

Gutachterliche Stellungnahme zur
Barrierewirkung von Straßen
für Rotwild (*Cervus elaphus*)
dargestellt am Beispiel Pfälzerwald/Nordvogesen

Literaturübersicht, Situationsanalyse, Empfehlungen



Zitationsvorschlag:

Hohmann, U (2003): Gutachterliche Stellungnahme zur Barrierewirkung von Straßen für Rotwild (*Cervus elaphus*) dargestellt am Beispiel Pfälzerwald/Nordvogesen - Literaturübersicht, Situationsanalyse, Empfehlungen.

Internetdokument der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, 45 S.

Adresse: www.fawf.wald-rlp.de

Übersicht

1	Zusammenfassung	5
2	Anlass und Zielsetzung	6
3	Rechtlich/administrative Rahmenbedingungen zu den Themen Biotopverbund und künstliche Barrieren (hier Straßen)	7
4	Barrierewirkung von Straßen (eine Literaturübersicht)	9
4.1	Begriffsbestimmung	9
4.2	Zerschneidung und Fragmentierung von Lebensräumen aus populationsökologischer Sicht	9
4.2.1	Konzept der Minimum Viable Population	10
4.2.2	Konzept der Metapopulation	11
4.3	Zerschneidung und Fragmentierung von Landschaften durch Straßen.....	11
4.3.1	Umweltauswirkungen von Straßen	11
4.3.2	Barrierewirkung von Straßen	14
4.3.3	Verkehrsinduzierte Mortalität	15
4.4	Barrierewirkung von Straßen für Rotwild.....	16
4.4.1	Allgemeines zur Barrierewirkung von Straßen für Schalenwild	16
4.4.2	Kfz-Verkehrsunfälle.....	16
4.4.3	Lebensraumzerschneidungen durch Straßen.....	17
5	Situationsanalyse	18
5.1	Beschreibung des Untersuchungsgebietes	18
5.1.1	Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsgebietes	18
5.2	Verkehrssituation im Pfälzerwald und Nordvogesen.....	19
5.2.1	Überblick über das Kfz-Verkehrsnetz und seine Fragmentierungswirkung in Rheinland-Pfalz.....	19
5.2.2	Erhebung der Verkehrsdichte und der Kfz-Wildunfälle im Pfälzerwald und Nordvogesen.....	20
5.2.3	Trassenübersicht.....	20
5.2.4	Zur Häufigkeit von Kfz-Wildunfällen im Pfälzerwald	22
5.3	Rotwildvorkommen im Pfälzerwald und Nordvogesen	24
5.3.1	Rotwildvorkommen im Pfälzerwald	24
5.3.2	Rotwildvorkommen in den Nordvogesen	26
5.3.3	Rotwild-Metapopulation Pfälzerwald/Nordvogesen.....	26
5.4	Barrierewirkung von Straßen für Rotwild im Pfälzerwald und Nordvogesen.....	26
5.4.1	Überblick zur Barrierewirkung von Straßen für Rotwild im Pfälzerwald und Nordvogesen.....	26
5.4.2	Barrierewirkung durch Verkehrsschutzzäune	28
5.4.3	Zusammenfassende Beurteilung der Barrierewirkungen der Bundesstraße	10 28
6	Handlungsempfehlungen und Forschungsansätze	30
6.1	Zur Verringerung der Barrierewirkung von Straßen für Rotwild	30
6.1.1	Allgemeines zu Grünbrücken als Querungshilfe für Rotwild.....	30
6.1.2	Grünbrücken als Querungshilfe im Biosphärenreservat	31
6.1.3	Tunnel und Viadukte (Brücken bzw. Aufständierungen) als Querungshilfe	32
6.2	Weiterer Untersuchungsbedarf/Forschungsansätze	33
6.2.1	Erstellung eines Wildtierkorridorsystems	33
6.2.2	Begleit- und Effizienzforschung von Querungshilfen	33
6.2.3	Spezielle wildökologische Untersuchungen zur Rotwildpopulation im Pfälzerwald-Nordvogesen	34
6.3	Administrative und legislative Verbesserungen.....	35

6.3.1	Einbindung in internationale Gremien	35
6.3.2	Verbesserungen rechtlicher Rahmenbedingungen bei Straßenbauvorhaben	35
7	Quellenverzeichnis	36
8	Anhang	42
9	Adressen /Ansprechpartner / Kontakte:	45
9.1	Internationale Programme/Gremien:	45
9.2	Nationale Ansprechpartner/Organisationen:	45
9.2.1	Deutschland:	45
9.2.2	Österreich:	45
9.2.3	Niederlande	45
9.2.4	Schweiz	45

1 Zusammenfassung

Für mittelgroße und große Säuger, wie Rotwild, geht die Barrierewirkung einer Straßen in erster Linie vom Straßenverkehr (> 10.000 Kfz / Tag) und von einer eventuell vorhandenen Fahrbahnzäunung aus.

Aufgrund ihrer Barrierewirkung erschweren die dichten und stark frequentierten Straßennetze Mitteleuropas dem Rotwild, als Säugetier mit großen Lebensraumsprüchen, in zunehmendem Maße nicht nur den Wechsel zwischen Teillebensräumen innerhalb einer Population, sondern können auch den Verbund von Metapopulationen durch das Behindern von Fernwanderungen beeinträchtigen.

Der zusammenhängende Waldkomplex Pfälzerwald - Nordvogesen umfasst mit einer Fläche von ca. 300.000 ha zwei größere Rotwildpopulationen: Ein schätzungsweise 600 bis 700 Individuen umfassendes Vorkommen im Norden des Pfälzerwaldes und ein 800 bis 1.500 Individuen umfassendes Vorkommen in den südlich gelegenen Nordvogesen.

Straßenabschnitte mit populationsökologischer Barrierewirkung gehen in diesem Gebiet vor allem von den gezäunten und stark befahrenen Autobahnen im Norden (A6) und im äußersten Süden (A4) und teilweise auch von der meist nicht gezäunten, aber ebenfalls stark befahrenen Bundesstraße 10 aus.

Die Autobahnen bilden eine offensichtliche Verbindungsgrenze zu den Gebieten außerhalb des Waldgebietes Pfälzerwald-Nordvogesen, wie den Mittelvogesen im Süden und dem Hunsrückhöhenzug im Norden. Die B 10 hingegen verläuft durch das Zentrum des Waldgebietes. Die mit ca. 20.000 Kfz / Tag stark befahrene und bereits heute teilweise vierspurig ausgebaute Bundesstraße verläuft somit über eine Länge von ca. 40 km zwischen Pirmasens und Landau mitten durch die beiden oben genannten Rotwildteilpopulationen.

Die allerdings nur in wenigen Streckenbereichen gezäunte B 10 dürfte trotz Barrierewirkung derzeit noch keine Trennung der beiden Bestände bewirkt haben. Nach Prognosen des Rheinland-Pfälzischen Verkehrsministeriums wird die Verkehrsdichte auf der B 10 jedoch in 10 bis 15 Jahren um ca. ein Drittel zunehmen. Zudem ist ein durchgehend vierspuriger Ausbau geplant. Allein diese Prozesse werden zwangsläufig eine weitere Erhöhung der Barrierewirkung zur Folge haben. Eine mögliche durchgehende Fahrbahnzäunung würde schließlich eine Isolierung der beiden genannten Rotwildvorkommen und der Bestände anderer Arten wie der Wildkatze gleichkommen.

Um der drohenden Zerschneidung der Tierlebensräume im Biosphärenreservat entgegen zu wirken, werden Wiedervernetzungsmaßnahmen z. B. durch Querungshilfen diskutiert. Dabei erweisen sich nach den Erfahrungen aus anderen Gebieten Europas Grünbrücken in vielfacher Hinsicht als die effektivste Querungshilfe.

Entscheidend für die ökologische Effizienz einer Grünbrücke ist deren wildgerechte Positionierung und Dimensionierung.

Aus diesem Grund werden weitere Untersuchungen im Rahmen der Erstellung einer Konzeption zur effektiven Lebensraumvernetzung empfohlen:

- Erarbeitung eines überregionalen bzw. landesweiten Wildtierkorridorsystems für weiträumig wandernde Arten
- Voruntersuchungen zur ökologischen Wirksamkeit bereits bestehender Querungsmöglichkeiten entlang bestehender oder zukünftiger Straßenbarrieren
- Voruntersuchungen zur Position und Anzahl neuer Querungshilfen entlang bestehender oder zukünftiger Straßenbarrieren
- Effizienzkontrolle z. B. in Form eines Monitorings an Querungsmöglichkeiten
- Untersuchungen zur Raumnutzung und Populationsstruktur von Rotwild.

2 Anlass und Zielsetzung

Angesichts steigender Verkehrszahlen und einem dichter werdenden Straßennetz rücken die negativen Auswirkungen dieser Entwicklung stärker ins Bewusstsein von Gesellschaft und Politik. Man erkennt, dass der einerseits gewollten hohen Mobilität, andererseits in zunehmendem Maße Lärmbelastigungen, Schadstoffemissionen oder Störungen des Landschaftsbildes gegenüber stehen.

Dieser Wahrnehmung stellt sich die Erkenntnis zur Seite, dass die mit Straßen verbundenen Barriereeffekte zu Landschaftsfragmentierungen führen und damit auch zu Zerschneidung zuvor zusammenhängender Wildtierlebensräume. Heute wird dieses Phänomen sogar als eine Hauptursache des Artensterbens betrachtet (Blab 1992). Bereits 1985 forderte die Bundesregierung in ihrer Bodenschutzkonzeption eine „Trendwende im Landverbrauch“ einschließlich einer „Trendumkehr bei der Zerschneidung und Zersiedlung der Landschaft“. 1992 trat die 39. Umweltministerkonferenz im Handlungskonzept „Naturschutz und Verkehr“ für die „Erhaltung großer unzerschnittener und verkehrsarmer Räume“ und für die „Freihaltung von wertvollen Landschaftsräumen von überörtlichen Verkehrswegen“ ein. In einem erneuten Vorstoß betonte die Enquête-Kommission des Deutschen Bundestages „Schutz des Menschen und der Umwelt“ 1996 die Notwendigkeit einer „Entkopplung des Flächenverbrauchs von Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum“ (Enquete-Kommission 1998, siehe auch Jaeger et al. 2001; Jaeger 2002).

Bereits seit 1979 einigten sich die Unterzeichnerstaaten der „Bonner Konvention zu wandernden Arten“ (Convention on Migratory Species; CMS;), darunter alle west- und mitteleuropäischen Nationen, dass insbesondere jenen Tierarten, die über nationale Grenzen hinweg wandern, eine besondere Bedeutung und Beachtung im Rahmen einer nachhaltigen Biodiversitätsschutzes zukommen müsse (Quelle (o. J.): CMS Bulletin, Recherchedatum 13.11.02, Adresse: www.wcmc.org.uk/cms/).

Insbesondere für Großtiere mit weiten Raumanprüchen, wie dem Rotwild, steht zu befürchten, dass die mit Straßen verstärkt auftretenden Barriereeffekte zu einer Isolierung von Populationen führen und damit den genetischen Austausch zwischen Populationen behindern und /oder die Wiederbesiedlung von geeigneten Habitaten beeinträchtigen können.

Das neue Bundesnaturschutzgesetz fordert vor diesem Hintergrund daher ein Biotopverbundsystem bzw. die Meidung weiterer Landschaftszerschneidungen durch künstliche Barrieren. In diesem Zusammenhang nimmt das Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen im Rahmen eines internationalen Biotopverbundsystems eine zentrale Rolle ein, da es sich um ein noch weitgehend zusammenhängendes Waldgebiet handelt, das nur von wenigen stärker befahrenen Straßen durchzogen wird. Hier leben neben dem Rotwild viele für Mitteleuropa typische größere Säugetierarten darunter auch gefährdete Arten wie die Wildkatze und der Luchs.

Es wird jedoch befürchtet, dass der Zusammenhang dieser Waldlandschaft in absehbarer Zukunft durch neue Straßenausbauvorhaben gefährdet ist. Der Ruf nach Kompensation dieser Eingriffe z. B. durch Wiedervernetzungsmaßnahmen wird lauter.

In dieser gutachterlichen Stellungnahme wird der Barriereeffekt von Straßen beispielhaft für die Großsäugerart Rotwild zunächst im Allgemeinen und dann konkret für das Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen beleuchtet. Ziel ist es, den Einfluss geplanter Straßenausbauvorhaben auf die jeweils betroffenen Rotwildpopulationen abzuschätzen, um abschließend den Forschungsbedarf, z. B. in Hinblick auf geeignete Wiedervernetzungsmaßnahmen, zu formulieren.

3 Rechtlich/administrative Rahmenbedingungen zu den Themen Biotopverbund und künstliche Barrieren (hier Straßen)

In der Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes vom 25. März 2002 (BNatSchNeuregG) wird in einigen Bestimmungen teils direkt, teils indirekt auf die Meidung bzw. Kompensation von künstlichen Barrieren, die zur Zerschneidung von Lebensräumen führen können, eingegangen (Zur Begriffsbestimmung siehe Kap. 4.1, S. 9).

So heißt es in § 2 „Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege“ [...] unter Punkt 1: *Der Naturhaushalt ist in seinen räumlich abgrenzbaren Teilen so zu sichern, dass die den Standort prägenden biologischen Funktionen, Stoff- und Energieflüsse sowie landschaftliche Strukturen erhalten, entwickelt oder wiederhergestellt werden.*

Punkt 8: *Zur Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes ist die biologische Vielfalt zu erhalten und zu entwickeln. Sie umfasst die Vielfalt an Lebensräumen und Lebensgemeinschaften, an Arten sowie an genetischer Vielfalt innerhalb der Arten.*

Punkt 12: *Bei der Planung von ortsfesten baulichen Anlagen, Verkehrswegen [...] sind die natürlichen Landschaftsstrukturen zu berücksichtigen. Verkehrswege, Energieleitungen und ähnliche Vorhaben sollen so zusammengefasst werden, dass die Zerschneidung und der Verbrauch von Landschaft so gering wie möglich gehalten werden.*

Zusammenhängende Waldgebieten wie sie im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen noch zu finden sind, beherbergen eine besondere Vielfalt an Lebensräumen und Lebensgemeinschaften. So erfüllen sie beispielsweise für Arten mit großen Lebensraumsansprüchen schon aufgrund ihrer Ausdehnung eine für deren Existenz essentielle biologische Funktion. Der Verlust (Verbrauch) dieser Qualitäten wäre durch künstliche Zerschneidungsprozesse hier besonders hoch.

In § 3 „Biotopverbund“ wird schließlich zur nachhaltigen Sicherung der heimischen Tier- und Pflanzenarten ein *Verbund von Biotopen von mind. 10 % der Landesfläche* gefordert. Damit ergänzt dieses Regelwerk das europaweite ökologische Netz NATURA 2000. Ausdrücklich betrachtet der Gesetzgeber Biosphärenreservate als Kernflächen dieses Biotopverbundnetzes. Bereits bestehende und geplante Fragmentierungen in Biosphärenreservaten können daher auch als Beeinträchtigung des gesetzlich geforderten Biotopverbundsystems angesehen werden.

Generell ist nach § 18 Bundesnaturschutzgesetz bzw. § 4 Landespflegegesetz (Eingriffe in Natur und Landschaft) der mit dem Betrieb bzw. Ausbau eines Verkehrsweges verbundene Barriereeffekt als ein Eingriff in Natur und Landschaft anzusehen. Dies erfordert Meidung, Ausgleich und/oder Ersatz. Dabei gilt der Grundsatz, dass Meidung vor Ausgleich und Ersatz geht (Details bei Lambrecht et al. 1996; Schlierer 2001, siehe hierzu Kap. 6.1, Seite 30).

Besonders im Rahmen der Regelungen dieses Paragraphen ist eine enge Abstimmung mit anderen Behörden bzw. gesetzlichen Vorgaben notwendig und auch gewollt. Bei Eingriffen in den Naturhaushalt, die z. B. im Zuge von Straßenbauprojekten entstehen, sind daher die Verkehrsbehörden zu einer Zusammenarbeit mit den Naturschutzbehörden verpflichtet.

Auf Landesebene wird bei derartigen raumbezogenen Abstimmungsprozessen das übergreifende Landesentwicklungsprogramm (LEP) bzw. der Regionale Raumordnungsplan (ROP) erstellt. Sie formulieren und vertiefen die Ziele und Grundsätze der Landesplanung behördenverbindlich und regionenspezifisch. Dieses durch Bundesraumordnungsgesetz bzw. Landesplanungsgesetz gesetzlich vorgegebene Koordinierungsinstrumentarium der Raumplanung hat das Ziel, die sich aus den überregionalen Gesetzeswerken wie dem BNatSchG und dem Bundesverkehrswegeplan eventuell ergebenden Flächennutzungskonflikte auf Landesebene bzw.

regionaler Ebene zu lösen. Der Raumordnungsplan III Westpfalz (Planungsgemeinschaft Westpfalz: www.westpfalz.de) stellt nach einem Entwurf vom Nov. 2001 beispielsweise fest, dass ein Großteil des Pfälzerwaldes als Bestandteil des Biotopverbundsystems anzusehen ist, *in dem nur Vorhaben und Maßnahmen zulässig sind, die mit [dieser] Vorrangfunktion auf Dauer vereinbar sind.*

Bei bedeutsamen Bauvorhaben, wie z. B. beim Ausbau oder Neubau von Bundesfernstraßen, wird in Abstimmung mit den oben genannten Planungsgrundsätze ein Raumordnungsverfahren (ROV) angestrengt, bei dem zusätzlich die Öffentlichkeit und alle betroffenen Planungsträger beteiligt werden. Im Falle der Straßenneuplanung, ist eine Folge des Raumordnungsverfahren ein Linienbestimmungsverfahren, bei dem das Umwelt- und das Verkehrsministerium beteiligt sind. Erst danach erfolgt der Auftrag an die jeweilig betroffenen Landesbetriebe Straßen und Verkehr (LSV) mit dem Planfeststellungsverfahren zu beginnen, das die für den Baubeginn notwendige Planungssicherheit in Form eines Planfeststellungsbeschluss verfaßt. Nach dem Bundesgesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP; Bundesgesetzblatt 2001, Teil 1, S. 2351 ff) kommt im Zusammenhang mit dem Planfeststellungsverfahren der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) ein hoher Stellenwert zu. Dabei werden nach § 2 des UVP die unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen eines Vorhabens (darunter fallen nach Anlage 1, Punkt 14.0 auch Verkehrsvorhaben) auf Menschen, Tiere und Pflanzen, [...] Landschaft, [...] sowie den Wechselwirkungen zwischen den vorgenannten Schutzgütern beschrieben und bewertet. Die UVP mündet bei Straßenbauvorhaben in der Regel in der Formulierung eines „Landschaftspflegerischen Begleitplanes“, der für alle natur- und landschaftsbeeinträchtigenden Eingriffe oder Maßnahmen entsprechende Meidungs-, Ausgleichs- bzw. Ersatzmaßnahmen regelt (Aumann 2002).

Dem Wortlaut des Gesetztes folgend konzentriert sich die UVP auf ein einzelnes Bauvorhaben. Hinzu kommt, dass sich Planungsträger bei der Wahl der Untersuchungsflächen z. B. aus Kostengründen¹ oftmals auf die unmittelbare Umgebung des Vorhabens beschränken. Ob diese eingeeengte Bewertungsform noch zielführend ist, darauf wird in Abschnitt 6.3.2, S. 35 nochmals eingegangen.

