

Kühne, Gero Sylvester

Vom Fachbereich VI
Geographie/Geowissenschaften
der Universität Trier
zur Verleihung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation

**Schutzgut Biodiversität - Zur Konkretisierung der
„voraussichtlichen erheblichen
Umweltauswirkungen“ im Rahmen der strategischen
Umweltprüfung**

Betreuender und Berichterstatter:
Prof. Dr. Dr. h.c. mult. Paul Müller

Berichterstatter:
Prof. Dr. Reinhard Hendler

Datum der wissenschaftlichen Aussprache: 29. Januar 2010
Erscheinungsort und -jahr: Trier, 2010

Zusammenfassung

Die Verwendung von unbestimmten Rechtsbegriffen bereitet Schwierigkeiten bei der Anwendung und gefährdet die Rechtssicherheit. In vielen Rechtsnormen des Umweltrechts (u. a. UVPG) findet der unbestimmte Rechtsbegriff „voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen“ Verwendung. In dieser Arbeit wird ein Beitrag zur Konkretisierung dieses Begriffes im Rahmen der strategischen Umweltprüfung (SUP) geleistet. Dabei wird ein interdisziplinärer Forschungsansatz gewählt, der durch juristische, wie naturwissenschaftliche Methodik geprägt ist und dazu beiträgt das Schutzgut der Biodiversität genauer zu bestimmen.

Dazu wird zunächst auf juristischer Ebene geprüft, ob aus dem UVPG sowie weiteren Rechtsnormen des Umweltrechts Informationen zur Konkretisierung dieses Begriffes zu gewinnen sind. Hiernach ergibt sich, dass der Erheblichkeitsbegriff insbesondere dazu dient, Bagatellfälle auszuklammern und Angleichungen zwischen den Rechtsnormen zu erreichen. Da die SUP seit 2005 geltendes Recht ist, ist es wichtig zu sehen, wie in der Gutachtenpraxis mit diesem unbestimmten Rechtsbegriff umgegangen wird. Daher sind vier Umweltberichte gemäß §14g Satz 2 Nr.5 UVPG überprüft worden. Es stellte sich heraus, dass die Umweltberichte weder in der Lage sind die voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen zu Konkretisieren, noch, wie es vom UVPG gemäß §14g Satz 2 Nr.3 UVPG gefordert wird, das Schutzgut der Biodiversität hinreichend darzustellen.

Aus naturwissenschaftlicher Sicht wurden zunächst natürliche und anthropogene Auswirkungen auf die Biodiversität geprüft, um so die Faktoren zu ermitteln, die die Biodiversität besonders negativ zu beeinflussen vermögen. Demnach gilt es die Faktoren Habitatfragmentierung, Angleichungsprozesse (Biotic homogenization) und Intensität der Landnutzung im Rahmen der SUP frühzeitig zu vermeiden. Die „Convention of Biodiversity“ zählt neben den Arten und Landschaften auch die genetische Ebene zum Begriff der Biodiversität. So ist es sinnvoll auch genetische Aspekte in die Schadensbewertung zu integrieren. Daher wurden in einer phylogeographischen Analyse die zwei Genorte Cytochrom Oxidase I und die Control Region der mtDNA des silbergrünen Bläuling, *Polyommatus coridon* (30 Populationen) untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass genetische Analysen zwar

wichtige Informationen für die Konkretisierung des unbestimmten Rechtsbegriffes liefern, aber dennoch mit Vorsicht diesbezüglich zu behandeln sind.

Letztendlich stellte sich heraus, dass die Konkretisierung des unbestimmten Rechtsbegriffes der voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen sich im Rahmen der strategischen Umweltprüfung mehr als schwierig und in Hinblick auf der Konzeption der SUP wenig sinnvoll erweist.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	1
1.1 Die Europäische Umweltpolitik im Wandel der Zeit.....	1
1.1.1 Institutionelle und rechtliche Ebene	8
1.1.2 Integrierter Umweltschutz	11
1.2 Die strategische Umweltprüfung -eine Einführung-	14
1.2.1 Erste Schritte der strategischen Umweltprüfung	14
1.2.2 Die strategische Umweltprüfung in Europa	15
1.3 Fragestellung und Gliederung.....	25
2. Erheblichkeit in Theorie und Praxis	28
2.1 Voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen innerhalb der strategischen Umweltprüfung.....	28
2.1.1 Der Begriff der „voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen“	29
2.1.2 Zur Eintrittswahrscheinlichkeit von Umweltauswirkungen	29
2.1.3 Erhebliche Umweltauswirkungen innerhalb der SUP	31
2.2 Erheblichkeit nach BImSchG	34
2.3 Erheblichkeit nach BBodSchG	36
2.4 Erheblichkeit nach BNatSchG	36
2.5 Zusammenfassung.....	37
2.6 Der Begriff der „erheblichen Umweltauswirkungen“ in der Praxis	39
2.6.1 Umweltbericht der Strategischen Umweltprüfung im Rahmen der Ex-ante- Evaluierung des operationellen Programms „Wachstum durch Innovation“ für den EFRE 2007-2013 des Landes Rheinland-Pfalz.....	40
2.6.2 Umweltbericht zur Strategischen Umweltprüfung (SUP) im Rahmen der Ex-ante Bewertung zum niedersächsischen Programmplanungsdokument für die EFRE Ziel-1 Region in Niedersachsen Planungsperiode 2007-2013	51
2.6.3 Entwicklung mit Augenmaß: Strategische Umweltprüfung zum Landesentwicklungsprogramm Rheinland-Pfalz (LEP IV).....	58
2.6.4 Strategische Umweltprüfung (Umweltbericht) im Rahmen der Ex-ante-Analyse des Plans zur Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes in Bayern 2007-2013.....	62
2.7 Gesamtbetrachtung.....	70

3. Erheblichkeit in Raum und Zeit	74
3.1 Erdgeschichtlicher Überblick.....	76
3.1.1 Massenextinktionsphasen.....	76
3.1.2 Vulkanismus.....	89
3.2 „The sixth extinction“	101
3.2.1 Evolution des Menschen und Aussterben der pleistozänen Megafauna.....	102
3.2.2 Die neolithische Revolution.....	104
3.2.3 Weitere anthropogene Beeinträchtigungen	106
3.2.4 Habitatfragmentierung	108
3.2.5 Angleichungsprozesse (Biotic Homogenisation)	115
3.2.6 Einflüsse von Änderungen der Landnutzung auf die Biodiversität	120
3.3 Diskussion zur Erheblichkeit	125
3.3.1 Ebene von Arten	126
3.3.2 Ebene von Landschaften und Habitaten.....	129
4. Genetikteil.....	132
4.1 <i>Polyommatus coridon</i>	135
4.1.1 Untersuchungsgebiet und untersuchte Parameter	136
4.1.2 Phylogeographie <i>P. coridon</i>	138
4.1.3 Auswertung zur voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen aus genetischer Sicht	142
4.2 <i>Erebia medusa</i>	146
4.2.1 Diskussion zur Erheblichkeit.....	147
5. Abschließende Diskussion	150
6. Danksagung.....	154
7. Literatur.....	155

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Entwicklung der Europäischen Union	2
Abb. 2: Institutionelle und rechtliche Ebene der europäischen Union nach Streinz 2005 S. 37	9
Abb. 3: Durch das UVPG sollen Schäden auf die Umwelt frühzeitig erkannt und somit verhindert werden (schwarzer Pfeil). Da alle Instrumente der Vorsorge dem Prinzip der Verhältnismäßigkeit immanent sind, sind nach UVPG alle Schäden nicht erheblich, die durch dieses Prinzip "geschützt" sind (weißer Pfeil). Die Erheblichkeitsschwelle ist dort anzusetzen, wo das Verhältnismäßigkeitsprinzip endet.....	38
Abb. 4: Beschreibung des Teilindikators „Artengefährdung“ nach Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 2004, S.16	64
Abb. 5: Beschreibung des Teilindikators „repräsentative Arten“ nach Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 2004, S. 18	65
Abb. 6: System zur Feststellung der Erheblichkeit von Umweltauswirkungen: Im ersten Schritt wird in einem 5-skalierten-System die Wirkung auf die einzelnen Schutzgüter abgeschätzt (Tab.2). Die Summation der Schätzung zeigt ob die Maßnahme positive oder negative ist Auswirkungen hat. Zweitens werden kumulative Effekte zwischen den Maßnahmen, sowie Umfang und Dauer ermittelt. RLB, 2004, S. 54	67
Abb. 7: Vergabebestand der Flächen 2007: rot: TK vergeben; rosa: einzelne Quadranten vergeben; weiß: TK nicht vergeben. Quelle: www.dda-web.de (Stand: 11.2.2009).....	72
Abb. 8: Während des Phanerozoikums vollzogen sich einige Phasen des Biodiversitätsverlust. Dargestellt sind 5 größten und (1-5) einige kleinere Events. (1) Ende Ordoviciem, (2) Frasnian- Famennian Event, (3) Ende Perm (4) Ende Trias (5) Kreide Tertiär Grenze. (Nentwig, 2003, S.385)	77
Abb. 9: Genetische Makrostruktur nach Müller 1976	85
Abb. 10: Globale Verteilung terrestrischer und mariner Vulkane. Die meisten terrestrischen Vulkane sind einerseits circumpazifisch in einem "ring of fire" (A) andererseits in einem Gürtel, der sich vom Himalaya über den mittleren Osten, Griechenland und Italien erstreckt angeordnet (B). (Press & Siever, 1995)	89
Abb. 11: Eruptionen von Magma können zu verschiedenen Eruptionstypen zusammengefasst werden. Diese unterscheiden sich vor allem in der chemischen Zusammensetzung der Magma.....	91
Abb. 12: Das Pfeildiagramm zeigt wie vulkanische Eruptionen Massenextinktionen induzieren können. Die erste Phase ist von kurzer Dauer während die zweite bis zu 100.000 Jahre andauern kann (modifiziert nach Wignall, 2005).....	95
Abb. 13: Tephra kann in drei Hauptformen transportiert werden: Aschefall, Aschesströme und Lahare. (Schmincke, 2000).....	100
Abb. 14: Wird ein Modellwald in die Fragmente A und B geteilt (z.B. Straße; Gepunktete Fläche), geht nicht nur die Fläche der Straße geht, sondern auch Flächen durch Habitatmodifikation an den Rändern (Schraffur) verloren. Die Intensität der Randeffekte korrelieren mit dem Abstand zum Habitatrand (schwarz intensive -weiß keine Auswirkungen)	112
Abb. 15: Der Wandel der Landnutzung ist von sozialen demographischen und ökonomischen Faktoren abhängig. Aus Foley (2005).....	121
Abb. 16: Aufbau einer Analyse mit LSI und deren Umsetzung gemäß SUP-Richtlinie nach Marull 2007	131
Abb. 17: Biodiversitäts Hotspots nach Bartlott (2005)	132

Abb. 18: Samplingdesign der 30 analysierten Populationen von <i>Polyommatus coridon</i>	136
Abb. 19: Postulierte glaziale Refugien von <i>P. coridon</i> (Schraffur) und <i>P. hispana</i> (gepunktet) innerhalb der drei mediterranen Halbinseln. Die Pfeile stellen die Hauptrichtung der postglazialen Expansion der beiden Bläulinge dar (Schmitt, 2007).....	138
Abb. 20: Das Haplotypennetzwerk zeigt 40 Haplotypen für <i>P. coridon</i> in den genetischen Linien A-D und <i>P. hispana</i> in der genetischen Linie E, wobei (A) Westlinie (B) Ostlinie (C) Alpenlinie (D) Pyrenäen (E) Außengruppe <i>P. hispana</i>	140
Abb. 21: Die Analyse der COI von <i>P. coridon</i> ergab vier genetische Linien. (1) iberische, Schraffur vertikal (2) westliche, gepunktet (3) alpine, Karo (4) östliche, Schraffur horizontal.	140
Abb. 22: Die vier postulierten glazialen Refugien von <i>P. coridon</i> basierend auf der Analyse von Loci der mtDNA: (1) Pyrenäen, Schraffur vertikal (2) adriato-mediterranes, gepunktet (3) süd-alpines, Karo (4) ponto-mediterranes, Schraffur horizontal.	141
Abb. 23: Samplingdesign der Populationen von <i>E. medusa</i> (Hamouti, 2009).....	146
Abb. 24: Haplotypennetzwerk zur Analyse der COI von <i>E. medusa</i> . Die gefundenen Haplotypen können so vier verschiedenen Gruppen zugeordnet werden (A), die West ungarische Linie (Haupthaplotyp 5), die Zentrale Linie (Haupthaplotyp 2) die Ostlinie (Haupthaplotyp 4) und die Westlinie (Haupthaplotyp 1 und 3) (Hamouti, 2009).	148

