gegebene instrumentelle Spektrum aus oder muß es noch ergänzt werden? Welche Veränderungen muß ich bei den vorhandenen Instrumentarien vornehmen,

um die Ressource sachgerechter und effizienter zu vertreten? Die Antwort hierauf könnte lauten, daß das gegebene Instrumentarium bereits reichhaltig ist, inhaltlich aber durch veränderte Schwerpunktsetzungen umzugestaltet ist. Eine Erweiterung durch neue Instrumente kann bis auf fiskalische Steuerungsinstrumente weitgehend entfallen.

### 7. Operationalisierungsbereiche

Die Ministerkonferenz für Raumordnung formulierte 1995 im Raumordnungspolitischen Hand-

| Obergruppe   | Untergruppe   | Elemente (Beispiele)   |
|--|---|--|
| <u>Raumordnung</u><br>Ziele und Grundsätze<br><br>Instrumente    | Grundsätze der Raumordnung im Bundesgebiet in § 2 (2) Nr 3 sowie Nr. 1, 2, 4 – 6, 8, 10, 12 Landesplanung               | Entwicklung einer großräumigen und übergreifenden Freiraumstruktur<br>Landesraumordnungsprogramm<br>Regionale Raumordnungsprogramme<br>Vorschrift bzgl. inhaltlicher Erfordernisse in § 7 (2) Nr 2a u. c,<br>vgl. auch § 7 (3) Nr. 1                   |
| <u>Bauleitplanung</u><br>Ziele und Grundsätze<br><br>Instrumente | Bodenschutzklausel § 1a (1) BauGB<br>Außenbereichsschutz gem. 35 (2) BauGB<br><br>Außenbereichsschutz Gem. 35 (2) BauGB | Flächenrecycling, Altbautenrecycling,<br>Bauliche Schwerpunktbildung<br>Innenraumverdichtung, Nachverdichtung<br>Mehrstöckiger Gewerbebau<br>Konzentration von WEA ü. Eignungsflächen<br>Nicht privilegierte Vorhaben sind im Außenbereich unzulässig. |
| <u>Verkehr</u><br>Zielstellung<br>Instrumente                    | Bundesverkehrswegeplanung (BVWP)<br>Linienbestimmungsverfahren<br>Planfeststellungsverfahren                            | Straffung und Bündelung der Verkehrsinfrastruktur<br>Umweltrisikoeinschätzung (URE)<br>Strategische Umweltprüfung (Plan UVP)<br>Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) (s. UVP)<br>Landschaftspflegerischer Begleitplan (s. Eingriffsregelung)             |
| <u>Sonstige</u>  | alle Verkehrsplanungsträger   | Netzoptimierung<br>Gesamtbetrachtung (Synergie)<br>Leistungsoptimierung<br>Rückbau von Straßen<br>Entwicklung eines umwelt- und (kosten-)verträglichen Verkehrsnetzes  |
| <u>Flurneuordnung</u><br>Instrumente                             | Wege- und Gewässerplan  | Netzoptimierung des Wegesystems<br>- Gesamtbetrachtung<br>Umgestaltung und Rückbau von ländlichen Straßen und Wegen<br>Arrondierung naturnaher Flächen   |

**Abbildung 10**

**Instrumentarien für die Umsetzung des Freiraumschutzes im Bereich der Raumordnung und anderer Ressorts**

lungsrahmen: „Es bedarf einer Handhabung, die Inanspruchnahme des Freiraumes durch Siedlungen, Infrastruktureinrichtungen und andere Eingriffe auf das notwendige Maß zu beschränken. Das Gebot, neue Flächeninanspruchnahmen möglichst zu vermeiden, der Grundsatz des sparsamen und schonenden Umgangs mit dem Boden sowie die entsprechende Prüfung von Alternativen sind zu operationalisieren.“ Die maßgeblichen Akteure des Freiraumschutzes sind der Naturschutz und die Erholungsvorsorge, die Raumordnung und Landesplanung, die Träger der Bauleitplanung, Land- und Forstwirtschaft, Jagd sowie die jeweils zuständigen Genehmigungsbehörden. Aufgabe der Politik ist es, die erforderlichen ökonomischen und ökologischen Rahmenbedingungen zu schaffen. Im Folgenden wird zwischen dem Operationalisierungsbereich des Umwelt- und Naturschutzes einerseits und dem der Raumordnung und Sonstiger andererseits unterschieden.

Einen Überblick über wichtige operationalisierungsfähige Instrumente des Umwelt- und Naturschutzes mit Bezug zum (Frei-)Raummanagement enthält die nachfolgende Abbildung 9.

Eine entsprechende Darstellung für die anderen Ressorts ist in Abbildung 10 wiedergegeben.

**8. Naturschutzfachliche Anwendungsbeispiele**

Der Fachbereich Naturschutz besitzt eine umfangreiche Palette von Möglichkeiten, Freiraumschutz planerisch-vorsorgend, als Träger öffentlicher Belange in Rechtsverfahren sowie ordnungsrechtlich umzusetzen. Die nachfolgenden Anwendungsbeispiele stammen daher insgesamt aus dem Naturschutzressort und haben schwerpunktmäßig die Ergebnisse der Operationalisierungsbemühungen aus dem Geschäftsbereich des Autors zum Inhalt. Im Folgenden werden nacheinander die Themen Schutzgebietsausweisung, Gutachtliche Landschaftsrahmenplanung, Strategische Umweltprüfung, Umweltverträglichkeitsprüfung, Eingriffsregelung sowie ökologische (naturschutzorientierte) Umweltbeobachtung abgehandelt.

**8.1 Schutzgebietsausweisung**

Ein wichtiges Vollzugsinstrument des Naturschutzes ist die hoheitliche *Ausweisung von Schutzgebieten durch Verordnung*. Im Hinblick auf den Schutz und die Entwicklung qualifizierter (landschaftlicher) Freiräume ist das „Landschaftsschutzgebiet“ eine zielführende Schutzgebietskategorie. Gemäß § 15 BNatSchG sind Landschaftsschutzgebiete rechtsverbindlich festgesetzte Gebiete, in

denen ein besonderer Schutz von Natur und Landschaft

- (1) zur Erhaltung oder Wiederherstellung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts oder der Nutzungsfähigkeit der Naturgüter,
- (2) wegen der Vielfalt, Eigenart oder Schönheit des Landschaftsbildes oder
- (3) wegen ihrer besonderen Bedeutung für die Erholung erforderlich ist.

Schutzgegenstand sind i. d. R. größere zusammenhängende Landschaftsräume in nicht besiedelten Bereichen. Landschaftsschutzgebietsverordnungen sind im länderübergreifenden Vergleich beinahe so vielgestaltig wie die davon betroffenen Landschaftsräume. Allen gemeinsam ist aber, mit der Ausweisung als Landschaftsschutzgebiet ein relatives Veränderungsverbot zu verbinden, was vor allem der Zersiedlung und Zerschneidung der Landschaft entgegenwirken soll. Mit der Einrichtung von Landschaftsschutzgebieten (und Naturparks) kann darüber hinaus ein Verbesserungsgebot gekoppelt werden. Die Schutzgebietskategorie ist geeignet, großflächig zu einer räumlich konkreten Umsetzung des Freiraumschutzes in der Landschaft beizutragen. Bei der Ausweisung von Landschaftsschutzgebieten oder bei deren Neugestaltung sollte es daher zur Regel werden, eine entsprechende Schutzzweckbestimmung in den Verordnungstext aufzunehmen. Eine solche Schutzzweckbestimmung kann konkret dazu beitragen, raumordnerische Zielstellungen bzgl. der Erhaltung und Entwicklung übergreifender Freiraumstrukturen umzusetzen. Alle sonstigen großflächigen Schutzgebietsformen, wie Naturparke, Biosphärenreservate, Nationalparke, EU-Vogelschutzgebiete und FFH-Gebiete, tragen eine besondere Verantwortung für den Schutz und die Wiederherstellung landschaftlicher Freiräume in ihren Territorien. In der FFH-Richtlinie der Europäischen Union ist der Kohärenzgedanke besonders herausgearbeitet worden.

## 8.2 Landschaftsplanung

Die Landschaftsplanung gem. § 5 BNatSch G ist das Planungsinstrumentarium des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Sie erfolgt nach den Vorschriften der Naturschutzgesetze der einzelnen Bundesländer. In den Flächenländern werden im Regelfall drei Planungsebenen (landesweit, regional, örtlich) unterschieden. In den Landschaftsplänen sollen die auf den jeweiligen Planungsraum bezogenen Erfordernisse und Maßnahmen zur Verwirklichung der gesetzlichen Ziele und Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege dargestellt werden. Die Abwägung mit anderen Raumnutzungsansprüchen erfolgt im Zuge der Integration in die räumliche Gesamtplanung, wie die Bauleit-, Regional- und Landesplanung. Zur Bedienung des § 2 Abs. 2 Nr. 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10 und 14 sowie des § 7 Abs. 2 Nr. 2 und Abs. 3 Nr. 1 ROG sollten insbesondere die überörtlichen Landschaftspläne Aussagen über den Zustand und über die zu entwickelnde Freiraumstruktur des Planungsgebietes enthalten. Hier muß die Landschaftsplanung ihre Vorreiterrolle wahrnehmen. Dies bedeutet eine Ergänzung bisheriger Planungsschemata. Es ist daher erforderlich, eine Analyse der Struktur, der Funktionen und des Entwick-

lungspotentials der landschaftlichen Freiräume im Detail sowie der großräumigen Freiraumstruktur (Freiraumverbundstruktur) in die landesweite und regionale Landschaftsplanung einzuführen. In der Analyse und Bewertung sollten die ökologischen Funktionen der Räume dargestellt werden, wobei die großräumig übergreifende Freiraumstruktur selbst einen Schutzgegenstand bilden kann. Darüber hinaus sollten Aussagen zur Sanierung von landschaftlichen Freiräumen formuliert werden. Gegenwärtig spielen entsprechende Analysen, Bewertungen und Zielformulierungen – bis auf wenige Ausnahmen, z. B. Mecklenburg-Vorpommern – in der Landschaftsplanung keine Rolle. Neben einer schutzgutanalogen Behandlung der Ressource ist eine Integration des Freiraumschutzes in das System der Vorrang- und Vorbehaltsbereiche des Naturschutzes planerisch vorzubereiten. So sollten z. B. die Verläufe der technischen Infrastruktur für die Grenzziehung der Gebiete stärker berücksichtigt werden. Darüber hinaus geht es darum, besonders qualifizierte Freiräume ergänzend in die Gebietskulisse der Bereiche mit herausgehobener Bedeutung einzubeziehen.

## 8.3 Strategische Umweltprüfung

Große Bedeutung im Hinblick auf den Schutz landschaftlicher Freiräume könnte künftig die *Strategische Umweltprüfung* erhalten, da mit ihr größere Raumanalysen im Hinblick auf die Beeinträchtigung von Umweltbelangen durchgeführt werden können. Allen projektbezogenen Beurteilungsverfahren haftet der Nachteil an, daß die Wirkungen kumulativer Belastungen nicht sachgerecht analysiert und in die Bewertung eingestellt werden können. Folgende Vorteile der Strategischen Umweltprüfung werden insgesamt gesehen (FISCHER 1998):

- Berücksichtigung der Umweltbelange auf höheren Entscheidungsebenen
- Breiter angelegte Berücksichtigung von Folgewirkungen und Alternativen
- Vorsorgendes Instrument zur Gewährleistung einer nachhaltigen Entwicklung
- Indirekte Stärkung der Projekt-UVP durch inhaltliche Vertiefung des Entscheidungsprozesses
- Frühzeitige Beteiligung der Öffentlichkeit am Planungsprozess.

Die Defizite der Projekt-UVP können mit der strategischen Umweltprüfung zwar nicht völlig überwunden, dennoch aber deutlich verringert werden. Mit ihrer Hilfe kann z. B. das Problem der raumübergreifenden Zerschneidung von landschaftlichen Freiräumen durch den Straßen- und Wegebau besser erfaßt werden, da das Untersuchungsgebiet sich auf den Wirkraum der gesamten zu beurteilenden Fachplanung erstreckt. So wurde z. B. im Verlauf der letzten Jahrzehnte von den zuständigen Stellen (Bund, Länder, Kreise, Kommunen) das Straßen- und Wegenetz in nahezu völliger Unabhängigkeit voneinander entwickelt. Die Wirkungen kumulativer Projekte, die sich in einer die Landschaft belastenden hohen Netzdichte niederschlagen, wurden bislang nicht berücksichtigt. Das Verkehrsaufkommen einer Straße sei in vielen Fällen weniger umweltbedeutsam als die anlagebedingte Zerschnei-

dung und Verkammerung der Lebensräume, stellt HOPPENSTEDT (1998) fest. Aufgabe der Strategischen Umweltprüfung ist eine Umwelterklärung vor Fertigstellung von Plänen und Programmen. Eine Strategische Umweltprüfung, insbesondere im Zusammenhang mit Straßenbauvorhaben verschiedener Planungsträger, fordert auch GERLACH (1995). In seiner Arbeit nimmt der Autor Bezug auf eine Pilotstudie des Ministeriums für Stadtentwicklung und Verkehr NRW über die „Analyse des Straßen-/Wegenetzes und seiner Umweltprobleme sowie Möglichkeiten einer umweltverträglichen Netzumgestaltung anhand eines Fallbeispielraumes im Kreis Wesel“(MSV-NRW 1992). Die Studie – eine Netz-UVS und daher angelehnt an die Zielstellung einer Strategischen Umweltprüfung – kommt im wesentlichen zu folgenden Ergebnissen:

Das gegenwärtige Straßen- und Wegenetz ist in Teilbereichen überdimensioniert. So ist eine Umstrukturierung – selbst bei Renaturierung bestehender Straßen und Wege in sensiblen Bereichen – z. T. ohne gravierende Eingriffe in Verkehrsfunktionen und städtebauliche Funktionen zu verkraften.

Die Summe der Umweltbelastungen resultiert nicht nur aus der relativ geringen Zahl der überörtlichen Straßen mit Transport- und Verbindungsfunktion, sondern vielmehr auch aus der großen Zahl kleiner Straßen und Wege.

Hoch belastete – klassifizierte – Straßen sind abschnittsweise renaturierbar, wenn die Bündelung von Verkehrsströmen auf günstig gelegene Alternativrouten mit Leistungsreserven möglich ist.