¹ Z. B. bemisst sich die Honorarhöhe der Sachverständigen bei einer UVP nach der Honorarordnung der Architekten und Ingenieure an der Gesamtfläche des Untersuchungsraumes (§ 48b der HOAI v. 1996).

4 Barrierewirkung von Straßen (eine Literaturübersicht)

4.1 Begriffsbestimmung

Nach Grau (1998) wird eine künstliche Zerschneidung der Landschaft durch linienhafte anthropogene Elemente oder Materialströme bewirkt, von denen *Barriere*-, Versiegelung-, Emissions-, Kollisionseffekte und negative ästhetische Wirkungen auf andere Landschaftsstrukturen und Materialströme ausgehen.

Der Begriff „Barriere“ wiederum ist nicht eindeutig definiert. Georgii et al. (2002) unterscheiden in diesem Zusammenhang ein *Hindernis*, das eine Erhöhung des Raumwiderstandes bewirkt aber überwindbar ist, von einer *Barriere*, die als unüberwindbare Sperre fungiert. Allerdings ist die *Unüberwindbarkeit* einer Struktur kaum nachweisbar und in der Praxis wohl auch tatsächlich selten gegeben. In der vorliegenden Stellungnahme wird daher der weniger absoluten und „praktikableren“ Definition von Andrews (1990) der Vorzug gegeben, wonach unter „*Barriere*“ eine *Hindernisform* verstanden wird, welche die Bewegungen bzw. die Raumnutzungen von Organismen stark einschränkt ohne notwendigerweise undurchdringlich (*impenetrable*) zu sein.

Als einer der wichtigsten landschaftsökologischen Zerschneidungsfaktoren mit hoher Barrierewirkung wird derzeit das dichte Verkehrsnetz bzw. der Verkehrsträger *Straße* betrachtet (Lassen 1979; Ueckermann & Olbrich 1984; Mader 1980; Wölfel & Krüger 1995; Forman & Alexander 1998; Job 2000; Krüger 2001; Oggier et al. 2001). Unter „*Straße*“ wird hier eine öffentliche Fahrbahn verstanden, die dem PKW- und LKW-Verkehr zur Verfügung steht.

Isolation, Zerschneidung bzw. *Fragmentierung von Lebensräumen* ist nach Georgii (2001) deren „Zerstückelung in kleine, oftmals voneinander isolierte Flächen durch jedwede – auch natürliche Grenzlinien“. De Santo & Smith (1993) definieren Fragmentierung wie folgt: „Physical disruption, that inevitably results from carving up the preexisting, intact habitat [...] and refers to the *patchiness* of a landscape“.

Beim Versuch, das Phänomen der Fragmentierung wissenschaftlich zu beschreiben, kommt dem Begriff der *Distanz* oder *Trennung* zwischen den isolierten Lebensräumen eine besondere Bedeutung zu. Die Distanz ergibt sich nach Blab (1992) aus der Summe der metrischen Entfernung und dem *Wirkungsgrad* der dazwischenliegenden Barriere. Die Distanz kann also auch dann sehr groß sein, wenn die getrennten Lebensrauminseln nur wenige Meter voneinander entfernt liegen, aber durch eine gezäunte Straße hermetisch voneinander getrennt werden.

4.2 Zerschneidung und Fragmentierung von Lebensräumen aus populationsökologischer Sicht

In dichtbesiedelten bzw. zersiedelten Gebieten, wie in Mitteleuropa, ist die räumliche Verknüpfung von Biotopen eine wichtige Voraussetzung für die Erhaltung der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen und den Fortbestand der Artenvielfalt (Blab 1992; De Santo & Smith 1993; Kneitz, & Oerter 1997). Zu den wichtigsten Aufgaben des Arten- und Biotopschutzes gehört es daher, dem Verlust und der Verkleinerung und Isolation naturnaher Lebensräume z. B. durch Straßen entgegenzuwirken (Lassen 1979; Tamm & Weiss 1979; Mader 1980; Andrews 1990; Fehlberg 1994; Frank & Berger 1996; Pfister et al. 1997; Job 2000; Holzgang et al. 2000; Oggier et al. 2001; Pegel 2001).

4.2.1 Konzept der Minimum Viable Population

Zu den Auswirkungen der Landschaftszerschneidung bemerkt Blab (1992): "Für die in Habitatsinseln noch lebenden Arten wirft die Fragmentierung ihres Lebensraums jeweils spezifische Probleme auf, die die Populationen mit ihrer Dynamik und Genetik zur zentralen Einheit der Betrachtung machen". Eine Reihe theoretischer Ansätze versucht, diese Zusammenhänge darzustellen. So werden im Konzept der „*Minimum Viable Population*“ (MVP = kleinste überlebensfähige Population; Shaffer 1981, siehe auch Mader 1980) „Habitatsinseln“ danach betrachtet, ob in ihnen hinsichtlich ihrer Fläche und Qualität eine über längere Zeit überlebensfähig Mindestanzahl von Individuen leben kann. Ein häufig diskutiertes Maß der Vitalität einer Population ist z. B. deren genetische Variabilität.

Das MVP-Konzept findet vor allem auf isolierte Populationen in größeren zusammenhängenden Lebensräumen Anwendung, in denen sich die Individuen während ihres gesamten Lebenszyklus gemeinsam aufhalten². In Bezug auf deutsche Rotwildpopulationen wird zum Beispiel von vielen Autoren angenommen, dass aufgrund verschiedener Barriereeffekte wie Gatterhaltung oder Straßenzäunungen einzelne Populationen in zu kleinen Lebensräume leben und dort über längere Zeiträume nicht überlebensfähig sind (Kleymann 1976; Ströhlein et al. 1994; Herzog 2000). Der direkte Nachweis dieser Annahme ist bisher allerdings nicht gelungen. Zwar lassen sich Auswirkungen der Isolation bzw. Fragmentierung von Populationen in manchen Rotwildpopulationen in Form erniedrigter Allelfrequenzen nachweisen, welche wiederum das Risiko für Allelverluste erhöhen können (Gehle & Herzog 1994, Lang & Klein 1997). Doch konnten aus einem *drohenden* Verlust bestimmter Allele bisher keine unmittelbaren, negativen Auswirkungen auf die Fitness, z. B. die Fertilität, abgeleitet werden. Ein Umstand, der schließlich dazu führt, dass eine Einschätzung der genetischen Situation der einzelnen Rotwildbestände problematisch bleibt (Gehle & Herzog 1994).

Aus diesen Gründen besteht auch Unklarheit darüber, wie viel Individuen eine Population umfassen muss, um sich eine ausreichende genetische Variabilität zu sichern und damit *langfristig* überlebensfähig zu sein. Von Pegel (2001) werden jedoch ohne auf artspezifische Unterschiede einzugehen hierzu grobe Richtwerte angegeben (Tab. 1), wobei nicht erkennbar ist, auf welchen Grundlagen diese Annahmen beruhen.

Reimoser (mündl.) macht darauf aufmerksam, dass beim Rotwild aufgrund seines Sozialverhaltens nur ein gewisser Prozentsatz (50 % bis 60 % aller Tiere) am Fortpflanzungsgeschehen beteiligt ist (effektive Populationsgröße) und daher die Mindestindividuenzahl der tatsächlichen Population höher liegen müsse als bei anderen Arten. Bei einer von ihm angenommenen minimalen effektiven Populationsgröße von 400 Individuen, beträgt die tatsächliche Mindestgröße bei Rotwildpopulationen ca. 600 Individuen.

Herzog (mündl.) wiederum verweist darauf, dass Angaben von Mindestpopulationsgrößen angesichts des derzeitigen Wissensstandes nicht fundiert werden können und lehnt entsprechende Grenzwertfestlegungen grundsätzlich ab.

Tab. 1: Populationsökologische Auswirkung bei bestimmten Populationsgrößen (nach Pegel 2001):

Populationsgröße	Auswirkung
> 1.000	langfristig gesichert
< 1.000	Verlust an genetischer Variabilität nicht auszuschließen
< 100	Inzuchtgefahr
< 50	akutes Aussterberisiko allein aufgrund demographischer Zufallsprozesse oder Naturkatastrophen

² So liegt der untere Grenzwert des Flächenbedarfs einer überlebensfähigen Population des amerikanischen Grizzlybären (*Ursus arctos*) bei 13.000 km², die des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) bei 15 – 20 km² (Shaffer 1983).

Es ist weiter zu beachten, dass eine wie auch immer geartete Beeinträchtigung der Überlebensfähigkeit einer Population unter Umständen erst über große Zeitspannen und/oder unter bestimmten Umweltbedingungen (Katastrophen) erkennbar werden kann. Die jüngst eingetretenen und meist künstlichen Fragmentierungen von Tierpopulationen sind noch nicht lang genug wirksam, um bei langlebigen Säugetierarten messbare Effekte zu zeigen (Gehle & Herzog 1994). Vor diesem Hintergrund erscheinen Betrachtungszeiträume von beispielsweise 100 Jahren wie bei Hovestadt et al. (1994) als eine willkürliche Grenzwertlegung, die eher auf politischen-planerischen und weniger auf wissenschaftlich fundierten Erwägungen beruht.

Die generelle Schwierigkeit negative Auswirkungen von Fragmentierungen insbesondere bei langlebigen Arten auf populationsbiologischer Ebene in kurzer Zeit nachzuweisen, sollte jedoch nicht als Falsifikation des MVP-Konzepts verstanden werden. Jeglicher Verlust genetischer Variabilität kann allein aufgrund der Tatsache, dass die Langzeitwirkungen derartiger Prozesse nicht bekannt sind, als *potentielle* Fitnessminderung angesehen werden und birgt daher Risiken.

4.2.2 Konzept der Metapopulation

Ein weiteres Instrumentarium zum Verständnis der durch künstliche Zerschneidung der Lebensräume immer kleiner werdenden Habitat- bzw. Populationseinheiten (patches) bietet die *Metapopulationstheorie* (Hanski & Gilpin 1991). Unter einer Metapopulation wird ein *Netzwerk* von Einzel- oder Subpopulationen verstanden. Die Einzelpopulationen sind zumeist durch Bereiche ungünstiger Habitate (bzw. Barrieren) voneinander abgegrenzt. Migrierende „Kolonisten“, die diese Hindernisse überwinden können, schließen diese Einzelpopulationen zu übergeordneten populationsökologischen Einheiten, sog. Metapopulationen, zusammen. Das Aussterben einer Einzelpopulation kann dann durch Einwanderungsprozesse aus einer anderen Einzelpopulation verhindert oder zumindest aufgehalten werden (Hovestadt et al. 1994; Frank & Berger 1996). Die miteinander zusammenhängenden Einzelpopulationen können jeweils eine höhere genetische Variabilität aufrechterhalten (Forman & Alexander 1998).

4.3 Zerschneidung und Fragmentierung von Landschaften durch Straßen

4.3.1 Umweltauswirkungen von Straßen

Reck & Kaule (1993) geben in ihrem oft zitierten Standardwerk „Strassen und Lebensräume“ in Abhängigkeit von Straßenbauart, Verkehrsaufkommen und den biotischen bzw. abiotischen Umweltfaktoren der betroffenen Landschaft eine detaillierte Auflistung der möglichen Umweltwirkungen einer Straße (Abb. 1). Hierbei lassen sich direkte und indirekte Effekte unterscheiden: *Direkte Auswirkungen* sind zum Beispiel Flächenversiegelung, Lebensraumzerstörung, Emissionen, aber auch das Überfahren von Tieren (Ueckermann & Olbrich 1984; Fehlberg 1994; siehe Kap. 4.3.3; S. 15), während man unter *indirekten Auswirkungen* Veränderungen des Mikroklimas, Wasser-, Nährstoffhaushalts, sowie Lebensraumzerschneidungen versteht. Letztere reichen weit über die unmittelbare Umgebung der Straße hinaus (Abb. 2).

Wirkungen von Straßen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume

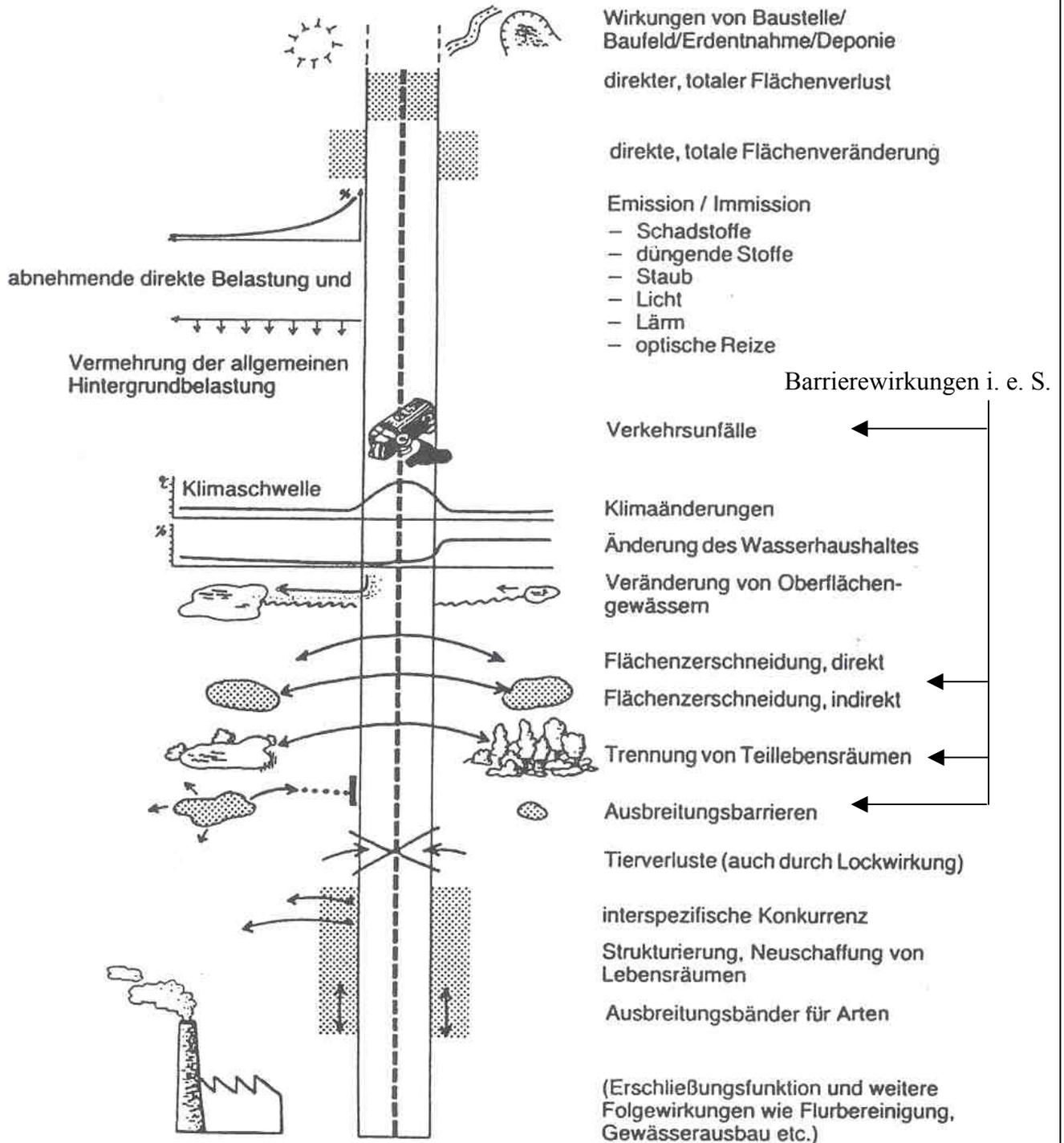
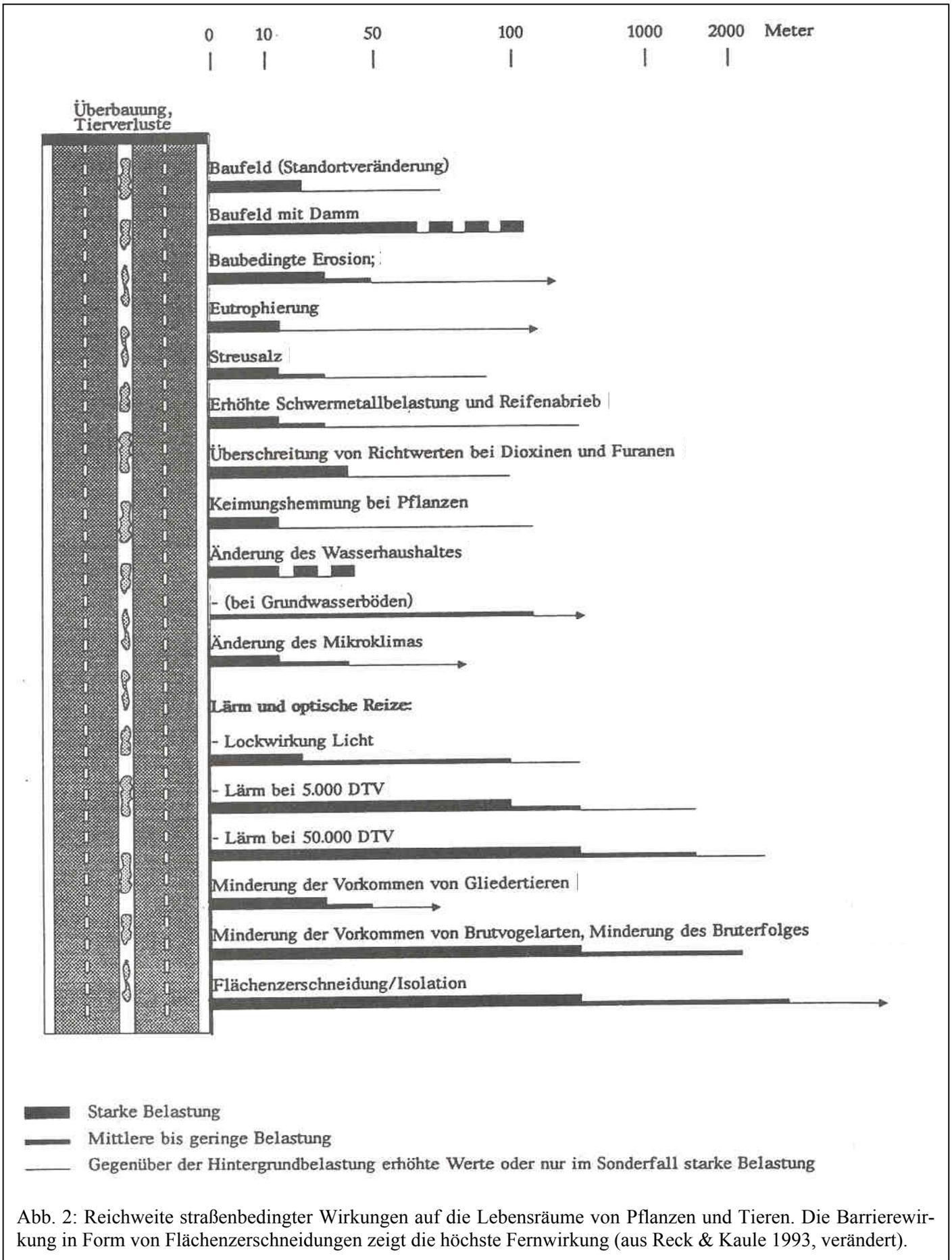


Abb. 1: Die Wirkungen einer Straße sind abhängig von der Bauart, dem Verkehrsaufkommen und besonders von biotischen und abiotischen Faktoren der umgebenden Landschaft (aus Reck & Kaule 1993, verändert).