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Prinzipien der europäischen Umweltpolitik nach Weale et al. 2000 S. 62-63	6
Tab. 2: Ziele, umweltpolitische Prinzipien und Steuerungsstrategien der umweltpolitischen Aktionsprogramme (Knill, 2004, S. 49)	13
Tab. 3: Umweltschutzgüter und zugeordnete Umweltindikatoren WDI, 2007, S. 7	43
Tab. 4: Bewertung der Indikatoren Entwicklung hinsichtlich des Schutzgutes Biologische Diversität.....	44
Tab. 5: Auswahl zu betrachtender Maßnahmen innerhalb der Wirkungsanalyse, WDI, 2007, S. 28...	46
Tab. 6: Bewertung der erheblichen Umweltauswirkungen, WDI, 2007, S. 30.....	47
Tab. 7: Bewertung der erheblichen Umweltauswirkungen, WDI, 2007, S. 34.....	48
Tab. 8: Bewertung der erheblichen Umweltauswirkungen, WDI, 2007, S. 40.....	49
Tab. 9: Trendauswertung des derzeitigen Umweltzustandes gemäß Z1R. Z1R, 2005, S. 45	53
Tab. 10: Gewichtung der Mittelverteilung auf die Prioritäten des OP. LEP IV, 2008, S. 69	60
Tab. 11: Entwicklung der Indikatoren in der Vergangenheit und ohne Durchführung des Programms. RLB, 2006, S. 14	63
Tab. 12: Schätzung der kumulativen Wirkungen die von den Maßnahmen des Planes auf die Umwelt einwirken. Quelle: RLB, S. 80	68
Tab. 13: Floristisch/ faunistische Beziehung innerhalb der Palaeotropis	86
Tab. 14: Zusammenfassung von Eigenschaften der Magmentypen (Nelson, 2007).....	91
Tab. 15: Klassifizierung der Verwandtschaftsbeziehungen der Menschenaffen anhand molekular genetischer Daten (aus Junker, 2006).....	103
Tab. 16: Faktoren die die Sensitivität von Arten gegenüber Fragmentierungsprozessen beschreiben (verändert nach World Conservation Monitoring Centre, 1992)	114
Tab. 17: Untergliederung der Biosphäre in Tierreiche nach Müller (1977).....	115
Tab. 18: Verschiedene Arten von Angleichungsprozessen. Olden, 2006	117
Tab. 19: Allgemeine Kriterien zur Charakterisierung von Gewinner und Verlieren im Prozess der „Biotic Homogenisation“ nach McKinney 1999	119
Tab. 20: Abgrenzung von Gewinnern und Verlierern anhand ökologischer Parameter in Bezug auf die Faktoren Habitatfragmentierung; Angleichungsprozessen und Intensität der Landnutzung. Modifiziert nach McKinney, 1999; World Conservation Center 1992).....	127
Tab. 21: Design für die Durchführung der PCR für COI und CR	137
Tab. 22: Berechnete populationsgenetische Diversität basierend auf Analysen von Sequenzen der mtDNA und RFLPs (*) für verschiedene Arten (nach Vandewoestijne et al., 2004)	141
Tab. 23: Verteilung der analysierten Individuen (COI) von <i>P. coridon</i> auf die gefundenen 37 Haplotypen	145
Tab. 24: Verteilung der analysierten Individuen (COI) von <i>E. medusa</i> auf die gefundenen 16 Haplotypen (Hammouti, 2009).....	149

1. Einleitung

1.1 Die Europäische Umweltpolitik im Wandel der Zeit

Am 27. Mai 1957 gründeten die sechs Staaten Belgien, Deutschland, Frankreich, die Niederlande, Italien und Luxemburg die Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (EWG) in Rom (römische Verträge). Es handelt sich um die Staaten, die einst die Europäische Gemeinschaft für Kohle und Stahl (1951, Vertrag von Paris) erschufen und somit den lang ersehnten Traum eines vereinigten Europas¹ zu realisieren begannen, der nach den Gräueltaten der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts immer mehr verlangt wurde. Die EWG hatte einerseits das Ziel, die Mitgliedstaaten von einer Zollunion über eine Wirtschaftsunion zur politischen Union zu führen, andererseits eine „Gemeinsame Agrarpolitik“ (GAP) zu schaffen². Das Hauptziel der EWG, die wirtschaftliche Integration der Gründungsstaaten zu erreichen, ließ der Rücksichtnahme auf Umweltprobleme insofern keinen Raum, als diesen auf europäischer Ebene keine politische Bedeutung zukam (Hensel, 1996, S. 271), was zur Folge hatte, dass umweltpolitische Ziele nicht im EWG – Vertrag verankert wurden und somit bis 1972 keine Rechtsgrundlage hatten. Daher war die Umweltpolitik bzw. der Umweltschutz des heutigen Europas in den ersten 15 Jahren seit der Entstehung der Gemeinschaft (Abb. 1) nicht existent.

Die europäische Umweltpolitik seit 1972 kann nach *Knill* (2003, S. 38) in drei Phasen untergliedert werden. Zu Beginn, da immer noch die Rechtsgrundlage für umweltpolitische Rechtsakte fehlte, waren diese an marktpolitische Motive zum Ziele der Harmonisierung und Vollendung des gemeinsamen Marktes gebunden. Durch die Einführung der Einheitlichen Europäischen Akte (EEA) 1987 wurde die Umweltpolitik als Handlungsfeld im EWG-Vertrag verankert sowie ihre Ziele, Prinzipien und Entscheidungsverfahren festgelegt. Nach dem Ende der 80er Jahre, als der Höhepunkt der umweltpolitischen Dynamik erreicht worden war, kann die dritte Phase durch zwei gegenläufige Tendenzen gekennzeichnet werden. Auf der

¹ „Dieser Bund geht auf keinen Erwerb irgendeiner Macht des Staates, sondern lediglich auf Erhaltung und Sicherung der Freiheit eines Staates für sich selbst und zugleich anderer verbündeten Staaten, ohne dass diese doch sich deshalb (wie die Menschen im Naturzustande) öffentlichen Gesetzen und einem Zwange unter denselben unterwerfen dürfen.“ Kant, I. (1795)

² Die GAP wurde vor allem deswegen in die EWG einbezogen, weil Frankreich und Holland diese als „conditio sine qua non“ in Bezug auf die Unterzeichnung der Verträge (römische Verträge) ansahen. In anbetracht der Tatsachen, dass beide Länder große Exporteure waren und die Niederlande in dem Agrarimporteurmeister Deutschland einen Absatzmarkt der produzierten Überschüsse sah, ist dies durchaus verständlich (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1973).

institutionellen und rechtlichen Seite einerseits sind fortschrittliche Tendenzen sichtbar, während andererseits die Dynamik und Bedeutung der Umweltpolitik auf europäischer Ebene Einbußen erleidet.

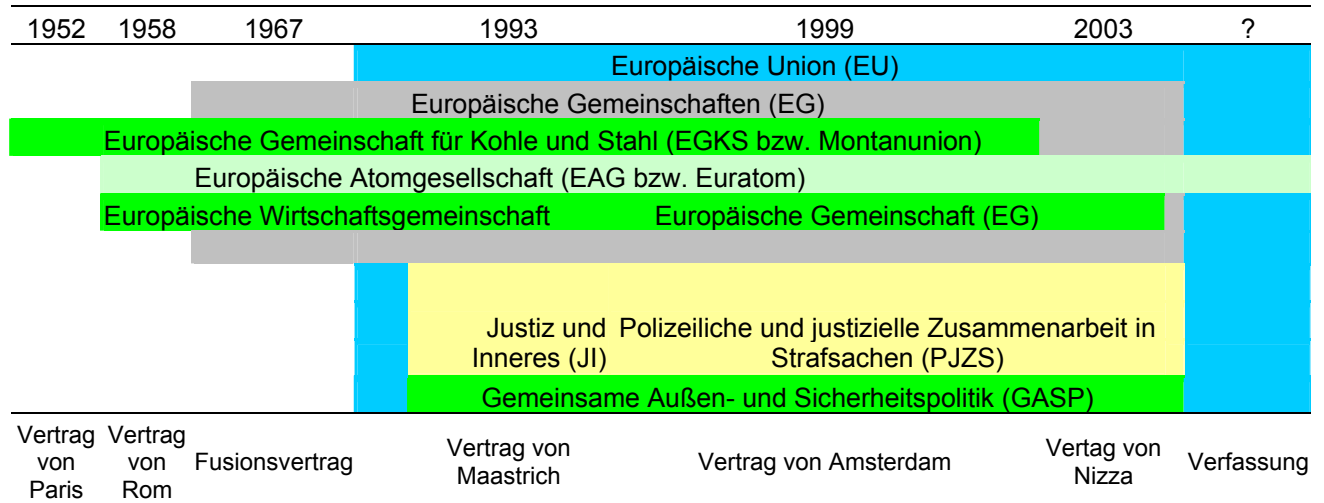


Abb. 1: Entwicklung der Europäischen Union

1. Phase 1972-1987

Umweltkatastrophen in den 60er Jahren, wie z.B. die Versauerung skandinavischer Seen durch schwedische Emissionen (Boehmer-Christiansen/Skea, 1991, S.37) verdeutlichten, dass Umweltkatastrophen keinen Halt vor politischen Grenzen machen und somit besser auf internationaler Ebene bekämpft bzw. verhindert werden können. Später folgten Katastrophen wie das Auseinanderbrechen der Amoco Cadiz, die Chemieunfälle in Seveso und Bhopal sowie das Reaktorunglück in Tchernobyl (Johnson & Corcelle, 1989, S. 3). Zusätzlich untermauerten das verstärkte Auftreten von saurem Regen und die Verschmutzung des Rheins die Wichtigkeit eines internationalen Umweltschutzes. Es wurden erstmalig auf der Stockholmer Konferenz im Juni 1972 umweltpolitische Probleme, in diesem Fall die grenzüberschreitende Luftverschmutzung durch Schwefeldioxid, in den Mittelpunkt der internationalen Diskussion gestellt. Die Eigenständigkeit der Umweltpolitik, wenn auch an ökonomische Ziele gekoppelt, begann im Oktober 1972 auf der Pariser Gipfelkonferenz durch die Verabschiedung einer Erklärung zur Umwelt- und Verbraucherschutzpolitik. In dieser wurde die Kommission beauftragt, eine „task force“ zu bilden, die ein Aktionsprogramm zur Umsetzung der Erklärung zur Umwelt- und Verbraucherschutzpolitik ausarbeiten sollte (Bongaerts, 1989, S. 579). Diese „task force“, welche den Status eines „Minor Service Departments“ innehatte,

erlangte 1981 den Status einer Generaldirektion (GD) (Lieverink, 1993, S. 4), aus der sich die heutige GD Umwelt entwickelte.

Die Ziele der EWG bestanden darin, eine Harmonisierung und Vollendung des gemeinsamen Marktes zu erreichen. Sie konnten für die Umsetzung umweltpolitischer Rechtsakte verwendet werden, da unterschiedliche Umweltstandards in den verschiedenen Mitgliedstaaten (z.B. hinsichtlich der Bleigehalte von Benzin) wettbewerbsverzerrend und handelshemmend (Johnson & Corcelle, 1989, S. 4) wirken. So erfolgte in dieser Phase die Legitimation der Umweltpolitik der Gemeinschaft über die Beseitigung von wirtschaftlichen Handelshemmnisse³ zwischen den Mitgliedstaaten, um somit den gemeinsamen Markt zu stärken und die nationalen Märkte weniger zu bevorzugen (Hensel, 1996, S. 272).

Die Rechtsgrundlage lieferten die Art. 94 [ex-Art. 100] und 308 [ex-Art. 235] EGV (Knill, 2003, S. 22). Art. 94 [ex-Art. 100] EGV kann als generelle Ermächtigung interpretiert werden, welche das Ziel der Vollendung und Harmonisierung des gemeinsamen Marktes hat. In Bezug auf umweltpolitische Ziele können vor allem produktbezogene Umweltstandards (Produktstandards) legitimiert werden. Umweltpolitische Maßnahmen gemäß Art. 94 EGV waren an die ökonomischen Ziele der Gemeinschaft gekoppelt. Eine weitere Einschränkung ist in der Harmonisierung des gemeinsamen Marktes zu finden. Diese Rechtsangleichung impliziert, dass ein Mitgliedsstaat mit der anzuleichenden Maßnahme

³ Zum Beispiel: Richtlinie 67/548/EWG des europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Juni 1967 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe (ABl. EG Nr. L 196/1), zuletzt geändert durch Richtlinie 2001/59/EG der Kommission vom 6. August 2001 zur 28. Anpassung der Richtlinie 67/548/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe an den technischen Fortschritt; Richtlinie 70/157/EWG des europäischen Parlaments und des Rates vom 6. Februar 1970 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über den zulässigen Geräuschpegel und die Auspuffvorrichtung von Kraftfahrzeugen (ABl. EG Nr. L 42/16), zuletzt geändert am 14. Juni 2007 (ABl. EU Nr. L 155/ 49); Richtlinie 70/220/EWG des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. März 1970 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über Maßnahmen gegen die Verunreinigung der Luft durch Abgase von Kraftfahrzeugmotoren mit Fremdzündung an den technischen Fortschritt (ABl. EG Nr. L 76/1), aufgehoben durch Verordnung (EG) Nr. 715/2007 des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Juni 2007 über die Typgenehmigung von Kraftfahrzeugen hinsichtlich der Emissionen von leichten Personenkraftwagen und Nutzfahrzeugen (Euro 5 und Euro 6) und über den Zugang zu Reparatur- und Wartungsinformationen für Fahrzeuge (ABl. EU Nr. L 171/1).

vorangegangen ist (Holzinger 1994, S. 68). Die Beschlussvoraussetzung gemäß Art. 94 EGV ist Einstimmigkeit im Rat.