Die Reduzierung der Verkehrsbelastung in ökologisch sensiblen Bereichen muß nicht automatisch mit der Zunahme der Belastungen in städtebaulich sensiblen Bereichen verbunden sein. Oftmals kann auf parallel verlaufenden Straßenzügen der Verkehr gebündelt werden.

#### 8.4 Umweltverträglichkeitsprüfung (Projekt-UVP)

Zweck der UVP ist es, einen Beitrag zur besseren Berücksichtigung der Umweltbelange bei der Zulassung von Projekten zu leisten und dadurch der Umweltvorsorge zu dienen (§ 1 UVPG). Dies geschieht durch das Ermitteln und Beschreiben sowie durch das Bewerten der Auswirkungen von Vorhaben auf die Umwelt. Die Umweltbelange werden im einzelnen durch Schutzgüter beschrieben. Die Schutzgüter sind normiert, der Katalog der Schutzgüter ist nicht veränderbar. Das UVP-Gesetz kennt im einzelnen folgende Schutzgüter:

Leben, Gesundheit und Wohlbefinden des Menschen  
Tiere und Pflanzen  
Boden, Wasser, Luft und Klima  
Landschaft  
Kultur- und Sachgüter.

Gemäß GASSNER & WINKELBRANDT (1990) wird die inhaltliche Reichweite der Schutzgüter des

Naturschutzes u. a. auch durch die sie aufschlüsselnden Grundsätze in § 2 (1) BNatSchG fokussiert.

Die UVP in Verbindung mit raumordnerischen Überprüfungen von Projekten steht an zentraler Stelle im Zusammenhang mit Entscheidungen über den Umgang mit der Raumressource Freiraum. Diese Ressource weist inhaltliche Bezüge zu allen anderen Ressourcen auf. Insgesamt ist die Zuordnung der Raumressource zum Schutzgut „Landschaft“ vorgegeben. Gemäß BUNGE (1994) ist unter dem Schutzgut „Landschaft“ im Sinne des UVP-Gesetzes zum einen das Landschaftsbild zu verstehen, zum anderen aber auch der Bestandteil des Naturhaushaltes, der den (Lebens-)Raum für Pflanzen und Tiere bildet. Neben dem Landschaftsbild geht es beim Schutzgut „Landschaft“ im UVP-Gesetz auch um den Raum, der ökologische Grundfunktionen ermöglicht. (Vergleiche dazu auch APPOLD in HOPPE (1995)). Das Schutzgut „Landschaft“ ist innerhalb der Schutzgüter insgesamt von zentraler Bedeutung. PETER (1996) setzt auch folgerichtig die Raumanalyse an die 1. Stelle vor die Analyse des Landschaftsbildes. („Es zählt aber auch das Landschaftsbild zum UVP-rechtlichen Begriff der Landschaft“). In der Praxis der Umweltverträglichkeitsuntersuchung wird bislang nahezu ausschließlich das Landschaftsbild im Rahmen des Schutzgutes „Landschaft“ abgehandelt. Leider ist in dem fachtechnischen Standardwerk zur Umweltverträglichkeitsprüfung von GASSNER & WINKELBRANDT (1998) diese defizitäre Interpretation des Schutzgutes „Landschaft“ ebenfalls enthalten. Den UVP-Bearbeitern mangelt es offensichtlich zum einen an Erkenntnissen über die umfassende inhaltliche Dimension des Schutzgutes und zum anderen an Methoden zur Operationalisierung der Raumressource.

Im Rahmen der *Umweltverträglichkeitsprüfung* ist somit eine Berücksichtigung des Faktors Freiraum im Rahmen des Schutzgutes „Landschaft“ erforderlich und möglich. Eine Überschneidung mit anderen Schutzgütern wird vermieden, indem es im vorliegenden Zusammenhang nur um die Ermittlung und Beschreibung des ökofunktionellen Raumzustandes geht, nicht aber um eine Bewertung seiner einzelartenbezogenen Lebensraumbedeutung im Detail.

#### 8.5 Eingriffsregelung

Im Rahmen der Einzelfallbetrachtung von Projekten steht die *Eingriffsregelung* gem. § 8 BNatSchG an zentraler Stelle für die Behandlung von Beeinträchtigungen in Natur und Landschaft. Die Eingriffsregelung trägt eine Hauptlast im Kampf um „optimale“ Lösungen bei flächenbeanspruchenden Vorhaben und Fachplanungen außerhalb von Schutzgebieten, insbesondere bei Verkehrs- und Infrastrukturprojekten (CZYBULKA 1999). Sie stellt erhebliche fachliche Anforderungen an die praktische Umsetzung. Nach der Legaldefinition liegt ein Eingriff vor, wenn in die Gestalt von Grundflächen so eingegriffen wird, daß dadurch z. B. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes erheblich oder nachhaltig beeinträchtigt wird.



| Landschaftsplanung<br>Eingriffsregelung<br>(Verträglichkeitsprüfung nach FFH-Richtlinie)  | (Plan-/Programm UVP)<br>Projekt UVP   |
|---|---|
| <p><b>Wert- und Funktionselemente</b></p> <p><i>(1) Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes</i></p> <p>(Landschaftlicher) Freiraum<br/>Boden<br/>Wasser<br/>Arten und Lebensräume<br/>Klima/Luft</p> <p><i>(2) Eigenart und Vielfalt des Landschaftsbildes</i></p> <p>Landschaftsbild<br/>(Erholung)</p> | <p><b>Schutzgüter</b></p> <p>Mensch<br/>Tiere und Pflanzen<br/>Boden<br/>Wasser<br/>Luft<br/>Klima<br/>Landschaft<br/>- (landschaftlicher) Freiraum<br/>- Landschaftsbild<br/>Kultur- und Sachgüter</p> |

**Abbildung 11**

**Analyse- und Bewertungselemente in der Landschafts- und Projektplanung**

Eine spezielle Operationalisierung der Freiraumressource im Rahmen der Eingriffsregelung ist rechtlich zulässig. Die Einordnung in das System der Wert- und Funktionselemente zeigt Abb. 11. Da der Gesetzgeber die Erhaltung unbebauter Bereiche – auch in Bezugnahme auf ihre Größe – als grundlegende Voraussetzung für die Leistungsfähigkeit definiert (vgl. § 2 (1) Ziff. 2 BNatSchG), liegt der Schluß nahe, daß unbebaute und unzerschnittene Räume als funktionsrelevante Grundflächen im Sinne der o. g. Legaldefinition angesehen werden können. Kenner der Eingriffsregelung wissen, daß eine Reihe von Grundflächentypen bereits für die Bewältigung der Rechtsfolgen der Eingriffsregelung benutzt werden. Bestandteile des Systems von Grundflächen sind vor allem: Biotoptypen, Biotopkomplexe, Bereiche mit faunistischen Funktionsgefügen, Landschaftsräume, Leistungsbereiche von abiotischen Faktoren sowie definierte Wirkzonen. Die Grundflächentypen sind jeweils für sich begründet und zeichnen sich durch eine spezifische kriterienbewährte Leistung für den Naturhaushalt und das Landschaftsbild aus, oder sie sind kennzeichnend für eine spezifische Betroffenheit. Die betroffenen Grundflächen ergeben in ihrer Gesamtheit den Beurteilungsraum (vgl. Abb. 12). Die Grundflächen „landschaftlicher Freiräume“ lassen sich konkret beschreiben, sobald eine anwendungsbezogene Definition und ein Analyse- und Bewertungsverfahren vorliegen. Grundsätzliches Ziel dieser Überlegung ist es, Eingriffe im Bereich bislang unbelasteter Landschaftsräume, unabhängig von ihrer aktuellen Ausstattung an konkreten Wertbiotopen, zu erschweren. Um diesem Ziel Respekt zu verschaffen, muß die Betroffenheit „landschaftlicher Freiräume“ folgerichtig auch auf der Kompensationsebene berücksichtigt werden. („Was nichts kostet, ist auch nichts wert.“)

Die Behandlung von Eingriffen muß operabel gestaltet werden. Dazu werden verschiedene standar-

disierte Verfahren verwendet, die methodischen und sachorientierten Anforderungen genügen müssen (vgl. BERNOTAT et al. 1999). Ziel muß es sein, die reale Dimension eines Eingriffes in den Naturhaushalt und das Landschaftsbild in allen seinen Variationen möglichst umfassend darzustellen. Dazu bedarf es standardisierter Verfahren, die verschiedene Erfassungs- und Bewertungsmöglichkeiten zulassen. Die Umsetzung der Eingriffsregelung ist derzeit von großen Defiziten geprägt, die verschiedene Ursachen haben, denen aber durch eine Berücksichtigung landschaftlicher Freiräume als Wert- und Funktionselement teilweise abgeholfen werden kann. So steht komplexen Wirkungen von Großprojekten in Natur und Landschaft i.d.R. „Erbsenzählerei“ der Naturschutzakteure im Rahmen der Eingriffsregelung gegenüber. Nahezu in allen Bundesländern gibt es Positivlisten von Vorhabenstypen. Eine Betroffenheit von landschaftlichen Freiräumen ist nur bei einem Teil der Typen gegeben. Es sind jene Typen, die mit der Errichtung von Bauwerken, vor allem in linearer Ausprägung, zu tun haben. Im Folgenden wird die Berücksichtigung der Freiraum-Ressource anhand von zwei Falltypen vorgestellt, die als Beispiel der Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern entnommen sind.

**Falltyp 1: Punkt- bzw. flächenförmige Eingriffsvorhaben**

Hierbei handelt es sich im Regelfall um Bebauungen und bebauungsähnliche Einrichtungen. Die „Hinweise zur Eingriffsregelung“ in Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 1999) sehen für diesen Falltyp bei Betroffenheit allgemeiner Funktionen eine Erhöhung oder Absenkung des Kompensationserfordernisses vor, je nach der Lage eines Vorhabens innerhalb oder im Umfeld der Nettofläche eines landschaftlichen Freiraumes. Zur Berechnung der Abnahme oder Zunahme des Kompensationserfor-

(1) Direkt oder indirekt betroffene allgemeine Funktionen des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes

Relevante Grundflächen: Biotoptypen/Wertbiotope

(2) Direkt oder indirekt betroffene besondere Funktionen des Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes

Relevante Grundflächen: *Landschaftliche Freiräume*  
 Komplexe von Wertbiotopen  
 Bereiche mit faunistischen Funktionsgefügen  
 Landschaftsbildräume  
 Besondere Leistungsbereiche abiotischer Faktoren

(3) Direkt betroffene Flächen von Kompensationsmaßnahmen

Bei den räumlichen Komponenten (1) und (2) sind im Regelfall mehrere Wirkbereiche zu unterscheiden.

**Abbildung 12**

**Inhaltliche Komponenten des Untersuchungsraumes bei Eingriffen in Natur und Landschaft** (Aus: LUNG 1999)

| Sockelbetrag<br>für<br>Kompensations-<br>erfordernis gemäß<br>Biotopwert-<br>ansprache | Freiraum-Beeinträchtigungsgrade  |                  |                  |               |
|--|--|------------------|------------------|---------------|
|  | (in Klammern: Abstand des Vorhabens zu bereits beeinträchtigten Bereichen in Metern) |                  |                  |               |
|  | 1 ( $\leq 50$ )  | 2 ( $\leq 200$ ) | 3 ( $\leq 800$ ) | 4 ( $> 800$ ) |
| →  | x 0,75   | x 1,0            | x 1,25           | x 1,5         |

**Abbildung 13**

**Ermittlung des Kompensationserfordernisses unter Berücksichtigung einer Betroffenheit einfacher Funktionen landschaftlicher Freiräume** (Aus: LUNG 1999, verändert)

dermisse aufgrund des Beeinträchtigungsgrades eines Freiraumes wird ein Korrekturfaktor benutzt. Die Beeinträchtigungsgrade wurden – wie in Abb. 13 dargestellt – normiert. Sind allerdings qualitativ hochwertige landschaftliche Freiräume betroffen, sehen die „Hinweise“ eine additive Ermittlung von Kompensationserfordernissen für die Betroffenheit landschaftlicher Freiräume vor.

**Falltyp 2: Linienförmige Eingriffsvorhaben**

Hierbei handelt es sich im Regelfall um Straßen verschiedener Klassifikation sowie um schienengebundene Verkehrssysteme. Ein zwischen der Naturschutzverwaltung und der Eingriffsverwaltung abgestimmtes Procedere liegt noch nicht vor. Im Rahmen des Baus der Ostseeautobahn hat die Naturschutzverwaltung einen gesonderten Kompensationsbedarf für die Betroffenheit landschaftlicher