4.3.2 Barrierewirkung von Straßen

Nach Oggier et al. (2001) ergänzen und/oder verstärken Straßenfahrbahnen die ohnehin schon durch Landwirtschaft und Siedlungsbau verursachte Zergliederung, Kompartimentierung bzw. Fragmentierung der Landschaft. Besonders hervorzuheben ist nach Völk et al. (2001) der Zerschneidungseffekt von Straßen, wenn diese durch große, ansonsten noch einheitliche Naturräume wie beispielsweise zusammenhängende Waldgebiete führen.

Der Grenzwirkung einer Straße kann unter Umständen auch im Sinne einer Regionalisierung von Wildvorkommen erwünscht sein. Dies ist z. B. dann der Fall, wenn zur Minderung von Wildschäden auf land- oder forstwirtschaftlichen Flächen die Raumbewegungen bestimmter Wildarten beschränkt bleiben sollen. Positive Wirkungen künstlicher Barrieren bestehen auch bei der Ausbreitungsbegrenzung von Tierkrankheiten³.

Im einzelnen sind die ökologischen Auswirkungen einer Straßenbarriere auf Tiere vielschichtig. Tegethof (2002) beschreibt sie zusammenfassend als „Zerstörung der Ganzheit funktionsfähiger Gesamtlebensräume“ und unterscheidet im Einzelnen folgende Wirkungen:

- Verhinderung oder Einschränkung täglicher Wechsel im Rahmen der Nahrungsaufnahme oder Ruhe
- Verhinderung oder Einschränkung saisonaler Wechsel z. B. zu Balz- und Brunftplätzen, Brut- und Laichgebieten bzw. Wurfplätze oder Sommer/Wintereinständen
- Verhinderung oder Einschränkung der Nutzung von Lebensabschnittshabitaten (Larval- oder Imaginalhabitate) sowie die
- Verhinderung oder Einschränkung von Ausbreitungs-, Neu- und Wiederbesiedlungsprozessen.

Die Einschätzung der Barrierewirkungen einer Straße hängt entscheidend vom artspezifischen Verhalten bzw. Lebensraumansprüchen ab. Die täglichen Aktionsradien, saisonale Wanderbewegungen, Habitatpräferenzen bzw. das Sozial- und Fluchtverhalten einer bestimmten Spezies haben hierauf großen Einfluss (Oggier 2001). Der Strassentyp ist bei der Bestimmung von Barrierewirkungen ebenfalls von Bedeutung. Für Kleintiere mag schon die Beeinträchtigung bzw. Veränderung des Mikroklimas durch das Fehlen einer Pflanzendecke in Straßennähe zum unüberwindbaren Hindernis werden (Mader 1985). Straßen können somit durch den Baukörper, durch den Betrieb oder eine Kombination aus beidem als Barriere fungieren (Pfister et al. 1997, Tegethof 2002), wobei im Falle von größeren Säugern der Betrieb eindeutig im Vordergrund steht.

Hinsichtlich des Verkehrsaufkommens schlagen Müller & Berthoud (1994; zitiert bei Oggier 2001, verändert) bezogen auf größere Säuger folgende Einteilung der Barriereeffekte vor (Tab. 2):

³ Die A4 fungiert im Bereich der Saverner Steige vermutlich als Nord-Süd-Ausbreitungsbarriere für die Europäische Schweinepest (ESP). Eine Wildbrücke über die A 4 ist aus diesem Grund seit Jahrzehnten durch einen Querzaun gesperrt (ONCFS, F. Wecker mündl.).

Im Bereich der Donauauen ist aktuell der Bau von drei Grünbrücken über das dortige Autobahnnetz, welches derzeit eine Barriere zwischen Karpaten mit den Alpen darstellt, gestoppt, um so die Einschleppung eines durch Schalenwildarten übertragenen amerikanischen Leberegels von slowenischer Seite in österreichische Wild- und Haustierherdenbestände zu unterbinden (Reimoser mündl.).

Tab. 2: Barriereeffekte durch Verkehrsaufkommen.

Kategorie	Nutzungsintensität	Auswirkungen
A	Geringes Verkehrsaufkommen (< 1.000 Fahrzeuge/Tag)	Höchste Unfallrate bei allen Wildtieren. Anzahl Unfälle proportional dem Verkehrsaufkommen
B	Mittleres Verkehrsaufkommen (1.000 – 5.000 Fahrzeuge/Tag)	Tiere beginnen Straßenquerungen zu meiden. Anzahl Unfälle nicht mehr proportional dem Verkehrsaufkommen
C	Starkes Verkehrsaufkommen (5.000 – 10.000 Fahrzeuge/Tag)	Tiere zeigen starke Angstreaktionen und vermeiden in der Regel Straßenquerungen.
D	Sehr starkes Verkehrsaufkommen (> 10.000 Fahrzeuge/Tag)	Nahezu völlige Barrierewirkung. In der Regel versuchen nur Tiere in Panik die Straße zu queren.

Zu ergänzen ist noch eine fünfte Kategorie für jene Strassen, die trassenparallele Verkehrs- bzw. Wildschutzzäunen aufweisen. Dies ist meist bei Bundesautobahnen und teilweise auch bei vierspurig ausgebauten Bundesstraßen der Fall (siehe Wildschutzzaun-Richtlinie WschuZR, Bundesministerium für Verkehr, 1985). Eine gezäunte Straße hat für Schalenwild die höchste Barrierewirkung, da bei entsprechender Zaunhöhe (und je nach Instandhaltung) nahezu keine Querung mehr möglich ist (Übersicht bei Andrews 1990; Reck & Kaule 1993, Georgii et al. 2002).

4.3.3 Verkehrsinduzierte Mortalität

Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Tier beim Überqueren der Fahrbahn an- oder überfahren wird, hängt ebenfalls von verschiedenen artspezifischen (Punkte 1. – 3.) und verkehrsspezifischen (Punkte 4. – 6.) Größen ab:

1. Eigengeschwindigkeit
2. Fähigkeit der Tierart, die Gefahr eines entgegenkommenden Fahrzeugs einzuschätzen und ihm auszuweichen
3. Angst-, Flucht- bzw. Meidungsverhalten (bei vielen Wirbellosen und Kriechtieren auch Habitatwahl)
4. Fahrzeuggeschwindigkeit
5. Verkehrsaufkommen
6. Straßenbeschaffenheit wie Breite, Belag etc.

Wirbellose wie Schnecken oder Insekten sind allein schon aufgrund der langen Zeitspanne, die sie für eine Straßenquerung benötigen, oft nicht in der Lage, selbst wenig befahrene Straßen unbeschadet zu passieren (Forman & Alexander 1998). Hingegen vermögen viele Vogelarten, selbst wenn sie sich regelmäßig an stark befahrenen Straßen aufhalten (z. B. Bachstelze, *Motacilla alba*) aufgrund ihres guten Sehvermögens und ihrer Gewandtheit einer Kollision erstaunlich oft aus dem Weg zu gehen.

Fehlberg (1994) registrierte auf einem 85 km langen Abschnitt der Autobahn A2 (Hannover-Berlin), auf der täglich ca. 90.000 Kraftfahrzeugen verkehren, 18,46 überfahrene Wirbeltiere

pro Kilometer und Jahr. Lediglich 2 % der Gesamtfunde waren Großsäuger. 46 % waren mittelgroße Säuger wie Fuchs, Katze, Kaninchen und 53 % Kleinsäuger wie Igel und Mäuse. Da nahezu ausschließlich Schalenwildkollisionen Schäden am Wagen verursachen und zu meist nur diese gemeldet werden, tauchen nach Fehlbergs Erhebungen somit ca. 98 % der verkehrsbedingten Mortalität von Wirbeltieren in den offiziellen Statistiken nicht auf. Dabei ist davon auszugehen, dass das Ausmaß der verkehrsbedingten Mortalität gerade für kleinere und mittelgroße Säugetierarten tiefgreifende populationsökologische Auswirkungen haben kann (Bsp. Dachs [*Meles meles*]; Broekhuizen & Derckx 1996).

4.4 Barrierewirkung von Straßen für Rotwild

4.4.1 Allgemeines zur Barrierewirkung von Straßen für Schalenwild

Zum Schalenwild zählen Arten mit relativ großen Raumannsprüchen. Rotwild wird sogar als typischer Fernwanderer betrachtet (Bützler 1986, Macdonald & Barrett 1993, Holzgang et al. 2001 b; Holzgang et al. 2001 b) und saisonale Wanderungen sind im Leben des Rotwildes von besonderer Bedeutung: Wechsel zwischen Sommer- und Wintereinständen, Feisthirscheinständen und Brunftplätzen (Pegel 2001). Insbesondere in Gebirgsregionen werden ausgeprägte, kilometerweite Wanderungen beobachtet. Bei jungen Männchen lassen sich ab dem zweiten Lebensjahr über hundert Kilometer weite Wanderbewegungen nachweisen⁴ (SGW 1995).

Nach Wölfel & Krüger (1995) sind terrestrische Tiere mit derart großen Lebensraumannsprüchen in zweifacher Hinsicht vom dichter werdenden Straßenverkehr betroffen. Dies liegt zum einen daran, dass die mehrere hundert bis tausend Hektar großen Streifgebiete von entsprechend vielen Straßen durchquert werden können. Zum anderen liegt es daran, dass Schalenwild als Fluchttypus aufgrund seiner Wachsamkeit bzw. Fluchtbereitschaft, den vom Verkehr ausgehenden Lärm- und Lichtbelästigungen auszuweichen versucht. Der Notwendigkeit, eine Straße zu queren, steht dann eine entsprechend hohe Straßenmeidung gegenüber. Dieses Meidungsverhalten wiegt hinsichtlich der ökologischen Auswirkungen einer Straße gegenüber direkten Einflüssen, wie Verlusten durch Kollisionen, weit schwerer (Forman & Alexander 1998, Übersicht bei Holzgang et al. 2000).

Rost & Bailey (1979) zeigten, dass Maultierhirsche (*Odocoileus hemionus*) und Kanadische Rothirsche (*Cervus elaphus canadensis*) Straßen schon ab einer Entfernung von 200 m zu meiden beginnen. Karibus (*Rangifer tarandus*) meiden befahrene Straßen sogar schon ab Entfernungen von 600 m (Murphy & Curatolo 1987).

In Mitteleuropa sind zahlenmäßig vor allem Rehe (*Capreolus capreolus*) von der zunehmenden Verkehrsdichte betroffen (Ueckermann & Olbrich 1984). Müri (1999) konnte zeigen, dass die Wanderdistanz von Rehen in der Schweiz in den letzten zwei Jahrzehnten unter anderem wegen des ansteigenden Straßenverkehrs gesunken ist. In den Jahren 1971 bis 1975 lag der Fundort (tot aufgefundener oder erlegter Tiere) im Schnitt 4,3 km, im Zeitraum 1991 bis 1993 nur noch 0,6 km vom Geburtsort entfernt. Dabei bestand ein Zusammenhang zwischen der Barrieredichte und der Wanderdistanz. Straßen, die übrigens nicht gezäunt waren, Bahnlinien und Siedlungen trennten die Rehpopulationen in weitgehend isolierte Lebensrauminselfen.

4.4.2 Kfz-Verkehrsunfälle

Kfz-Verkehrsunfälle, als direkter und unmittelbarer Barriereeffekt einer Straße, sind beim Rotwild von nachrangiger Bedeutung (Pfister et al. 1997). In Baden-Württemberg belief sich

⁴ Rotwildhomeranges können mehrere hundert bis über tausend Hektar umfassen [Bützler 1986; Macdonald & Barrett 1993; SGW 1995].

der Anteil von Kfz-Wildunfällen an der Rotwildgesamtstrecke im Jahr 2000/2001 auf ca. 2 % (Pegel 2001). Im Gegensatz dazu lag der entsprechende Wert beim Rehwild bei 11 %.

Als Begründung werden verglichen mit Rehwild die räumliche Beschränkung der Rotwildvorkommen und die (z. B.) relativ geringen Populationsdichten angegeben. Dass gemessen an der Gesamtstrecke Unfälle mit Rotwild eher gering bleiben, mag auch daran liegen, dass die Hauptverbreitungsgebiete des Rotwildes zumeist in verkehrsschwachen Regionen liegen (Pegel 2001).

Ein weiterer Grund dafür lässt sich auf den Umstand zurückführen, dass Rotwild zumeist im Sozialverband umherstreift. Querungsversuche mehrerer Tiere sind auffälliger, und das zuerst querende Tier warnt den Verkehr, so dass in der Summe Gruppenquerungen weniger gefahrenreich sind als Einzelquerungen.

4.4.3 Lebensraumzerschneidungen durch Straßen

Der Erhaltung der verbliebenen großen, unzerschnittenen Lebensräume und der Sicherung bzw. Wiederermöglichung von Austauschprozessen zwischen den Lebensräumen kommt für den Rothirsch eine besondere Bedeutung zu (Pegel 2001)⁵.

Da der Rothirsch an Biotopverbundmaßnahmen und Wanderkorridore besonders hohe Ansprüche stellt, wird er von vielen Gutachtern und Planungsträgern je nach Terminologie als Leit-, Ziel-, Weiser-, oder Zeigerart bzw. Biotopskriptor verwendet (Völk et al. 2001, siehe auch Reck 1990).

Bei einer abschließenden Beurteilung der Barrierewirkung einer Straße in Bezug auf Rotwild lassen sich drei Situationen unterscheiden:

1. Eine wenig befahrene Straße (< 10.000 Kfz/Tag) bewirkt im Lebensraum eines Tieres bzw. Population lediglich eine Erhöhung des Mortalitätsrisikos, ohne dass die Straße die Raumbewegungen stark einschränkt. Im folgenden werden daher Straßen mit einem Verkehrsaufkommen von weniger als 10.000 Kfz/Tag nicht weiter berücksichtigt.
2. Eine stark befahrene Straße (> 10.000 Kfz/Tag) kann aufgrund des ausgelösten Meidungs- bzw. Angstverhaltens als Barriere fungieren, so dass jenseitig gelegene Lebensräume u. U. nicht mehr ungehindert genutzt werden können und so populationsökologische Auswirkungen nicht ausgeschlossen werden können. Im folgenden werden daher Straßen ab einer Verkehrsdichte von 10.000 Kfz/Tag in die weiteren Betrachtungen mit einbezogen.
3. Gezäunte Straßen sind für Rotwild als nahezu hermetische Grenze zu betrachten. Sie werden im folgenden, unabhängig von der Verkehrsdichte, als Straßen mit hoher Barrierewirkung betrachtet.

Zwischen diesen Extremen gibt es Übergangsstadien, wobei die konkrete Einschätzung der Barrierewirkung eines bestimmten Straßenabschnitts neben artspezifischer Charakteristika auch die örtlichen Gegebenheiten einbeziehen muss (Reck & Kaule 1993).

⁵ Werden Teillebensräume, die im Jahresablauf des Rotwildes eine besondere Funktion haben, von Barrieren durchschnitten, kann sich als Folge eine unnatürlich hohe Vegetationsbelastung von zwangsläufig ganzjährig beweideten (geschälten) Flächen ergeben und dies zur Erhöhung von Wildschäden führen (Pegel 2001).

5 Situationsanalyse

5.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

5.1.1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsgebietes

Der auf deutschem Gebiet liegende Pfälzerwald und die in Frankreich gelegenen Nordvogesen (Voges du Nord) bilden ein ca. 110 km langes und ca. 40 km breites weitgehend zusammenhängendes Waldgebiet (Stein 2000). Dieser Umstand war einer der Gründe für die Anerkennung des Gebietes als grenzüberschreitendes Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen 1998 durch die UNESCO (Martini 1999)⁶.

Das Biosphärenreservat liegt zwischen den Ballungsräumen Rhein-Neckar, Saarbrücken, Karlsruhe und Straßburg (Abb. 3). Im Süden setzt sich der Mittelgebirgszug lediglich durch die Zaberner Steige unterbrochen in den Mittelvogesen fort. Im Westen bzw. Norden schließen sich die Lothringische Hochfläche bzw. die Saarländisch-Pfälzischen Muschelkalkgebiete an, während es im Osten zum Oberrheingraben hin abfällt. Höchste Erhebung ist der Kalmit mit 673 m über NN südwestlich von Neustadt a. d. Weinstraße.

Mit einer Fläche von 303.000 ha beinhaltet das sich von Südwest nach Nordost erstreckende Biosphärenreservat die größte zusammenhängende Waldfläche Westdeutschlands (Stein 2000). Für diesen Superlativ ist weniger die Fläche als vielmehr die hohe Bewaldungsdichte von 66 % bis 90 % verantwortlich (Mainberger 1987, Weiß 1993).

Auf den sauren, nährstoffarmen, schwach podsoligen, sandigen Braunerden mit dünner Humusaufgabe kommen als natürliche Vegetation Laubmischwald-Gesellschaften der gemäßigten Zone (subatlantisches Klima) vor, insbesondere Hainsimsen-Buchen bzw. Eichen-Buchen-Mischwälder. Zwischen dem 16. und 20. Jahrhundert (zuletzt durch die sog. „Franzosenhiebe“ nach dem 2. Weltkrieg) kam es vielerorts zu Entwaldungen durch großflächige Kahlschläge und Übernutzung. Zur Aufforstung der nachfolgend oftmals devastierten Böden setzte man häufig Kiefern- und Douglasien-, bei ausreichender Wasserversorgung auch Fichten ein (Stein 2000, Tab. 3). In den Vogesen finden sich neben größeren Kieferwäldern vielfach auch noch Buchen-Tannenwälder (Abieti-Fagetum).

Tab. 3: Waldzusammensetzung im Pfälzerwald
(Quelle [2002]: Internetseite des Ministeriums für Umwelt und Forsten)

Waldzusammensetzung im Pfälzerwald	
Kiefer	49 %
Buche	20 %
Fichte	11 %
Eiche	8 %

⁶ Im Folgenden wird zur Beschreibung des Untersuchungsgebietes kurz der Begriff „Biosphärenreservat“ verwendet.