Art. 308 [ex-Art. 235] EGV deckt Rechtsakte ab, die keine Erwähnung im Vertrag finden und im Zusammenhang mit den ökonomischen Zielen der Gemeinschaft stehen (Rehbinder & Steward 1985, S. 26). Im Allgemeinen kann dieser Artikel als ein flexibles Instrument für die dynamische Entwicklung der Gemeinschaft angesehen (Präambel Art. 2 und 3 EGV) und als subsidiär gegenüber Art. 94 [ex-Art. 100] EGV interpretiert werden. Die Beschlussfassung erfordert, wie bei Art. 94 [ex-Art. 100] EGV, Einstimmigkeit im Rat, wodurch Entscheidungen vornehmlich auf dem kleinsten gemeinsamen Nenner getroffen werden und somit ein „bottom level“ geschaffen wird, den alle Mitgliedsstaaten erfüllen müssen (Johnson & Corcelle, 1989, S. 4). Durch Art. 308 [ex-Art. 235] EGV werden die Kompetenzen eines Regelungsbereiches um ökonomische Ziele erweitert (Bruckner, 2000, S. 152). Diese Erweiterung des Primärrechts steht im Gegensatz zum Prinzip der enumerativen Einzelermächtigung, welches das Tätigwerden der Gemeinschaft nur in Fällen erlaubt, die explizit im Vertrag erwähnt werden, was die Handlungskompetenz der Kommission im Primärrecht einschränken soll. Durch die Mischkompetenz zwischen Gemeinschaft und Mitgliedstaat soll daher eine Machtzentralisierung auf der Ebene der Union verhindert werden. Die Verteilung der Kompetenzen muss jedoch als dynamisch angesehen werden und beschreibt den gegenwärtigen Zustand der europäischen Zuständigkeit (Bruckner, 2000, S. 151). Diese dynamische Auslegung des Vertrages wurde 1985 in einem Urteil zur Altölrichtlinie⁴ vom Europäischen Gerichtshof (EuGH) als vertragskonform anerkannt und der Umweltschutz als wichtiges Ziel der Gemeinschaft gekennzeichnet (Hensel, 1996 S. 282; Knill, 2003, S. 21).

⁴ 1985 im Urteil zur Altölrichtlinie bezeichnete der EuGH den Umweltschutz als wesentliches Ziel der Gemeinschaft: „Der Grundsatz der Handelsfreiheit gilt nicht absolut; er ist bestimmten Beschränkungen unterworfen, die durch die von der Gemeinschaft verfolgten, im Allgemeininteresse liegenden Ziele gerechtfertigt sind, sofern das Wesen dieser Rechte nicht beeinträchtigt wird. Es gibt keinen Anhaltspunkt dafür, dass die Richtlinie diese Beschränkung außer Acht gelassen hätte.“ (EuGH, Procureur de la République gegen Association de défense brûleurs d’huiles usagées, Rs. 240/83, Slg. [1985] 531, 549, Rn 12/13)

2. Phase 1987–1992

Ende der 80er Jahre, lange vor dem Erreichen des grundlegenden Zieles der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft, der Schaffung eines gemeinsamen Marktes, wurde eingesehen, dass dieses Ziel nicht durch ausschließliche Übertragung mitgliedstaatlicher Kompetenzen auf die Union im ökonomischen Bereich verwirklicht werden konnte (vgl. Knill 2003, S. 27f). Auch wenn die europäische Umweltpolitik bis zu jenem Zeitpunkt keine rechtliche Grundlage hatte, war sie dennoch in Form von zahlreichen Aktionsprogrammen und Rechtsakten existent (Knill, 2003, S. 28; Scheuing, 1989, S. 163). Diese beiden Hauptfaktoren leiteten die zweite Phase der europäischen Umweltpolitik ein, die durch das Inkrafttreten der Einheitlichen Europäischen Akte (EEA) am 1. Juli 1987 begann. Durch die EEA wurde Umweltpolitik explizit als Aufgabe der Gemeinschaft⁵ vertraglich verankert (Knill, 2003, S. 27), was aber wider Erwarten nicht zu einem sprunghaften Anstieg von in Kraft getretenen Rechtsakten führte. Gründe hierfür können in der dynamischen Auslegung der Art. 94 [ex-Art. 100] und 308 [ex-Art. 235] EGV zur Zeit der ersten Phase gefunden werden, wodurch etwa 200 Rechtsakte erlassen wurden (Scheuing, 1989, S. 157) und keine Initiative zur Umweltpolitik wegen mangelnder Rechtsgrundlage aufgegeben werden musste⁶ (vgl. Reh binder & Stewart, 1985, S. 245ff). Dadurch dass die Umweltpolitik im EWGV aufgenommen wurde, klärte sich die Rechtsgrundlage. Der neue Art. 130r EWGV verschafft der Union einerseits eine uneingeschränkte Handlungskompetenz, andererseits stellt er die Ziele der Umweltpolitik deutlich dar. Nach dieser Vorschrift hat die Umweltpolitik der Gemeinschaft zum Ziel (a) die Umwelt zu erhalten, zu schützen und ihre Qualität zu verbessern, (b) zum Schutz der menschlichen Gesundheit beizutragen, (c) eine umsichtige und rationale Verwendung der natürlichen Ressourcen zu gewährleisten. Diese Ziele sollen nach den drei Grundsätzen, Vorbeugungs-, Ursprungs- und Verursacherprinzip (Tab. 1), welche im [ex. Art. 130r EWG] Art. 174 Abs. 2 EGV

⁵ Dieses wurde 1988 in einem Urteil vom EuGH zum dänische Flaschenpfand bestätigt (EuGH, Kommission/ Dänemark Rs. 302/86, Slg.[1988] 4607, 4630, Rn 8-9)

⁶ Sogar Richtlinie 86/609/EWG des europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 1986 zur Annäherung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten zum Schutz der für Versuche und andere wissenschaftliche Zwecke verwendeten Tiere (ABl. EG Nr: L 117/31), zuletzt geändert durch Richtlinie 2003/65/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Juli 2003 zur Änderung der Richtlinie 86/609/EWG des Rates zur Annäherung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten zum Schutz der für Versuche und andere wissenschaftliche Zwecke verwendeten Tiere (ABl. EU Nr. L 230/32), konnte mit Funktionsinteressen des gemeinsamen Marktes begründet werden

verankert sind, durchgeführt werden, wobei durch das Ursprungsprinzip Umweltbeeinträchtigungen frühzeitig an der Quelle bekämpft werden sollen. Im Vorbeugungsprinzip, und später zusätzlich noch dem Vorsorgeprinzip, sollen - allgemein betrachtet- Voraussetzungen geschaffen werden, unter denen ein rechtliches Handeln der Gemeinschaft zulässig und angebracht ist. Dennoch unterscheiden sich diese beiden Prinzipien. Das Vorbeugungsprinzip kann als Gebot der Gefahrenabwehr verstanden werden, bei dem die Gemeinschaft bei einer eindeutigen, mit hinreichenden Erkenntnissen festgestellten Schädigung mit baldiger erheblicher Schädigung tätig werden muss. Das Vorsorgeprinzip dient nach *Knill* (2003, S. 232) als Legitimation umweltpolitischen Handelns, welches durch hohe wissenschaftliche Unsicherheit über umweltpolitische Problemzusammenhänge charakterisiert ist. Daher sollen durch das Vorsorgeprinzip Umweltbeeinträchtigungen trotz fehlender Gewissheit bezüglich Art, Ausmaß oder Eintrittswahrscheinlichkeit von möglichen Schadensfällen im Voraus durch vorsorgendes Handeln vermieden werden. Durch das Verursacherprinzip sollen Verursacher einer Umweltbeeinträchtigung für die Beseitigung dieser Schäden an ihrer Verantwortlichkeit festgehalten werden und die entstehenden Kosten übernehmen. Dieses Prinzip wird auch bei der Feststellung der Beweislast relevant. Obwohl Verursacher- und Ursprungsprinzip schon im ersten umweltpolitischen Aktionsprogramm der EU von 1973–1976 thematisiert wurden (Tab. 2), hatten sie bis zu diesem Zeitpunkt wenig Beachtung gefunden⁷⁸.

Tab. 1: Prinzipien der europäischen Umweltpolitik nach Weale et al. 2000 S. 62-63

Umweltmanagement	-	Prävention
	-	Ursprungsprinzip
	-	Integrierter Umweltschutz
Ausgestaltung von Umweltstandards	-	Ressourcenschonung
	-	Hohes Schutzniveau
	-	Vorsorgeprinzip
Kompetenzverteilung	-	Angemessene Handlungsebene
	-	Subsidiaritätsprinzip
Integration des Umweltschutzes in andere Politiken	-	Verursacherprinzip
	-	Integrationsprinzip

⁷ Eine finanzielle Verantwortlichkeit der Verursacher wurde bis zu diesem Zeitpunkt ansatzweise nur im Abfallbereich umgesetzt (Scheuing, a. a. O. S. 175)

⁸ Umweltaktionsprogramme der EU sind primär politische Absichtserklärungen, die die Ziele und Prioritäten der europäischen Umweltpolitik definieren (Knill, a. a. O. S. 232).

Die Bedeutung der Umweltpolitik auf europäischer Ebene wird durch die Querschnittsklausel (Art. 130r Abs. 2 Satz 2 EWG), die die „Erfordernisse des Umweltschutzes als Bestandteil anderer Politiken der Gemeinschaft“⁹ sieht, untermauert. Im Zuge der Amsterdamer Erweiterung des Vertrages, die am 1. Mai 1999 in Kraft trat, wurde die Querschnittsklausel als eine Art Generalklausel, welche das Einbeziehen umweltpolitischer Belange in jegliche Politiken nicht nur ermöglicht, sondern explizit fordert, an den Anfang des Vertrages als Art. 6 EGV gestellt.

Somit wurde die Umweltpolitik von marktwirtschaftlichen Interessen entkoppelt und zum eigenständigen Teil der europäischen Politik. Dies führte seitens der Gemeinschaft zu einer Erweiterung der Kompetenzen, auf Seiten der Mitgliedsstaaten jedoch zu einem Kompetenzverlust. Die Kompetenzverteilung zwischen der Gemeinschaft und den Mitgliedsstaaten wird im EGV in dreifacher Weise geregelt, und zwar durch das Subsidiaritätsprinzip¹⁰ (Art. 174 Abs. 4 Satz 3 EGV; Art. 5 Satz 2 EGV), die Schutzverstärkerklausel (Art. 176 EGV) sowie die Außenkompetenz (Art. 174 Abs. 4 EGV).

3. Phase seit 1992

Die dritte Phase der europäischen Umweltpolitik wurde durch das Inkrafttreten des Vertrages von Maastricht im Jahre 1993 begonnen und erstreckt sich über die Verträge von Amsterdam (1999) und Nizza (2003), den missglückten Versuch, der Europäischen Union 2005 einen verfassungsrechtlichen Rahmen zu geben, bis hin zur heutigen Zeit. Durch den Vertrag von Maastricht, die zweite große Ergänzung der Gründungsverträge nach der EEA, wurde die Europäische Union gegründet, wodurch der eingeleitete Prozess der europäischen Integration auf eine „neue Stufe“¹¹ gehoben worden ist (Streinz, 2005, S. 16). Hauptziele des Maastrichter Vertrages waren „die Stärkung der demokratischen Legitimität der Organe, bessere Funktionsfähigkeit der Organe, Einführung einer Wirtschafts- und Währungsunion, Entwicklung einer sozialen Dimension der Gemeinschaft und Einführung einer gemeinsamen Außen- und Sicherheitspolitik“¹². Dies sollte allgemein gesehen

⁹ Art. 130r Abs. 2 Satz 2 EWG (Fassung 1. Juli 1987)

¹⁰ nach Scheuing, a. a. O. S. 164 auch Besserklausel genannt

¹¹ Art. 1 Abs. 1 EUV

¹² http://europa.eu/scadplus/treaties/maastricht_de.htm gelesen 16.2.2007, Seite am 1.2.2005 zum letzten mal aktualisiert

hauptsächlich durch Änderungen auf institutioneller und rechtlicher Ebene, umweltpolitisch gesehen durch Änderung von Zielen und Entscheidungsverfahren sowie vertragliche Verankerung von Prinzipien erreicht werden (Knill, 2003, S. 35).

1.1.1 Institutionelle und rechtliche Ebene

1.1.1.1 Die drei Säulen

In der Zeit bis zu dem Vertrag von Maastricht wurde die Europäische Gemeinschaft durch die EWG, EGKS und EAG gebildet. Die Europäische Wirtschaftsgemeinschaft wurde zusammen mit der Europäischen Atomgesellschaft (EAG bzw. Euratom) 1957 durch die römischen Verträge mit dem Ziel gegründet, den Frieden einerseits durch Schaffung und Harmonisierung eines gemeinsamen Marktes, andererseits durch Vergemeinschaftung der kriegswichtigen Ressource Atomenergie zu sichern. Weiterhin hatte Euratom die Aufgabe, Unabhängigkeit in Sachen Atomenergie gegenüber Drittstaaten zu erreichen (Bieber, 2005, S. 42).¹³ Die europäische Gemeinschaft für Kohle und Stahl (EGKS) hatte ihre Wurzeln im Schuman-Plan, der vom französischen Außenminister R. Schuman entworfen und vom deutschen Bundeskanzler K. Adenauer unterstützt wurde. Gegründet wurde die EGKS im Juli 1952 mit dem Hauptziel der Sicherung des Friedens durch Vergemeinschaftung der kriegswichtigen Güter von Kohle und Stahl sowie der Sicherstellung des Wiederaufbaus der im Zweiten Weltkrieg zerstörten Produktionsfaktoren (Loibl, 2005, S. 1). Desweiteren sollte der westliche Teil des zweigeteilten Deutschlands, in dem die Kohleindustrie vornehmlich betrieben wurde, enger an Westeuropa gebunden werden, da ein kalter Krieg immer wahrscheinlicher wurde (Bieber, 2005, S. 40). Vertragsgemäß lief die EGKS am 23. Juli 2002 aus, wurde aber in dem EG-Vertrag integriert. (Bieber, 2005, S. 46).

Diese drei beschriebenen europäischen Gemeinschaften wurden am 1. Juli 1967 durch den Fusionsvertrag mit Einführung gemeinsamer Organe (europäische

¹³ Die Wichtigkeit einer Unabhängigkeit der Atomenergie zeigte sich in der Suez-Krise (Bieber, a. a. O. S. 42)

Parlament, Rat, Kommission und Gerichtshof) zusammengefasst und gaben der EG somit den institutionellen Rahmen.