Freiräume reklamiert. Das primäre und der Eingriffswirkung adäquate Kompensationsziel wäre der Rückbau vorhandener Straßen (vgl. GERLACH 1996). Für den Fall einer Ersatzmaßnahme wurde ein Verfahren zur Berechnung des erforderlichen Kompensationsflächenäquivalentes entwickelt, das in Abbildung 14 wiedergegeben ist. Der für das Beispiel relevante Bauabschnitt ist in Abbildung 15 dargestellt. Da die Grundsätze der Verhältnismäßigkeit auch dem Zeitgeist unterliegen, wurden die inhaltlichen und räumlichen Anforderungen an die Sonderkompensation für den Verbrauch landschaftlicher Freiräume mittels eines Wirkfaktors eher nach unten orientiert. Für den gesamten Bereich der Ostseeautobahn mit einer Streckenlänge von ca. 290 Kilometern wurde ein Kompensationsflächenäquivalent für die Zerschneidung landschaftlicher Freiräume in Höhe

| Flächennummer <sup>1</sup>   | Gesamtfläche des LFR <sup>2</sup> | Wertfaktor LFR <sup>3</sup> | Fläche A | Fläche B  | Quotient <sup>4</sup> | Wirkungsfaktor <sup>5</sup> | Kompensationserfordernis <sup>6</sup> |
|--|-----------------------------------|-----------------------------|----------|---|-----------------------|-----------------------------|---------------------------------------|
| 1  | 718,973                           | 1,0                         | 351,121  | 367,852   | 0,955                 | 0,2                         | 137,324                               |
| 2  | 525,201                           | 1,0                         | 217,301  | 307,9   | 0,706                 | 0,2                         | 74,158                                |
| 3  | 211,299                           | 0,5                         | 26,056   | 185,243   | 0,1407                | 0,2                         | 2,97                                  |
| 4  | 889,898                           | 0,5                         | 303,545  | 586,353   | 0,518                 | 0,2                         | 46,096                                |
| 5  | 257,738                           | 1,0                         | 33,003   | 224,735   | 0,147                 | 0,2                         | 7,577                                 |
| 6  | 454,922                           | 1,0                         | 162,718  | 292,204   | 0,557                 | 0,2                         | 50,677                                |
|  |                                   |                             |          |   |                       |                             | <b>Σ 318,80 ha</b>                    |
| <b>Erläuterungen</b>   |                                   |                             |          |   |                       |                             |                                       |
| 1 vgl. Kartendarstellung   |                                   |                             |          | 4 Verhältnis der verbleibenden Teilflächen (kleine + große Teilfläche) charakterisiert die Segmentierungsintensität |                       |                             |                                       |
| 2 Der jeweiligen Gesamtfläche liegen die Kernflächen landschaftlicher Freiräume zugrunde |                                   |                             |          | 5 Höhe des Wertfaktors wird per Konvention festgelegt und ist vom Projekttyp abhängig                               |                       |                             |                                       |
| 3 2 Wertfaktoren werden verwendet  |                                   |                             |          | Wirkfaktor 0,2 = 20 % Wertminderung der Bezugsfläche  |                       |                             |                                       |
| Wertfaktor landschaftlicher Freiraum mit   |                                   |                             |          | 6 Berechnungsansatz   |                       |                             |                                       |
| 0,5: Natürlichkeitsgrad des Umweltangebotes < Stufe 3                                    |                                   |                             |          | Gesamtfläche LFR x Wertfaktor LFR x Verhältniszahl bzgl. Teilflächen x Wirkfaktor = Kompensationsäquivalent         |                       |                             |                                       |
| Wertfaktor landschaftlicher Freiraum mit   |                                   |                             |          |   |                       |                             |                                       |
| 1,0: Natürlichkeitsgrad des Umweltangebotes > Stufe 3                                    |                                   |                             |          |   |                       |                             |                                       |

**Abbildung 14**

**Ansatz für die Berücksichtigung des Wert- und Funktionselementes landschaftlicher Freiraum (LFR) bei der Bestimmung von Ersatzflächenerfordernissen am Beispiel der BAB A 20 (Verkehrseinheit Landesgrenze M-V Schönberg)**

von ca. 3500 ha ermittelt. Die Schwankungsbreite der Kompensationsflächenäquivalente liegt in den Verkehrseinheiten zwischen 8 ha und ca. 400 ha. Abbildung 16 enthält eine Übersicht über die Betroffenheit landschaftlicher Freiräume im Streckenverlauf. Für den gesamten Bereich der Autobahn errechneten die von dem Projektträger beauftragten Planungsbüros einen sonstigen Kompensationsbedarf in Höhe von ca. 4800 ha. Für eine Kompensationsstrategie zugunsten der Wiederherstellung (und Stärkung) landschaftlicher Freiräume sind zusammengefaßt folgende Bausteine maßgebend:

Ermittlung von eingriffsrelevanten selbständigen Flächenäquivalenten für die Beanspruchung bzw. Beeinträchtigung von landschaftlichen Freiräumen.

Rückgewinnung von landschaftlichen Freiräumen durch Entsiegelung von Bauflächen und Rückbau von Straßen und Wegen (ggf. nach vorausgegangener Netzoptimierung) in Bereichen mit naturschutzfachlichem Entwicklungspotential (Kriterium der Ausgleichbarkeit). Im Falle einer Nicht-Durchführbarkeit sind geeignete Ersatzmaßnahmen zu entwickeln.

Vermeidung von Kompensationsmaßnahmen in Wirkbereichen des Eingriffsvorhabens oder anderer Einrichtungen der technischen Infrastruktur

Bündelung von Kompensationsmaßnahmen in langfristig störungsarmen Kompensationsräumen zur Nutzung des positiv wirksamen Raumgrößeneffektes (LAUN 1999). Großräumige landschaftliche Freiräume ohne wertvolle Naturlandschaft eignen sich ganz besonders für die Anordnung von Ersatzmaßnahmen (CZYBULKA 1999).

## 8.6 Ökologische Umweltbeobachtung

Die Beobachtung von Veränderungen des Umweltzustandes rückt zunehmend in das Interesse der

Umwelt- und Naturschutzpolitik. Dabei zeigt sich, daß der Fachbereich des Naturschutzes auf die gestiegenen Anforderungen schlecht vorbereitet ist. Die Arbeiten auf Landes- und Bundesebene sind bisher nicht über das Stadium von Bemühungen hinausgekommen. Insbesondere ist auch die finanzielle Ausstattung für derartige Aufgaben im Naturschutz – auch im Vergleich zu den anderen Umweltressorts – mehr als nur mangelhaft. Auf EU-Ebene besteht seit dem Jahr 1999/2000 die Verpflichtung, operationelle Programme im Hinblick auf ihre Umweltwirkungen zu evaluieren. Auch aus der FFH-Richtlinie und der EU-Vogelschutzrichtlinie ergeben sich umfangreiche Anforderungen an die Beobachtung der Entwicklung von Natur und Landschaft. Zielführend ist insbesondere der Pressure-State-Response-Ansatz der Indikatorenbildung, wie sie in Weiterentwicklung eines OECD-Vorschlages von der Commission on Sustainable Development vorgelegt wurde (CSD 1997). Pressure-Indikatoren sieht das Arbeitspapier für die Überprüfungen von (Projekt-/Plan-)Wirkungen vor. Response-Indikatoren beschreiben die Wirkungen umwelt-/naturschutzpolitischer Maßnahmen (z. B. Bestand vorhandener Schutzgebiete). State-Indikatoren sollen den Zustand von Natur und Landschaft wiedergeben. Für die Dokumentation des Freiraumverbrauchs gibt es bislang kein generell anerkanntes Verfahren zur Indikation innerhalb der genannten Ebenen. In einem Gutachten des Umweltbundesamtes (UBA 1999) über eine Auswahl von Indikatoren zur Beurteilung des Umweltzustandes (Ex-ante-Evaluierung) werden im einzelnen verschiedene Indikatoren empfohlen. Darunter findet sich auch der Indikator „Entwicklung unzerschnittener Landschaftsräume (Anzahl und Größe)“ In dem Monitoringkonzept der „Ökologischen Flächenstichprobe“ ist ebenfalls ein Parameter „Flächenzerschneidung“ enthalten. Aufgrund der räumlichen Dimension der Stichprobenflächen (1 km<sup>2</sup>) ist mit dieser Methode aber eine Aussage über das räumliche Flächenvolumen nicht zu erhalten. In Mecklenburg-Vorpommern – dort ist die Pflicht zur ökologischen Umweltbeobachtung im

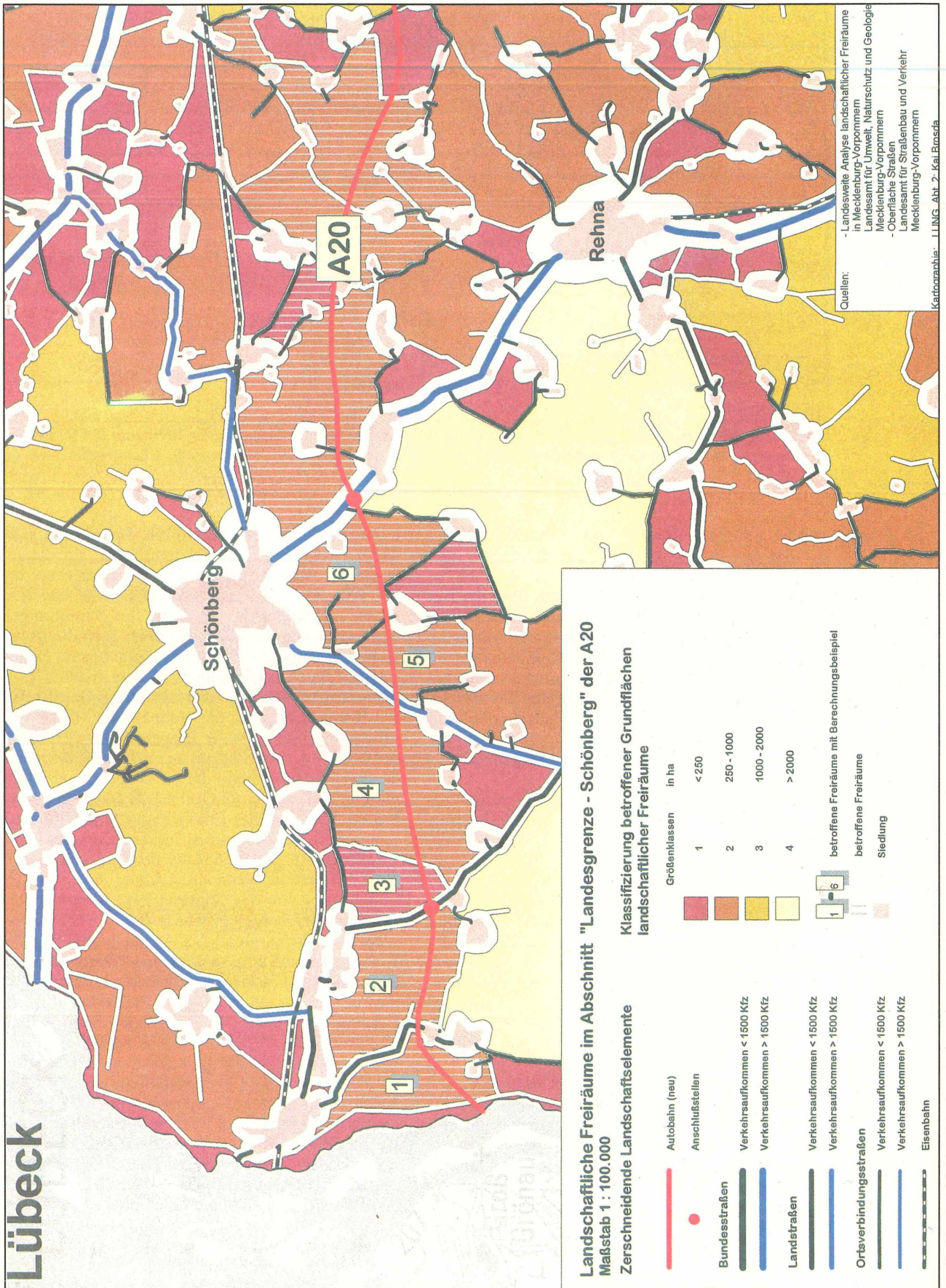


Abbildung 15

Kartengrundlage für die Ableitung eines freiraumbezogenen Ersatzmaßnahmenäquivalentes im Abschnitt Landesgrenze Mecklenburg-Vorpommern-Schönberg der BAB A 20

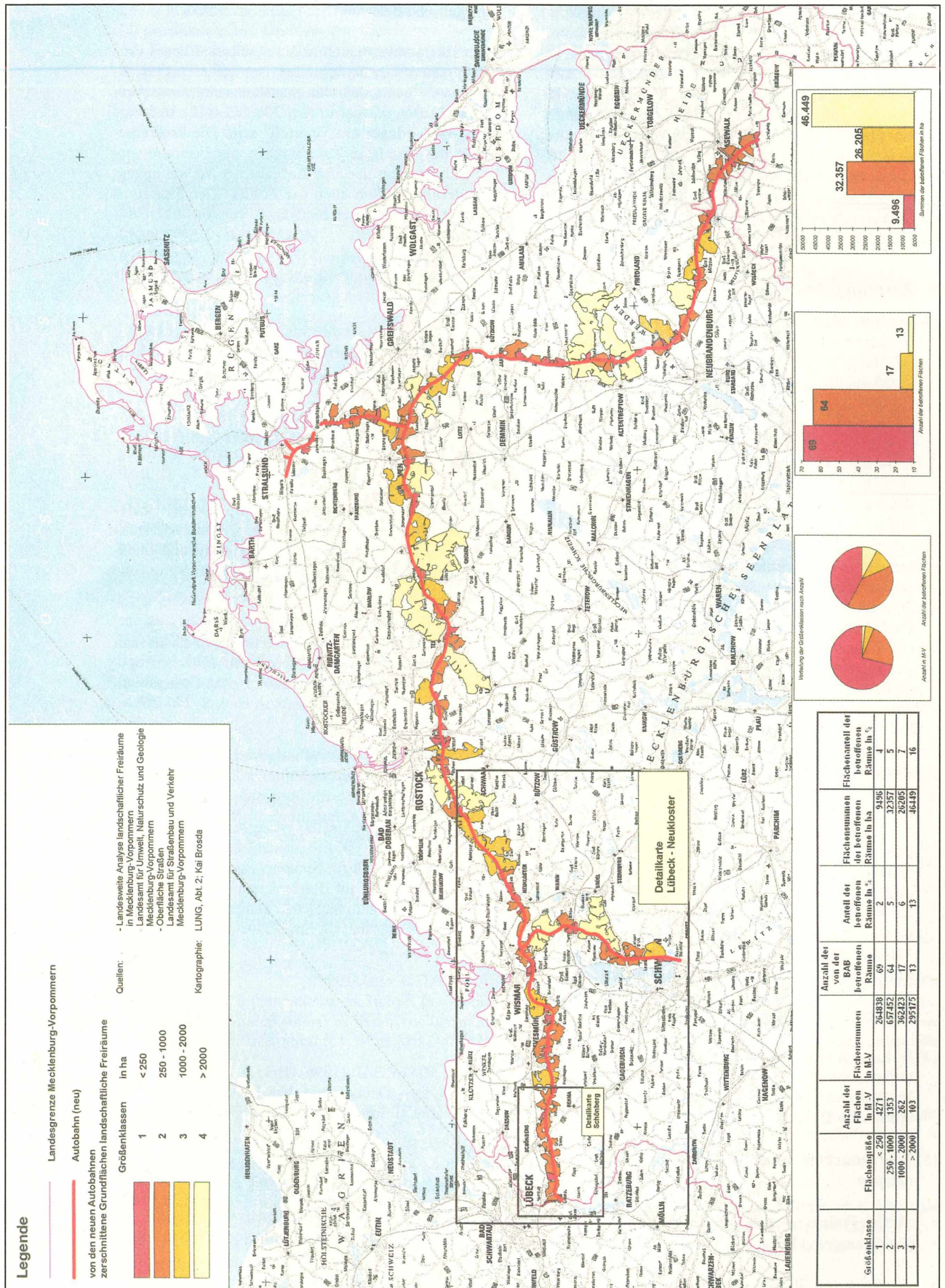


Abbildung 16

Flächenmäßige Betroffenheit von landschaftlichem Freiraum durch den Bau der BAB A 20 und A 241 sowie des Rügenzubringers (Bezugsfläche Land Mecklenburg-Vorpommern)

Landesnaturenschutzgesetz verankert – wird eine großflächige Beobachtung der Entwicklung von landschaftlichen Freiräumen Bestandteil einer Umweltindikation für den Bereich „Landschaft“ sein. „Die Feststellung, daß durch eine Maßnahme oder ein Projekt das Naturschutzniveau in unzulässiger Weise gesenkt wird, setzt zunächst eine Erfassung (und Bewertung) der für den Naturschutz wichtigen bzw. erforderlichen Räume und ein stets aktualisiertes Landschaftsmonitoring voraus, weil somit ein Vergleich „vorher-nachher“ gar nicht möglich ist“ (CZYBULKA 1999a).