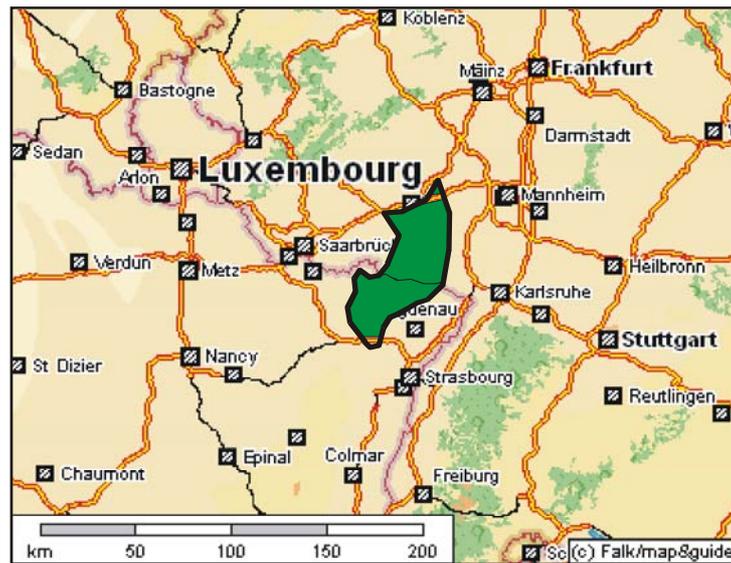


Abb. 3: Lage des Biosphärenreservats “Pfälzerwald-Nordvogesen”

5.2 Verkehrssituation im Pfälzerwald und Nordvogesen

5.2.1 Überblick über das Kfz-Verkehrsnetz und seine Fragmentierungswirkung in Rheinland-Pfalz

Zwischen 1990 und 1999 stieg in Rheinland-Pfalz der Pkw-Bestand von 1,86 auf 2,21 Millionen Fahrzeuge (Zuwachs 19 %, Zuwachs im Bundesdurchschnitt 16 %;⁷ Quelle: Landesverkehrsprogramm Rheinland-Pfalz 2000). Dem hohen PKW-Bestand steht ein entsprechend dichtes Verkehrsnetz von nahezu 1 km Straßennetz pro Quadratkilometer Landesfläche gegenüber, so dass nur wenige Naturräume von Zerschneidungs- und Fragmentierungseffekten unberührt bleiben.

Lassen (1979 und 1987) untersuchte vor diesem Hintergrund erstmals 1977 und ein zweites Mal 1987 das Vorkommen sogenannter „unzerschnittener verkehrsarmer Räume“, kurz (UVR). Als UVR werden Gebiete mit einer Mindestfläche von 100 km² bezeichnet, die nicht durch Autobahnen, Hauptverkehrsstraßen und auch Eisenbahnstrecken⁸ durchquert werden und in denen „eine Tageswanderung unternommen werden kann, die vom Verkehr weder akustisch noch visuell beeinträchtigt wird“ (Lassen 1979).

Job (2000) setzte diesen Ansatz 1997 in Bezug auf Rheinland-Pfalz fort und gibt den Anteil „unzerschnittener verkehrsarmer Räume“ mit einer Mindestfläche von 100 km² mit 6 % der Landesfläche an (Tab. 4). Interessant ist, dass selbst in Großschutzgebieten, wie in dem deutschen Teil des Biosphärenreservats Pfälzerwald-Nordvogesen oder den Naturparken Nord- und Südefel, die immerhin 23,2 % der Landesfläche einnehmen, der Flächenanteil unzerschnittener Verkehrsräume nur 9,5 % ausmacht (Job 2000).

⁷ Zunahme des Verkehrsaufkommen Autobahnen 22 %, Bundesstraßen 24 %, Landesstraßen 12 %

⁸ Im Betrachtungsraum Pfälzerwald-Nordvogesen verlaufen Straßen- und Bahnstrecken nahezu ausschließlich parallel

Tab.4: Entwicklung des Anteils „unzerschnittener verkehrarmer Räume (UVR)“ am Beispiel des Landes Rheinland-Pfalz zwischen 1977 und 1997.

UVR-Definition: keine Querung durch Autobahnen, Hauptverkehrsstraßen oder Eisenbahnstrecken, Mindestfläche: 100 km²

Quelle: Lassen (1987); Job (2000).

Jahr	Landesfläche	Summenfläche UVR	Anteil UVR
1977	19847,2 km ²	2989,3 km ²	15 %
1987	19847,2 km ²	2773,6 km ²	14 %
1997	19847,2 km ²	1248,12 km ²	6 %

5.2.2 Erhebung der Verkehrsdichte und der Kfz-Wildunfälle im Pfälzerwald und Nordvogesen

Informationen zum Verkehrsaufkommen wurden aufgrund der unterschiedlichen nationalen Zuständigkeiten des Untersuchungsgebietes auf zweierlei Weise gewonnen:

Das Verkehrsaufkommen im *deutschen Teil des Biosphärenreservates*, dem Pfälzerwald, wurde Kartenmaterial entnommen (Maßstab der Kopie 1 : 166.000, Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz). Darin werden abschnittsweise die Tagessummen der Verkehrsstärken aus dem Jahr 2000 für Autobahnen, Bundes-, Landes- und Kreisstraßen dargestellt (Quelle: Verkehrsstärken für Bundesfern- und Landesstraßen 2000; Verkehrsstärken Kreisstraßen 2000; Hrsg. Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz in Koblenz).

Zusätzlich wurden polizeilich gemeldete *Wildunfälle* im Maßstab 1 : 25.000⁹ im gesamten Bereich des Pfälzerwaldes für die Jahre 1997 bis 2001 ausgewertet (Quelle: Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz in Koblenz). Nach Schätzungen der Behörde werden jedoch ca. 10 % aller Wildunfälle mit größeren Säugetieren dabei nicht erfasst. Eine Unterscheidung nach Tierarten erfolgt nicht. Zusätzlich erfolgte daher eine Befragung der Forstämter, zu vermehrt auftretenden Wildunfällen mit Schalenwild in den letzten 5 Jahren.

Das Verkehrsaufkommen im *französischen Teil des Biosphärenreservates*, den Nordvogesen, wurden von der Straßenverwaltung (Direction Régionale de l'Équipement, du Logement et des transports - Alsace) telefonisch bzw. per e-mail für die Straßen A 4 (Phalsbourg - Schwindsheim), N 62 (Grenze Dep. Moselle - Niederbronn), D 919 (Tieffenbach - Ingwiller) und D 3 (Obersteinbach-Wissembourg) mitgeteilt. Mit diesen Straßenabschnitten wurden alle stärker befahrenen Verkehrsträger in den Nordvogesen erfasst.

5.2.3 Trassenübersicht

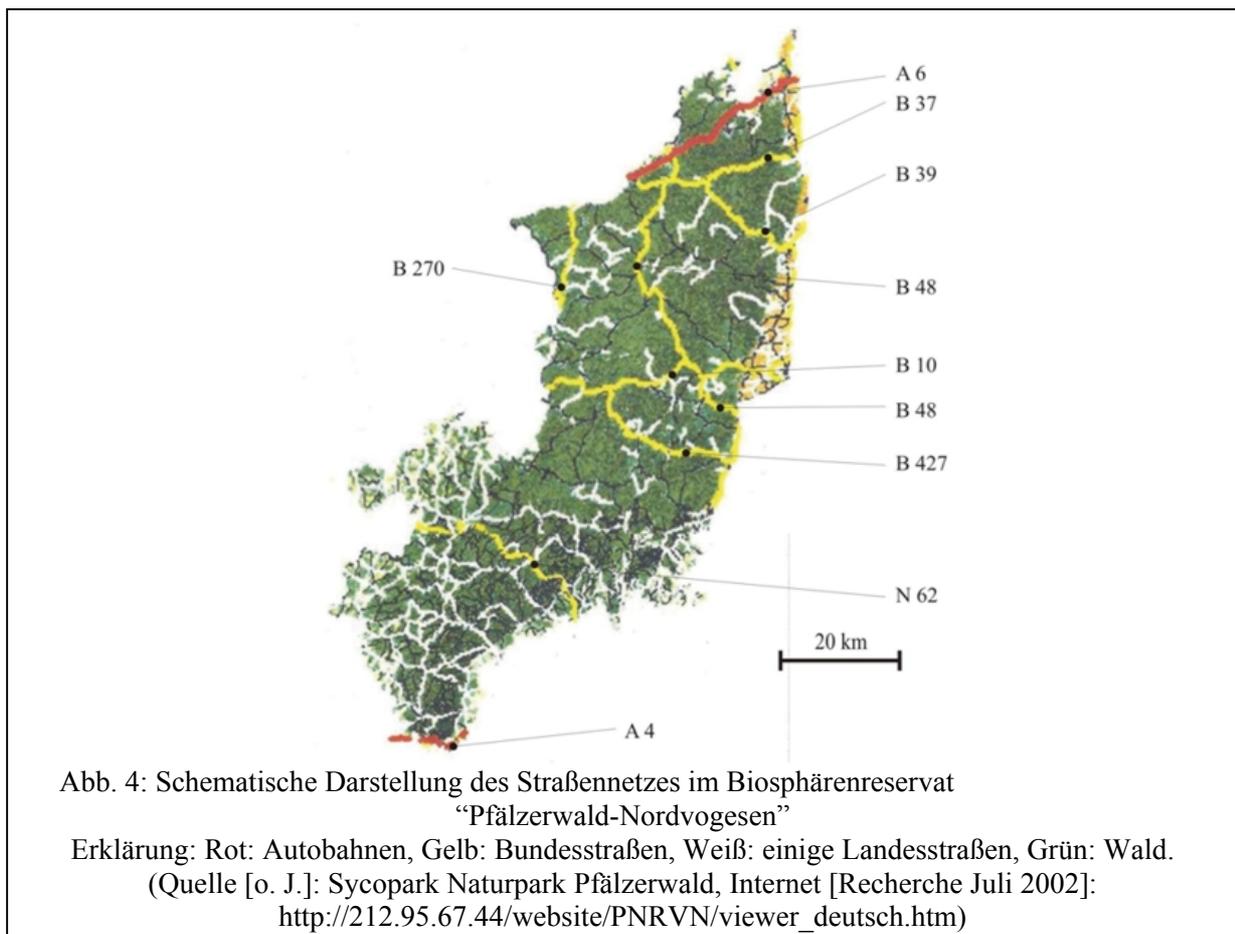
Im Schnittpunkt der Ballungsräume Rhein-Neckar, Saarbrücken, Karlsruhe und Straßburg schiebt sich keilförmig das Waldgebiet der Nordvogesen und des Pfälzerwaldes. Damit liegt ein weitgehend siedlungsarmer aber wildreicher Mittelgebirgszug zwischen intensiv genutzten und dicht besiedelten Tiefländern. Die großen Ost-Westverbindungsstrassen umgehen das Bergland weitestgehend z.B. im Norden im Bereich der Westricher Niederung (A 6 Mann-

⁹ TK 25 Rechtecks 6411 (NW), 6415 (NO), 6911 (SW) und 6915 (SO)

heim-Saarbrücken und B 40 Mainz-Kaiserslautern) und im Süden (A 4 Straßburg - Paris) entlang der Saverner Steige (Abb. 6).

Im Biosphärenreservat beschränken sich Verkehrsaufkommen von mehr als 1.000 Kfz / Tag auf Landesstraßen/Departemental, Bundesstraßen/Route national und die Autobahnen/Autoroute (siehe Anhang Tab. 1). Insgesamt sieben Straßenabschnitte zeigen hohe Verkehrsaufkommen von ≥ 10.000 Kfz/Tag (Tab. 5; Abb. 4 und 5). Bis auf die A 4, welche die Südspitze der Nordvogesen schneidet, liegen alle stark befahrenen Straßenabschnitte auf deutschem Gebiet. Diese Abschnitte sind jedoch meist nur wenige Kilometer lang und liegen in unmittelbarer Nähe größere Siedlungskomplexe. Lediglich die A 6 und B 10 zeigen auf 30 km bzw. 40 km Länge über den gesamten Verlauf durch den Pfälzerwald durchgehend hohe Verkehrszahlen (Abb. 5).

Verkehrsschutzzäune befinden sich im Untersuchungsgebiet entlang der beiden Autobahnen und entlang der B 10 zwischen Annweiler und Rinnthal. Die B 10 verläuft in diesem Bereich teilweise unterirdisch. Die Verkehrsschutzzäune befinden sich dann jeweils zwischen den einzelnen Tunnelstrecken.



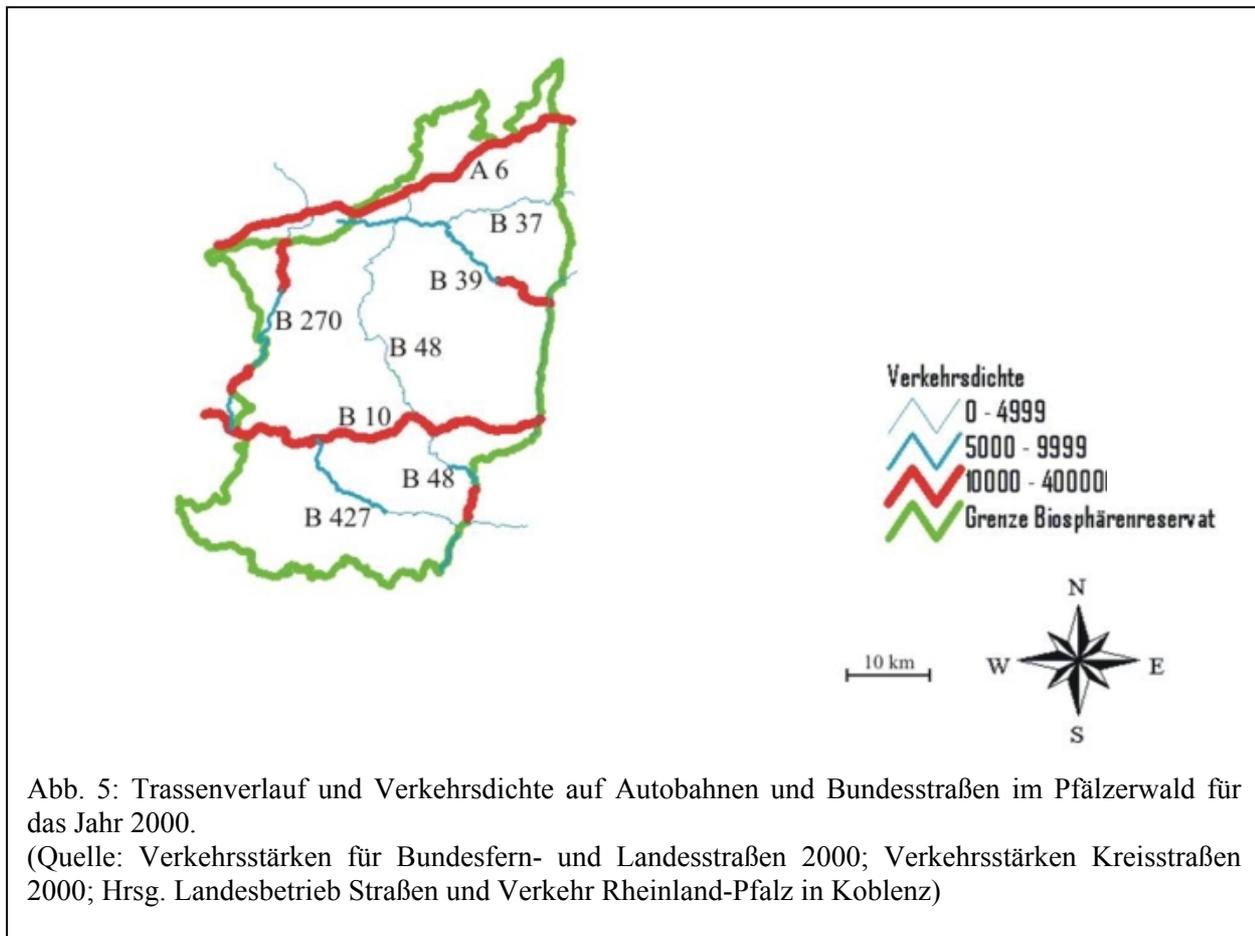


Abb. 5: Trassenverlauf und Verkehrsdichte auf Autobahnen und Bundesstraßen im Pfälzerwald für das Jahr 2000.

(Quelle: Verkehrsstärken für Bundesfern- und Landesstraßen 2000; Verkehrsstärken Kreisstraßen 2000; Hrsg. Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz in Koblenz)

Tab. 5: Straßenabschnitte mit Verkehrsdichte von ≥ 10.000 Kfz/Tag im Pfälzerwald/Nordvogesen. Werte geordnet nach Verkehrsdichte.

Straßentyp	Abschnitt	Länge (km)	Verkehrsdichte Kfz/Tag
A 6	Grünstadt - Kaiserslautern	30	39.045
A 4	Phalsbourg - Saverne	4	22.839
B10	Pirmasens - Landau	40	14.168 - 18.784
B 270	Waldfischbach - Pirmasens Nord Höhe Rodalben	4	14.992
B 270	Kaiserslautern - Einmündung L 500 Höhe Krickenbach	7	12.776
B 39	Lambrecht - Neustadt a.W.	8	10.000
B 48	Klingenmünster - Bad Bergzabern	4	10.000

5.2.4 Zur Häufigkeit von Kfz-Wildunfällen im Pfälzerwald

Der Landesbetrieb Straßen und Verkehr (LSV) Rheinland-Pfalz in Koblenz registriert im Bereich des Pfälzerwaldes auf Autobahnen, Bundesstraßen und Landstraßen jährlich ca. 350 Wildunfälle (LSV briefl.). Da keine Unterscheidung nach Tierarten erfolgt, ist eine Abschätzung des straßeninduzierten Mortalitätsrisikos für Schalenwild insbesondere für Rotwild nicht möglich. Nach Angaben der Forstämter kamen jedoch im Pfälzerwald und der unmittelbaren Umgebung in den letzten fünf Jahren durchschnittlich ca. 10 Rotwildindividuen pro Jahr

durch Verkehrskollisionen ums Leben. In den Kerngebieten des Rotwildbewirtschaftungsbezirks werden nach Befragungen der Forstämter ca. 75 % aller Rotwild-Kfz-Unfälle registriert. Dabei bestätigte sich auch im Pfälzerwald die Regel, dass nur bei weniger stark befahrenen Straßenstrecken die Wildunfälle mit dem Verkehrsaufkommen ansteigen. Spitzenreiter ist die B 427 zwischen Hinterweidenthal und Busenberg mit über zwei registrierten Wildunfällen pro Kilometer und Jahr. Dort wurden im Jahr 2000 täglich 7515 Kfz gezählt.

Straßen wie die B10 werden hingegen ganz offensichtlich aufgrund ihres hohen Verkehrsaufkommens von ca. 20.000 Kfz pro Tag und mehr von den Tieren gemieden, so dass selbst in Bereichen hoher Schalenwildvorkommen (Pirmasens - Hinterweidenthal) kaum mehr als ein Wildunfall pro Straßenkilometer und Jahr registriert wurde.

Verkehrsschutzzäune reduzierten die Häufigkeit von Wildunfällen. Auf der B 10 zwischen Hinterweidenthal und Rinnthal wurden mit ca. 15.000 Kfz/Tag ohne Zäunung im Jahr zwischen 1997 und 2001 0,79 Kfz-Wildunfälle registriert, auf dem sich anschließenden gezäunten Teilstück zwischen Rinnthal und Annweiler bei gleichem Verkehrsaufkommen im gleichen Zeitraum 0,37 Kfz-Wildunfälle pro Kilometer und Jahr (Abb. 7). Ein völliges Verhindern von Wildunfällen entlang dieses Abschnitts ist nicht zu erwarten, da bei derartig kurzen Trassenabschnitten ein Einwechseln von Wild über die offenen Zaunenden möglich ist. Über den Zustand der Zauns und damit über seine effektive Sperrwirkung liegen keine Informationen vor.