Durch den Maastrichter Vertrag wurde die EG als Herzstück und erste von drei Säulen, auf der die Europäische Union fortan basierte (Abb. 2), in die EU integriert. Die zweite Säule, begründet im Titel V EUV, stellt die gemeinsame Außen- und Sicherheitspolitik der Mitgliedsstaaten dar. „Dieser Pfeiler beruht auf dem Verfahren der Regierungsarbeit, wobei die meisten Beschlüsse einstimmig gefasst werden.“¹⁴

Dritte Säule der EU, begründet im Titel VI EUV, ist der Bereich Justiz und Inneres, aus dem sich im Zuge des Amsterdamer Vertrages die polizeiliche und justizielle Zusammenarbeit in Strafsachen gründete, die das Ziel hat, den Bürgern der Union durch gemeinsames Handeln ein hohes Maß an Freiheit, Sicherheit, Recht und Schutz zu ermöglichen.¹⁵

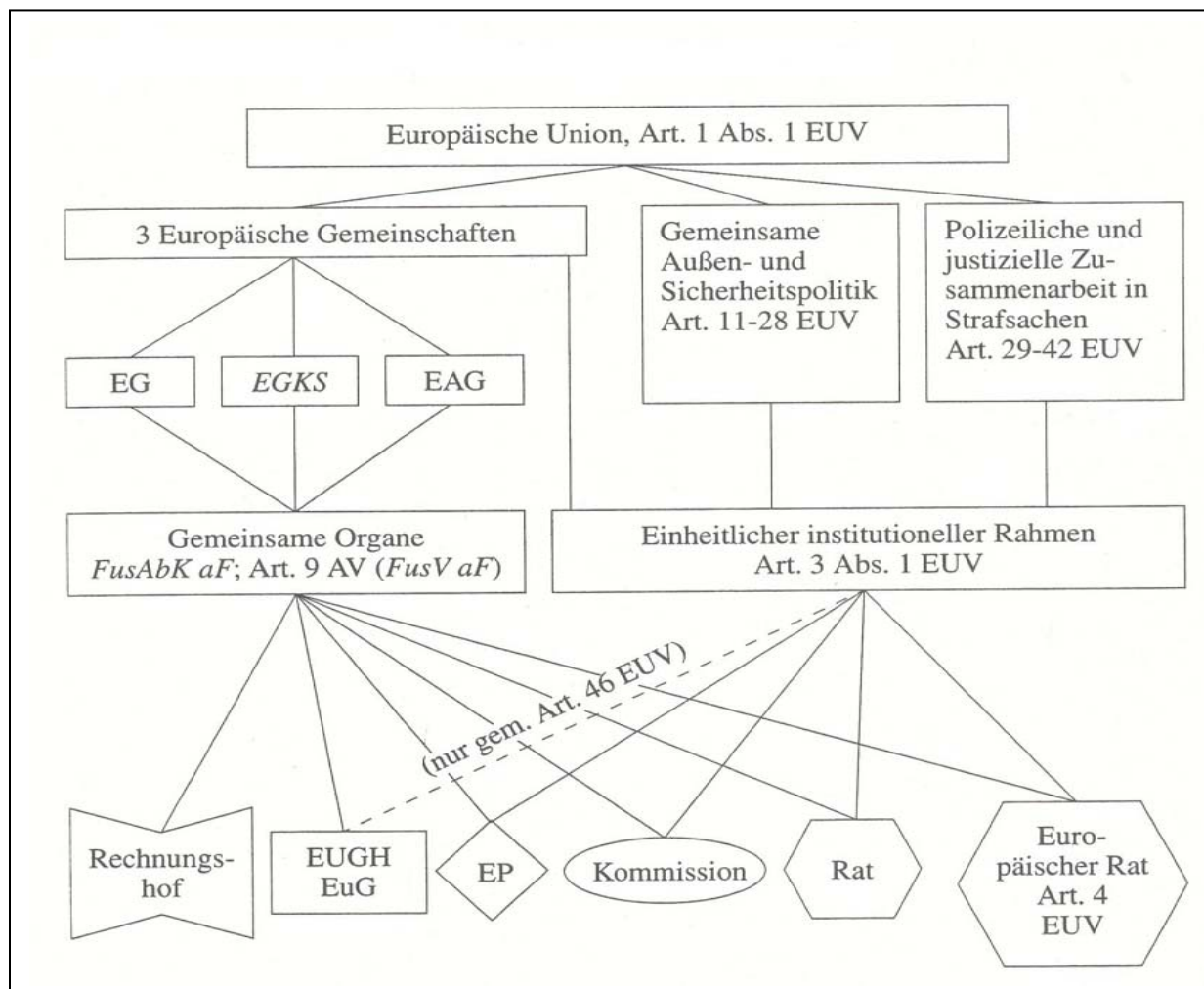


Abb. 2: Institutionelle und rechtliche Ebene der europäischen Union nach Streinz 2005 S. 37

¹⁴ Fn. 11

¹⁵ Fn. 11

1.1.1.2 Die europäische Umweltagentur

Europäische Agenturen und Ämter, welche die Differenzierung der institutionellen Struktur der EU verdeutlichen, sind durch EU-Rechtsakte geschaffene Einrichtungen, deren Hauptaufgabe sich auf das Sammeln und Verbreiten von Informationen beschränkt. Der rechtliche Status sowie die administrative und finanzielle Organisation werden durch 308 [ex-Art. 235] EGV geregelt (Bieber, 2005, S. 116 u.158f). Von umweltpolitischer Relevanz ist die Errichtung der Umweltagentur, die 1994 in Kopenhagen ihre Arbeit aufnahm. Ihre Aufgaben sind Errichtung und Koordination eines europäischen Umweltinformations- und Umweltbeobachtungsnetzes (Knill 2003, S. 36), durch das die EU und die Mitgliedsländer der Umweltagentur (insgesamt 32 Mitgliedsländer: sämtliche 27 EU-Mitgliedstaaten sowie Island, Liechtenstein, Norwegen, die Schweiz und die Türkei) bei Entscheidungen im Bereich „Verbesserung der Umwelt, die Einbeziehung von Umweltbelangen in die Wirtschaftspolitik und die Verwirklichung einer dauerhaften und umweltgerechten Entwicklung“¹⁶ unterstützt werden sollen.

1.1.1.3 Umweltpolitisch relevante Änderungen (Entscheidungsverfahren)

Wie oben erwähnt, wurden Rechtsakte vor dem Inkrafttreten des Vertrages von Maastricht basierend auf Art. 94 [ex-Art. 100] und 308 [ex-Art. 235] EGV mit Einstimmigkeit im Rat beschlossen. Alle Rechtsakte, die die Ziele des Art. 174 EGV verwirklichen sollen, werden fortan mit qualifizierter Mehrheit im Rat (Ausnahmen 175 Abs. 2) anhand Art. 251 EGV beschlossen. Weitere Änderungen ergeben sich im Verfahren des Entscheidungsprozesses. Das Kooperationsverfahren (Art. 252 EGV) wird durch das Mitentscheidungsverfahren (Art. 251 EGV) ersetzt, in dem das europäische Parlament ein echtes Vetorecht hat, und somit dem Ministerrat gegenüber gleichberechtigt ist (Knill 2003, S. 120ff). Durch diese Änderungen soll die Politik des „kleinsten gemeinsamen Nenners“ der ersten Phase effektiver gestaltet werden.

¹⁶ Generalbroschüre 2007, Die Europäische Umweltagentur, S. 3

1.1.2 Integrierter Umweltschutz

Der integrierte Umweltschutz kann als die Abkehr von der isolierten Betrachtung von Umweltmedien definiert werden, wodurch die Umwelt ganzheitlich und medienübergreifend betrachtet wird (interne Integration), wobei dieser Erklärungsansatz des integrierten Umweltschutzes als Gegenmodell zum traditionell in Deutschland ausgeübten medialen Umweltschutz steht (Breuer, 1981, S. 393).

Der Werdegang der europäischen Umweltpolitik hat gezeigt, dass diese nur dann effektiv ausgeübt werden kann, wenn sie nicht losgelöst von anderen Politikbereichen (medienübergreifende Politik) wie z.B. Regional-, Transport- und Landwirtschaft betrachtet wird (externe Integration). Dies schließt eine rechtliche und administrative Integration ein, wobei medienspezifisch unterschiedliche Regulationsanforderungen und Genehmigungsverfahren angeglichen und zusammengeführt werden sollen (Knill 2003, S. 43).

Weiter können solche Technologien oder Verfahren als integrierter Umweltschutz verstanden werden, die in den Produktions- bzw. Planungsablauf integriert sind und somit Umweltschäden vorsorgend ganz oder zumindest teilweise verhindern (Antes, 1995, S. 685). Dieses Verständnis des integrierten Umweltschutzes steht im Gegensatz zur sog. „End Of Pipe“ Technologie (Röckinghausen, 1998, S.38)

Die Idee des integrierten Umweltschutzes hat ihre Wurzeln im Integrationsprinzip des ersten umweltpolitischen Aktionsprogramms der EU (1973-76). Bestärkt wird das Integrationsprinzip durch die weitere Erwähnung in der EEA und die Konkretisierung im fünften umweltpolitischen Aktionsprogramm der EU (Calliess, 2003, S. 73).

Die Umsetzung von Maßnahmen im Rahmen des integrierten Umweltschutzes verlief bis jetzt sehr schleppend. Dies ist einerseits mit der vergleichsweise schwachen Position der GD Umwelt, andererseits in der Prioritätensetzung der Union zu erklären. Daher konnten bis jetzt nur zwei größere Maßnahmen in diesem Kontext durchgesetzt werden (Knill, 2003, S. 43). Als erstes ist der Komplex der Umweltprüfungen zu nennen, der einerseits die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)¹⁷ umfasst, „welche die medienübergreifende Betrachtung von

¹⁷ Richtlinie (85/337/EWG) des europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Juni 1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (ABl. EG Nr. L

Umweltauswirkungen als Genehmigungsvoraussetzung für bestimmte Projekte verlangt“ (Knull 2003, S. 43). Andererseits soll die strategische Umweltprüfung (SUP)¹⁸ auf Ebene von Plänen und Programmen Umweltauswirkungen frühzeitig ermitteln, beschreiben, und bewerten, sodass Belange der Umwelt bei Aufstellung oder Änderung von Plänen und Programmen frühzeitig berücksichtigt werden können (Art.1 SUP-RL). Weitere ähnliche ökologische Verfahren wie die FFH-Verträglichkeitsprüfung gehören nicht zu diesem Komplex (Hendler, 2008).

Zweitens soll die Richtlinie zur integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-RL)¹⁹ punktuelle Verschmutzungen von allen Anlagen, die im Anhang I der IVU-RL aufgeführt sind und somit eine Betriebsgenehmigung benötigen, die durch das Konzept der besten verfügbaren Technik (Art.2 Nr. 11 IVU-RL) erteilt wird, vermindern. Dadurch sollen einerseits Emissionen vor allem von Treibhausgasen, Säurebildnern und flüchtigen organischen Verbindungen verhindert werden, andererseits das Ökodumping auf europäischer Ebene ausgeschlossen werden.²⁰

175/40), geändert durch die Richtlinie 97/11/EG vom 3. März 1997, (ABl. EG Nr. L 73/5) und durch die Richtlinie 2003/35/EG vom 26. Mai 2003, (ABl. EG Nr. L 156/17).

¹⁸ Richtlinie (2001/42/EG) des europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Juni 2001 über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme (ABl. EU Nr. L 197/30)

¹⁹ Richtlinie 96/61/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (ABl. EU 257/32), aufgehoben durch Richtlinie (2008/1/EG) des europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (ABl. EU Nr. L 24/8)

²⁰ http://ec.europa.eu/environment/ipcc/index_de.htm; gelesen 20.2.2007, Seite am 26.1.2005 zum letzten mal aktualisiert

Tab. 2: Ziele, umweltpolitische Prinzipien und Steuerungsstrategien der umweltpolitischen Aktionsprogramme (Knill, 2004, S. 49)

Aktionsprogramme Nr.	Zeitraum	Ziele	Betonte Umweltprinzipien	Strategische Orientierung
1	1973-1976	Generelle Ziele -Vermeidung und Verringerung von Umweltschäden -Erhaltung des ökologischen Gleichgewichts -Umweltgerechte Strukturpolitik und Raumplanung	-Ursprungsprinzip -Verursacherprinzip -Angemessene Handlungsebene -Schonender Umgang mit natürlichen Ressourcen	-Rahmenvorgaben -Qualitätsziele
2	1977-1981	Fortschreibung des ersten Aktionsprogrammes		
3	1982-1986	Konkrete Prioritätenliste -Schutz des Mittelmeeres -Lärmschutz -Vermeidung grenzüberschreitender Emissionen -Regulierung gefährlicher Stoffe -Ausweisung von Naturschutzgebieten	-Prävention -Ursprungsprinzip -Verursacherprinzip -Integrationsprinzip -Integrierter Umweltschutz	
4	1987-1992	-Konkretisierung und Fortschreibung des 3.AP	Zusätzlich: Hohes Schutzniveau	-Konkretisierung und Fortschreibung des 3.AP
5	1993-2000	Fokus auf Steuerungszielen statt auf konkreten Umweltproblemen -Nachhaltige Entwicklung -Verbesserte Implementierung bestehender Maßnahmen	-Integrationsprinzip	-Informations- und Partizipationsrechte -Transparenz
6	2001-2010	-Definition von Aktionsfeldern -Neue Aktionsfelder (Klimawandel, biologische Vielfalt, nachhaltige Bewirtschaftung etc.)	-Integrationsprinzip	-Kooperation mit beteiligten und betroffenen Akteuren -Verbesserung der Kontrollmöglichkeiten -Politische und ökonomische Anreizstrukturen für umweltfreundliches Verhalten

1.2 Die strategische Umweltprüfung -eine Einführung-

Vor allem in den 60er Jahre wurden die Vereinigten Staaten von Amerika in Deutschland und Mitteleuropa mit technischem Fortschritt und Wohlstand gleichgesetzt. Das Leben in den USA wurde von der amerikanischen Bevölkerung als Verwirklichung des „American Dream“ angesehen, der zu dieser Zeit hauptsächlich²¹ den von Jedermann zu erlangenden Wohlstand durch Willensstärke und Arbeit beschreibt. Dieser Traum, eine beispielhafte Karriere vom Tellerwäscher zum Millionär zu durchlaufen, drohte, durch die Umweltbewegung „New Conservation Movement“, ausgelöst durch das 1962 erschienene Buch „Silent Spring“ von Rachel Carson, wie eine Seifenblase zu zerplatzen (Runge, 1998, S. 29). Rachel Carson kritisierte vor allem den exzessiven bzw. bedenkenlosen Gebrauch von DDT²² und verdeutlichte dessen schädliche Wirkung auf den Menschen. Spuren von DDT konnten in den Medien Luft, Wasser und Boden nachgewiesen werden und beschäftigten verschiedene Wirtschaftszweige wie Chemieindustrie, Landwirtschaft, Naturschutz und Nahrungsmittelbranche (Runge, 1998, S. 30). Es wurde schnell klar, dass eine sektorale Betrachtung von Umweltproblemen nicht mehr ausreichte, um die hier beispielhaft aufgeführte DDT-Problematik in den Griff zu bekommen.