## 9. Zusammenfassung

- (1) Die Naturschutz- und Landesplanungsgesetze fordern in übereinstimmender Weise die Erhaltung und Entwicklung un bebauter und unzerschnittener Landschaftsräume im allgemeinen und auch in der für bestimmte Funktionen erforderlichen Größe. Dieses Leitziel findet bislang weder in Vorsorge- noch in Projektplanungen ausreichend Niederschlag. Die Ressource fiel bisher einer Operationalisierungslücke zum Opfer. Da der Naturschutz der natürliche Anwalt des landschaftlichen Freiraumes ist, trägt er diesbezüglich eine herausragende Verantwortung.
- (2) Der Funktion des landschaftlichen Freiraumes angemessen ist eine Behandlung als weitgehend selbständige Ressource neben den „klassischen“ Wert- und Funktionselementen Boden, Wasser, Klima, Tiere und Pflanzen. Dazu ist die Ressource für die jeweiligen Bezugsräume mit der für die Anwendung erforderlichen Genauigkeit zu analysieren und zu bewerten. Für Bewertungen muß der räumliche Bezugsrahmen so groß gewählt werden, daß repräsentative Aussagen ermöglicht werden. Als repräsentativer räumlicher Bezugsrahmen sind die Bundesländer, perspektivisch auch die Bundesrepublik und die Europäische Union anzustreben.
- (3) Die vorhandenen Instrumente des Umwelt- und Naturschutzes sowie der Raumordnung eignen sich für eine Integration des Freiraumschutzes als selbständiger Ressourcenbereich. Die Berücksichtigung kumulativer Wirkungen von Planungen, Programmen und Maßnahmen ist dringend zu verbessern. Fiskalische Steuerungsinstrumente sind erforderlich, um grundlegende Mechanismen der Gesellschaft im Hinblick auf den Freiraumschutz zu verändern.
- (4) In Landschaftsräumen mit Vorkommen von Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen sind besondere Maßnahmen für den Schutz un bebauter und unzerschnittener Bereiche erforderlich.
- (5) Freiraumschutz verbindet sich mit folgenden Maßnahmen

- Aktive Freiraumsicherung
- Bündelung von Bebauung und technische Infrastruktur
- Rückbau von Straßen und Wegen im Rahmen einer Netzoptimierung
- Rückbau oder Recycling von Altbauten
- Konzentration von Ökoflächen in qualifizierten Freiräumen
- Artenbezogenes home range- und Wanderungskorridormanagement

Fiskalische Belastung des Freiraumverbrauches.

- (6) Der Freiraumverbrauch ist ein gesellschaftliches Problem von großer ökologischer Tragweite. Das verfassungsrechtliche, den Naturhaushalt betreffende Verschlechterungsverbot in Art. 20a GG sollte mehr als ein „Bettvorleger mit Tigerfell“ sein. Die Entkopplung des Wohlstandswachstums von Freiraumverbrauch ist nicht nur eine Aufgabe der Verwaltungen, sondern vor allem auch der Politik. Der Freiraumschutz ist die „Gretchenfrage“ von Politikern der Nachhaltigkeit.
- (7) „Garantie gibt es nur für größere Portionen“ (RINGER 1987).

## 10. Literatur

- BfLR Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (1995):  
Verkehrlich hoch belastete Räume - Versuch der Abgrenzung einer raumordnerisch bedeutsamen Gebietskategorie. - Arbeitspapiere, Bonn
- BACHMANN, Ph. et al. (1993):  
Flur- und Waldwege heute: asphaltiert, betonierte, befestigt über die Tendenz zum Güterwegebau mit Hartbelägen und die Auswirkungen auf Umwelt und Landschaft.- Bristol Stiftung, Forschungsstelle für Natur- und Umweltschutz
- BACK, H.-E. et al. (1996):  
Konzepte zur Erfassung und Bewertung von Landschaft und Natur im Rahmen der „ökologischen Flächenstichprobe“.- Beiträge zur umweltökonomischen Gesamtrechnung des Statistischen Bundesamtes, H. 6, S. 24 - 26
- BAIER, H. (1999):  
Freiraum und Natur - Forschungsverbundprojekt zum Erhalt störungsarmer unzerschnittener Landschaftsräume für gefährdete Tierarten im nordostdeutschen Tiefland abgeschlossen.- Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern, 41, H. 2/99, S. 1 - 14
- BAST - Bundesanstalt für Straßenwesen (1999) (Hrsg.):  
Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 1998 - Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen.- Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, H. V 73, S. 12/13
- BERNOTAT, D. et al (1999):  
Defizite und Bedarf an anerkannten Standards für Methoden und Verfahren in naturschutzfachlichen Planungen.- BfN-Skripten Nr. 13, Bonn-Bad Godesberg
- BUND & MISEREOR (1996) (Hrsg.):  
Zukunftsfähiges Deutschland- Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung.- Basel, S. 77
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM (1998):  
Naturschutz im Spannungsfeld zwischen Wunsch und Wirklichkeit.- Umwelt Nr. 7 - 8/1998, S. 337
- CSD-Commission on sustainable development (1997):  
Arbeitsliste für Nachhaltigkeitsindikatoren, Manuskript
- CZYBULKA, D. (1999a):  
Juristische Recherche bezüglich unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume und Dokumentation zur Transposition dieses Belanges im Naturschutz.- Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Universität Rostock, unveröffentl.

—— (1999b):

Möglichkeiten und Grenzen der rechtlichen Sicherung von Freiräumen für den Naturschutz.- Kurzfassung eines Vortrages im Rahmen der Fachtagung „Freiraum und Naturschutz - Wirkungen von Störungen und Zerschneidungen in der Landschaft“ in Stralsund 07. - 09.10.1999, unveröffentl.

DPA-Deutsche Presseagentur (1999):

Architekten: Landschaft wird zersiedelt.- Ostseezeitung vom 18.09.1999

ENQUETE-KOMMISSION (1997):

Konzept Nachhaltigkeit - Fundamente für die Gesellschaft von morgen.- Zur Sache, Bonn, 1/97, S. 55

ERDMANN, F. (2000):

Entwicklung von Zielen, Strategien und Planungsgrundsätzen des Naturschutzes bei besonderer Berücksichtigung der Lebensraumfunktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume.- Abschlußbericht im Forschungsverbundprojekt „Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen“, I.L.N. Greifswald, unveröffentl.

FISCHER, Th. B. (1998):

Die Strategische UVP - Vorteile und Klassifizierungsmöglichkeiten.- UVP-report 2/98, S. 69 - 73

FORMAN, R. T. T. et al (1995):

Ecological effects of roads: Toward three summary in dices and an overview for North America Proceedings Habitat Fragmentation & Infrastructure 17 - 21 September 1995, Maastricht - The Hague; Ministry of Transport, Public Works and Water Management NL (Hrsg.), Delft, S. 40 - 60

FUCHS, W. (1999):

Naturschutz im Abseits.- Natur und Recht, H. 8/99, S. 446 - 450

GASSNER, E. et al. (1996):

Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) - Kommentar.- C. H. Beck Verlag, München, S. 104

GERLACH, J. (1995):

Ein Beitrag zur Straßennetzgestaltung nach umweltrelevanten Gesichtspunkten.- Dissertation im Fachbereich Bautechnik der Bergischen Universität Gesamthochschule Wuppertal

——. (1996):

Renaturierung und Rückbau - die zentralen Aufgaben des zukünftigen Straßenbaus?.- Straßenverkehrstechnik 40, H. 8/96, S. 363 - 368

GRAU, St. (1998):

Überblick über Arbeiten zur Landschaftszerschneidung sowie zu unzerschnittenen Räumen in der Bundes-, Landes- und Regionalplanung Deutschland.- Natur und Landschaft 73 (10), S. 427 - 434

HALLE, St. (1997):

Das Problem der Flächengröße aus landschaftsökologischer Sicht.- Kolloquium zum Einfluß der Grossflächen - Landwirtschaft auf die Fauna, Friedrich-Schiller-Universität Jena

HESE, M & SCHMITZ, St. (1998):

Stadtentwicklung im Zeichen von „Auflösung“ und Nachhaltigkeit.- Informationen zur Raumentwicklung, H. 7/8, S. 435 - 453

HOFFMANN, S. (1999):

Landesweite satellitengestützte Inventur flächennutzungsbedingter Zerschneidungen und Verifizierung ihrer Wirkungen auf ungestörte Lebensräume in Mecklenburg-Vorpommern - Abschlußbericht im Forschungsverbundprojekt „Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen“, GTA-Geoinformatik Neubrandenburg, unveröffentl.

HOPPE, W. (1995) (Hrsg.):

Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG)-Kommentar.- C. Heymanns Verlag KG, Köln, S. 82

HOPPENSTEDT, A. (1998):

Konsequenzen der Europäischen Umweltpolitik für die Straßen-/Verkehrsplanung in Deutschland.- UVP-report, 2/98, S. 95 - 101

KAPPLER, O. (1999):

Gestaltmaße für die Bewertung von Landschaftsräumen.- In: MARKGRAF/LENZ (Hrsg.) (1999): Quantitative Methoden und geographische Landschaftsforschung - Ergebnisse zur Modellierung von Landschaftselementen.- Mannheimer Geographische Arbeiten, Heft 49, S. 17 - 35

KEITH, J. K. (1995):

Habitat fragmentation and infrastructure: Problems and research.- Proceedings Habitat Fragmentation & Infrastructure, 17 - 21 September 1995, Maastricht - The Hague; Ministry of Transport, Public Works and Water Management NL [Hrsg.], Delft, S. 32 - 39

KLAFS, G. (1997):

Zur besonderen Stellung von Mecklenburg-Vorpommern im deutschen und europäischen Vogelschutz.- Greifswalder Geographische Arbeiten, 14, S. 69 - 76

KOLODZIEJCOK, K.G. & J. RECKEN (1977):

Naturschutz, Landschaftspflege und einschlägige Regelungen des Jagd- und Forstrechtes (mit Kommentar).- E. Schmidt Verlag, Berlin

KRETSCHMER, H. (1997):

Sind großflächige Ackerschläge ökologische Wüsten?.- Kolloquium zum Einfluß der Grossflächen - Landwirtschaft auf die Fauna, Friedrich-Schiller-Universität Jena

LANA Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (1995):

Naturschutz und Verkehr - Handlungskonzept auf der Grundlage der Lübecker-Grundsätze des Naturschutzes der LANA und der Beschlüsse der UMK von Krickenberg/Nettetal.- Herausgeber: Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart

LASSEN, D. (1979):

Unzerschnittene verkehrsarme Räume in der Bundesrepublik Deutschland.- Natur und Landschaft 54 (1), S. 333 - 334

—— (1987):

Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 qkm Flächengröße in der Bundesrepublik Deutschland - Fortschreibung 1987.- Natur und Landschaft 62 (12): S. 532 - 535

—— (1990):

Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 km<sup>2</sup> - eine Ressource für die ruhige Erholung.- Natur und Landschaft 65, S. 326 - 327

LAUN Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern (1996) (Hrsg.):

- Die Bedeutung unzerschnittener, störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumanprüchen - ein Forschungsprojekt.- Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, H. 1/1996, S. 1 - 82
- LAUN Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern (1999):  
Grundlagen für eine Bündelung von Kompensationsmaßnahmen.- Studie, unveröffentl.
- LAUN - Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern (1997):  
Berücksichtigung unzerschnittener Räume bei der Landschaftspflegerischen Begleitplanung, wie insbesondere bei der Eingriffsermittlung und -bewertung sowie der Kompensation.- Studie am Beispiel der Ostseeautobahn A 20, unveröffentl.
- LAUN - Landesamt für Umwelt und Natur M-V (1996) (Hrsg.):  
Die Funktion unzerschnittener, störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumanprüchen.- Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Heft 1/96
- LORZ, A. (1985):  
Naturschutzrecht.- C.H. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München, S. 17
- LOSCH & R. NAKE (1990):  
Landschaftsverbrauch durch linienhafte technische Infrastrukturen.- Informationen zur Raumentwicklung, Heft 12, S. 689 - 714
- LUNG - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (1999) (Hrsg.):  
Hinweise zur Eingriffsregelung.- Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Heft 3/99
- MADER, H.-J. (1980):  
Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht.- Natur und Landschaft, 55, S. 91 - 96
- MSV-NRW - Ministerium für Stadtentwicklung und Verkehr Nordrhein-Westfalen (1992) (Hrsg.): Analyse des Straßen-/Wegennetzes und seine Umweltprobleme sowie Möglichkeiten einer umweltverträglichen Netzumgestaltung anhand eines Fallbeispielsraumes im Kreis Wesel.- Düsseldorf, unveröffentl.
- PFEIFFER, U. & ARING, J. (1993):  
Stadtentwicklung bei zunehmender Bodenknappheit - Vorschläge für ein besseres Steuerungssystem.- Stuttgart, S. 23 und S. 26
- POLLMANN, U. (2000):  
Der betonierte Wahnsinn - Fast ungehindert fressen sich Wohnbauten, Straßen und Fabriken in die Natur vor - mit verheerenden ökologischen Folgen.- DIE ZEIT, Nr. 9/2000, S. 26
- RECK, H. & KAULE, G. (1993):  
Straßen und Lebensräume: Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume.- Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik des Bundesministers für Verkehr, H. 654, Bonn-Bad Godesberg, 2305.
- REIJNEN, R. et al. (1995):  
The effects of cartraffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads.- Journal of Applied Ecology, 32, S. 187 - 202
- RINGLER, A. (1987):  
Gefährdete Landschaft - Lebensräume auf der Roten Liste.- BLU Verlagsgesellschaft, München, S. 11
- RITTER, E.-H. (1995):  
Freiraum. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Handwörterbuch der Raumordnung.- Verlag der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover, S. 315 ff
- RUNGE, K. (1995):  
Kumulative Umweltbelastungen - eine Aufgabe der UVP von Plänen und Programmen.- UVP-report 4/95, S. 174 - 177
- SCHERZINGER, W. (1996):  
Naturschutz im Wald.- Ulmer Verlag, Stuttgart
- SIEDENTOP, St. (1999):  
Kumulative Landschaftsbelastungen durch Verstädterung-Methodik und Ergebnisse einer vergleichenden Bestandsaufnahme in sechs deutschen Großstadregionen.- Natur und Landschaft 74, H. 4/99, S. 146 - 155
- SÖLLNER, F. (1999):  
Aristoteles, Soddy und der Konflikt zwischen Geld und Natur. - Zeitschrift Ökologie und Naturschutz, 8, S. 97 - 108
- SPELLERBERG, J. F. (1998):  
Ecological effects of roads and traffic: a literature review.- Global Ecology and Biogeography Letters, 7, S. 317 - 333
- SRU-Sachverständigenrat für Umweltfragen (1987):  
Umweltgutachten 1987.- Kohlhammer Verlag, Stuttgart
- STORM, P.-Ch. & BUNG, Th. (Hrsg.) (1988):  
Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung.- Erich Schmidt Verlag, Berlin: Kap. 0600 (§ 2) - (7), S. 27
- UMWELTBUNDESAMT (1997):  
Bodenschutz und Landschaftsverbrauch.- Unveröffentl. Bericht, S. 5 und S. 19
- (1998):  
Nachhaltiges Deutschland - Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung.- E. Schmidt Verlag, Berlin, S. 89
- WALZ, U. & U. SCHUMACHER (1999):  
Landschaftszerschneidung durch Infrastrukturtrassen in Sachsen.- In: STROBL, J. & T. BLASCHKE (1999): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999.- Wichmann Verlag, Heidelberg
- WEILAND, U. (1998):  
Strategische Umweltprüfung als Beitrag zu einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung.- UVP-report, 2/98, S. 74 - 76