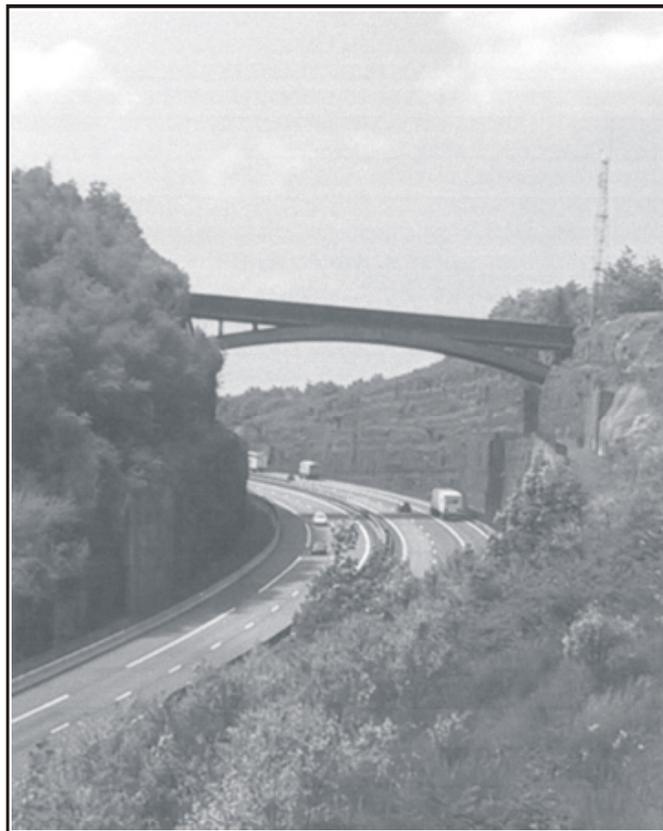


Abb. 6: Ansicht einer Straße mit sehr hoher Barrierewirkung: Die A 4 Straßburg-Paris im Bereich der Saverner Steige. Die hohe Barrierewirkung gründet neben dem hohen Verkehrsaufkommen von 23.000 Kfz / Tag, vor allem auf der Trassenzäunung. Die dort installierte Wildbrücke ist nach Aussagen des ONCFS mit 7 m Breite zu schmal, um von Großsäugern wie Rotwild angenommen zu werden. Sie ist allerdings nach Aussage des ONCFS ohnehin seit Jahrzehnten gesperrt (Foto F. Wecker, 2002).

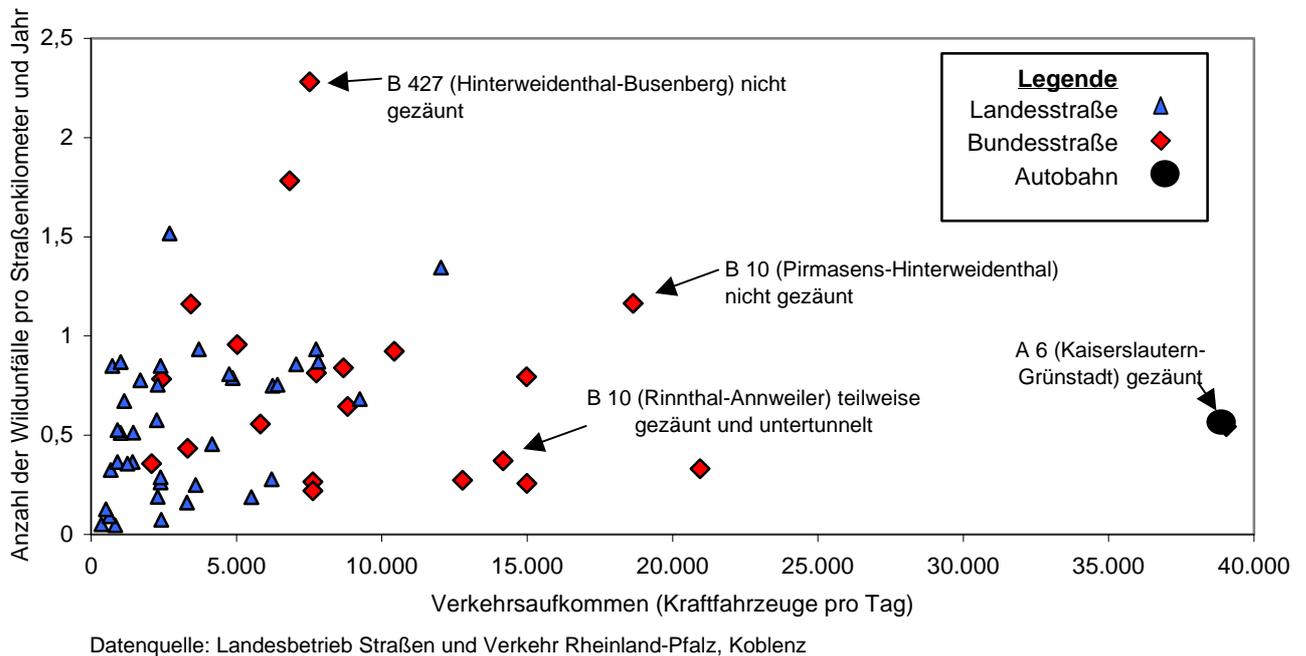


Abb. 7: Abschnittsweise Darstellung der Aufkommens von polizeilich registrierten Kfz-Wildunfällen auf Autobahnen, Bundesstraßen und Landesstraßen des Pfälzerwaldes zwischen 1997 und 2001 (Quelle: Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz, Koblenz).

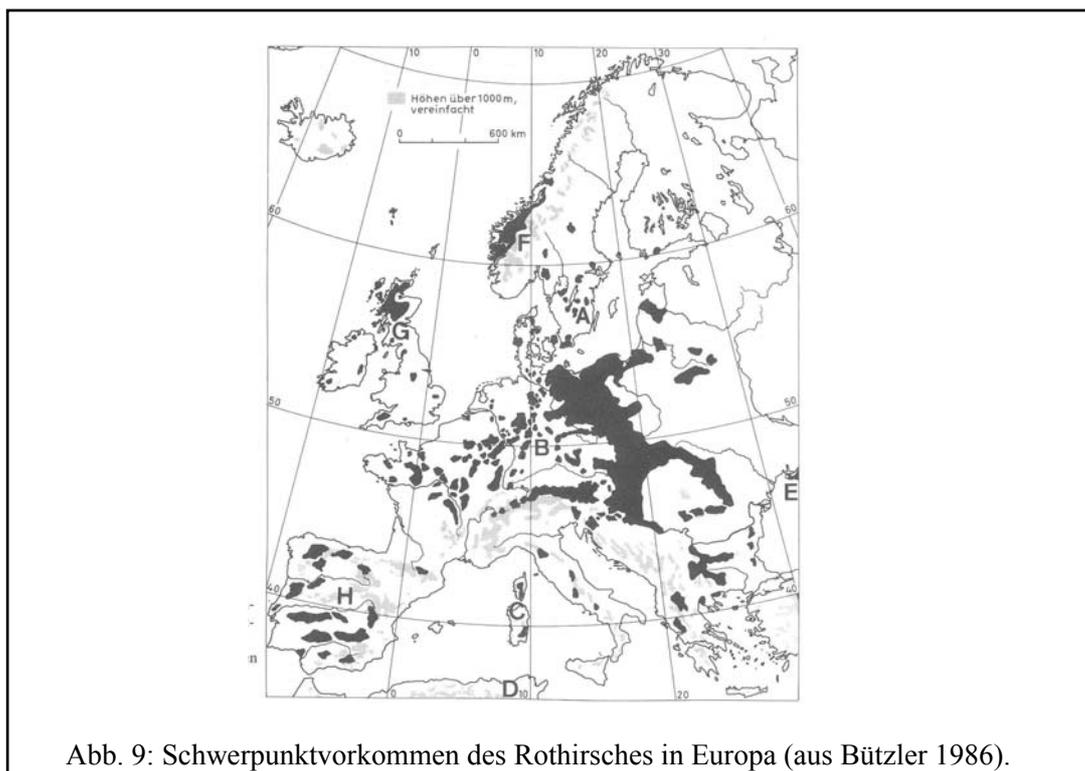
5.3 Rotwildvorkommen im Pfälzerwald und Nordvogesen

5.3.1 Rotwildvorkommen im Pfälzerwald

23 Unterarten des Rotwilds werden in Europa, Asien, Nordamerika und Nordafrika unterschieden (Corbet & Ovenden 1982, Bützler 1986; Abb. 8). Rotwild besiedelt sowohl offene Landschaften als auch geschlossene Wälder. Bevorzugt wird eine ganzjährig verfügbare Mischung aus Deckung bietenden Einständen mit hoher Vegetation und offenen, wiesenartigen Äsungsflächen (Bützler 1986). Europaweit ist das Verbreitungsgebiet des Rothirsches in den letzten 200 Jahren um 90 % zurückgegangen (Georgii 2001). Die Rotwildvorkommen in Deutschland beschränken sich auf 140 voneinander getrennte Gebiete, deren Areal zusammen ein Siebtel der Landesfläche ausmacht (Georgii 2001, Abb. 8). Diese verbliebenen Teilvorkommen sind in Deutschland bzw. Rheinland-Pfalz derzeit nicht gefährdet (Schröder & Gehendges 2000).

In Frankreich kommt Rotwild ebenfalls in verschiedenen, voneinander getrennten Schwerpunktgebieten z. B. in den Pyrenäen, Korsika und in Zentralfrankreich vor (Abb. 9)

Der Rothirsch kommt in Rheinland-Pfalz noch in 13 größeren zusammenhängenden Waldgebieten, schwerpunktmäßig in der Eifel, dem Westerwald, dem Hunsrück und dem Pfälzerwald vor (Oloff 1952; Heuell 1976, Schröder & Gehendges 2000, siehe auch Bützler 1986). Obwohl Rotwild dort in Form sogenannter Rotwildbewirtschaftungsbezirke (Schröder & Gehendges 2000) geduldet wird (19 % der Landesfläche), kommt es auch außerhalb, in so-



sogenannten „rotwildfreien“ Gebieten als Wechselwild in unterschiedlicher Häufigkeit vor. Die Gesamtzahl an Rotwild beläuft sich nach offiziellen Angaben in Rheinland-Pfalz in den Rotwildgebieten schätzungsweise auf etwa 6.000 – 9.000 Individuen (Quelle [o. J.]: Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz, Internetadresse [Juli 2002]: <http://www.wald-rlp.de/1natur.htm>).

Das Rotwildvorkommen im *Pfälzerwald* beschränkt sich im wesentlichen auf das Gebiet des dortigen Rotwildbewirtschaftungsbezirks und damit auf eine Fläche von 62.800 ha nördlich der B 10 (Schröder & Gehendges 2000).

Im Rotwildbewirtschaftungsbezirk wurden bei einer angestrebten Frühjahrsdichte von 1,5 Ind. / 100 ha im Kerngebiet (18.700 ha) und 0,75 Ind. / 100 ha im Randgebiet (44.100 ha) in den letzten fünf Jahren im Mittel 222 Stück erlegt. Außerhalb des offiziellen Rotwildgebietes kommt Rotwild ebenfalls zumeist als Wechselwild im Pfälzerwald vor. Dort wurden in den letzten fünf Jahren im Mittel 92 Tiere erlegt (siehe Anhang Tab. 2). 84 % der Rotwildstrecke in rotwildfreien Gebieten wurde auf Staatsflächen erzielt, ein Großteil, nämlich 62 %, allein im Forstamt Eppenbrunn (ca. 6.000 ha). Für dieses „rotwildfreie“ Forstamt wird nach Mitteilung der dortigen Forstverwaltung eine Rotwildsdichte von 0,5 Ind. / 100 ha geschätzt.

Der Frühjahrsbestand im Rotwildgebiet nördlich der B 10 beläuft sich nach Angaben des Hegerings auf ca. 600 – 630 Individuen (Quelle: ZdF, Neustadt, Schall briefl.) bzw. inklusive der Bestände im Forstamt Eppenbrunn und in anderen rotwildfreien Gebieten auf schätzungsweise ca. 700 Individuen. Derzeit liegen noch keine genaueren Populationsschätzungen zu den Rotwildbeständen vor.

5.3.2 Rotwildvorkommen in den Nordvogesen

In den Vogesen befindet sich neben einigen Gebieten in den Pyrenäen, Korsika und in Zentralfrankreich eines der französischen Schwerpunktorkommen des Rothirsches.

Der Bestand des Rothirsches in den Vogesen wurde 1986 auf 8.000 – 10.000 Individuen geschätzt (Lang & Klein 1997) und gehörte damit zu den größten autochtonen Populationen Zentraleuropas. In den 70er Jahren ließen sich vier Teilbestände voneinander abgrenzen: Gérardmer, Barr Ste-Odile, Donon und Nordvogesen. Nach vorübergehender Ausrottung des Rothirsches in den Nordvogesen wurden diese mit Tieren aus den Donon-Gebiet wiederbesiedelt (Lang & Klein 1997).

Nach Lang & Klein (1997) umfasst heute der durch die A4 Paris-Straßburg mittlerweile „isolierte Rotwildbestand der Nordvogesen“ 800 – 1.000 (1.500 nach F. Klein, mündl.) Rothirsche mit einer Dichte von 2,5 Individuen / 100 ha. Schwerpunktorkommen sind La Petite Pierre, Reipertswiller/Bearenthal, Bitch (F. Klein, mündl.).

5.3.3 Rotwild-Metapopulation Pfälzerwald/Nordvogesen

Aufgrund der naturräumlichen Einheit des weitgehend geschlossenen Waldgebietes von Pfälzerwald und Nordvogesen und aufgrund der für Rothirsche relativ geringen Entfernungen zwischen den genannten Vorkommen, ist davon auszugehen, dass die Bestände zu einer gemeinsamen Metapopulation gehören (siehe Suchant & Baritz 2001; Arbeitsgemeinschaft Rotwild/Deutschland briefl.). Diese Metapopulation würde nach den obigen Schätzungen zwischen 1.400 und 2.200 Individuen umfassen.

5.4 Barrierewirkung von Straßen für Rotwild im Pfälzerwald und Nordvogesen

5.4.1 Überblick zur Barrierewirkung von Straßen für Rotwild im Pfälzerwald und Nordvogesen

Nach den bisherigen Darstellungen zur allgemeinen Barrierewirkung von Straßen und zum Verkehrsnetz im Pfälzerwald und Nordvogesen (siehe 5.2, Seite 19) ist davon auszugehen, dass vor allem von der *Bundesstraße 10* zwischen Pirmasens und Landau eine Barrierewirkung ausgeht. Dies liegt zum einen an dem bereits heute durchgehend hohen Verkehrsaufkommen dieses Abschnitts von ca. 20.000 Kfz pro Tag und zum anderen am Verlauf der

Trasse entlang der Südgrenze des Hauptrotwildvorkommens im Pfälzerwald. Damit liegt die B 10 genau zwischen diesem und den weiter südlich gelegenen Rotwildbeständen an der französischen Grenze und in den Nordvogesen.

Allerdings ist angesichts von Meldungen über Rotwildunfälle und Sichtungen von Rotwild entlang der B 10 davon auszugehen, dass ein Individuenaustausch zwischen den nördlichen und südlichen Populationen statt findet. Der Metapopulationsverbund (siehe 5.3.3) ist derzeit daher trotz des hohen Verkehrsaufkommens vermutlich nicht unterbrochen.

Nach Darstellung des rheinland-pfälzischen Verkehrsministerium ist jedoch die B 10 "neben der A 6 die wichtigste West-Ost-Verbindung in der Pfalz und das Bindeglied zwischen der A 8 im Westen und der A 65 / A 61 im Osten"(Pressemitteilung MWVLW 10.10.2000). Prognosen des Ministeriums zufolge wird in den nächsten 15 Jahren der Verkehr auf der B 10 von derzeit maximal 30.000 auf 48.000 Kraftfahrzeuge pro Tag ansteigen, so dass ein Ausbau der Strasse unumgänglich ist¹⁰. Da damit eine deutliche Verstärkung des Barriereeffekts verbunden wäre, soll die B 10 im nachfolgenden Abschnitt 5.4.3 (Seite 28) genauer betrachtet werden.

Für alle anderen Straßenabschnitte im Pfälzerwald und den Nordvogesen ist nach dem derzeitigen Wissenstand nicht davon auszugehen, dass von ihnen eine Barrierewirkungen für die Rotwildbestände im Pfälzerwald/Nordvogesen ausgeht (siehe auch Tab 5, Seite 20). Dies soll im einzelnen begründet werden:

1. Die Autobahn 6 zeichnet sich zwar durch noch höhere Verkehrszahlen als die B 10 und obendrein durch eine durchgehende Verkehrsschutzzaunung aus, so dass hier in jedem Fall eine maximale Barrierewirkung für Rotwild vorliegt, sie verläuft aber nördlich der wesentlichen Rotwildvorkommen von Pfälzerwald und Nordvogesen. Sie bewirkt daher eine Abgrenzung zu den weiter nördlich gelegenen Vorkommen z.B. im Hunsrück. Ihre Barrierewirkung wird aber für das Rotwild innerhalb des Biosphärenreservats aufgrund des peripheren Trassenverlaufs hier nicht weiter betrachtet.
2. Gleiches gilt für die A 4 im Süden. Sie trennt aufgrund ihrer Randlage innerhalb der Nordvogesen, das Rotwild von den Mittelvogesen (Land & Klein 1997). Eine dort installierte Wildbrücke ist wie bereits erwähnt wegen der Schweinepest seit Jahrzehnten gesperrt (ONCFS, F. Wecker, mündl.). Ihre Barrierewirkung wird aber für das Rotwild innerhalb des Biosphärenreservats aufgrund des peripheren Trassenverlaufs hier nicht weiter betrachtet.
3. Die übrigen deutschen bzw. französischen Bundesstraßen bleiben derzeit ohne populationsbiologisch relevante Trennwirkung für Rotwild, da sie barrierewirksame Verkehrsdichten, wenn überhaupt nur auf kurze Strecken in unmittelbaren Nähe der randständigen Siedlungszentren aufweisen.

¹⁰ Die zunehmenden Verkehrsdichten und die wachsende Bedeutung der Wirtschaftsschwerpunkte an Rhein und Saar und des internationalen Transitverkehrs intensivieren den Druck auf eine belastbare Direktverbindung quer durch den Pfälzerwald (Beeger & Wenner 1987). Ein Gedanke, der bereits 1968 im Rahmen der Raumordnung und Landesplanung mit der Absicht eine Bundesautobahn von Pirmasens nach Karlsruhe (A 76, später A 8) zu bauen, konkrete Formen annahm.

Das A8-Projekt wurden 1980 von der Bundesregierung im Rahmen des Bedarfsplanes für den Bundesfernstraßenbau als „noch nicht entscheidungsreif“ eingestuft (Beeger & Wenner 1987). Alternativ sollte der Ausbau des bereits bestehenden Verkehrsnetzes zum Auffangen der zunehmenden Verkehrsmengen überprüft werden. Seit dem geraten der Abschnitt der Bundesstraßen 10 zwischen Pirmasens-Landau (alternativ oder zusätzlich auch der Abschnitt der B 427 zwischen Hinterweidenthal und Bad Bergzabern) verstärkt ins Visier der Planungsbehörden und in die öffentliche Diskussion (Anonymus 2002).