1.2.1 Erste Schritte der strategischen Umweltprüfung

Der immer größer werdende Druck auf die amerikanische Regierung durch die ökologisch sensibilisierte und immer mehr mit der Umweltbewegung sympathisierende Bevölkerung führte 1969 zu der Verabschiedung des US National Environmental Policy Act (NEPA), der die Grundlage für das Environmental Impact Assessment (EIA), also der UVP in den USA, legte (Köppel, 2004, S. 171), welches sich prozedural nicht von der strategischen Umweltprüfung für Pläne und Programme unterscheidet (Jones, 2005, S. 14). Der Gedanke einer ausdrücklich medienübergreifenden Umweltpolitik findet so erstmalig seine gesetzliche Umsetzung.

²¹ Andererseits sah Martin Luther King beispielsweise im „american dream“ die Gleichbehandlung der Rassen

²² Dichlordiphenyltrichlorethan, wurde seit den 40er Jahren weltweit als Kontakt- und Fraßinsektizid verwendet

Bis zur europäischen SUP-RL wurde eine SUP bereits weltweit in 20 Staaten durchgeführt (Jones, 2005, S. 15). Seit der SUP-RL kommen nun alle europäischen Mitgliedstaaten hinzu.

1.2.2 Die strategische Umweltprüfung in Europa

1.2.2.1 Kurze geschichtliche Einführung zur SUP in Europa

In der Bundesrepublik Deutschland traten umweltpolitische Fragestellungen erst in den siebziger Jahren auf, ebenfalls wie in den USA durch Bürgerbewegungen veranlasst. Im Jahre 1971 erließ die Bundesregierung das erste Umweltprogramm, welches das Vorsorge-, Verursacher- und Kooperationsprinzip erstmalig als wesentliche Grundsätze beschreibt. Zur Umsetzung dieser Grundsätze wurden Bemühungen u.a. zur Entwicklung einer Umweltverträglichkeitsprüfung angestellt, die im Jahre 1978 niedergelegt wurden, da auf europäischer Ebene ein erster Gesetzesentwurf einer UVP ausgearbeitet vorgelegt wurde (Köppel, 2004, S. 171f). Erst sieben Jahre später, im Jahre 1985, konnte die Richtlinie zur Umweltverträglichkeitsprüfung für bestimmte öffentliche und private Projekte, jedoch nicht, wie von der Kommission gefordert, zusätzlich noch für Pläne, Programme und Politiken, durchgesetzt werden, obschon 1973 die Notwendigkeit einer alle Pläne umfassenden Umweltprüfung durch das erste Umweltaktionsprogramm proklamiert worden war (Feldmann, 2004, S. 104). Trotzdem sollte eine Prüfung auf strategisch höherem Niveau, um eine Überforderung der Behörden zu vermeiden, schrittweise eingeführt werden (Evers, 2004, S. 6f). Der Fünfjahresbericht der Kommission über die Anwendung und Wirksamkeit der UVP-RL vom 23 Juni 2003 verdeutlichte, dass erstens viele politische Entscheidungen, wie z.B. Standortwahl des Projektes, vor der Projektebene getroffen werden müssen, da sonst mögliche Alternativen in Bezug auf das zur Diskussion stehende Projekt sowie dessen Standortwahl nicht berücksichtigt werden könnten, und zweitens dass voraussichtliche erhebliche Umwelteinwirkungen so durch die verspätet erfolgende Umweltverträglichkeitsprüfung nicht ermittelt, beschrieben und bewertet werden könnten. Die Umweltverträglichkeitsprüfung ist daher für die Bewältigung solcher Schäden nicht relevant (Feldmann, 2004, S. 105). Der Fünfjahresbericht, das vierte und fünfte Umweltaktionsprogramm auf europäischer Ebene, sowie die Rio Konferenz 1992 auf außereuropäischer Ebene

erwähnen die Wichtigkeit der Einführung einer Umweltprüfung für Pläne und Programme (Lustig, 1998, S. 74), was schließlich am 27. Juli 2001 zum Inkrafttreten der Richtlinie zur strategischen Umweltprüfung führte. International gesehen kann die strategische Umweltprüfung, wie in Südafrika, einerseits auf freiwilliger Basis, andererseits auf rechtlicher verpflichtender Basis gehandhabt werden.

1.2.2.2 Ziel und Zweck

Die SUP-RL wurde nach der vorangegangenen Teilumsetzung im BauGB und ROG schließlich am 29. Juni 2005 wegen der sachlichen Nähe zum UVPG (Köppel, 2004, S. 270) als dessen dritter Teil in das nationale Recht umgesetzt, um so die nachhaltige Entwicklung zu fördern und ein hohes Umweltschutzniveau sicher zu stellen. Dies soll erreicht werden, indem „Umwelterwägungen bei der Ausarbeitung und Annahme von Plänen und Programmen, [...] die vorrausichtlich erhebliche Umweltauswirkungen haben, entsprechend dieser Richtlinie einer Umweltprüfung unterzogen werden“ (Art. 1 SUP-RL). Da die UVP gemäß UVPG und UVP-RL, erst beim letzten Planungsschritt durchgeführt wird, können irreversible Schäden bzw. Kosten entstehen (Köppel, 2004, S. 270). Dies zeigt die Wichtigkeit einer Umweltprüfung auf Ebene der Pläne und Programme, die jedoch nicht isoliert betrachtet werden darf, sondern als eine Ausweitung der Projekt-UVP. Nur durch die Kombination beider können kumulative und synergetische Umweltauswirkungen von mehreren im Plan vorgesehenen Projekten erkannt, bewertet und behoben werden (Calliess, 2006, S. 21).

1.2.2.3 Begriffsbestimmung strategische Umweltprüfung

Der Begriff „Plan-UVP“, der häufig in der deutschen Literatur für die strategische Umweltprüfung verwendet wird, ist an die Begrifflichkeit Projekt-UVP angelehnt, welche der Umweltverträglichkeitsprüfung nach UVP-RL und UVPG entspricht (Evers, 2004, S. 3). Jedoch wirft diese gewählte Begrifflichkeit einerseits Ungenauigkeiten auf, da sich der Geltungsbereich der SUP-RL auf Pläne und Programme erstreckt, und andererseits eine falsche Erwartungshaltung gegenüber dem Begriff der Umweltverträglichkeit. Die SUP erhebt nicht den Anspruch einer Prüfung der Verträglichkeit eines Planes oder Programms auf die Umwelt, wie

fälschlich aus dem Begriff der Umweltverträglichkeitsprüfung abgeleitet werden kann (Jacoby, 2000, S. 49f.). Mit der Begrifflichkeit Umweltprüfung liegt der Schwerpunkt somit voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen von Plänen und Programmen auf die Umwelt zu ermitteln, zu beschreiben und zu bewerten. Strategisch ist die Umweltprüfung zum einen, da die „Umweltprüfung auf einer strategisch höheren Ebene der Pläne und Programme durchgeführt wird, und zum anderen, weil sie sich nicht in einer Symptombeschreibung und Bewertung erschöpft, sondern indirekte, sekundäre und synergetische Effekte in eine Systembetrachtung zu integrieren vermag“ (Ziekow, 1999, S. 248). Aus diesen Gründen hat sich der Begriff der „strategischen Umweltprüfung“ durchgesetzt, der von dem US-amerikanischen Mutterbegriff „Strategic environmental assessment“ kurz „SEA“ abgeleitet wurde (Jacoby, 2000, S. 49).

1.2.2.4 Einbindung SUP in die europäische Umweltpolitik

Um die Entstehung und Ziele der strategischen Umweltprüfung besser verstehen zu können, ist es wichtig, diese im Zusammenhang mit dem gemeinschaftlichen umweltpolitischen Denken der letzten Jahre zu betrachten. Die Strategische Umweltprüfung wird einerseits als Ausprägung des Vorsorgeprinzips, andererseits als Teil des seit der EEA immer wichtiger werdenden integrierten Umweltschutzes angesehen (Calliess, 2006, S. 28f).

1.2.2.5 SUP und Vorsorgeprinzip

Gemäß des ersten Erwägungsgrundes zur SUP-RL soll die SUP, basierend auf dem Vorsorgeprinzip, eines der Leit- und Strukturprinzipien der europäischen Umweltpolitik (gem. Art 174 Abs. 2), zur Verwirklichung der in Art. 174 Abs. 1 EGV genannten Ziele beitragen. Weiterhin fordert Art. 6 EGV eine Einbeziehung des Umweltschutzes bei der Festlegung von Gemeinschaftspolitiken und –maßnahmen, um eine nachhaltige Entwicklung zu gewährleisten. Die Verwirklichung dieser Forderungen soll durch die strategische Umweltprüfung unterstützt werden (erster Erwägungsgrund).

Beide genannten Faktoren zur Umsetzung des Vorsorgeprinzips durch die strategische Umweltprüfung setzen den Aspekt der Frühzeitigkeit voraus, durch den der Umweltschutz schon auf der abstrakten Gestaltungs- und Planungsebene einbezogen wird (Calliess, 2006, S. 28).

1.2.2.6 SUP im integrierten Umweltschutz

Der medienübergreifende Charakter der internen Integration wird in Art. 5 Abs. 1 i.V.m. Anhang 1 lit. f SUP-RL deutlich. Aus dieser Regelung ergibt sich, dass Informationen zu erheblichen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt, die Bevölkerung, die Gesundheit des Menschen, Fauna, Flora, Boden, Wasser, Luft, klimatische Faktoren, Sachwerte, das kulturelle Erbe einschließlich architektonisch wertvoller Bauten und der archäologischen Schätze, die Landschaft und die Wechselwirkung zwischen diesen Faktoren im Umweltbericht angegeben werden müssen, der das Herzstück einer SUP darstellt.

Die externe Integration wird in Art. 3 SUP-RL, der den Geltungsbereich der strategischen Umweltprüfung beschreibt, ersichtlich. Art. 3 Abs. 2 lit. a SUP-RL gibt mit Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischerei, Energie, Industrie, Verkehr, Abfall, Wasserbewirtschaftung, Telekommunikation, Fremdenverkehr, Raumordnung und Bodennutzung die politischen Bereiche an, für deren Pläne und Programme eine SUP erstellt werden muss.

Die strategische Umweltprüfung verbindet somit, einerseits durch ihren umweltextern orientierten Geltungsbereich, andererseits durch frühzeitige Einbeziehung von Umweltbelangen durch die zuständigen Behörden gemäß Artikel 6 EGV, interne und externe Integration.

1.2.2.7 Das Verfahren der SUP

Nach *Calliess* (2006, S. 34) bestehen sechs Verfahrensschritte:

1. Konkretisierungsphase

Die erste Phase einer strategischen Umweltprüfung besteht erstens aus der Feststellung der SUP-Pflicht eines Plans oder Programms (Screening) und zweitens in der Festlegung des inhaltlichen Rahmens des Umweltberichtes (Scoping).

Screening

Nicht jeder Plan oder jedes Programm erfordert die Prüfung durch eine SUP. Der erste Verfahrensschritt einer strategischen Umweltprüfung ist somit die Feststellung der Prüfpflicht. Pläne und Programme sind gemäß Art. 2 lit. a SUP-RL alle jene Pläne und Programme, die erstens, „von einer Behörde [...] ausgearbeitet und/oder angenommen, oder von einer Behörde für die Annahme durch das Parlament oder Regierung im Wege eines Gesetzgebungsverfahrens ausgearbeitet werden“, und zweitens die „aufgrund von Rechts- oder Verwaltungsvorschriften erstellt werden“, wobei alle durch die Europäische Union mitfinanzierten Pläne und Programme eingeschlossen sind. Der Geltungsbereich der SUP-RL umfasst daher gemäß Art. 3 Abs. 1 SUP-RL alle die Pläne und Programme mit erheblichen Umweltauswirkungen, die unter Artikel 3 Abs. 2-4 SUP-RL fallen. Die Prüfpflicht für Pläne und Programme kann somit obligatorisch oder konditional sein. Pläne und Programme mit einer obligatorischen Prüfpflicht sind einerseits jene aus den Bereichen Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischerei, Energie, Industrie, Verkehr, Abfall, Wasserbewirtschaftung, Telekommunikation, Fremdenverkehr (Art. 3 Abs. 2 lit. a SUP-RL), andererseits solche, die eine Verträglichkeitsprüfung gemäß Art. 6 oder 7 FFH-RL, wegen erheblicher Auswirkungen auf durch die FFH-RL geschützten Gebiete, verursachen (Art. 3 Abs. 2 lit. b SUP-RL).