#### **Anschrift des Verfassers:**

Dipl.-Ing. Hermann Baier  
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie  
Goldberger Str. 12  
D-18273 Güstrow



## Inhalte der jüngsten

### Laufener Seminarbeiträge (=LSB):

#### 4/00 Bukolien –

##### Weidelandschaft als Natur- und Kulturerbe

- HERINGER Josef: Bukolien – eine Chance für die Weidelandschaft. Ergebnisse des Seminars vom 17./18. Juli 1997 in Steingaden/Langau
- HERINGER Josef: Deutsches "Cowboy-Land" – Weiden, Hutungen, Ötzen, Almen, Triften
- WÖBSE Hans Hermann: Weidelandschaft in Kunst und Kultur
- STROHWASSER Peter: Weidelandschaften in der "Münchner Landschaftsmalerei" des 19. Jahrhunderts
- RADLMAIR Stefan: Geschichte der Weidenutzung von Mooren im Bayerischen Alpenvorland
- WÖFLF Johannes und ZWISSLER Max: Zur Fronreiter Viehweide
- WALDHERR Irene: Nutzungsgeschichte der "Almendweidegebiete" von Prem und Urspring (Landkreis Weilheim-Schongau) – Relikte einer jahrhundertalten Weidekultur
- SACHTELEBEN Jens: Weiden – zoologische Freilandmuseen? Die Bedeutung von Weideflächen für den zoologischen Artenschutz in Bayern
- DOLEK Matthias: Der Einsatz der Beweidung in der Landschaftspflege: Untersuchungen an Tagfaltern als Zeigergruppe
- SPATZ Günter: Wald – Weide – Haustier: eine Symbiose
- QUINGER Burkhard: Magerrasen-artige Rinderhutweiden des mittleren Bayerischen Alpenvorlandes mit besonderer Berücksichtigung der Weideflächen des Hartschimmelhofes im südöstlichen Ammerseeraum zwischen Andechs und Pähl
- STROHWASSER Ralf: Weidenutzung und Naturschutz im bayerischen Alpenvorland
- LUICK Rainer: Bukolien aus zweiter Hand – oder die Wiederentdeckung Arkadiens
- RINGLER Alfred: Gebietskulisse Extensivbeweidung: Wo kann Beweidung unsere Pflegeprobleme entlasten?

#### 3/00 Aussterben als ökologisches Phänomen

- JOSWIG Walter: Zusammenfassung der Tagung am 6./7. Oktober 1998 in München (Zoologische Staatssammlung)
- REICHOLF Josef H.: Der ganz normale Artentod – Das Aussterben in der Erdgeschichte und in der Gegenwart
- KÜSTER Hansjörg: Werden und Vergehen von Pflanzenarten vom Tertiär bis heute
- VOLK Helmut: Verlust und Rückkehr von Arten – Besonderheiten der Gefährdung und des Schutzes von Arten in den Wäldern
- STURM Peter: Vom Aussterben bedroht: Situation und Bestandentwicklung hochgradig gefährdeter Arten in Bayern
- MÜLLER Paul: Aussterbeszenarien und die Kunst des Überlebens
- GRIMM Volker: Populationsgefährdungsanalyse (PVA): ein Überblick über Konzepte, Methoden und Anwendungsbereiche
- STEPHAN Thomas: Ein Simulationswerkzeug zur Populationsgefährdungsanalyse
- DORNDOF Norbert, ARNOLD Walter, FREY-ROOS Fredy, WISEL Christian und GRIMM Volker: Ein Fallbeispiel zur Komplexität der Populationsgefährdungsanalyse: Das Alpenmurmeltier
- DRECHSLER Martin: Artenschutz bei ökologischer Datenunsicherheit: eine modellbasierte Entscheidungshilfe
- FLUHR-MEYER Gerli: Bibliographie: Aussterben als ökologisches Phänomen

#### 2/00 Zerschneidung als ökologischer Faktor

- STURM Peter: Seminarergebnis
- VÖLK Friedrich H. und GLITZNER Irene: Habitatzerschneidung für Schalenwild durch Autobahnen in Österreich und Ansätze zur Problemlösung
- SCHADT Stephanie, KNAUER Felix und KACZENSKY Petra: Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs in Deutschland
- ROTH Mechthild et al.: Habitatzerschneidung und Landnutzungsstruktur – Auswirkungen auf populationsökologische Parameter und das Raum-Zeit-Muster marderartiger Säugetiere
- GEORGI Bertram: Wildtierpassagen an Straßen – Perspektiven für Bayern
- RICHARZ Klaus: Auswirkungen von Verkehrsstrassen auf Fledermäuse
- WATERSTRAAT Arno: Auswirkungen von Querbauwerken in Fließgewässern am Beispiel von Fischen und Rundmäulern und Ansätze zur Konfliktlösung
- BAUR Bruno: Modellversuche über Lebensraumfragmentierung: Reaktionen von Pflanzen und wirbellosen Tieren
- HENLE Klaus und FRANK Karin: Überleben von Arten in fragmentierten Landschaften – vom Fallbeispiel zur Faustregel
- BAIER Hermann: Umsetzung des Schutzes von landschaftlichen Freiräumen in der Umweltplanung

#### 1/00 Natur – Welt der Sinnbilder

- HERINGER Josef: Symbolwerte der Natur für den Naturschutz nutzen – Zusammenfassung der Tagung am 9. und 10. September 1999 in Neukirchen am Großvenediger
- SEIFRIEDSBERGER Anton: Vom „Eiferschloss“ zur „Zwölferkuh“ – Phantasiegebilde der Natur in den westlichen Hohen Tauern
- HAID Hans: Symbole: das magische Kulturerbe

- MAYER-TASCH Peter Cornelius: Natur als Symbol
- KIRCHHOFF Hermann: Ursymbole
- MICHOR Klaus: Sinnbilder in der Landschaftsplanung
- FALTER Reinhard: Der Fluss des Lebens und die Flüsse der Landschaft – Zur Symbolik des Wassers
- PÖTSCH Walter: Marke haben oder Marke sein
- GRUBER Konstanze: Ein Netzwerk von Alignements zwischen Kultstätten im Pinzgau/Salzburg
- BAUER Wolfgang: Was sagen uns die Sagen?
- STRAUSS Peter F.: Inwertsetzung kulturell-landschaftlicher Symbole
- v. ROSENSTIEL Lutz: Symbol-Marketing zum Nutzen der Natur (Kurzfassung)

#### 6/99 Wintersport und Naturschutz

- STETTNER Christian: Einführung in die Thematik des Seminars
- HINTERSTOISSER Hermann: Schigeschichte: Vom elitären Abenteuer zum Breitensport
- MESSMANN Kuno: Entwicklung des Schisports
- HEISELMAYER Paul: Wintersport als Verursacher von Vegetationsschäden
- NEWESELY Christian und Alexander CERNUSKA: Auswirkungen der künstlichen Beschneidung von Schipisten auf die Umwelt
- REIMOSER Friedrich: Schalenwild und Wintersport
- ZEITLER Albin: Rauhfußhühner und Wintersport
- BAUERBERGER Leo: Bedeutung des Wintersports für den alpinen Raum
- HÖLLER Wilfried: Technische Aspekte des Seilbahn- und Pistenbaus im Einvernehmen mit dem Naturschutz
- SKOLAUT Helmut: Wildbach- und Lawinschutz unter Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte
- WITTMANN Helmut: Rekultivierung von Hochlagen
- SCHEUEREMANN Manfred: Projekt „Skibergsteigen umweltfreundlich“ (Beitrag des Deutschen Alpenvereins für naturverträgliches Tourenskifahren in den Alpen)

#### 5/99 Natur- und Kulturraum Inn-Salzach

- HERINGER Josef: Einführung in den Tagungsband und Zusammenfassung der Tagung vom 8.-10. Oktober 1998 im Schloss Ranshofen (Braunau/ÖO.)
- GOPPEL Christoph: Grußwort des Direktors der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
- NEULLINGER Ingrid: Grußwort der Vizebürgermeisterin von Braunau  
*Natürliche Ressourcen an Inn und Salzach:*
- TICHY Gottfried: Ursprung aus Meer, Gletscher und Flüssen
- KRISAI Robert: Flusslandschaften – Lebensräume für Pflanzen
- WIESBAUER Heinz: Gewässermorphologie der Salzach im Wandel der Zeit  
*Kultur und Identität einer Region:*
- DOPSCHE Heinz: Inn-Salzach: Ein Flusssystem macht Geschichte
- REICHOLF Josef H.: Kulturaufgabe Natur: Die Stauseen am unteren Inn  
*Inwertsetzung von Natur und Kultur:*
- ECKERT Alexandra: AENUS-Modellprojekt Europareservat Unterer Inn – ein Beispiel für nachhaltige Entwicklung (aus deutscher Sicht)
- KUMPFMÜLLER Markus: AENUS-Modellprojekt Europareservat Unterer Inn – ein Beispiel für nachhaltige Entwicklung (aus österreichischer Sicht)
- WINKLBAUER Martin: So wuchs Halsbach zur Theaterhochburg (10 Jahre „Landvolk-Theater Halsbach e.V.“)
- KREMSEER Harald: Nationalpark Hohe Tauern – Ursprungsgebiet der Lebensader Salzach  
*Potentiale und Visionen:*
- WITZANY Günther, LEOPOLD KOHR – ein Vorbild für Regions- und Globalphilosophie
- KREILINGER Georg: Innovative Wirtschaftskonzepte für die Inn-Salzach-Euregio
- ROTTENAUER Sepp: Die Rolle der Landwirtschaft im dritten Jahrtausend
- HÜMER Günther: Lokale Agenda 21 – als Chance
- RIEGLER Josef: Regionen als Visionsträger  
*Nachhaltige Leitbilder – Agenda-Beispiele aus Gemeinden und Landkreisen:*
- PARADEISER Karl: Der ökosoziale Weg der Gemeinde Dorfbeuern
- STRASSER Hans: Beispiele aus der Gemeinde Kirchanschöring
- HOFBAUER Isidor: Gemeinde St. Radegund
- CREMER Dietmar: Stadt Tittmoning  
*Visionen bringen uns weiter (Podiumsdiskussion):*
- HEMETSBERGER Matthias: Euregio Salzburg-Berchtesgadener Land-Traunstein (Zusammenarbeit von 86 Gemeinden in Salzburg und Bayern)
- RAPP Robert: Nachhaltige Nutzung durch Wasserkraft
- AUER Gerhard: Die Vision der Aktionsgemeinschaft Lebensraum Salzach (ALS)  
*Bilder von der Exkursion am 10. Oktober 1998*

#### 4/99 Lebensraum Fließgewässer – Charakterisierung, Bewertung und Nutzung (4. Franz-Rüttner-Symposium)

- SIEBECK Otto: Zusammenfassung
- SIEBECK Otto: Begrüßung

- STETTNER Christian: Begrüßung
- SIEBECK Otto: Vom Wasserkreislauf bis zum integrierten Fließgewässerschutz – eine Einführung in das 4. Franz-Rüttner-Symposium
- SCHWOERBEL Jürgen: Zur Geschichte der Fließgewässerschutzforschung
- WESTRICH Bernhard: Grundzüge der Ökohydraulik von Fließgewässern
- FRUTIGER Andreas: Biologische Anpassungen an die harschen Lebensbedingungen alpiner Fließgewässer
- DIEHL Sebastian: Einfluss von Bestandsdichte und biologischen Interaktionen auf das Wachstum von Forellen im Fließgewässer
- KURECK Armin: Lebenszyklen von Eintagsfliegen: Spielen sie eine Rolle bei der Wiederbesiedlung unserer Flüsse?
- INGENDAHL Detlev: Das hydroheische Interstitial in der Mittelgebirgsregion und limitierende Bedingungen für den Reproduktionserfolg von Salmoniden (Lachs und Meerforelle)
- STAAß Stefan: Die ökologische Qualität großer Ströme – die Bedeutung struktureller Aspekte für die Fischfauna am Beispiel des (Nieder-)Rheins
- NEUMANN Dietrich: Aktuelle ökologische Probleme in Fließgewässern
- SCHIEMER Fritz: Restaurierungsmöglichkeiten von Flussauen am Beispiel der Donau
- JORDE Klaus: Die Problematik des Restwassers
- MEYER Elisabeth I.: Ökologische Auswirkungen von Abfluss-extremen am Beispiel von Niedrigwasser und Austrocknung
- BORCHARDT Dietrich: Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer

Anhang: Wissenschaftliche Lebensläufe der Autoren

#### 3/99 Tourismus grenzüberschreitend: Naturschutzgebiete Ammergebirge – Außerfern – Lechtaler Alpen

- GOPPEL Christoph: Grußworte und Einführung
- IWAND Wolf Michael: Tourismus und Leitökonomie
- POPP Dieter: Natur und Region – unsere Stärke
- PÖTSCH Walter: Vision einer Aufgabe – Ökologie trägt Ökonomie
- RODEWALD Raimund: Landschaftsentwicklung und Tourismus
- HERINGER Josef: Natur- und Landschaftsführer – Ein Marktrechner
- NICOLUSSI CASTELLAN Bernhard: Diskussion
- MÜLLER Gisela: Regionale Verkehrskonzepte – Tourismuslenkung am Beispiel der Außerfernbahn (1. Teil)
- SCHÖDL Michael: Regionale Verkehrskonzepte – Tourismuslenkung (2. Teil)
- IRLACHER Fritz: Ökomodell Schlechinger Tal – Gesunder Lebensraum
- STREITBERGER Hans: Leben ohne Tourismus – Utopie oder Zukunftschance
- GRIMM Walter: Die Tiroler EU-Regionalförderprogramme. Die Entwicklungschance ihrer Region
- MÜLLERBERGER Stefan: Regionale Kooperation am Beispiel Schleching/Bayern - Kössen/Tirol - Schleching - Reit im Winkel
- MICHOR Klaus: Regionales Design
- POBERSCHNIGG Ursula: Regionale Aus- und Fortbildung
- BESLER Walter: Die letzten von gestern – die ersten von morgen
- Ergebnisse der Arbeitskreise
- Bilder einer Tourismustagung
- Pressespiegel (Auszug)
- Infos, Schriften des Tiroler Umweltnachwuchses
- Publikationsliste der ANL

#### 2/99 Schön wild sollte es sein

- RAUSCHECKER Lorenz: Morgenandacht
- HERINGER Josef: Einführung in den Tagungsband und Zusammenfassung der Tagung
- SINNER Karl Friedrich: Aktuelle Konflikte im Nationalpark Bayerischer Wald als Beispiel für unseren gesellschaftlichen Umgang mit Wildnis
- HOFMEISTER Sabine: Der „verwilderte Garten“ als zweite Wildnis – Abschied vom Gegensatz „Natur versus Kultur“
- SCHRÖDER Inge: Wildheit in uns – evolutives Erbe des Menschen
- KÜSTER Hansjörg: Zählung und Domestizierung – Von der Wildnis zur Kulturlandschaft
- ALTNER Günter: Die Kraft des Lebens – Vitalität: Von Tieren und Untieren, Kräutern und Unkraut
- HAUBL Rolf: Angst vor der Wildnis – An den Grenzen der Zivilisation
- WEINZIERL Hubert: Das Recht der Wildnis achten – Grundzüge für ein Leitbild Wildnis
- RADERMACHER Franz: Globalisierung und Umwelt: Kann Wildnis ein ökonomischer Faktor sein?
- GÜNTHER Armin: Abseits der Touristenströme. Wildnis als touristische Ressource?
- HAMPICKE Ulrich: „Von der Bedeutung der spontanen Aktivität der Natur“ – John Stuart Mill und der Umgang mit der Wildnis
- HELD Martin: Wildnis ist integraler Bestandteil der nachhaltigen Entwicklung

## 1/99 Ausgleich und Ersatz: Planung ja, Umsetzung vielleicht, Kontrolle nein?

- JESSEL Beate: Perspektiven einer Weiterentwicklung der Eingriffsregelung – Einführung in den Tagungsband und Resümee der Tagung am 28. und 29. April in Echting
- EGNER Margit: Rechtliche Aspekte bei der Umsetzung, Sicherung und Kontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen
- SCHWOON Gesa: Ausgleich und Ersatz: Planung ja, Ausführung vielleicht, Pflege und Kontrolle nein!? Ein Situationsbericht am Beispiel Straßenbau
- EURINGER Anton: Erfahrungen mit der Umsetzung eines großräumigen Ausgleichskonzeptes – am Beispiel des Münchner Flughafens
- HERMES Martina: Aspekte der Ausführung, Pflege und Kontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen aus der Sicht einer Autobahndirektion
- HASSMANN Heiner: Bundesweite Anforderungen und Lösungsmöglichkeiten zur Umsetzung, Pflege und Kontrolle von Kompensationsflächen – aus Sicht der Straßenbauverwaltung
- REBHAN Herbert: Erfassung der Ausgleichs- und Ersatzflächen in der Naturschutzverwaltung – Erfahrungen aus dem Regierungsbezirk Oberfranken und Perspektiven zum bayerischen Ökflächenkataster
- RIEDER Alois: Von der Konzeption zur Umsetzung – Ein Erfahrungsbericht am Beispiel der Bündelung von Bahnverlegung und Neubau der Bundesstraße B 16 bei Ingolstadt
- MARZELLI Monika: Erfolgskontrolle der Ausgleichsfläche Eitinger Moos – Konzeption, Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die Planungspraxis
- RÖSSLING Holger: Vorbereitung der Eingriffsregelung auf regionaler Ebene – Beispiele aus dem Raum Leipzig
- MÜLLER-PFANNENSTIEL Klaus: Anforderungen an Kompensationsflächenpools aus rechtlicher und fachlicher Sicht
- STRASSER Helmut: Ausgleichs- und Ersatzflächenpools – ein neuer Ansatz für alte Probleme?
- OTT Stefan, VON HAAREN Christina und KRAUS Ulrich: Das Instrument der Eingriffsregelung auf dem Weg von der hoheitlichen Durchsetzung zur Anwendung auf der Basis konsensueller Regelungen – Das Beispiel der Handlungsanleitung zur Anwendung der Eingriffsregelung in Bremen

## 9/98 Alpinismus und Naturschutz

- HINTERSTOISSER Hermann: Zusammenfassung
- STETTMER Christian: Einführung in das Thema
- ASTL Fritz: Grußwort des Tiroler Naturschutzlandesrates
- GOPPEL Christoph: Grußwort des Direktors der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
- HEIDENREICH Klaus: Naturschutz in den Alpen – eine grenzüberschreitende Aufgabe
- ZEBHAUSER Helmuth: Naturbild – Naturverständnis – Naturschutz
- OBERWALDER Louis: Die Erschließung der Alpen durch die Alpenvereine
- AUFMUTH Ulrich: Die Psychologie des Bergsteigens
- MAYR Verena: Erschließung und Gefährdung durch den Alpinismus in Südtirol
- STURM Günther: Kommerzielle Bergreisen – Sanfter Tourismus oder Ausverkauf der Natur?
- POPP Dieter: Die Alpen – vom Rummelplatz zur Entwicklungschance Europas
- HUBER Alexander: Klettern und Naturschutz

## 8/98 Zielarten - Leitarten - Indikatorarten

- JESSEL Beate: Zielarten – Leitarten – Indikatorarten: Einführung in das Thema des Tagungsbandes und Ergebnisse der Fachtagung am 25. und 26. März 1998
- ZEHLIUS-ECKERT Wolfgang: Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftspflege – Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren
- HÄNGGI Ambros: Bewertungen mit Indikatorarten versus Erfassung des gesamten Artenspektrums – ein Konfliktfall?
- RECK Heinrich: Der Zielartenansatz in großmaßstäbiger Anwendung – anhand von Beispielen aus Eingriffsplanungen, Flurbereinigungsverfahren sowie der Erfolgskontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen
- BRINKMANN Robert, BRAUNS Carsten, JEBRAM Jürgen und NIERMANN Ivo: Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung – Methodische Hinweise und deren Erprobung am Beispiel des Landschaftsrahmenplanes Holzminde
- HEIDENREICH Andreas und AMLER Karin: Gefährdungsprognosen für Zielarten in fragmentierten Landschaften
- VOGEL Burkhard und ROTHHAUPT Gerhard: Schnellprognose der Überlebensaussichten von Zielarten
- GROSSER Norbert und RÖTZER Bernhard: Realisierbarkeit eines Zielartenkonzeptes auf regionaler Ebene – Ergebnisse einer Projekt-Diskussion im Bereich der Gemeinde Friedenfels, Lkr. Tirschenreuth/Oberpfalz
- ALTMOOS Michael: Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten am Modellbeispiel des Biosphärenreservates Rhön
- SACHTELEBEN Jens: Von der Theorie in die Praxis – Zur Umsetzung des bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms (ABSP) auf der Grundlage von Ziel- und Leitarten
- MARABINI Johannes: Die Rolle von Ziel- und Leitarten für die Renaturierung von Moorteichen – am Beispiel eines ABSP-Projektes im Aischgrund

- TRAUTNER Jürgen und ASSMANN Thorsten: Bioindikation durch Laufkäfer – Beispiele und Möglichkeiten
- FRITZE Michael-Andreas und REBHAN Herbert: Laufkäfer als Indikatoren für die naturschutzfachliche Bedeutung der Kalkmagerrasen des „Obermainischen Hügellandes“
- EICHER Martin: Der Einsatz von Ziel- und Indikatorarten für Effizienzkontrollen – Ausgewählte Beispiele des Landschaftspflegevereins Vöf Kelheim
- MARZELLI Monika: Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungsmaßnahmen anhand des Zielartenkonzeptes
- MÄCK Ulrich: Bedeutung von Leitarten bei der praktischen Umsetzung des Naturschutzes und der Öffentlichkeitsarbeit – am Beispiel des Schwäbischen Donaumooses
- MAINO Matthias: Zielarten – ausgerichtet an Tieren und Menschen. Stichpunkte und Thesen zum Einsatz von Zielarten in der Landschaftspflege
- CARL Michael und JESSEL Beate: Strukturierte Bibliographie „Zielarten - Leitarten - Indikatorarten“ – eine Auswahl, untergliedert nach Artengruppen und Anwendungsbereichen

## 7/98 Lehr-, Lern- und Erlebnispfade im Naturschutz

- STROHSCHNEIDER Renate: Einführung in das Thema und Ergebnisse der Fachtagung
- JOSWIG Walter: Einführung in das Thema und Ergebnisse des Workshops
- BEYRICH Claudia: Erlebnisraum Natur: Umweltbildungsmedien vor Ort – Naturpfade und Naturerlebnisräume
- OBERWEMMER Frank: Möglichkeiten der Informationsvermittlung im Gelände durch Spieleinrichtungen am Beispiel des OTTER-ZENTRUMS 's Hankensbüttel
- VLADI Firouz: Karstwanderweg Süchz
- STRELLER Heino: Die Ökologische Station am Lerchenberg bei Borna und ihre Ideen bei der Gestaltung von Lehr-, Lern- und Erlebnispfaden
- ALTSCHWAGER Ina: Darstellung des Naturerlebnispfades im Nationalpark Bayerischer Wald und erste Ergebnisse einer Erfolgskontrolle
- HÜCKER Pia, SCHULZ Stefan, LILITAKIS Georg & GOUDER Dirk: Naturerlebnisaktion „Naturgeheimnisse“
- TANNER Gotthard: Eine Initiative im Wald – Drei Waldlehrpfade im Spitzgrund (bei Coswig/Sa.)
- BORGGRAFÉ Karsten: Multimediasysteme als ein Element der spielerischen Informationsvermittlung am Beispiel des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Revitalisierung in der Iseniederung“
- SCHAMBERGER Riccarda: Treffen im Unsichtbaren – Voraussetzungen und Vorschläge für eine Didaktik zur gemeinsamen Naturerfahrung Nicht-Sehender, Sehbehinderter und Sehender
- BENJES Heinrich: Gedanken zum Thema Lehrpfade – „Wenn der Grashüpfer den Pfad nicht findet“

## Inhalte der neuen „Berichte der ANL“:

### Heft 23 (1999)

#### Schwerpunkt Biotopverbund

#### Grundsatzfragen und Seminarthemen:

##### Zielbestimmung:

- RINGLER Alfred: Biotopverbund: Mehr als ein wohlfeiles Schlagwort? Rechenschaftsbericht und Zielbestimmung zur Jahrtausendwende

##### Vorträge im Rahmen der Bayerischen Naturschutztagung (25.-27. Oktober 1999 in Bamberg):

- GUNZELMANN Thomas: Naturschutz und Denkmalpflege – Partner bei der Erhaltung, Sicherung und Pflege von Kulturlandschaften – Kurzfassung (Langfassung im Internet: [www.anl.de](http://www.anl.de))
- STROHMEIER Gerhard: Welche Landschaften wollen wir? – Zur Vielfalt von Lebensstilen und zur rasanten Veränderung von Präferenzen für die Landschaft
- Vogelschutz- und FFH-Richtlinie der EU (ANL-Fachtagung 4./5. Februar 1999 in Augsburg):
- HIMMIGHOFFEN Christoph: Die Vogelschutz- und FFH-Richtlinie der Europäischen Union: Rechtliche und fachliche Aspekte (Einführung in die Fachtagung durch den Präsidenten des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz)
- BRENNER Walter: Rechtliche Aspekte der Naturschutzrichtlinien der EU und Vollzugsproblematik
- v. LINDNER Andreas: Das Konzept der „Important Bird Areas“ der Vogelschutzverbände und ihre Bedeutung für Natura 2000
- BRINKMANN Dieter: Welchen Beitrag leistet die Bayerische Staatsforstverwaltung zur Umsetzung der Vogelschutz- und FFH-Richtlinie?