5.4.2 Barrierewirkung durch Verkehrsschutzzäune

Verkehrsschutzzäune existieren im Bereich des Pfälzerwaldes-Nordvogesen derzeit lediglich entlang der A6 und Teilen der B 10 zwischen Rinntal und Annweiler. Generell muß dort mit einer hohen Barrierewirkung für Schalenwild gerechnet werden.

Eine weitere Einrichtung von Verkehrsschutzzäunen wird angesichts ansteigender Verkehrsaufkommen in Gebieten mit hoher Schalenwildsdichte insbesondere in Bereichen vier-spuriger Trassenführungen für sinnvoll erachtet (Wildschutzzäun-Richtlinie 1985; LSV Dahn, mündl. Mitteilung). Dies gilt auch für den Verlauf der B10 durch den Kernbereich des Pfälzerwaldes. Die damit einhergehende hohe Barrierewirkung hätte für den Biotopverbund im Biosphärenreservat die dargelegten absehbaren Folgen.

5.4.3 Zusammenfassende Beurteilung der Barrierewirkungen der Bundesstraße 10

Im Verlauf der B 10 zwischen Pirmasens und Landau gibt es vier Abschnitte mit unterschiedlicher Barrierewirkung. Berücksichtigt man für eine genauere Einschätzung nicht nur den Status quo, sondern auch Prognosen zur Verkehrsentwicklung (Abb. 10) und bereits planfestgestellte und beabsichtigte Ausbaumaßnahmen, ist vor allem zwischen Walmersbach und Rinntal ein Abschnitt mit sehr hoher Barrierewirkung für Rotwild zu erwarten (Schema siehe Abb. 11).

Eine abschnittsweise Darstellung ergibt folgende Einschätzung:

- | | |
|-----------------------------|---|
| Abschnitt 1: | Zwischen <i>Waldfriedhof und Walmersbach</i> führt die B 10 zwar bereits durch bewaldete Gebiete, Rotwildquerungen sind hier jedoch, da außerhalb des Hauptrotwildvorkommens, nach Aussage des Forstamtes Pirmasens (Kremer mündl.) selten zu beobachten. Hinzu kommt, dass derzeit im planfestgestellten Bauabschnitt Münchweiler-Walmersbach eine Aufständigung der Trasse im Bereich der Anschlussstelle Ständenhof über eine Länge von 60 Metern errichtet wird. Im Falle einer wildgerechten Gestaltung und entsprechenden Anbindung der Anlage an die umliegenden Habitate ist eine Unterquerung durch Wildtiere nicht auszuschließen. |
| Länge: 8 km | |
| Verkehr: | 20.000 Kfz/Tag |
| Barriereeffekt für Rotwild: | mittel |
| Abschnitt 2: | Zwischen <i>Walmersbach und Rinntal</i> verläuft die B 10 bereits entlang der Südgrenze des Rotwildgebietes. Insbesondere im Bereich des Walmersbrunnens einen Kilometer westlich der Abzweigung Salzwoog sind nach Aussage der Forstämter Pirmasens und Merzalben vermehrt Rotwild-, aber auch Schwarzwild- und Rehwildunfälle, beobachtet worden (K.Albert briefl, Kremer mündl). Ähnliche Beobachtungen sind westlich von Rinntal vor Wilgartswiesen gemacht worden (Kremer mündl.). Die ansteigenden Verkehrszahlen und die erwähnten Ausbaupläne, die beispielsweise eine durchgehend vierspurige Trasse vorsehen, werden in diesem Bereich nach den bisherigen Darstellungen einen hohen Barriereeffekt für Rotwild und anderer Arten darstellen. |
| Länge: 17 km | |
| Verkehr: | 15.000 Kfz/Tag |
| Barriereeffekt für Rotwild: | hoch |
| Abschnitt 3: | Zwischen Rinntal und Landau verläuft die B 10 zunächst bis Annweiler teilweise durch Tunnel. Im Anschluss Richtung Landau verläuft sie wieder durchgehend oberirdisch und durchquert allmählich immer offenere Gebiete im Übergang zum Oberrheingraben. Das offizielle Rotwildgebiet wird ab Annweiler nicht mehr durchkreuzt. Ob Rotwild als Wechselwild oder andere Tierarten die Tunnelstrecken als Querungsmöglichkeiten nutzt, ist dem Verfasser jedoch nicht bekannt. |
| Länge: 15 km | |
| Verkehr: | 25.000 Kfz/Tag |
| Barriereeffekt für Rotwild: | gering |

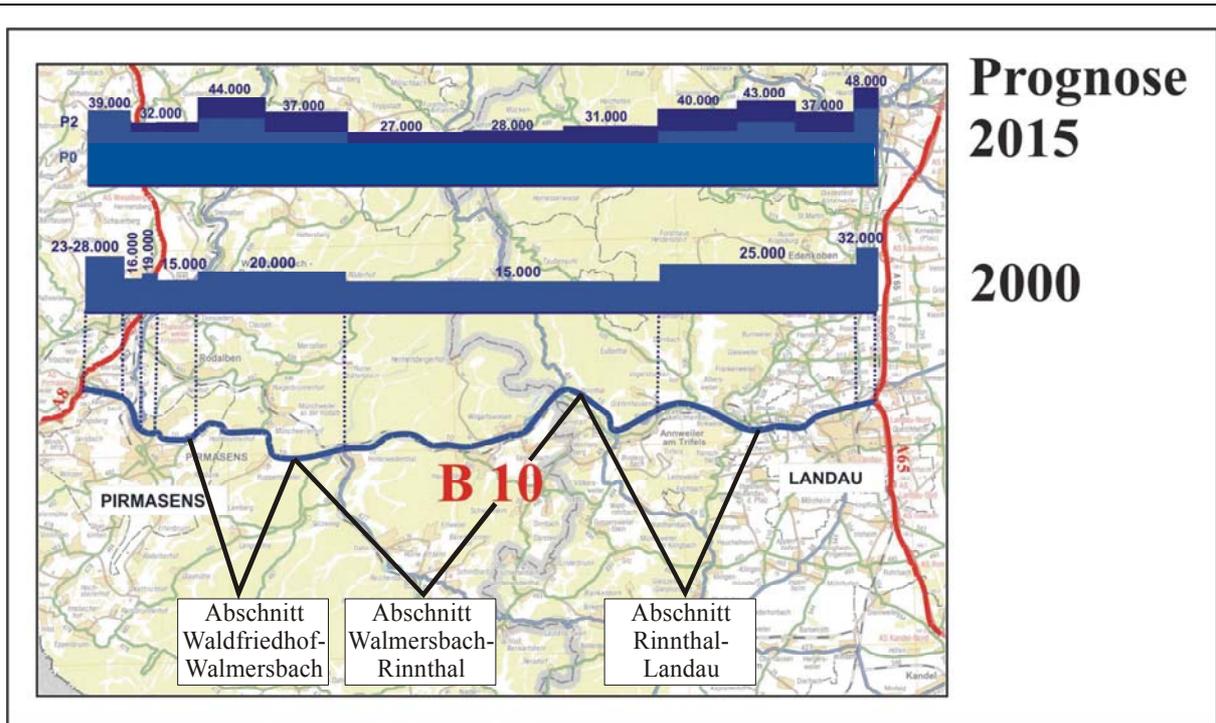


Abb. 10: Verkehrsdichteprognosen für die Bundesstraße B 10 (in Kfz / Tag).
Quelle: LSV Kaiserslautern

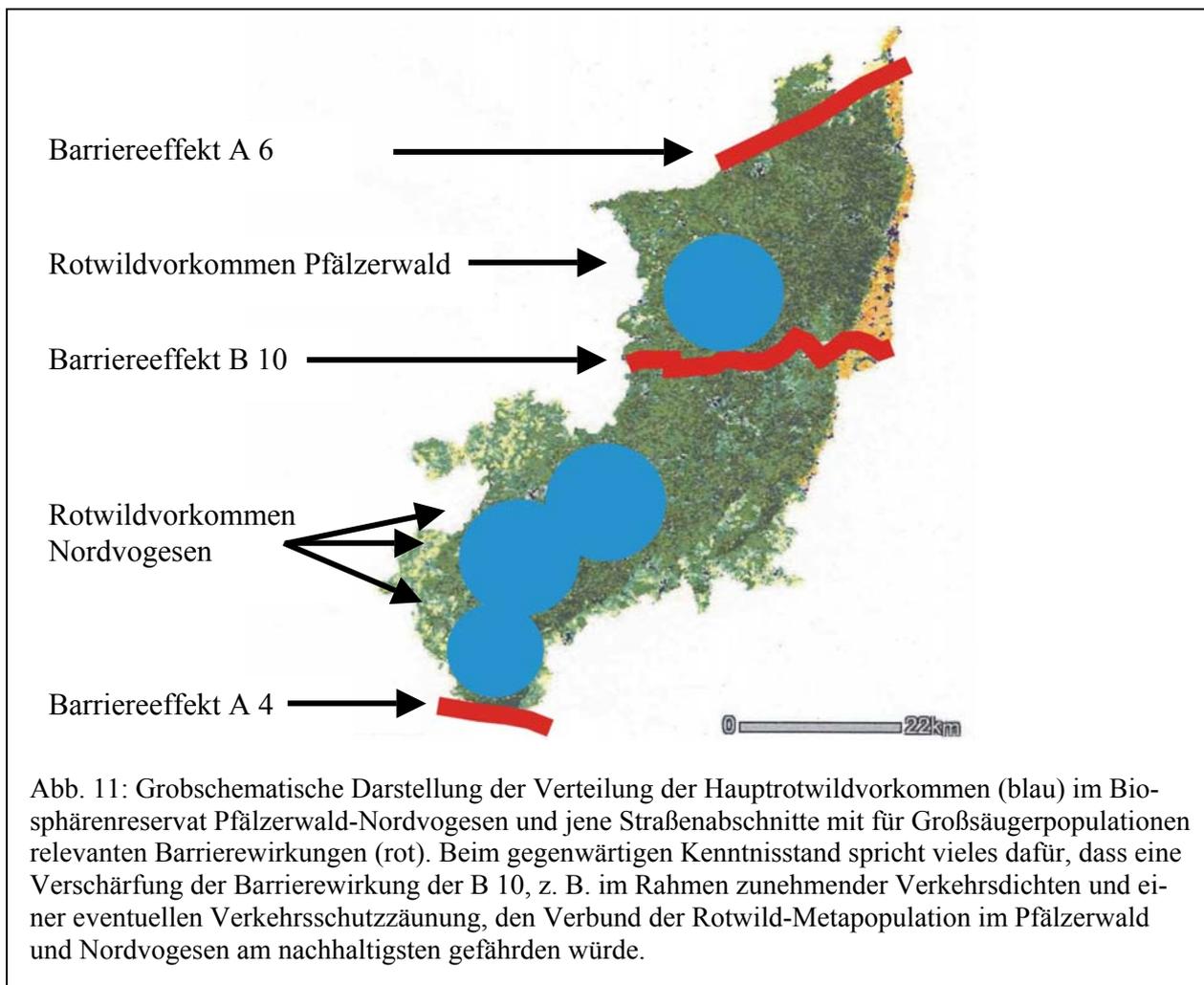


Abb. 11: Grobschematische Darstellung der Verteilung der Hauptrotwildvorkommen (blau) im Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen und jene Straßenabschnitte mit für Großsäugerpopulationen relevanten Barrierewirkungen (rot). Beim gegenwärtigen Kenntnisstand spricht vieles dafür, dass eine Verschärfung der Barrierewirkung der B 10, z. B. im Rahmen zunehmender Verkehrsdichten und einer eventuellen Verkehrsschutzzäunung, den Verbund der Rotwild-Metapopulation im Pfälzerwald und Nordvogesen am nachhaltigsten gefährden würde.

6 Handlungsempfehlungen und Forschungsansätze

6.1 Zur Verringerung der Barrierewirkung von Straßen für Rotwild

Die Minderung von Eingriffen des Straßenbaus in Natur und Wildtierlebensräume ist sicherlich eine der größten Herausforderungen an eine zeitgemäße Verkehrspolitik (Georgii et al. 2002) und wird von dieser in jüngster Zeit auch offensiv vertreten. So misst das rheinland-pfälzische Verkehrsministerium „Maßnahmen zur Verringerung der vom Verkehr ausgehenden Beeinträchtigungen eine besondere Bedeutung zu“ (Landesverkehrsprogramm Rheinland-Pfalz 2000).

Um die Auswirkungen des Straßenbaus auf Wildtierlebensräume gering zu halten, ist vorrangig die Wahl des Trassenverlauf von Bedeutung. Darüber hinaus und im Falle von Ausbaumaßnahmen bereits bestehender Trassenläufe werden zur Minderung unvermeidlicher Barrierewirkungen zum Beispiel die Schaffung von Querungshilfen empfohlen (siehe Pfister et al. 1997; Völk et al. 2001, Tegethof 2002, Landesverkehrsprogramm Rheinland-Pfalz 2000). “The barrier effect [of roads] on populations probably affects more species, and extends over a wider land area, than the effects of either roadkills or road avoidance. This barrier effect may emerge as the greatest ecological impact of roads with vehicles. Therefore, *perforating* roads to diminish barrier effects makes good ecological sense” (Forman & Alexander, 1998). Unter Querungshilfen versteht die rheinland-pfälzische Landesregierung „*Maßnahmen zur Aufrechterhaltung, Verbesserung bzw. Wiederherstellung der Biotopvernetzung an Verkehrswegen wie Überbrückungen von Tallagen, Untertunnelung und Überdeckung, z. B. durch [...] Grünbrücken*“ (Landesverkehrsprogramm Rheinland-Pfalz 2000).

Die zu realisierende Maßnahme sollte sich dabei an den Ansprüchen der empfindlichsten und anspruchsvollsten „wertgebenden“ Population orientieren (Reck & Kaule 1993).

Unser Wissen über die korrekte Installation von Straßenquerungshilfen für Wildtiere ist dank umfangreicher Erfahrungen z. B. aus der Schweiz (Pfister et al. 1997; Holzgang et al. 2001 a und b; Oggier et al. 2001), Österreich (Völk et al. 2001), Frankreich (Bernard et al. 1985; Maizeret & Camby 1987) oder den Niederlanden (Bohemen & Vries 1994, Canters et al. 1995) in den letzten Jahren stark angewachsen. Diese Maßnahme wird heute als probates und wirksames Mittel, die Barrierewirkung einer Trasse zu begrenzen, bei allen gesellschaftlichen und politischen Akteuren anerkannt.

6.1.1 Allgemeines zu Grünbrücken als Querungshilfe für Rotwild

Auch bei anspruchsvollen Fluchtieren wie dem Rotwild können Grünbrücken die Trennwirkung von Straßen effizient mindern. Andere und kostengünstigere Maßnahmen wie beispielsweise Wilddurchlässe reichen nach der Meinung vieler Fachleute jedoch an die Kompensationsleistung einer Grünbrücke nicht heran (De Santo & Smith 1993; Wölfel & Krüger 1995, Pfister et al. 1997; Oggier et al. 2001).

Doch Grünbrücken können sich in ihrer Effizienz erheblich unterscheiden. Ausschlaggebend sind insbesondere die korrekte *Positionierung und Dimensionierung* der Überquerungshilfen (Tab. 6; Pfister et al. 1997; Oggier et al. 2001; Völk et al. 2001).

Nach Oggier et al. (2001, verändert) sind bezüglich der Dimensionierung folgende Grünbrückentypen zu unterscheiden:

- Schmale Überführungen (Breite < 30 m) für lokale Schalenwildpopulationen z. B. Rehwild

- Breite Überführungen (Breite 30 (50) – 100 m) für lokale, regionale und überregionale Vernetzung z. B. von Rotwildpopulationen oder Großkarnivoren.
- Landschaftsbrücken (Tagbautunnel) für die überregionale Vernetzung mehrerer wichtiger Lebensräume mit hoher Biodiversität und vielen seltenen Arten.

Erst Grünbrücken ab einer Breite von 30 bis 50 Metern werden als geeignete Querungshilfen für Rotwild angesehen (Pfister et al. 1997; Völk et al. 2001, Oggier et al. 2001). Darüber hinaus ist die richtige Standortwahl ausschlaggebend, da diese Wildart gern an traditionellen Wanderwege bzw. Wechsellinien über Generationen festhält (Fehlberg 1994; Pfister et al. 1997; Holzgang et al. 2001 a und b; Oggier et al. 2001; Völk et al. 2001).

Völk et al. (2001) weisen darauf hin, dass bei überregional wirksamen Querungshilfen, zum Beispiel zur Gewährleistung des Individuenaustausches innerhalb von Metapopulationen (Oggier et al. 2001), die *Annahmewahrscheinlichkeit* möglichst hoch sein muss, damit auch nicht ortskundige Individuen, welche aus weiter entfernten Lebensräumen stammen und daher die Querung einer Brücke eher scheuen könnten, die Bauwerke nutzen.

Um eine hohe Annahmewahrscheinlichkeit und damit Effizienz einer Querungshilfe für Wildtiere zu erreichen, müssen gerade für Rotwild auch die Hinführungsstrukturen und die Umgebungs- und Auflagengestaltung hohe Anforderungen erfüllen (Tab. 6). *Trassenparallele Wildzäunungen stellen notwendige Hinführungsstrukturen dar, die mit dem Bau einer Grünbrücke einhergehen müssen.* Ferner kommt der (rot)wildgerechten Einbettung der Brücke in die unmittelbare und weitere Umgebung eine wichtige Funktion zu. Neben einer möglichst „harmonischen“ Hinführung zur Grünbrücke ohne Habitatbrüche ist das Abhalten von Lärm- und Lichtemissionen des rollenden Verkehrs ebenfalls von entscheidender Bedeutung.

Tab. 6: Kriterienkatalog für eine effiziente, rotwildgerechte Grünbrücke (R. Becker; AG Rotwild briefl., verändert)

- | | |
|---------------|--|
| • Standort | Langjährige von Wild frequentierte Wanderwege, bevorzugte Aufenthalts- und Übergangspunkte |
| • Form | Sanduhrförmige Brückenform mit zwangswechselartiger Zuführung an beiden Brückenköpfen durch Verkehrsschutzzäune |
| • Belag | Organischer Bodenbelag zur Dämpfung nach unten und niedrige Begrünung, um den Tieren Sichtfreiheit zu geben |
| • Bepflanzung | Sichtfreiheit nicht behindern, gleichzeitig aber Blend- und Lärmschutz bieten |
| • Nutzung | Nutzung durch Menschen, inkl. Jäger und Förster am besten gänzlich untersagen. In der Umgebung einer Grünbrücke sollte Jagdruhe herrschen. |

6.1.2 Grünbrücken als Querungshilfe im Biosphärenreservat

Aus den dargelegten Gründen erscheint aus Sicht eines nachhaltigen Rotwildschutzes, aber auch zum Schutz anderer Säugerpopulationen, z. B. von Luchs oder Wildkatze, die Einrichtung von mehreren Grünbrücken vor allem im zentralen Trassenabschnitt der B 10 zwischen Walmersbach und Rinthal empfehlenswert (Details zu den B 10-Abschnitten in Kapitel 5.4.3, Seite 28). Nach Aussage der Forstämter Merzalben und Pirmasens läge ein günstiger Grünbrückenstandort einen Kilometer westlich der Anschlussstelle Salzwoog, da es hier vermehrt zu Wildunfällen kam und dies als Nachweis für das Vorkommen traditioneller Wildwechsel angesehen werden kann.