Für Pläne und Programme, die eine Nutzung von kleineren Gebieten auf lokaler Ebene vorschreiben, gilt eine konditionale Prüfpflicht. Auch ausgenommen von der obligatorischen Pflicht sind geringfügige Änderungen, solange sie keine erheblichen Umweltauswirkungen verursachen, sowie alle anderen Pläne und Programme, die

nicht explizit obligatorisch geprüft werden müssen, wie beispielsweise private Pläne²³ (Calliess, 2006, S. 22f). Somit erstreckt sich das Recht der SUP lediglich auf hoheitliche Pläne und Programme im Gegensatz zu privaten Plänen und Programmen.

Weder in der Richtlinie noch in der nationalen Umsetzung wird zwischen Plänen und Programmen unterschieden. Nach Evers (2004, S. 32) ist die Benennung „Plan“ oder „Programm“ beliebig und an die ungenauen Formulierungen der nationalen Planungssysteme angelehnt. In den Bundesländern der Bundesrepublik Deutschlands sind die Ziele der Raumordnung und Landesplanung in Bayern (Art. 13 Abs. 1 BayLPIG) und Rheinland Pfalz (§ 5 Satz 1 LPIG) beispielsweise im Landesentwicklungsprogramm in Baden Württemberg (§ 3 Abs. 1 Satz 2 BaWüLPIG) und Hessen (§ 7 Abs. 1 HLPG) beispielsweise im Landesentwicklungsplan, zu finden. Die Formulierungen Landesentwicklungsplan und Landesentwicklungsprogramm sind zwar verschieden, haben aber dieselbe inhaltliche Bedeutung. Pläne und Programme müssen somit gleich behandelt werden (vgl. Calliess, 2006, S. 22), und die Benennung darf keinen Einfluss auf die Anwendbarkeit der Richtlinie haben.

Wichtig jedoch ist die Abgrenzung zur Projektebene, also der UVP unterliegenden Vorhabensebene. Auf der Ebene der Pläne und Programme werden noch keine abschließenden Entscheidungen über die Zulässigkeit eines Vorhabens getroffen. Es handelt sich um eine dem Zulassungsverfahren vorgelagerte Entscheidungsebene, auf der Festlegungen getroffen werden, die spätere Einzelentscheidungen erst vorbereiten. Weiterhin besteht ein Gestaltungsspielraum, innerhalb dessen der Planungsträger Alternativen oder Varianten, wie z.B. die Standortwahl, zu betrachten und abzuwägen hat (Calliess, 2006, S. 22).

Scoping

Durch das sog. „Scoping“ wird gemäß Art. 5 Abs. 4 der SUP-RL der Untersuchungsrahmen, also der Umfang und die Tiefe der Untersuchung, sowie die Methoden, welche vom gegenwärtigen Wissensstand abhängig sind, festgelegt. So

²³ Ausgenommen davon sind private Pläne, die zwar von Privaten -etwas Consulting-Büros- erstellt, dann aber von einer Behörde angenommen werden (Callies, a. a. O. S. 22)

wird ermittelt, welche Teile des Plans oder Programms auf welche Art und Weise geprüft werden müssen. Indirekt wird daher der inhaltliche Umfang des Umweltberichtes umrissen. Auch wenn nur Behörden nach Art. 6. Abs. 3 SUP-RL am Prozess beteiligt sein müssen, sollten Umweltverbände integriert werden (Calliess, 2006, S. 37ff.).

In der Konkretisierungsphase muss der administrative Aufwand so gering wie möglich ausfallen. Mehrfachprüfungen können durch ebenenspezifische Abschichtungen von Prüfungsinhalten vermieden werden. Eine solche Abschichtung ist von der Stellung des Plans oder Programms im Entscheidungsprozess abhängig (Köppel, 2004, S. 281). Sind vorangegangene Prüfungsergebnisse nicht aktuell und hinreichend, so sind ergänzende Untersuchungen erforderlich.

2. Informationsphase

Das Herzstück der strategischen Umweltprüfung ist die Erstellung des Umweltberichtes, der die Grundlage für die weiteren Verfahrensschritte darstellt (Calliess, 2006, S. 38). Nach Art. 5 Abs. 1 SUP-RL sollen durch den Umweltbericht die Prüfungsergebnisse der Behörden zusammengefasst werden und somit die erheblichen Umweltauswirkungen, die von Plänen und Programmen ausgehen, ermittelt, beschrieben und bewertet werden. Im Anhang I der Richtlinie werden die dazugehörigen Informationen angegeben. Desweiteren müssen Angaben über die geplanten Maßnahmen zur Kontrolle und Entwicklung der erheblichen Umweltauswirkungen im Umweltbericht getätigt werden.

3. Kommunikationsphase

Der Plan- oder Programmentwurf sowie der Umweltbericht müssen so früh wie möglich den zuständigen Behörden und der Öffentlichkeit bereitgestellt werden, um eine effektive Stellungnahme in ausreichend bemessenen Fristen zu gewährleisten (Art. 6 Abs. 1 SUP-RL). Die zu konsultierenden Behörden werden durch die Mitgliedstaaten selbst bestimmt (Art. 6 Abs. 3 SUP-RL).

Der Begriff der Behörde erfährt weder in der SUP- noch in der FFH- und Vogelschutzrichtlinie (Evers, 2004, S. 38) eine Konkretisierung. Der Richtliniengeber

setzt zudem voraus, dass Mitgliedstaaten mit der inhaltlichen Bedeutung des Begriffes vertraut sind und es daher keiner weiteren und wiederholenden Konkretisierung bedarf. In der UVP-RL hingegen werden zuständige Behörden gemäß Art. 1 Abs. 3 als jene Behörden definiert, die vom jeweiligen Mitgliedsstaat zur Durchführung der Richtlinie bestimmt wurden. Diese Definition gilt zwar auch für die SUP-RL, füllt den Begriff inhaltlich aber nicht aus. Die Funktion des Begriffes der Behörde, eine Abgrenzung zu privaten Vorhaben zu schaffen, ist jedoch eindeutig (Art. 2 lit. A SUP-RL).

Zu dem weit definierten Begriff der Öffentlichkeit zählen erstens alle diejenigen, die vom Entscheidungsprozess betroffen oder voraussichtliche betroffen sind oder ein Interesse daran haben, und zweitens relevante Nichtregierungsorganisationen wie staatlich anerkannte Naturschutz- und Umweltverbände (Calliess, 2006, S. 42). Für die Beteiligung der Öffentlichkeit muss eine geeignete Ebene gefunden werden, da Pilotstudien in Österreich zeigten, dass Bürger an einer abstrakten Planungsebene kaum teilnehmen wollen. Daher sollte nicht auf jeder Ebene ein Erörterungstermin stattfinden. Zur Umsetzung der Beteiligung eignet sich besonders die Möglichkeit des „e-government“ (z.B. Eifert, 2006, S. 115ff).

Treten voraussichtlich erhebliche grenzüberschreitende Umweltauswirkungen auf, müssen die betroffenen Mitgliedstaaten konsultiert werden.

4. Entscheidungsphase

Innerhalb der Entscheidungsfindung, in welchem Rahmen der Plan bzw. das Programm angenommen oder dessen Einbringung ins Gesetzgebungsverfahren beschlossen wird, verpflichtet die SUP-RL den Planungsträger, die im Umweltbericht dargestellten Belange der Umwelt zu berücksichtigen. Diese Verpflichtung jedoch hat keine materiellrechtlichen Folgen, da, wie häufig in der Literatur erwähnt, die strategische Umweltprüfung einen rein prozeduralen Charakter hat (Calliess, 2006, S. 43). Bei jener Entscheidung treffen einerseits Faktoren des integrierten Umweltschutzes, der prozedurale und materielle Aspekte vereint (Art. 5 Abs. 1 i.V.m. Anhang I lit. f SUP-RL), und andererseits Inhalte des 9. Erwägungsgrundes, welcher den Verfahrensaspekt der Richtlinie ausdrücklich betont, aufeinander. Auch hier bleibt für die Zukunft noch Klärungsbedarf.

5. Publizitätsphase

Gemäß Art. 9 SUP-RL müssen die endgültigen Entscheidungen den betroffenen Behörden (gem. Art. 6 Absatz 3) und der Öffentlichkeit (gem. Art. 7) mitgeteilt werden. Zusätzlich ist eine zusammenfassende Erklärung zu erstellen, in der „gemäß Art. 9 Abs. 1 lit. b SUP-RL dargestellt wird, auf welche Art und Weise Umwelterwägungen sowie die gegebenenfalls abgegebenen Stellungnahmen und die Ergebnisse der Konsultationen in die Endentscheidungen einbezogen wurden bzw. warum der angenommene Plan bzw. Programm gegenüber anderen möglichen Lösungsvarianten bevorzugt wurde“ (Calliess, 2006, S. 44). Zusätzlich müssen Maßnahmen zur Überwachung gem. Art. 10 SUP-RL zugänglich gemacht werden.

6. Kontrollphase

Bis jetzt wurde an verschiedenen Stellen auf die Ähnlichkeit zwischen der SUP und der UVP hingewiesen. Die Kontrollphase, also die Erstellung eines Monitoringsystems ist eine Neuigkeit, die das Inkrafttreten der SUP-RL mit sich brachte. Weder die als Vorlage anmutende UVP-RL, noch die FFH-RL weisen im Gegensatz zu der Wasserrahmenrichtlinie²⁴ (WRRL) ein Monitoringsystem auf. Worauf beziehen sich jedoch die Monitoringmaßnahmen, bzw. was wird überwacht? Vorrangig solche Umwelteinwirkungen, die während der Umweltprüfung als erheblich eingestuft wurden, da beispielsweise die Intensität ihrer Auswirkungen von der Prognose abweichen kann. Unvorhergesehene negative Auswirkungen können so ermittelt und Abhilfemaßnahmen gegebenenfalls eingeleitet werden (Art. 10 Abs. 1 SUP-RL). Weiterhin müssen Umwelteinwirkungen im Auge behalten werden, die als nicht erheblich diagnostiziert wurden, um somit eine unvorhergesehene Erheblichkeit der Einwirkung rechtzeitig zu erkennen (Roder, 2004, S. 323f).

Zur Steigerung der Effektivität des Systems können gemäß Art. 10 Abs. 2 SUP-RL bestehende Überwachungsmechanismen verwendet werden. Dies können beispielsweise anlagebezogene Überwachungsmaßnahmen nach der IVU-RL oder Monitoring nach Art. 8 der WRRL sein. Weiterhin können die Ergebnisse des

²⁴ Richtlinie (2000/60/EG) des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABl. EU Nr. L 327/1), geändert durch Entscheidung (2455/2001/EG) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 (ABl. EU Nr. L 331/1)

Monitorings als Qualitätskontrolle der Umweltprüfung dienen, wodurch Fehler in folgenden strategischen Umweltprüfungen vermieden werden können (Calliess, 2006, S. 44):

Weiterhin trägt Art. 10 SUP-RL zur Synchronisierung mit der FFH-RL bei. Art. 6 Abs. 4 Satz 1 FFH-RL besagt, dass wenn ein Plan oder Programm besonderem öffentlichen Interesse (z.B. Schaffung von Arbeitsplätzen) unterliegt, dieser, auch wenn die Verträglichkeitsprüfung gemäß FFH-RL negativ verlaufen und keine Alternativlösung möglich ist, genehmigt werden kann. Hierbei ist die Genehmigung an die Voraussetzung der Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen durch den Mitgliedsstaat gebunden, um die Kohärenz von Natura 2000 zu schützen. Die FFH-RL schreibt jedoch kein Monitoring dieser Ausgleichsmaßnahmen vor, um den Erfolg und die Effektivität dieser Maßnahmen zu ermitteln und zu bewerten. Gemäß Art. 3 Abs. 2 lit. b SUP-RL erstreckt sich der Geltungsbereich der strategischen Umweltprüfung auch auf Pläne und Programme, die wegen ihrer voraussichtlichen Umwelteinwirkungen eine Verträglichkeitsprüfung nach Art. 6 oder 7 FFH-RL verursachen. In diesen „FFH-Fällen“ der strategischen Umweltprüfung bezieht sich das Monitoring auch auf entstehende Ausgleichsmaßnahmen nach Art. 6 Abs. 4 FFH-RL, da diese Bestandteil des Plans oder Programms sind (Bunge, 2004, S. 208).

Alle zu tätigenen Maßnahmen müssen gemäß Anhang I lit. i SUP-RL im Umweltbericht aufgelistet und beschrieben werden.

1.3 Fragestellung und Gliederung

In vielen nationalen Rechtsnormen findet der unbestimmte Rechtsbegriff voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen Verwendung. Beispielsweise werden schädliche Umweltauswirkungen bzw. schädliche Bodenveränderungen im Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) bzw. Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) als Immissionen bzw. Bodenveränderungen definiert, die geeignet sind Gefahren, „erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen“ herbeizuführen (§ 3 Abs. 1 BImSchG). Eingriffe in Natur und Landschaft sind gemäß § 18 Abs. 1 BNatSchG Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen oder Veränderungen des mit der belebten Bodenschicht in Verbindung stehenden Grundwasserspiegels, die die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild erheblich beeinträchtigen können. Innerhalb der strategischen Umweltprüfung kommt dem Begriff der voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen in den Verfahrensschritten „Feststellung der SUP-Pflicht“, „Erstellung des Umweltberichtes“ und dem „Monitoring“ eine entscheidende Schlüsselfunktion zu.