##### Musterlösungen im Naturschutz:

- BRENDELE Uwe: Innovative Ansätze im Naturschutz – Musterlösungen als politische Bausteine für erfolgreiches Handeln
- Monitoring – Modellierung (ANL-Fachtagung 19./20. November 1999 in Erding)
- SACHTELEBEN Jens: Berechnung von Mindestflächengrößen und der maximal tolerierbaren Isolation im Rahmen des ABSP
- SCHUBERT Rudolf: Grundlagen, Bedeutung und Grenzen des Biotopmonitoring

- CARL Michael: Biomonitoring zur Ökologie und Renaturierung anthropogen veränderter Lebensräume des bayerischen Salzhauens-Ökosystems von Freilassing bis zur Mündung in den Inn

#### Forschungsarbeiten:

##### Naturschutzgeschichte:

- FARKAS Reinhard: Zur Geschichte der Gartenbewegung im deutschsprachigen Raum

##### Stechmücken:

- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Stechmückenbesiedlung in Restgewässern des Ampermooses nördl. Inning a. Ammersee (Bavaria) nach dem Pfingsthochwasser 1999 (Diptera, Culicidae)

##### Erfolgskontrollen:

- REBHAN Herbert: Erfolgskontrollen im Naturschutz in Bayern – Ablauf, Ergebnisse und Perspektiven

#### ANL-Nachrichten:

- Mitglieder des Präsidiums und Kuratoriums / Personal der ANL
- Publikationsliste

## Heft 22 (1998)

#### Seminarthemen und Grundsatzfragen:

##### Biographisches:

- FLUHR-MEYER Gertrud: Gabriel von Seidl – Gründer des Isartalvereins

##### Recht / Wissenschaftstheorie:

- SOTHMANN Ludwig: Das Bayerische Naturschutzgesetz aus der Sicht der anerkannten Naturschutzverbände
- JESSEL Beate: Ökologie – Naturschutz – Naturschutzforschung: Wissenschaftstheoretische Einordnung, Wertbezüge und Handlungsrelevanz

##### Nachhaltig naturgerechte jagdliche Nutzung (ANL-Seminar 11./12. März 1998 in Ingolstadt):

- SCHWENK Sigrid: Gedanken zur jagdlichen Ethik
- KÜHN Ralph: Ist die Genetische Vielfalt des bayerischen Rotwildes bedroht? – Zur Situation der Genetik der bayerischen Rotwildbestände
- KENNEL Eckhard: Was kann das Vegetationsgutachten zum nachhaltigen Management eines waldertragsfähigen Schalenwildbestandes leisten? Vorschlag zur Bewertung von Verbissbefunden

##### Naturschutzgerechte Forstwirtschaft (ANL-Seminar 21.-23. Oktober 1998 in Deggendorf):

- AMMER Ulrich: Historische Entwicklung des Naturschutzes in Deutschland und sein Bezug zum Wald und zum Forstwesen
- BIERMAYER Günther: Naturschutzgerechte Forsteinrichtung und Waldbewirtschaftung aus Sicht der Bayerischen Staatsforstverwaltung

##### Differenzierte Landnutzung (ANL-Seminar 13./14. Oktober 1998 in Pullach):

- HABER Wolfgang: Nutzungsdiversität als Mittel zur Erhaltung von Biodiversität
- RAUTENSTRAUCH Lorenz: Regionalpark Rhein-Main: Ein grünes Netzwerk im Verdichtungsraum
- GOEDECKE Otto: Freiraumpolitik im Verdichtungsraum München – Chancen und Gefahren

- VOLK Helmut: Chancen für den Naturschutz bei der Umsetzung des Modells der differenzierten Landnutzung in den Wäldern

- UNGER Hans-Jürgen: Differenzierte Bodennutzung aus landwirtschaftlicher und agrarökologischer Perspektive: Ausstattung mit extensiv oder nicht genutzten Flächen – Status quo und Zielvorstellungen aus agrarökologischer Sicht

- FREYER Bernhard: Der Beitrag des Ökologischen Landbaus zur Nutzungsdiversität

##### Bodenschutz (ANL-Seminar 11./12. November 1998 in Erding):

- GERHARDS Ivo: Der Beitrag des Landschaftsplanes zum Bodenschutz – Erfahrungen aus der Planungspraxis

#### Forschungsarbeiten:

##### Bodenzoologie:

- MELLERT Karl, K. SCHÖPKE u. A. SCHUBERT: Bodenzoologische Untersuchungen auf bayerischen Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) als Bestandteil eines vorsorgenden Bodenschutzes

##### Gewässerversauerung:

- KIFINGER Bruno et al.: Langzeituntersuchungen versauerter Oberflächengewässer in der Bundesrepublik Deutschland (ECE-Monitoringprogramm)

##### Flechtenkartierung:

- MARBACH Bernhard: Emissionsökologische Flechtenkartierung von Laufen und Umgebung

##### Outdoorsport und Naturschutz:

- WESSELY Helga: Mountainbiking und Wandern – Beobachtungen zu Konflikten und Lösungsmöglichkeiten am Beispiel des Staubbachweges im NSG Östliche Chiemgauer Alpen

#### ANL-Nachrichten:

- Bibliographie: Veröffentlichungen der ANL im Jahr 1997
- Veranstaltungen der ANL im Jahr 1997 mit den Ergebnissen der Seminare und Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen sowie Sonderveranstaltungen der ANL
- Forschungsvergabe der ANL
- Mitglieder des Präsidiums und Kuratoriums / Personal der ANL
- Publikationsliste

## ■ Berichte der ANL

Die seit 1977 jährlich erscheinenden Berichte der ANL enthalten Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmittelungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten.

|  |              |
|--|--------------|
| Heft 1-4 (1979)                          | (vergriffen) |
| Heft 5 (1981)                            | DM 23,-      |
| Heft 6 (1982)                            | DM 34,-      |
| Heft 7 (1983)                            | DM 27,-      |
| Heft 8 (1984)                            | DM 39,-      |
| Heft 9 (1985)                            | DM 25,-      |
| Heft 10 (1986)                           | DM 48,-      |
| Heft 11 (1987)                           | (vergriffen) |
| Heft 12 (1988)                           | (vergriffen) |
| Heft 13 (1989)                           | (vergriffen) |
| Heft 14 (1990)                           | DM 38,-      |
| Heft 15 (1991)                           | DM 39,-      |
| Heft 16 (1992)                           | DM 38,-      |
| Heft 17 (1993)                           | DM 37,-      |
| Heft 18 (1994)                           | DM 34,-      |
| Heft 19 (1995)                           | DM 39,-      |
| Heft 20 (1996)                           | DM 35,-      |
| Heft 21 (1997)                           | DM 32,-      |
| Heft 22 (1998)                           | DM 22,-      |
| Heft 23 (1999) Schwerpunkt Biotopverbund | DM 18,-      |
| Heft 24 (2000) (In Vorbereitung)         |              |

## ■ Beihefte zu den Berichten

Beihefte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereichs.

### Beiheft 1

HERINGER J.K.: Die Eigenart der Berchtesgadener Landschaft – ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. 1981. 128 S., 129 Fotos DM 17,-

### Beiheft 2

Pflanzen- und tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach-Regensburg. Teilabschnitt Eisendorf-Saalhaupt. 71 S., Abb., Ktn., 19 Farbfotos DM 23,-

### Beiheft 3

SCHULZE E.-D. et al.: Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beiheft 3, T. 1 zu den Berichten der ANL DM 37,-  
 ZWÖLFER, H. et al.: Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beiheft 3, T. 2 zu den Berichten der ANL DM 36,-

### Beiheft 4

ZAHLHEIMER W.: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte - Allgemeiner Teil einer Studie zur Gefäßpflanzenflora und ihrer Gefährdung im Jungmoränengebiet des Inn-Vorland-Gletscher (Oberbayern). 143 S., 97 Abb. und Hilfskärtchen, zahlr. Tab., mehrere SW-Fotos DM 21,-

### Beiheft 5

ENGELHARDT W., OBERGRUBER R. und J. REICHHOLF.: Lebensbedingungen des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Kulturlandschaft und ihre Wirkungen auf Physiologie und Verhalten. DM 28,-

### Beiheft 6

MELZER A. und G. MICHLER et al.: Ökologische Untersuchungen an südbayerischen Seen. 171 S., 68 Verbreitungskärtchen, 46 Graphiken, zahlr. Tab. DM 20,-

### Beiheft 7

FOECKLER Francis: Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraumes Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. 149 S., 58 Verbreitungskärtchen, zahlr. Tab. u. Graphiken, 13 Farbfotos. DM 27,-

### Beiheft 8

PASSARGE Harro: Avizönosen in Mitteleuropa. 128 S., 15 Verbreitungskarten, 38 Tab., Register der Arten und Zönosen. DM 18,-

### Beiheft 9

KÖSTLER Evelin und Bärbel KROGOLL: Auswirkungen von anthropogenen Nutzungen im Bergland – Zum Einfluss der Schafbeweidung (Eine Literaturstudie). 74 S., 10 Abb., 32 Tab. DM 12,-

### Beiheft 10

Bibliographie 1977-1990: Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. 294 S. DM 15,-

## Beiheft 11

CONRAD-BRAUNER Michaela: Naturnahe Vegetation im Naturschutzgebiet „Unterer Inn“ und seiner Umgebung – Eine vegetationskundlich-ökologische Studie zu den Folgen des Stau-stufenbaus 175 S., zahlr. Abb. u. Karten. DM 44,-

## Beiheft 12

Festschrift zum 70. Geburtstag von Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber. 194 S., 82 Fotos, 44 Abb., 5 Farbkarten (davon 3 Fallkart.), 5 Veg.-tab. DM 24,-

## ■ Landschaftspflegekonzept Bayern

(siehe auch CD-ROM)

|  |         |
|--|---------|
| Bd. I. Einführung                            | DM 38,- |
| Bd. II.1 Kalkmagerrasen Teil 1               | DM 45,- |
| Teil 2                                       | DM 42,- |
| Bd. II.2 Dämme, Deiche und Eisenbahnstrecken | DM 34,- |
| Bd. II.3 Bodensaure Magerrasen               | DM 39,- |
| Bd. II.4 Sandrasen                           | DM 34,- |
| Bd. II.5 Streuobst                           | DM 34,- |
| Bd. II.6 Feuchtwiesen                        | DM 32,- |
| Bd. II.7 Teiche                              | DM 27,- |
| Bd. II.8 Stehende Kleingewässer              | DM 35,- |
| Bd. II.9 Streuwiesen                         | DM 41,- |
| Bd. II.10 Gräben                             | DM 25,- |
| Bd. II.11 Agrotopen Teil 1                   | DM 35,- |
| Teil 2                                       | DM 37,- |
| Bd. II.12 Hecken- und Feldgehölze            | DM 43,- |
| Bd. II.13 Nieder- und Mittelwälder           | DM 36,- |
| Bd. II.14 Einzelbäume und Baumgruppen        | DM 32,- |
| Bd. II.15 Geotope                            | DM 38,- |
| Bd. II.16 Leitungstrassen                    | DM 25,- |
| Bd. II.17 Steinbrüche                        | DM 32,- |
| Bd. II.18 Kies-, Sand- und Tongruben         | DM 31,- |
| Bd. II.19 Bäche und Bachufer                 | DM 49,- |

## ■ Diaserien

Diaserie Nr. 1  
 „Feuchtgebiete in Bayern“  
 50 Kleinbildias mit Textheft DM 150,-

Diaserie Nr. 2  
 „Trockengebiete in Bayern“  
 50 Kleinbildias mit Textheft DM 150,-

Diaserie Nr. 3  
 „Naturschutz im Garten“  
 60 Dias mit Textheft und Begleitkassette DM 150,-

## ■ Werbung für Naturschutz

• Plakatserie „Naturschutz“:  
 3 Stück im Vierfarbdruck DIN A2 DM 3,-  
 + Verpackungskostenanteil (Rolle) bis 15 Serien DM 2,-

Herausgegeben vom „Förderverein der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege“:

- Plakat „Der individuelle Outdoorsportler“ (Wolfsplakat) DM 5,- + Versandkosten DM 8,-
- Mousepad „Lebensnah, naturnah, NATURSCHUTZ“ DM 8,- + Versandkosten DM 8,-

## ■ Fallblätter (kostenfrei)

- **Blätter zur bayerischen Naturschutzgeschichte**
  - Bayerischer Landesausschuss für Naturpflege (1905-1936)
  - Persönlichkeiten im Naturschutz: Prof. Dr. Otto Kraus  
Johann Rueß  
Gabriel von Seidl

- **Ökologische Lehr- und Forschungsstation Straß**
- „(5b)“
  - 5b – Europa in Bayern  
(Naturschutz u. Landschaftspflege im ländlichen Raum)
  - Wege zu Natur u. Kultur  
(Natur- u. Landschaftsführerinnen u. -führer in 5b-Gebieten Bayerns)
- **Landschaftspflegekonzept Bayern**
- **Naturnahe Ausflugsziele rund um Laufem**

## ■ Informationen

Informationen 1  
 Die Akademie stellt sich vor  
 Fallblatt (in deutscher, englischer und französischer Sprache) kostenfrei

Informationen 2  
 Grundlagen des Naturschutzes (vergriffen)

Informationen 3  
 Naturschutz im Garten – Tips und Anregungen zum Überdenken, Nachmachen und Weitergeben DM 2,-

Informationen 4  
 Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz. In Zusammenarbeit mit dem Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V. München  
 (derzeit vergriffen; Neuauflage in Vorbereitung; siehe bei CD's!)

Informationen 5  
 Natur entdecken – Ein Leitfaden zur Naturbeobachtung DM 2,-

Informationen 6  
 Natur spruchreif (Aphorismen zum Naturschutz) DM 6,-

Informationen 7  
 Umweltbildungseinrichtungen in Bayern DM 15,-

Einzel Exemplare von Info 3, Info 5 und Info 6 werden gegen Zusendung von DM 3,- (für Porto + Verpackung) in Briefmarken ohne Berechnung des Heftpreises abgegeben.  
 Ab 100 Stück werden bei allen Infos (3/4/5) 10 % Nachlass auf den Heftpreis gewährt.

## ■ CD-ROM

• **Informationseinheit Naturschutz DM 74,-**  
 Die Informationseinheit Naturschutz ist ein Kompendium aus 150 Textbausteinen (jeweils 2-3 Seiten Umfang) und 250 Bildern, die frei miteinander kombiniert werden können. Über Grundlagen des Naturschutzes, Ökologie, Landnutzung, Naturschutz und Gesellschaft, bis hin zum Recht und zur praktischen Umsetzung sind alle wichtigen Bereiche behandelt.  
 Im Anhang wurden außerdem die „**Informationen 4: Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz**“ mit aufgenommen.  
 Das neue Medium erlaubt eine einfache und praktische Handhabung der Inhalte. Für den MS-Internet Explorer 4.0 werden mindestens ein 486-Prozessor, ein Arbeitsspeicher von 8 MB unter Windows 95 bzw. von 16 MB unter Windows NT benötigt.