6.1.3 Tunnel und Viadukte (Brücken bzw. Aufständungen) als Querungshilfe

Es ist davon auszugehen, dass Tunnel oder Viadukte, die explizit nicht als Wildüber- bzw. unterführungen konzipiert sind, dennoch in einem gewissen Umfang die Durchlässigkeit von Straßenkörpern für Wildtiere erhöhen können (Huber & Schwaderer 2001). Ob jedoch die teilweise getunnelten Abschnitte der B 10 zwischen Rinntal – Annweiler oder Aufständungen bzw. Viadukte zur Überspannung von Talabschnitten zwischen Münchweiler und Rinntal (siehe Abb. 12) als Querungshilfen überhaupt von Wildtieren in einem nennenswerten Maß genutzt werden ist nicht untersucht und hängt von einer Reihe von Voraussetzungen ab (siehe Leitfaden für die Anlage von Tierquerungshilfen 2003). Dabei ist insbesondere kritisch zu beleuchten, ob derartige Querungsmöglichkeiten von wandernden ortsfremden Individuen genutzt werden, da davon auszugehen ist, dass diese aufgrund der fehlenden Vertrautheit mit der Umgebung im allgemeinen eine höhere Toleranzschwelle gegenüber solchen Bauwerken zeigen.



Abb. 12: Westlich der Ortschaft Wilgartswiesen überspannt die Bundesstraße 10 einen Taleinschnitt im zentralen Pfälzerwald. Durch eine wildgerechte, d. h. naturnahe Gestaltung der Umgebung ohne Habitatbrüche bzw. ohne Fremdstrukturen (Gebäude), eine effektive Hinführung (Lenkstrukturen) und eine Beruhigung (Jagdverbot, Verkehrsberuhigung etc.) könnte an dieser Stelle die Unterquerung der Trasse für Wildtiere erleichtert werden (Foto U. Hohmann 2003).

6.2 Weiterer Untersuchungsbedarf/Forschungsansätze

6.2.1 Erstellung eines Wildtierkorridorsystems

Eine gesellschaftliche Akzeptanz von kostspieligen Querungshilfen ist eher erreichbar, wenn die Notwendigkeit derartiger Bauwerke nicht nur einer Spezies, sondern einem möglichst breitem Artenspektrum zugute kommt.

Daher empfiehlt es sich, bedeutsame Bewegungsachsen von Wildtieren nicht nur innerhalb des Biosphärenreservats sondern überregional beispielsweise im Rahmen eines Bundesartenwegeplans zu erfassen und in die jeweiligen Raumplanung bzw. in die Landesentwicklungspläne zu integrieren. Diese *wildökologische Raumplanung* sollte schließlich in Anlehnung an niederländische, österreichische (Völk et al. 2001) oder schweizerische (Holzgang et al. 2001 b) Initiativen zur landesweiten Ausweisung konkreter Wildtierkorridore¹¹ führen. Ein solches *Wildtierkorridorsystem* wird derzeit in Baden-Württemberg in Zusammenarbeit mit der FAWF aufgebaut (Suchant & Baritz 2001, Müller et al. 2003). Damit wäre gleichzeitig auch die Einbindung bereits bestehende oder im Bau befindliche (Unter)-Querungsmöglichkeiten, wie bereits bestehende Aufständungen, in ein Vernetzungssystem besser abschätzbar¹² (siehe nächster Punkt).

In Bezug auf die Situation vor Ort sollten somit erarbeitet werden:

- Anzahl und Qualität alternativer (Unter)-Querungsmöglichkeiten. Darunter fällt auch eine Prüfung der Nutzbarkeit von Tunnelabschnitten für Überquerungen oder von Aufständungen (Brückenabschnitte) für Unterquerungen.
- Vorschläge für eine wildgerechte Ausgestaltung der gerade im Bau befindlichen B 10 Aufständung bei Münchweiler.
- Wildökologische Detailstudien zu Position, Anzahl, Maße und Gestaltung neuer Querungshilfen und zur Gestaltung der unmittelbaren Umgebung.

6.2.2 Begleit- und Effizienzforschung von Querungshilfen

Ein in der Vergangenheit häufig zu beobachtendes Manko bei Untersuchungen zu Querungshilfen war eine fehlende, zu kurz bemessene oder nur auf wenige Arten beschränkte Effizienz- bzw. Kontrollforschung nach deren Inbetriebnahme (siehe Pfister et al. 1997). Dieser Missstand erscheint umso schwerwiegender, wenn man bedenkt, dass die durch eine Querungshilfe erhoffte Behebung eines Barriereeffekts, zum Beispiel die Zerschneidung von Metapopulationen, erst nach Jahren oder gar Jahrzehnten erkennbar werden kann.

Aus diesen Gründen empfiehlt es sich im Rahmen der Konzeption einer Querungshilfe, eine ausreichend zeitlich und monetär budgetierte Effizienzkontrolle einzukalkulieren.

Die Annahme einer Grünbrücke durch Wildtiere lässt sich dabei über verschiedene methodische Verfahren untersuchen:

¹¹ Definition von Wildtierkorridoren: Teilstücke in den Bewegungsachsen von Wildtieren, die durch natürliche oder anthropogene Strukturen oder Areale seitlich permanent begrenzt sind. Sie dienen innerhalb des Verbreitungsgebietes einer Art der großräumigen Vernetzung von ansonsten getrennten Populationen. Sie ermöglichen genetischen Austausch, Raumdynamik (saisonale Wanderungen) und die aktive Ausbreitung zur Erschließung von neuen oder Wiederbesiedlung von ehemaligen Lebensräumen (aus Holzgang & Pfister 2001).

¹² Diese Argumentationsweise wird auch beim Artenschutzprojekt (ASP) Wildkatze seitens der Landesregierung offensiv vertreten, um damit „dieser und anderer weiträumig wandernder Arten die Vernetzung bereits zerschnittener Lebensräume“ zu ermöglichen (Simon 2001).

- Artspezifische Frequentierungsanalyse über Fotofallen, Videokameras, Spuren über Sand- oder Inkpads etc..
- Nicht artspezifische Frequentierungsanalysen über Ereigniszähler¹³

6.2.3 Spezielle wildökologische Untersuchungen zur Rotwildpopulation im Pfälzerwald-Nordvogesen

Die Vernetzung der Rotwildbestände (Abschnitt 5.3.3; Seite 26) bzw. deren Populationsökologie und Bestandesentwicklung sind durch ein gezieltes Monitoringprogramm zu untersuchen. Eine Abstimmung mit entsprechenden Aktivitäten seitens des ONCFS in La Petite Pierre (F. Klein) ist dabei anzustreben. Folgende methodische Ansätze werden derzeit im Rahmen derartiger Aufgabenstellungen angewandt:

- *Telemetry*

Die telemetrische Verfolgung von Wildtieren ist die derzeit beste Methode um Bewegungsmuster von Individuen zu dokumentieren und mit Einschränkung auch Dichteschätzungen durchzuführen. Damit ergibt sich bei einer ausreichenden Anzahl besonderer Tiere und eines ausreichenden Zeitraumes (mindestens 2 Jahre) die Möglichkeit, die Vernetzung der Einzelpopulationen z. B. über Wanderbewegungen zu erforschen (siehe Oggier et al. 2001). Nachteile dieser Methode sind: Notwendigkeit des Einfangs von Tieren, Hohe Personal- und Equipmentkosten.

- *Fang – (Sichtmarkierung) – Wiederfang (Sichtung/Abschuss)*

Weniger kostenintensiv sind Sichtmarkierungsexperimente. Ein weiterer Vorteil dieser Methode ist die größere erfassbare Individuenzahl. Auch diese Methode erlaubt das Studium von individuellen Bewegungsmustern, allerdings mit der Einschränkung der *Sichtbarkeit* bzw. Detektierbarkeit des Aufenthaltsortes. So besteht zum Beispiel im Rahmen von Fallwildstudien die Gefahr, die Nutzung von Straßenbereichen durch Wildtiere zu überschätzen, da entlang von Straßen Fallwild eher gefunden wird als abseits von Straßen. Eine ähnliche Einschränkung gilt für Migrationsuntersuchungen, da wandernde Individuen unter Umständen einsehbar Strukturen (Äsungsflächen) anders nutzen als standort-treue Tiere.

- *Spurenanalysen*

Spurensuchen sind in schneereichen Gebieten eine häufig angewandte Methode, Bewegungsmuster von Säugern für diese Jahreszeit (!) zu dokumentieren, allerdings meist ohne eine individuelle Zuordnung. Der Vorteil dieses Ansatzes ist die Möglichkeit, bei entsprechender Wetterlage, mit der im Pfälzerwald allerdings nicht fest zu rechnen ist, ein großes Gebiet bzw. die Nutzung von bestimmten Passagen, Zwangswechselln, Straßenabschnitten für einen kleinen Zeitraum nahezu vollständig und repräsentativ erfassen zu können.

- *Genetische Analysen*

Langfristige Dokumentation des Genpools der Metapopulation im Pfälzerwald-Nordvogesen. Damit ließen sich spätere Isolationseffekte aufzeigen (S. Herzog mündl.).

¹³ Beispielsweise werden die Zeitpunkte der Einschaltereignisse handelsüblicher Bewegungsmeldern über einen Datalogger aufgezeichnet.

6.3 Administrative und legislative Verbesserungen

6.3.1 Einbindung in internationale Gremien

Keine Forschungseinrichtung der Bundesrepublik Deutschland wirkt derzeit in wichtigen europäischen Gremien, die sich mit Zerschneidungsphänomenen durch Infrastrukturen beschäftigen, mit. So fehlt eine deutsche Beteiligung beim Infra Eco Network Europe (IENE), in dem sich Experten und Institutionen zusammengeschlossen haben, die sich mit dem oben genannten Phänomen beschäftigen. Deutsche Forschungseinrichtungen beteiligt sich auch nicht in dem von IENE initiierten EU-COST Programm *Transport* (European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research-Transport: Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure: kurz COST Aktion 341). Darin sollen nach eigenen Angaben auf ländersübergreifender Ebene nicht nur Informationen über die zunehmenden Landschaftszerschneidung gesammelt, sondern Lösungsansätze erarbeitet werden.

Eine Beteiligung in den oben genannten Gremien bzw. Aktionen ist empfehlenswert.

6.3.2 Verbesserungen rechtlicher Rahmenbedingungen bei Straßenbauvorhaben

Die Berücksichtigung der Auswirkungen von Straßenbauvorhaben auf Tiere mit größeren Lebensraumsprüchen bleibt z. B. bei der derzeitigen Anwendung des UVPG (siehe Abschnitt 3, S. 7) in den meisten Fällen unzureichend (Georgii et al. 2002). Georgii et al. (2002) fordern daher, dass durch die Verankerung eines überregionalen UVP-Ansatzes die Auswirkungen aller Bauvorhaben eines Gebietes zu berücksichtigen sind. Ein Gedanke der aktuell in der Richtlinie 2001/42/EG vom 27.7.2001 unter dem Namen: *Prüfung der Umweltauswirkung bestimmter Pläne und Programme*, kurz „Strategische Umweltprüfung“ genannt, aufgegriffen wird und im Falle einer Umsetzung, die Möglichkeit einer überregionalen Umweltverträglichkeitsprüfung bereits im Planungsstatus beinhalten würde (G. Erpes, LfUG, mündl.).

7 Quellenverzeichnis

- Andrews, A. (1990) Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review. *Australian Zoologist* 26: 130-141.
- Anonymus (2002): "B 10-Ausbau beenden, B 427 ohne Laster". *Rheinpfalz* 5.6.2002.
- Aumann, R. (2002): Bundesverkehrsprojekte Deutsche Einheit im Jerichower Land- *AFZ-Der Wald* 2/2002: 71-73.
- Becker, R. (2002): Status-Bericht zur Erfordernis von Querungshilfen über Verkehrs-Trassen in Hessen und Atlas der Wildtier-Lebensräume und –Korridore in Hessen. Hrsg.: Landesjagdverband Hessen e.V., 61216 Bad Nauheim
- Beeger & Wenner (1987): Der Pfälzerwald als Planungsraum. In: M. Geiger; G. Preuß & K.-H. Rothenberger (Hrsg.): *Der Pfälzerwald – Porträt einer Landschaft*. Verlag Pfälzische Landeskunde Landau i. d. Pfalz, 263-272.
- Bernard, J.M.; M. Lansiaart, C. Kempf & M. Tille (1985): *Routes et Faune Sauvage*. Actes du colloque au Conseil de l'Europe, Strasbourg, 5-7. Juni 1985, 406 Seiten
- Blab, J. (1992): Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Naturschutz? Stellenwert, Möglichkeiten und Probleme verschiedener Naturschutzstrategien. *Natur und Landschaft* 67: 419-424.
- Bohemen, H.D., van & J.G. de Vries (1994): Versnippering-ontsnippering (habitat fragmentation: policy and research at the Ministry of Transport and Public Works). *Landschap* 11(3): 15-25
- Broekhuizen, S. & H. Derckx (1996): Durchlässe für Dachse und ihre Effektivität. *Z. Jagdwiss* 42: 134-142.
- Bützler, W (1986): *Rotwild*, BLV-Verlag, 256 S.
- Canters K., A. Piepers & D. Hendriks-Heersma (1995): *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, 17-21 September 1995, Maastricht and The Hague, the Netherlands. Delft. 474 S.
- Cole, E.K., M.D. Pope & R.G. Anthony (1997): Effects of road management on movement and survival of Roosevelt elk. *J. Wildl. Manage.* 61: 1115 – 1126.
- Corbet G. & D. Ovenden (1983): *Pareys Buch der Säugetiere*. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin, 240 S.
- De Santo, R.S. & D.G. Smith (1993): Environmental auditing: An introduction to issues of habitat fragmentation relative to transport corridors with special reference to high-speed rail (HSR). *Environ. Manage.* 17/1: 111-114.
- Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“ des 13. Deutschen Bundestages

(Hrsg.) (1998): Abschlussbericht, Bundestagsdrucksache 13/11200, Bonn

Fehlberg, U. (1994): Ökologische Barrierewirkung von Strassen auf wildlebende Säugetiere – ein Tierschutzproblem. Dtsch. Tierärztl. Wschr. 101: 125 – 129.

Forman, R.T.T. & L.E. Alexander (1998): Roads and their major ecological effects (Review). Annu. Rev. Ecol. Syst. 29: 207 - 231

Frank, K. & U. Berger (1996): Metapopulationen und Biotopverbund – eine kritische Betrachtung aus der Sicht der Modellierung. Z. Ökologie und Naturschutz 5: 151-160.

Gehle, T. & S. Herzog (1994): Genetische Variation und Differenzierung von drei geographisch isolierten Rotwildpopulationen (*Cervus elaphus* L.) in Niedersachsen. Z. Jagdwiss. 40, 156-174.

Gehle, T. & S. Herzog (im Druck): Bestimmung genetischer Strukturen für ein Monitoring am Beispiel des Rothirsches (*Cervus elaphus*) in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Z. Jagdwiss.

Georgii, B (2001): Defizite von Umweltverträglichkeitsstudie und Landschaftspflegerischen Begleitplan – vom Blick über den Straßenrand hinaus. In: C.P. Hutter; E. Jauch & F.G. Link (Hrsg.): Ein Brückenschlag für Wildtiere. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 30: 61-73.

Georgii, B.; O. Holzgang, V. Keller & H.P. Pfister (2002): Straßen und Wildtierlebensräume – mehr Vernetzung, weniger Zerschneidung. Straßenverkehrstechnik 1.2002: 24-33.

Grau, S. 1998 : Überblick über Arbeiten zur Landschaftszerschneidung sowie zu unzerschnittenen Räumen in der Bundes-, Landes- und Regionalplanung Deutschlands. Natur und Landschaft 73: 427-434.

Hanski, I. & M.E. Gilpin (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. Biological Journal of the Linnean Society 42: 3–16.

Holzgang, O. & H.P. Pfister (2001 a): Wildtierkorridore – Engpässe im ökologischen Vernetzungssystem am Beispiel der Schweiz. In: C.P. Hutter; E. Jauch & F.G. Link (Hrsg.): Ein Brückenschlag für Wildtiere. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 30: 43-53.

Holzgang, O.; H.P. Pfister; D. Heynen; M. Blant; A. Righetti; G. Berthoud; P. Marchesi; T. Maddalena; H. Müri; M. Wendelspiess; G. Dändliker; P. Mollet & U. Bornhauser-Sieber (2001 b): Korridore für Wildtiere in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt, Nr. 326, BUWAL, SGW & Schweizerische Vogelwarte, Bern, 116 S.

Holzgang, O.; U. Sieber; D. Heynen; F. von Lerber; V. Keller & H.P. Pfister (2000): Wildtiere und Verkehr – eine kommentierte Bibliographie. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, 72 S.

Hovestadt T.; J. Roeser & M. Mühlenberg (1994): Flächenbedarf von Tierpopulationen. Berichte aus der Ökologischen Forschung Band 1, ISBN: 3-89336-057-3; 277 S.

Huber D. & G. Schwaderer (2001): Bedeutung von Querungshilfen für Großraubtiere am Beispiel der Autobahn Karlovac – Rijeka in Kroatien. In: C.P. Hutter; E. Jauch & F.G. Link

(Hrsg.): Ein Brückenschlag für Wildtiere. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 30: 55-60.

Hutter C.P.; E. Jauch & F.G. Link (2001): Ein Brückenschlag für Wildtiere. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 30: 154 S.

Jaeger, J. (2002): Landschaftszerschneidung und Zersiedelung: Diskussion neuer Lösungsvorschläge angesichts des zunehmenden Problemdrucks. Internetdokument: <http://www.fragmentation.de/Deutsch/deutsch.html>.

Jaeger; J.; H. Esswein; H.-G. Schwarz-von Raumer & M. Müller (2001): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg. Naturschutz und Landschaftspflege 33 (10), 305 – 317.

Job, H. (2000): „Unzerschnittene verkehrsarme Räume (UVR)“ als neue Kategorie des Freiraumschutzes. Wiss. Jahrb. Grenz. Bios. Pfälzerwald-Voges du Nord 8: 109-119.

Kneitz, G. & K. Oerter (1997): Minimierung der Zerschneidungseffekte durch Strassenbauten am Beispiel von Fliessgewässern bzw. Brückenöffnungen. Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik 755. Bundesministerium für Verkehr. Bonn – Bad Godesberg, 292 S.

Krüger, U. (2001): Die großräumige und systematische Aufhebung von Lebensraumzerschneidungen – eine realistische Forderung des Naturschutzes? In: C.P. Hutter; E. Jauch & F.G. Link (Hrsg.): Ein Brückenschlag für Wildtiere. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 30: 15-42.

Lambrecht, H.; H. Langer; G. Albert & A. Hoppenstedt (1996): Richtwerte für Kompensationsmaßnahmen beim Bundesfernstraßenbau. Forschung Straßenbau und Verkehrstechnik 714, Bundesministerium für Verkehr. Bonn – Bad Godesberg, 155 S.

Landesverkehrsprogramm Rheinland-Pfalz (2000): Hrsg. Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau, 218 S.