Allen Rechtsnormen ist gemeinsam, dass dieser Begriff bis jetzt nicht ausfüllend konkretisiert werden konnte. Dazu Gassner (2003, S. 573): „In Fällen, in welchen der Rechtsstoff in so hohem Maße wie hier von naturwissenschaftlichen, insbesondere biologischen Gesetzmäßigkeiten geprägt wird, stoßen Rechtsbegriffe an ihre Grenzen.“ Weiterhin wird die Konkretisierung des Begriffes geschickt umgangen, indem wiederum nach Gassner (2005, S. 258) der Normzweck des jeweiligen Gesetzes entscheidend ist und nicht der Gebrauch des Begriffes der Erheblichkeit. Da aber eine sinnvolle Anwendung dieser Gesetze und somit ein effektiver Naturschutz nur durch deren Konkretisierung geschehen kann, soll diese Arbeit einen Beitrag leisten, den weitgehend leeren Begriff der „voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen“ mit naturwissenschaftlich (juristisch) angelegten Interpretationen zu füllen. Als Rahmen dient hierzu die strategische Umweltprüfung und vornehmlich das Schutzgut der biologischen Diversität (auch Biodiversität).

Die strategische Umweltprüfung umfasst gemäß § 2 Abs. 1 Nr. 1, Abs. 4 Satz 2 UVPG u.a. die Schutzgüter Flora, Fauna und biologische Diversität. Auch wenn nach Hender (2009, S. 22) das Schutzgut der biologischen Diversität nur „klarstellenden

Charakter“ hat und keine großen substantiellen Erkenntnisse liefert, so kann zumindest aus naturwissenschaftlicher Sicht die formale Dreiteilung dieser Schutzgüter im UVPG aus nachfolgenden Gründen so nicht übernommen werden. Der Begriff der Biodiversität umfasst gemäß CBD die Ebenen der Arten, Lebensräume und der Genetik. Somit sind die Schutzgüter Flora und Fauna im Schutzgut der biologischen Diversität enthalten und dürfen daher nicht separat betrachtet werden. Wenn im Folgenden vom Schutzgut der Biodiversität gesprochen wird, so schließt diese Formulierung die Schutzgüter Flora, Fauna und die biologische Diversität ein.

Die vorliegende Dissertation gliedert sich in drei eigenständige Teilkomplexe, anhand derer die Fragestellung aus juristischen und naturwissenschaftlichen Sichtweisen diskutiert wird:

Teilkomplex I

Der Teilkomplex „Erheblichkeit in Theorie und Praxis“ beleuchtet die Problematik des unbestimmten Rechtsbegriffes aus juristischer Sicht. Zuerst wird geprüft, ob und was die SUP-RL, das UVPG und weitere Rechtsnormen (BImSchG, BBodSchG, BNatSchG) aus dem Bereich des Umweltrechts zur Konkretisierung des Begriffes beizutragen vermögen. Ist die theoretische Ebene geprüft, so ist es notwendig, den Umgang in der Praxis mit dem Begriff „voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen“ in die Betrachtung einzubeziehen. Dazu werden Umweltberichte gemäß § 14g Abs. 2 Satz 5 UVPG analysiert.

Teilkomplex II

Im zweiten Teilkomplex „Erheblichkeit in Raum und Zeit“ werden einerseits natürliche und andererseits anthropogene Auswirkungen auf die Biodiversität dargelegt. Die SUP ermittelt, beschreibt und bewertet die voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen von Plänen und Programmen. Daher werden nur Auswirkungen einbezogen, die von Plänen und Programmen ausgehen und somit anthropogenen Ursprungs sind. Das Schutzgut Biodiversität wurde in der Vergangenheit seit der Diversifizierung der vielzelligen Lebewesen während der Kambriumexplosion maßgeblich beeinflusst. Die Diskussion über die natürliche Beeinflussung der biologischen Vielfalt, sei es durch Vulkanismus,

Meteoriteneinschläge oder andere Veränderungen der Lebensbedingungen soll erstens darlegen, dass gerade die biologische Diversität ein wandelbares System darstellt, welche aber in der Raumplanung nur mit Hilfe von Momentaufnahmen bewertet werden kann und muss. Zweitens können Hinweise zur Dimensionierung des unbestimmten Rechtsbegriffes gegeben werden.

Anschließend erfolgt eine Ausarbeitung über die anthropogenen Gefährdungen auf die Biodiversität gegeben, um die Faktoren herauszustellen, die die Biodiversität maßgeblich beeinflussen. Zusätzliche sollen Hinweise gegeben werden, in welcher Art und Weise diese Faktoren in die SUP integriert werden können.

Teilkomplex III

Nachfolgend wird der Begriff der voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen in einem dritten Teilkomplex auf genetischer Ebene diskutiert. Aus diesem Grund wurden zwei Genabschnitte der mtDNA, erstens die Cytochrom Oxidase I (COI) und zweitens die Control Region (CR) von 30 Populationen des silbergrünen Bläulings *Polyommatus coridon* analysiert. Diese 30 Populationen sind gleichmäßig über das Verbreitungsgebiet verteilt und bieten somit einen aussagekräftigen Überblick über die genetische Konstitution der gesamten Art.

Abschließend werden die Ergebnisse der drei Teilkomplexe in einer abschließenden Diskussion gebündelt und interpretiert.

2. Erheblichkeit in Theorie und Praxis

Die Richtlinie zur strategischen Umweltprüfung wurde 2005 im UVPG umgesetzt und somit zum geltenden Recht. Daher soll geprüft werden, ob erstens das UVPG, und zweitens weitere ausgewählte Rechtsnormen einen Beitrag zur Konkretisierung des unbestimmten Rechtsbegriffes der „Erheblichkeit“ leisten können. Ist die theoretische Ebene abgehandelt, so muss im nächsten Schritt geprüft werden, wie in der Praxis der unbestimmte Rechtsbegriff „voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen“ gehandhabt wird. Dazu wurden vier Umweltberichte nach § 14 g UVPG aus drei verschiedenen Bundesländern analysiert. Dies soll sowohl zeigen, wie die zuständigen Behörden mit dem Begriff umgehen, als auch welche Schlüsse daraus gezogen werden können.

2.1 Voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen innerhalb der strategischen Umweltprüfung

Das Ziel der strategischen Umweltprüfung ist es, im Sinne des Vorsorgeprinzips voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen, die von Plänen oder Programmen ausgehen, zu erkennen, zu beschreiben und zu bewerten, um somit eine nachhaltige Entwicklung zu fördern. Was nun aber „voraussichtliche erhebliche“ Umweltauswirkungen sind, wird weder in der SUP-RL, noch in deren Umsetzung im UVPG näher konkretisiert. Um sich der Begrifflichkeit aus juristischer Sicht zu nähern, wird nachfolgend geprüft, welche Informationen die SUP-RL sowie das UVPG beinhalten, und welche Rückschlüsse daraus gezogen werden können.

Gemäß Anhang I (f) der SUP-RL müssen „voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen, einschließlich der Auswirkungen auf Aspekte wie die biologische Vielfalt, die Bevölkerung, die Gesundheit des Menschen, Fauna, Flora, Boden, Wasser, Luft, klimatische Faktoren, Sachwerte, das kulturelle Erbe einschließlich der architektonisch wertvollen Bauten und der archäologischen Schätze, die Landschaft und die Wechselbeziehung zwischen den genannten Faktoren“, in den Umweltbericht aufgenommen werden. Zusätzlich müssen sekundäre, kumulative, synergetische, kurz-, mittel- und langfristige, ständige und vorübergehende, positive und negative Auswirkungen einbezogen werden (Fußnote

Anhang I SUP-RL). Dies impliziert, auch positive Auswirkungen im Umweltbericht zu berücksichtigen.

2.1.1 Der Begriff der „voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen“

Die Umweltauswirkungen, die durch die SUP ermittelt, beschrieben und bewertet werden, müssen sowohl über ihre Erheblichkeit als auch ihre Voraussehbarkeit charakterisiert sein. Letzteres bedeutet, dass die Umweltauswirkungen mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit behaftet sind, d.h. Umweltauswirkungen müssen zum Zeitpunkt der Erstellung des Umweltberichtes vorhersehbar und bei Umsetzung des Planes oder Programms wahrscheinlich sein (Uebbing, 2004, S. 58ff).

2.1.2 Zur Eintrittswahrscheinlichkeit von Umweltauswirkungen

Welche Wahrscheinlichkeit gegeben sein muss, wird weder in der SUP-RL, noch im UVPG weiter konkretisiert. Als Orientierung könnte jedoch, wie von *Hoppe* (2007, S. 463) vorgeschlagen, der juristisch vielfältig verwendete Begriff der „hinreichenden Wahrscheinlichkeit“ dienen, auch wenn diese, wie der Autor meint, vielleicht sogar allzu strenge Maßstäbe setzen würde. Allerdings müssen die Überlegungen noch davor ansetzen.

Es handelt sich um die Bewertung der Wahrscheinlichkeit des Eintritts eines zukünftigen Ergebnisses. Die diesbezügliche Zukunft soll gleichsam anhand von Informationen über bereits vorhandene Wirkmechanismen vorentworfen werden. Das funktioniert allerdings nur dann in aus naturwissenschaftlicher Sicht zufrieden stellenden Weise, wenn alle Wirkmechanismen (Variablen) bekannt und auch ihr Kausalverhalten zumindest statistisch berechenbar ist. Dies ist jedoch bei der Vielfalt der Variablen und der Fülle ihrer noch nicht bekannten Wirkweisen auf so breiter Ebene schlicht nicht möglich. Es verbleibt eine Situation, in der eine große Menge von Einzelinformationen über Variablen und ihre potentielle Wirkweise²⁵ bestehen, der Gesamtzusammenhang aller relevanten Informationen aber nicht erkennbar wird. Damit erhält die Wahrscheinlichkeitsprognose eine Ungewissheit, die grundsätzlich

²⁵ Insofern stellt sich an dieser Stelle noch nicht einmal die Frage, ob auch alle Variablen kontrolliert werden, da sie in ihrer Gesamtheit ja nicht einmal bekannt sind

nicht exakt berechenbar ist. Bei der Auslegung des Gesetzes ist man jedoch gehalten, sich mit dieser Wahrscheinlichkeitsprognose auseinanderzusetzen. In Ermangelung methodisch und inhaltlich erforderlicher Informationen gerät die vom Gesetz geforderte Wahrscheinlichkeitsprognose zu einer Schätzung, also einem weniger naturwissenschaftlichen denn geisteswissenschaftlich-normativen Vorgang. Da beide methodischen Vorgehensweisen sich nicht unerheblich voneinander unterscheiden, ist eine Klarstellung zur Vermeidung von Missverständnissen geboten. Denn es besteht die Gefahr, dass einige der verfügbaren naturwissenschaftlichen Informationen ohne Rücksicht auf ihre Bedeutung im unbekanntem Gesamtzusammenhang verabsolutiert und als hinreichend für eine valide Einschätzung der Wahrscheinlichkeit genommen werden. Das wäre jedoch unzulässig.

Gleichwohl beschreibt dies ein Dilemma. Man hat (begrenzte) naturwissenschaftliche Informationen, die für sich wertvoll sind, aber für die Prognose in nicht bekanntem Ausmaß unzureichend sind. Wie also sollen diese Informationen dennoch eingebracht werden?

Bei dieser Sachlage bleibt nur zweierlei zu tun. Zunächst einmal muss offen gelegt werden, dass die Bewertung der Wahrscheinlichkeit trotz der Flankierung durch relevante Informationen und ihrer Berechnung immer eine Schätzung bleibt. Diese Schätzung muss aber zweitens eine fachkompetente sein. Also sollten nur auf dem jeweils betroffenen Sachgebiet kompetente Naturwissenschaftler eine solche Schätzung vornehmen dürfen, da nur so die erforderliche Vorsicht im Umgang mit den Informationen und ihrer subjektiven Hochrechnung gewährleistet erscheint.

Hieraus folgt aber auch, dass die Differenzierung zwischen unterschiedlichen Graden der Wahrscheinlichkeit (mittlere, hinreichende, hohe) nicht sehr sinnvoll erscheint, weil es für eine derartige Differenzierung an auch nur ansatzweise zuverlässigen Kriterien fehlt.

Immerhin aber haben diese Unterscheidungen im Recht eine lange Tradition²⁶ und auf diese Weise eine Art von quantitativer Anmutung entwickelt, die auf der Ebene von Evidenz und Plausibilität eine gewisse und in Einzelentscheidungen

²⁶ Etwa im Strafrecht, wo zwischen 4 Verdachtsgraden unterschieden wird, vgl. ausführlich dazu H.H. Kühne NJW 1979, 617; ders. Strafprozessrecht. Eine systematische Darstellung des deutschen und europäischen Strafrechts, 7. Aufl. 2007, S. 175 ff; Schulz, Normiertes Misstrauen. Der Verdacht im Strafverfahren, 2000, passim

nachvollziehbare Differenzierung ermöglicht. Wenn man dies und die obigen Überlegungen berücksichtigt, wäre gegen eine derartige Differenzierung nichts einzuwenden. Dann wäre es sicher auch zweckmäßig, vielleicht sogar sachgerecht und zutreffend, eine großzügige Interpretation zu fordern, die eine niedrige Wahrscheinlichkeit ausreichen lässt, bei welcher auch das Ausmaß der voraussichtlichen Umweltauswirkungen zu berücksichtigen ist, was eine zusätzliche Unschärferelation mit einbringt.