• **Landschaftspflegekonzept Bayern DM 79,-**  
 (Gesamtwerk mit Suchfunktionen)

## ■ Lehrhilfen

Handreichung zum Thema Naturschutz und Landschaftspflege (hrsg. in Zusammenarbeit mit dem Staatsinstitut für Schulpädagogik und Bildungsforschung, München) DM 14,-

**Bestellung:**

**Bitte hier und/oder auf der nächsten Seite ankreuzen oder Bestellkarte verwenden!**

**Ihre Adresse:**

**Datum, Unterschrift:**

**Fax 08682/8963-17**  
**Adresse siehe umseitig!**

|          |                          |          |
|----------|--------------------------|----------|
| Preise → | Laufener Seminarbeiträge | ← Preise |
|----------|--------------------------|----------|

## Laufener Seminarbeiträge (LSB) (Tagungsberichte)

Zu ausgewählten Seminaren werden Tagungsberichte erstellt. In den jeweiligen Tagungsberichten sind die ungekürzten Vorträge eines Fach- bzw. wissenschaftlichen Seminars abgedruckt. Diese Tagungsberichte sind ab Heft 1/82 in „Laufener Seminarbeiträge“ umbenannt worden.

|  |              |
|--|--------------|
| 6/79 Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz  | DM 8,-       |
| 7/79 Wildtierhaltung in Gehegen  | DM 6,-       |
| 2/80 Landschaftsplanung in der Stadtentwicklung (in dt. u. engl. Ausgabe)  | DM 9,- /11,- |
| 3/80 Die Region Untermain – Region 1 - Die Region Würzburg – Region 2 -  | DM 12,-      |
| 9/80 Ökologie und Umwelthygiene  | DM 15,-      |
| 2/81 Theologie und Naturschutz   | DM 5,-       |
| 8/81 Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte  | DM 5,-       |
| 9/81 Zoologischer Artenschutz  | DM 10,-      |
| 11/81 Die Zukunft der Salzach  | DM 8,-       |
| 3/82 Bodennutzung und Naturschutz  | DM 8,-       |
| 4/82 Walderschließungsplanung  | DM 9,-       |
| 5/82 Feldhecken und Feldgehölze  | DM 25,-      |
| 6/82 Schutz von Trockenbiotopen – Buckelfläuren  | DM 9,-       |
| 2/83 Naturschutz und Gesellschaft  | DM 8,-       |
| 4/83 Erholung und Artenschutz  | DM 16,-      |
| 6/83 Schutz von Trockenbiotopen – Trockenrasen, Triften und Hutungen   | DM 9,-       |
| 7/83 Ausgewählte Referate zum Artenschutz  | DM 14,-      |
| 2/84 Ökologie alpiner Seen   | DM 14,-      |
| 3/84 Die Region 8 - Westmittelfranken  | DM 15,-      |
| 4/84 Landschaftspflegliche Almwirtschaft   | DM 12,-      |
| 7/84 Inselökologie – Anwendung in der Planung des ländlichen Raumes  | DM 16,-      |
| 2/85 Wasserbau – Entscheidung zwischen Natur und Korrektur   | DM 10,-      |
| 3/85 Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft  | DM 19,-      |
| 4/85 Naturschutz und Volksmusik  | DM 10,-      |
| 1/86 Seminarergebnisse der Jahre 81 - 85   | DM 7,-       |
| 2/86 Elemente der Steuerung und der Regulation in der Pelagialbiozönose  | DM 16,-      |
| 3/86 Die Rolle der Landschaftsschutzgebiete  | DM 12,-      |
| 4/86 Integrierter Pflanzenbau  | DM 13,-      |
| 5/86 Der Neuntöter – Vogel des Jahres 1985 Die Saatkrähe – Vogel des Jahres 1986   | DM 10,-      |
| 6/86 Freileitungen und Naturschutz   | DM 17,-      |
| 7/86 Bodenökologie   | DM 17,-      |
| 9/86 Leistungen und Engagement von Privatpersonen im Naturschutz   | DM 5,-       |
| 10/86 Biotopverbund in der Landschaft  | DM 23,-      |
| 1/87 Die Rechtspflicht zur Wiedergutmachung ökologischer Schäden   | DM 12,-      |
| 2/87 Strategien einer erfolgreichen Naturschutzpolitik   | DM 12,-      |
| 3/87 Naturschutzpolitik und Landwirtschaft   | DM 15,-      |
| 4/87 Naturschutz braucht Wertmaßstäbe  | DM 10,-      |
| 5/87 Die Region 7 – Industrieregion Mittelfranken  | DM 11,-      |
| 1/88 Landschaftspflege als Aufgabe der Landwirte und Landschaftsgärtner  | DM 10,-      |
| 3/88 Wirkungen von UV-B-Strahlung auf Pflanzen und Tiere   | DM 13,-      |
| 1/89 Greifvogelschutz  | DM 13,-      |
| 2/89 Ringvorlesung Naturschutz   | DM 15,-      |
| 3/89 Das Braunkehlchen – Vogel des Jahres 1987 Der Wendehals – Vogel des Jahres 1988   | DM 10,-      |
| 4/89 Hat die Natur ein Eigenrecht auf Existenz?  | DM 10,-      |
| 2/90 Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen durch Naturschutz  | DM 12,-      |
| 3/90 Naturschutzorientierte ökologische Forschung in der BRD   | DM 11,-      |
| 4/90 Auswirkungen der Gewässerversauerung  | DM 13,-      |
| 1/91 Umwelt/Mitwelt/Schöpfung – Kirchen und Naturschutz  | DM 11,-      |
| 2/91 Dorfökologie: Bäume und Sträucher   | DM 12,-      |
| 3/91 Artenschutz im Alpenraum  | DM 23,-      |
| 4/91 Erhaltung und Entwicklung von Flussauen in Europa   | DM 21,-      |
| 5/91 Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz  | DM 9,-       |
| 6/91 Länderübergreifende Zusammenarbeit im Naturschutz (Begegnung von Naturschutzfachleuten aus Bayern und der Tschechischen Republik) | DM 17,-      |
| 7/91 Ökologische Dauerbeobachtung im Naturschutz   | DM 14,-      |
| 1/92 Ökologische Bilanz von Stauräumen   | DM 15,-      |

|   |                   |
|---|-------------------|
| 2/92 Wald- oder Weideland - zur Naturgeschichte Mitteleuropas   | DM 15,-           |
| 3/92 Naturschönerer Bildungs- und Erlebnistourismus   | DM 16,-           |
| 4/92 Beiträge zu Natur- und Heimatschutz  | DM 21,-           |
| 5/92 Freilandmuseen – Kulturlandschaft – Naturschutz  | DM 15,-           |
| 1/93 Hat der Naturschutz künftig eine Chance?   | DM 10,-           |
| 2/93 Umweltverträglichkeitsstudien – Grundlagen, Erfahrungen, Fallbeispiele   | DM 18,-           |
| 1/94 Dorfökologie – Gebäude – Friedhöfe – Dorfränder, sowie ein Vorschlag zur Dorfbiotopkartierung  | DM 25,-           |
| 2/94 Naturschutz in Ballungsräumen  | DM 16,-           |
| 3/94 Wasserkraft – mit oder gegen die Natur   | DM 19,-           |
| 4/94 Leitbilder Umweltqualitätsziele, Umweltstandards   | DM 22,-           |
| 1/95 Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung?   | DM 15,-           |
| 2/95 Bestandsregulierung und Naturschutz  | DM 16,-           |
| 3/95 Dynamik als ökologischer Faktor  | DM 15,-           |
| 4/95 Vision Landschaft 2020   | DM 24,-           |
| 2/96 Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung – Praxis und Perspektiven  | DM 22,-           |
| 3/96 Biologische Fachbeiträge in der Umweltplanung  | DM 24,-           |
| 4/96 GIS in Naturschutz und Landschaftspflege   | DM 15,-           |
| 6/96 Landschaftsplanung – Quo Vadis? Standortbestimmung und Perspektiven gemeindlicher Landschaftsplanung                                     | DM 18,-           |
| 1/97 Wildnis – ein neues Leitbild? Möglichkeiten ungestörter Naturentwicklung für Mitteleuropa  | DM 19,-           |
| 2/97 Die Kunst des Luxurierens  | DM 19,-           |
| 3/97 3. Franz-Ruttners-Symposium: Unbeabsichtigte und gezielte Eingriffe in aquatische Lebensgemeinschaften                                   | DM 14,-           |
| 4/97 Die Isar – Problemfluss oder Lösungsmodell?  | DM 20,-           |
| 5/97 UVP auf dem Prüfstand  | DM 19,-           |
| 1/98 Umweltökonomische Gesamtrechnung   | DM 13,-           |
| 2/98 Schutz der Genetischen Vielfalt  | DM 15,-           |
| 3/98 Deutscher und Bayerischer Landschaftspflegetag 1997  | DM 14,-           |
| 4/98 Naturschutz und Landwirtschaft – Quo vadis?  | DM 13,-           |
| 5/98 Schutzgut Boden  | DM 19,-           |
| 6/98 Neue Aspekte der Moornutzung   | DM 23,-           |
| 7/98 Lehr-, Lern- und Erlebnispfade im Naturschutz  | DM 17,-           |
| 8/98 Zielarten, Leitarten, Indikatorarten   | DM 27,-           |
| 9/98 Alpinismus und Naturschutz: Ursprung – Gegenwart – Zukunft   | DM 17,-           |
| 1/99 Ausgleich und Ersatz   | DM 19,-           |
| 2/99 Schön wild sollte es sein  | DM 18,-           |
| 3/99 Tourismus grenzüberschreitend: Naturschutzgebiete Ammergebirge – Außerfern – Lechtaler Alpen   | DM 12,-           |
| 4/99 Lebensraum Fließgewässer – Charakterisierung, Bewertung und Nutzung (4. Franz-Ruttners-Symposium)  | DM 19,-           |
| 5/99 Natur- und Kulturraum Inn/Salzach  | DM 15,-           |
| 6/99 Wintersport und Naturschutz  | DM 16,-           |
| 1/00 Natur – Welt der Sinnbilder  | DM 14,-           |
| 2/00 Zerschneidung als ökologischer Faktor  | DM 17,-           |
| 3/00 Aussterben als ökologisches Phänomen   | DM 16,-           |
| 4/00 Bukolien – Weidelandschaft als Natur- und Kulturerbe (in Vorbereitung)   | DM 19,-           |
| - Störungsökologie  | (in Vorbereitung) |
| - Flusslandschaften im Wandel: Veränderung und weitere Entwicklung von Wildflusslandschaften am Beispiel des alpenbürtigen Lechs und der Isar | (i.V.)            |
| - Biodiversität und Abundanz – Ihre Bedeutung und Umsetzung im NSG und im Biotopverbund (5. Franz-Ruttners-Symposium)                         | (i.V.)            |
| - Wassersport und Naturschutz   | (i.V.)            |
| - Beweidung in Feuchtgebieten   | (i.V.)            |
| - Moorrenaturierung   | (i.V.)            |

## Laufener Forschungsberichte

|   |         |
|---|---------|
| Forschungsbericht 1   |         |
| JANSEN Antje: Nährstoffökologische Untersuchungen an Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften von voralpinen Kalkmagerrasen und Streuwiesen unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Vegetationsänderungen | DM 20,- |
| Forschungsbericht 2   |         |
| (versch. Autoren): Das Haarmoo – Forschungsergebnisse zum Schutz eines Wiesenbrütergebietes   | DM 24,- |

|   |         |
|---|---------|
| Forschungsbericht 3   |         |
| HÖLZEL Norbert: Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen   | DM 23,- |
| Forschungsbericht 4   |         |
| HAGEN Thomas: Vegetationsveränderungen in Kalkmagerrasen des Fränkischen Jura; Untersuchung langfristiger Bestandsveränderungen als Reaktion auf Nutzungsumstellung und Stickstoff-Deposition | DM 21,- |
| Forschungsbericht 5   |         |
| LOHMANN Michael und Michael VOGEL: Die bayerischen Ramsargebiete – Eine kritische Bestandsaufnahme der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege                             | DM 14,- |
| Forschungsbericht 6   |         |
| WESSELY Helga und Rudi SCHNEEBERGER: Outdoorsport und Naturschutz (Motivationsanalyse von Outdoorsportlern)   | DM 17,- |
| Forschungsbericht 7   |         |
| Der Abtsee (in Vorbereitung)  |         |

### Bestellung:

Bitte hier und/oder auf der vorherigen Seite ankreuzen oder Bestellkarte verwenden!

Ihre Adresse:

Datum, Unterschrift:

Faxen oder schicken an:

**Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege**  
Postfach 1261  
D-83406 Laufen/Salzach  
Tel. 0 86 82/89 63-32  
Fax 0 86 82/89 63-17  
Internet: www.anl.de  
e-mail: Naturschutzakademie@t-online.de

### 1. BESTELLUNGEN

Die Bestellungen sollen eine exakte Bezeichnung des Titels enthalten. Bestellungen mit Rückgaberecht oder zur Ansicht können nicht erfüllt werden. Bitte den Bestellungen kein Bargeld, keine Schecks und keine Briefmarken beifügen; Rechnung liegt der Lieferung jeweils bei.

Der Versand erfolgt auf Kosten und Gefahr des Bestellers. Beanstandungen wegen unrichtiger oder unvollständiger Lieferung können innerhalb von 14 Tagen nach Empfang der Sendung berücksichtigt werden.

### 2. PREISE UND ZAHLUNGSBEDINGUNGEN

Bei Abnahme von 10 und mehr Exempl. jew. eines Titels wird aus Gründen der Verwaltungsvereinfachung ein Mengenrabatt von 10% gewährt. Die Kosten für die Verpackung und Porto werden in Rechnung gestellt. Die Rechnungsbeträge sind spätestens zu dem in der Rechnung genannten Termin fällig.

Die Zahlung kann nur anerkannt werden, wenn sie auf das in der Rechnung genannte Konto der Staatsoberkasse München unter Nennung des mitgeteilten Buchungskennzeichens erfolgt. Es wird empfohlen, die der Lieferung beigefügten und vorbereiteten Einzahlungsbelege zu verwenden. Bei Zahlungserzug werden Mahnkosten erhoben und es können ggf. Verzugszinsen berechnet werden. Erfüllungsort und Gerichtsstand für beide Teile ist München. Bis zur endgültigen Vertragserfüllung behält sich die ANL das Eigentumsrecht an den gelieferten Veröffentlichungen vor.