Lang G. & F. Klein (1997): Artenschutzgenetik Rotwild: Beiträge des Hegerings der Nordvogesen zu einem „biologischen“ Jagdplan. In A. Schreiber & J. Lehmann (Hrsg.): Populationsgenetik im Artenschutz: Einführung mit Fallbeispielen für die Praxis. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Landesamt für Agrarordnung, Nordrhein-Westfalen 14: 115-129.

Lassen, D. 1979: Unzerschnittene verkehrsarme Räume in der Bundesrepublik Deutschland. Natur und Landschaft 54: 333f.

Lassen, D. 1987: Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 qm Flächengröße in der BRD. Fortschreibung 1987. Natur und Landschaft 62 (12): 532-535.

Leitfaden für die Anlage von Tierquerungshilfen – Grünbrücken, Unterführungen Durchlässe (Entwurf Oktober 2003): Forschungsgesellschaft für das Straßenwesen AK 2.11.15., 158 S.

Ludwig, W. (1999): Der Naturpark Pfälzerwald. AFZ/Der Wald 10/1999: 502-503.

Macdonald, D.W. & P. Barrett (1993): Collins field guide: Mammals of Britian & Europe. Harper Collings Publisher, London, 312 S.

Mader H.J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. Natur und

Landschaft 55: 91-96.

Mader H.J. (1985): Direkte und indirekte Einflüsse des Straßennetzes auf die freilebende Tierwelt (Wirbellose und Wirbeltiere) und auf die Populationsdynamik. In : J.M. Bernard; M. Lansiaart, C. Kempf & M. Tille (Hrsg.): Routes et Faune Sauvage. Actes du colloque au Conseil de l'Europe, Strasbourg, 5-7. Juni 1985 : 19-30.

Mainberger, E. (1987): Der Wald. In: M. Geiger; G. Preuß & K.-H. Rothenberger (Hrsg.): Der Pfälzerwald – Porträt einer Landschaft. Verlag Pfälzische Landeskunde Landau i. d. Pfalz, 101-126.

Maizeret, C & A. Camby (1987): Les cerf et l'autoroute – bilan des observations réalisées en Charent-Maritime dans le cadre du suivi écologique de l'A10. ONC – Bulletin mensuel 119 : 25-34.

Martini, K. (1999): Nachhaltige Nutzung und Entwicklung ist Programm für alle. AFZ/Der Wald 10/1999: 500-501..

Müller, S. & G. Berthoud (1994): Sicherheit Fauna/Verkehr. Praktisches Handbuch für Bauingenieure, 135 S. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. 135 S.

Müller, U.; M. Strein & R. Suchant (2003): Wildtierkorridore in Baden-Württemberg. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 48, 45 S.

Müri, H. (1999) : Veränderungen im Dispersal von Rehen in einer stark fragmentierten Landschaft. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8 (1): 41-51.

Murphy S. M. & J.A. Curatolo (1987): Activity budgets and movements of caribou encountering pipelines, roads and traffic in northern Alaska. Can. J. Zool. 65: 2483-90.

Oggier, P.; A. Righatti; L. Bonnard (Eds. 2001): Zerschneidung von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastrukturen COST 341. Schriftenreihe Umwelt Nr. 332. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bundesamt für Raumentwicklung. Bundesamt für Verkehr; Bundesamt für Strassen. Bern. 102 S.

Oloff, H.B. (1952): Untersuchungen über den Rotwild- und Muffelwildbestand im Pfälzer Wald und Forstamtsbezirk Ramsen 1951/52. 201 S.

Pegel, M (2001): Wanderbewegungen von Wildtieren. Grundsätzliche Betrachtungen am Beispiel der Säugetiere, die dem Jagdrecht unterliegen. In: C.P. Hutter; E. Jauch & F.G. Link (Hrsg.): Ein Brückenschlag für Wildtier. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 30: 83-107.

Pfister, H.P.; V. Keller; B. Georgii & H. Reck (1997): Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswegen, Hrsg: Bundesministerium für Verkehr, Verlag: Typo-Druck , 590 Seiten

Reck, H. & G. Kaule (1993): Strassen und Lebensräume: Ermittlungen und Beurteilung strassenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und Lebensräume, Abschlussbericht Bundesministerium für Verkehr. 388 S.

Reck, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. In: U. Riecken (Hrsg.): Symposium über Möglichkeiten

und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. *Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz* 32, Bonn-Bad Godesberg: 99-119.

Reh, W. (1989): Investigations onto the influence of roads on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. In: T. Langton (Hrsg.): *Amphibians and Roads*. ACO Polymer Products, Shefford, Bedfordshire, UK, 101-13.

Roeder, A. (1999): Waldforschung und Umweltmonitoring im Biosphärenreservat. *AFZ/Der Wald* 10/1999: 510-511.

Rost, G.R. & J.A. Bailey (1979): Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *J. Wildlife Management* 43:634-41.

Schlierer, A (2001): Möglichkeiten der Aufhebung von Lebensraumzerschneidungen durch Straßen. In: C.P. Hutter; E. Jauch & F.G. Link (Hrsg.): *Ein Brückenschlag für Wildtiere. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg* 30: 133-150.

Schröder, H.H. & F.J. Gehendges (2000): *Das Jagdrecht in Rheinland-Pfalz*. Kommunal- und Schul-Verlag GmbH & Co, Wiesbaden, 202 S.

SGW (Schweizerische Gesellschaft für Wildbiologie, Hrsg.) (1995): *Wildtiere, Strassenbau und Verkehr*. Chur, 53 S.

Shaffer, M.L. (1981): Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131-134.

Simon, L. (2001): Wildkatzen-Symposium Rheinland-Pfalz. *Materialien 1/2001: Naturschutz und Landespflege*, 84 – 85.

Sprengel, T. (1999): Erhaltung der biologischen Vielfalt in den Wäldern. *AFZ/Der Wald* 10/1999: 508-509..

Stein, R. (2000): Eine Waldlandschaft wird zur internationalen Modellregion. *Nationalpark* 4/2000: 68-71.

Ströhlein, H. ; F. Jäger; W. Hecht; A. Herzog & S. Herzog (1994): Genetische Studien an Rotwild aus Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt. Teil II. *Z. Jagdwiss.* 40: 73-144.

Suchant, R. & R. Baritz (2001): Das Lebensraumsystem für Wildtiere in Baden-Württemberg. In: C.P. Hutter; E. Jauch & F.G. Link (Hrsg.): *Ein Brückenschlag für Wildtiere. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg* 30: 109-132.

Tamm, J. & J. Weiss (1979): Die ökologische Bedeutung großflächiger Waldlandschaften und ihre Wertminderung durch zerschneidende Autobahntrassen. Das Beispiel der BAB 4 Olpe-Hattenbach. *Naturschutz in Nordhessen* 3: 25-50.

Tegethof, U. & B. Surkus (2002): *Minimierung von Zerschneidungsmaßnahmen durch Straßen, Teil I – III*,. Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach, AP-Nr: 98631.

Tegethof, U. (2002): Querungshilfen für Tiere in Deutschland – Grünbrücken, Fließgewässerquerungen und Wilddurchlässe. *Straßenverkehrstechnik* 1.2000: 18-23.

Ueckermann, E. & P. Olbrich (1984): *Untersuchung der Eignung von Wilddurchlässen und*

der Wirksamkeit von Wildwarnreflektoren. Hrsg. Bundesminister für Verkehr, Abt. Strassenbau, Bonn-Bad Godesberg. 426 S.

Völk, F., Glitzner, I., Wöss, M., 2001: Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationalen Einsatz. Kriterien - Indikatoren - Mindeststandards. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie. Strassenforschung Heft 513. Wien. 211 S.

Weiß, A (1993): Pflege- und Entwicklungsplan Naturpark Pfälzerwald. Verein Naturpark Pfälzerwald e. V. (Hrsg), Bad Drückheim.

Wölfel, H.& H.H. Krüger (1995): Zur Gestaltung von Wilddurchlässen an Autobahnen. Z. Jagdwiss. 41: 209-216.

8 Anhang

Tabelle 1: Verkehrsaufkommen im Pfälzerwald und Nordvogesen für das Jahr 2000. Aufgeführt sind nur Straßen mit einem Verkehrsaufkommen von > 1.000 Kfz pro Tag.

Die Verkehrsdichte entspricht den Mittelwerten aus Punktzählungen entlang des genannten Abschnitts. Werte nach Land und Verkehrsdichte geordnet.

Abk.: B: Bundesstraße; A: Autobahn oder Autoroute; D: Departemental

Straßentyp	Abschnitt	Verkehrsdichte in Kfz/Tag
Pfälzerwald		
A6	Landstuhl-Gründstadt	39.045
B 10	Annweiler - Landau	18.784
B 10	Pirmasens-Hinterweidenthal	18.640
B 270	Waldfischbach- Bh. Pirmasens Nord	14.992
B 10	Hinterweidenthal-Einmündung B 48	14.975
B 10	Einmündung B 48 - Annweiler	14.168
B 270	KL- L 500	12.776
L 502	KL- B270	12.035
B 270	L 500- Steinalben	10.424
B 39	Lambrecht- Neustadt	10.000
B 48	Klingenmünster- Bad Bergzabern	10.000
L 482	Rodalben- Pirmasens	9.240
B 37	KL- Hochspeyer	8.826
B 270	Bh. Pirmasens Nord- B 10	8.684
L 503	KL- Aschbacherhof	7.815
B 270	Steinalben- Waldfischbach	7.751
L 489	Bundenthal- Reichenbach	7.741
B 37	Hochspeyer- Abz. B 39	7.626
B 39	Abz. B 37- Lambrecht	7.626
B 427	Hinterweidenthal- Busenberg	7.515
L 508	Glöcklingen- Abz. L 509	7.056
B 48	Waldhambach- Klingenmünster	6.831
L 497	Riegelbrunnerhof- Rodalben	6.413
L 496	B 10- Riegelbrunnerhof	6.241
L 509	L 508- Landau	6.206
B 38	Bad Bergzabern- Schweigen- Rechtenbach	5.828
L 499	Helmbach- Frankeneck	5.508
B 427	Busenberg- Erlenbach b. Dahn	5.028
L 363	Landstuhl- Queidersbach	4.872
L 472	Queidersbach- Hohenecker Mühle	4.744
L 482	Rodalben- L 498	4.163
L 486	Pirmasens- B 427	3.707
L 512	Rhodt- Edenkoben	3.593
B 427	Erlenbach b. Dahn- Bad Bergzabern	3.433
B 37	Abz. B 39- Bad Dürkheim	3.326
L 508	Abz. L 509- B 10	3.298
L 493	Vorderweidenthal- Klingenmünster	2.702
B 48	Hochspeyer- Waldhambach	2.427
L 514	St. Martin- Edenkoben	2.416
L 496	Riegelbrunnerhof- B 48	2.392

Straßentyp	Abschnitt	Verkehrsdichte in Kfz/Tag
Pfälzerwald		
L 478	Bundenthal- Niederschlettenbach	2.391
L 506	Abz. L 505- Edesheim	2.387
L 505	B 48- B 10	2.296
L 478	Ludwigswinkel- Bundenthal	2.286
L 499	Waldfischbach- Helmbach	2.261
B 427	Bad Bergzabern- Winden	2.077
L 490	Erlenbach- Lug	1.691
L 478	Niederschlettenbach- St. Germannshof	1.455
L 492	St. Germannshof- B 427	1.427
L 504	KL- B 48	1.255
L 498	Waldfischbach- Merzalben	1.144
L 363	Queidersbach- Steinalben	1.018
L 503	Aschbacherhof- B48	1.018

Nordvogesen

A 4 (E 25)	Phalsbourg -Saverne	22.839
R 62	Grenze Dep. Moselle - Niederbronn	4.192
D 3	Obesteinbach-Wissembourg	2.180
D 919	Tiefenbach - Ingwiller	1.983

Tab. 2: Geschätzter Rotwildbestand und erzielte Rotwildjagdstrecke im Pfälzerwald
Quelle: G. Schall, Zdf, Neustadt a. W.

Rotwildring Pfälzerwald
67344 Neustadt/Weinstraße

Abschussempfehlung und -durchführung im Pfälzerwald von 1976 bis 2001

Jagdjahr	Abschüsse Rotwildgebiet												Abschüsse rotwildfreies Gebiet			Summe												
	Kreise und die jeweiligen kreisfreien Städte (nichtstaatliche JB)						Summe nichtstaatliche Jagdbezirke						Staatliche Jagdbezirke			Summe			Insgesamt	Staat								
	Bad Dürkheim		Kaiserslautern		Südl. Weinstraße		Südwestpfalz		Erfüllung		Erfüllung		Erfüllung		Erfüllung		Erfüllung				Insgesamt	Staat	%					
F	D	St.	%	F	D	St.	%	F	D	St.	%	F	D	St.	%	F	D	St.	%	F				D	St.	%		
1976	10	9	-1	90	10	5	-5	50	94	52	-42	55	39	22	-17	56	153	88	-65	58	378	316	-62	84	38	86	360	266
1977	10	6	-4	60	15	6	-9	40	93	77	-16	83	52	38	-14	73	170	127	-43	75	372	351	-21	94	48	83	409	272
1978	8	4	-4	50	9	10	1	111	80	54	-26	68	40	35	-5	88	137	103	-34	75	312	316	4	101	44	98	366	262
1979	8	6	-2	75	12	6	-6	50	65	43	-22	66	52	36	-16	69	137	91	-46	66	305	262	-43	86	35	80	306	206
1980	8	2	-6	25	11	9	-2	82	65	32	-33	49	55	38	-17	69	139	81	-58	58	302	248	-54	82	35	81	291	202
1981	7	4	-3	57	12	6	-6	50	60	24	-36	40	60	33	-27	55	139	67	-72	48	290	187	-103	64	31	97	218	150
1982	7	1	-6	14	10	0	-10	0	42	25	-17	60	55	21	-34	38	114	47	-67	41	249	172	-77	69	39	89	216	164
1983	8	6	-2	75	8	5	-3	63	35	40	5	114	41	40	-1	98	92	91	-1	99	220	249	29	113	44	90	298	202
1984	8	6	-2	75	8	3	-5	38	40	36	-4	90	50	39	-11	78	106	84	-22	79	240	238	-2	99	43	93	284	197
1985	8	8	0	100	9	5	-4	56	45	37	-8	82	55	31	-24	56	117	81	-36	69	251	253	2	101	42	91	299	214
1986	8	2	-6	25	8	3	-5	38	45	33	-12	73	55	50	-5	91	116	88	-28	76	255	269	14	105	44	88	319	225
1987	8	5	-3	63	8	2	-6	25	55	36	-19	65	65	51	-14	78	136	94	-42	69	302	274	-28	91	37	93	314	217
1988	8	4	-4	50	8	3	-5	38	55	39	-16	71	65	37	-28	57	136	83	-53	61	304	265	-39	87	50	89	321	232
1989	8	5	-3	63	8	0	-8	0	50	33	-17	66	60	27	-33	45	126	65	-61	52	294	210	-84	71	45	98	256	190
1990	8	9	1	113	6	1	-5	17	40	41	1	103	50	39	-11	78	104	90	-14	87	254	242	-12	95	51	85	302	203
1991	10	3	-7	30	4	1	-3	25	45	31	-14	69	45	26	-19	58	104	61	-43	59	256	191	-65	75	39	91	234	169
1992	8	7	-1	88	3	0	-3	0	41	34	-7	83	43	14	-29	33	95	55	-40	58	240	183	-57	76	45	92	232	173
1993	8	8	0	100	3	0	-3	0	48	48	0	100	34	47	13	138	93	103	10	111	240	263	23	110	63	94	330	223
1994	8	10	2	125	3	0	-3	0	47	46	-1	98	40	41	1	103	98	97	-1	99	240	239	-1	100	65	87	314	207
1995	10	11	1	110	2	1	-1	50	45	42	-3	93	40	44	4	110	97	98	1	101	237	219	-18	92	65	79	301	186
1996	10	9	-1	90	4	1	-3	25	45	47	2	104	44	43	-1	98	103	100	-3	97	251	234	-17	93	66	74	323	200
1997	10	6	-4	60	4	0	-4	0	48	30	-18	63	45	38	-7	84	107	74	-33	69	255	191	-64	75	86	84	293	203
1998	10	4	-6	40	4	0	-4	0	40	33	-7	83	62	30	-32	48	116	67	-49	58	271	187	-84	69	80	89	277	200
1999	10	11	1	110	4	1	-3	25	37	43	6	116	47	41	-6	87	98	96	-2	98	235	267	32	114	81	84	364	252
2000	11	4	-7	36	4	1	-3	25	43	33	-10	77	54	35	-19	65	112	73	-39	65	269	232	-37	86	73	87	316	232
2001	10	12	2	120	4	1	-3	25	41	52	11	127	45	40	-5	89	100	105	5	105	272	287	15	106	77	82	381	259

F = Festsetzung (Empfehlung Ring) D = Abschussdurchführung St. = Stück

9 Adressen /Ansprechpartner / Kontakte:

9.1 Internationale Programme/Gremien:

- Überlinger Erklärung 2001, Internet: www.lnv-bw.de/info01-08.htm
- Infra Eco Network Europe, kurz IENE; Internet: www.iene.info
- European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research-Transport: Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure: kurz COST 341 (www.cordis.lu/cost-transport/src/cost-341.htm)

9.2 Nationale Ansprechpartner/Organisationen:

9.2.1 Deutschland:

- Bundesanstalt für Straßenwesen, Dr. Udo Tegethof, Brüderstraße 53, 51427 Bergisch Gladbach, Internet: www.bast.de
- Bundesanstalt für Naturschutz, Konstantinstr. 110, 53179 Bonn, Telefon: 0228 8491-0, Fax: 0228 8491-200, Internet: www.bfn.de
- Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, Atzenberger Weg 99 88326 Aulendorf, Telefon: 07525 942-340, Telefax 07525 942-333, Internet: www.infodienst-mlr.bwl.de/la/LVA/WFS/WFS.htm
- Akademie für Technologiefolgenabschätzung Baden Württemberg, Industriestraße 5, D-70565 Stuttgart, Telefon: 0711 9063-0, Fax: 0711-9063-299, Internet: www.ta-akademie.de
- Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden Württemberg, Akademiehaus Dillmannstraße 3, 70193 Stuttgart, Telefax: 07 11 126 2893
- Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Wonnhaldestr. 4, 79100 Freiburg, Telefon: 0761/4018-0, Telefax: 0761 4018-333, Internet: www.fva-bw.de

9.2.2 Österreich:

- Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen
- Österreichische Bundesforsten AG, Dr. F. Völk, Pummergasse 10-12, A-3002 Purkersdorf, Telefon: 02231 600-0, Fax 02231 600-219, Internet: www.bundesforste.at

9.2.3 Niederlande

- Ministerium für Verkehr, Wasserwirtschaft und öffentliche Arbeiten (Ontsnippering-Programm, umfangreiche Vernetzungsmaßnahmen) H. Bekker, Plesmanweg 1-6, Postbus 20901, 2500 EX Den Haag, Tel: 070 351 6171, Fax: 070 351 7895, Internet: www.minvenw.nl

9.2.4 Schweiz

- Vogelwarte Sempach, Dr. Otto Holzgang CH-6204 Sempach
- BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Mrs. Marguerite Trocme, CH - 3003 Bern