2.1.3 Erhebliche Umweltauswirkungen innerhalb der SUP

Dem Begriff der erheblichen Umweltauswirkungen kommt innerhalb der SUP, wie auch in weiteren Rechtsnormen, eine zentrale Rolle zu. Gemäß Art. 1 SUP-RL müssen Pläne und Programme, die voraussichtlich erhebliche Umweltauswirkungen verursachen, während der Ausarbeitung und Annahme einer Umweltprüfung unterzogen werden. Innerhalb dieser Umweltprüfung tritt jener unbestimmte Rechtsbegriff in verschiedenen Verfahrensschritten auf: Dem Screening gemäß § 14b UVPG, während der Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen im Umweltbericht nach § 14g Abs. 2 Satz 1 Nr. 5 UVPG sowie dem Monitoring der Umweltauswirkungen gemäß § 14m Abs. 1 UVPG. Der Erheblichkeitsbegriff bei den verschiedenen Verfahrensschritten ist jedoch nicht identisch (Hoppe, 2007 S. 214). Zu unterscheiden ist die Bedeutung des Begriffes im Feststellungsverfahren zur SUP-Pflicht einerseits, und bei der Beschreibung und Bewertung der Umweltauswirkungen innerhalb des Umweltberichtes andererseits. Da sich das Monitoring gemäß § 14m UVPG auf erhebliche Umweltauswirkungen, die im Umweltbericht ermittelt, beschrieben und bewertet wurden, bezieht, ist der Begriff der Erheblichkeit nach § 14m Abs. 1 UVPG gemäß § 14g Abs. 2 Satz 1 Nr. 5 UVPG zu definieren. Trotz des unterschiedlichen Wesens des Begriffes innerhalb der SUP bleibt dessen verfahrenlenkender Charakter identisch.

2.1.3.1 Erheblichkeit gemäß § 14b Abs. 4 UVPG

Nicht für jeden Plan oder jedes Programm besteht nach dem UVPG eine Pflicht zur Durchführung einer strategischen Umweltprüfung. Die Bestimmung der SUP-Pflicht wird im UVPG über die § 14b bis 14d geregelt. Sie kann, wie dargelegt, obligatorisch

(gemäß § 14b Abs. 1 Nr. 1 UVPG) oder fakultativ (gemäß § 14b Abs. 2-4 UVPG) sein. Ist die SUP-Pflicht fakultativ, so hängt die Durchführung einer SUP gemäß § 14b Abs. 4 UVPG von einer Vorprüfung des Einzelfalls ab. Wird so eine Erheblichkeit der Umweltauswirkungen festgestellt, ist die SUP-Pflicht zu bejahen. Innerhalb einer solchen Vorprüfung (Screening) werden aber nur solche Umweltauswirkungen hinsichtlich ihrer Erheblichkeit geprüft, die nach § 14k Abs. 2 UVPG zu berücksichtigen sind. Weiterhin werden in der Anlage 4 UVPG Kriterien für die Vorprüfung im Einzelfall gegeben, die von den zuständigen Behörden innerhalb der überschlägigen Prüfung berücksichtigt werden müssen (§ 14b Abs. 4 Satz 1). Da die SUP ein Instrument einer wirksamen Umweltvorsorge ist, muss sie jedenfalls dem Prinzip der Verhältnismäßigkeit unterworfen werden, das dem Gebot der Vorsorge immanent ist. Somit ist zu prüfen, ob der Aufwand eines formalisierten Prüfverfahrens in Bezug auf dessen Nutzen gerechtfertigt ist (Hendler, 2004, S. 132).

Nach *Hoppe* (2007, S. 217) sind sowohl die Erheblichkeit, als auch deren Eintrittswahrscheinlichkeit § 14b Abs. 4 Satz 1 UVPG weiter zu fassen als bei der Entscheidung über den Plan oder das Programm gemäß § 14g Abs. 3 UVPG. Daher ist es möglich, dass Auswirkungen, die während der frühzeitigen und überschlägigen Vorprüfung als erheblich angesehen wurden, sich bei eingehender Prüfung als nicht erheblich herausstellen.

2.1.3.2 Kriterien der Anlage 4 UVPG

§ 14b Abs. 4 UVPG schreibt vor, dass, wenn die Durchführung einer SUP von einer Vorprüfung des Einzelfalls abhängt, die Kriterien der Anlage 4 UVPG berücksichtigt werden müssen, um die Erheblichkeit von Umweltauswirkungen zu ermitteln. Im Allgemeinen sind nach Nr.1 der Anlage 4 UVPG nur solche Auswirkungen im Rahmen der Vorprüfung des Einzelfalles zu berücksichtigen, die durch den Plan oder das Programm beeinflusst werden können (rahmensetzende Funktion). Besonders wichtig für die Einschätzung der Erheblichkeit aus naturwissenschaftlicher Sicht sind die Kriterien, die unter Nr. 2 der Anlage 4 UVPG aufgelistet sind. In den Unterpunkten 2.1 bis 2.4 sind Kriterien aufgelistet, die die Umweltauswirkung über ihre Wahrscheinlichkeit, Dauer, Häufigkeit, Umkehrbarkeit, ihren Umfang und die räumliche Ausdehnung charakterisieren. Weiterhin muss ihr kumulativer und

grenzüberschreitender Charakter berücksichtigt werden. Zusätzlich muss auch im Screening auf den problematischen Begriff der Eintrittswahrscheinlichkeit eingegangen werden. Nach *Hoppe* (2007 S. 218) ist der Maßstab der begründeten Möglichkeit des Eintritts von Umweltauswirkungen durch einen Plan oder Programm definiert.

Eine Erheblichkeit nach Anlage 4 Nr. 2.1 bis 2.4 UVPG ist umso eher zu bejahen, je mehr Kriterien in einem bestimmten Maße erfüllt sind. Da aber das Kriterium der Schwere oder Stärke der voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen fehlt, kommt der Einschätzung der Umweltauswirkungen über die Eigenschaften der betroffenen Gebiete (Nr. 2.5 u. 2.6) eine besonders wichtige Rolle zu. Nr. 2.5 der Anlage 4 UVPG würdigt die Sensibilität der betroffenen Gebiete. Nr. 2.6 der Anlage 4 UVPG nimmt Bezug auf Nr. 2.3 der Anlage 2 UVPG. Daher erhalten nun, wie auch innerhalb der UVP-Vorprüfung, Schutzgebiete und Schutzgebietskategorien des Naturschutzrechts (Nationalparks, Naturschutzgebiete etc.), Schutzgebiete des Wasserhaushaltes (Wasserschutzgebiete, Überschwemmungsgebiete usw.), amtliche Denkmäler, Gebiete mit hoher Bevölkerungsdichte sowie Gebiete, in denen die in den Gemeinschaftsvorschriften festgelegten Umweltqualitätsnormen bereits überschritten sind, einen besonderen Schutz. Erheblich in diesem Sinne sind folglich Umweltauswirkungen, die sich auf sensible sowie bedeutsame Gebiete auswirken (*Hoppe*, 2007, S. 219).

2.1.3.3 Erheblichkeit gemäß 14g Abs. 2 Satz 1 Nr. 5 UVPG

Im Umweltbericht, dem Herzstück des Verfahrens zur strategischen Umweltprüfung, werden u.a. die voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen ermittelt, beschrieben und bewertet. Gemäß § 14g Abs. 2 Satz 1 Nr. 5 UVPG werden nur solche Umwelteinwirkungen berücksichtigt, die zur Entscheidung beitragen und somit als erheblich im Sinne der SUP bezeichnet werden können. Auf der einen Seite werden so Umwelteinwirkungen, die nur geringfügig ins Gewicht fallen, herausgefiltert, andererseits wird die äußere Grenze der Ermittlungspflicht festgelegt. Weiterhin sind nur mittel- und unmittelbare Umweltauswirkungen für eine SUP relevant, wenn diese Schutzgüter gemäß § 2 Abs. 1 Satz 2 UVPG beeinträchtigen, wobei generelle Vorgaben nach § 2 Abs. 1 Satz 2 UVPG der restringierenden

Funktion von Umweltgesetzen unterliegen (Gassner, 2005 S. 257). Zudem muss geprüft werden, ob die vernünftigen Alternativen, die nach § 14g Abs. 1 UVPG geprüft werden müssen, voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen haben. Eine solche Prognose der Erheblichkeit von Umweltauswirkungen ist grundsätzlich etwas besser möglich als die der bloßen Einschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeit. Vor allem die Bestimmung der potentiell gefährdeten Umweltgüter, die in ihrem Wert durchaus objektiv und vorab bestimmt werden können, ist hier möglich. Allerdings müssen Einschränkungen insofern gemacht werden, als erst auf der Projektebene erkannt werden kann, welche Art der Nutzung konkret vorgesehen ist und wie das auf die Umweltgüter wirken wird. Die Art der Nutzung kann dann gänzlich eigene Risiken aufwerfen.

In Anbetracht dieser Umstände erscheint wiederum eine großzügige Interpretation sachgerecht und zweckmäßig. Diese großzügige Interpretation wird jedoch immer durch den Grundsatz der Verhältnismäßigkeit beschränkt. Weiterhin müssen die Umweltauswirkungen stets vernetzt betrachtet werden, um dem integrierten Ansatz gerecht zu werden.

Nach § 14g Abs. 3 sowie § 14k Abs. 1 UVPG bewertet die zuständige Behörde die Umweltauswirkungen des Planes oder Programms in Verbindung mit § 2 Abs. 1 Satz 2 UVPG nach Maßgabe der geltenden Gesetze. Dies bedeutet, dass nähere Informationen über die Erheblichkeit aus dem jeweiligen Fachrecht zu entnehmen sind.

Aber auch hier, wie sogleich gezeigt werden wird, sind es durchweg nur normative Beschreibungen von Quantitäten, die eher an ein allgemeines Verständnis appellieren als naturwissenschaftlich prüfbare Vorgänge darlegen. Überdies scheinen diese konkreteren Regelungen eher einer Verteilung der Umweltbelastungen als ihrer Vermeidung zu dienen.

2.2 Erheblichkeit nach BImSchG

Der Zweck des BImSchG ist es, die Schutzgüter „Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter vor schädlichen Umwelteinwirkungen zu schützen und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen" (§ 1 Abs. 1 BImSchG). Handelt es sich um genehmigungspflichtige Anlagen, von denen schädliche Umweltauswirkungen

ausgehen können, so dient dieses „Gesetz auch dem Schutz und der Vorsorge gegen Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen, die auf andere Weise herbeigeführt werden“ (§ 1 Abs. 2 BImSchG). Schädliche Umweltauswirkungen werden gemäß § 3 Abs. 1 BImSchG als Immissionen definiert, die nach Art, Ausmaß oder Dauer geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft herbeizuführen.

Gemäß § 3 Abs. 2 BImSchG sind Immissionen auf Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter einwirkende Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen und ähnliche Umwelteinwirkungen. Immissionen beschreiben im Gegensatz zu Emissionen die quellenunabhängige Gesamtbelastung eines Gebietes (§ 3 Abs. 3 BImSchG). Bei der Feststellung der Erheblichkeit von Auswirkungen ist weniger der Immissionsteil zu prüfen, der von der zu prüfenden Quelle ausgeht, sondern die Gesamtbelastung des Gebietes. Sind die negativen Auswirkungen der Quelle und der Vorbelastung zusammen gesehen zumutbar, sind diese nach § 3 BImSchG nicht erheblich (vgl. dazu unten).

Ein weiterer Punkt neben der Gesamtbelastung ist die Zweckbestimmung eines Gebietes. Ob Auswirkungen nach dem BImSchG erheblich sind oder nicht, hängt von der Schutzwürdigkeit bzw. der Schutzbedürftigkeit des betroffenen Gebietes ab. Die Schutzwürdigkeit eines Gebietes wird u.a. durch die Vorbelastung durch Immissionsquellen bestimmt. Je höher die Vorbelastung, desto geringer die Schutzwürdigkeit. (Jarass, 2007, S. 104). In einem vorbelasteten Gebiet steigt somit auch die Zumutbarkeitsschwelle, d. h. wenn ein Haus neben einer an sich rechtmäßigen Immissionsquelle errichtet wird, so muss eine höhere Belastung, toleriert werden, sofern sie unterhalb der absoluten Obergrenze liegt.

Desweiteren werden nach dem BImSchG Umweltauswirkungen nur dann als erheblich bezeichnet, wenn sie für den Betroffenen nicht zumutbar sind (Jarass, 2007, S. 102). Auch wenn die Bestimmung der Erheblichkeit im BImSchG im Einzelnen umstritten ist, soll sie doch nach überwiegender Ansicht dazu dienen, Bagatellfälle auszuklammern (Michler, 1993 S. 44f). Bei negativen Auswirkungen auf die Gesundheit ist die Erheblichkeit generell zu bejahen, es sei denn, die negativen Auswirkungen resultieren aus einer überdurchschnittlichen Empfindlichkeit Einzelner.

Allerdings sollen besondere Empfindlichkeiten von Gruppen wie Kindern und Alten berücksichtigt werden. Der Schutz von empfindlichen Gruppen kann auch auf den Schutz der Umwelt selbst angewandt werden. Besonders sensitive Arten oder Landschaften müssen daher geschützt werden. Bei nachteiligen Auswirkungen wie Sachschäden, Belästigungen wird die Erheblichkeit über die Kriterien von Art, Ausmaß und Dauer der Immissionen bestimmt.

2.3 Erheblichkeit nach BBodSchG

Gemäß § 1 BBodSchG ist die Funktion des Bodens nachhaltig zu sichern oder wiederherzustellen, indem schädliche Bodenveränderungen abgewehrt werden. Schädliche Bodenveränderungen sind in Anlehnung an das BImSchG ausschließlich solche Bodenveränderungen, die Gefahren, erhebliche Nachteile oder Belästigungen verursachen (§ 2 Abs. 3 BBodSchG). Zur Definition des Erheblichkeitsbegriffes können daher die im BImSchG entwickelten Grundsätze herangezogen werden (Terfehr, 2004, S. 81). Wegen der Einschränkung, dass Nachteile oder Belästigungen erheblich sein müssen, werden nur solche berücksichtigt, die eine gewisse Intensität erreichen (Terfehr, 2004, 82). Laut *Terfehr* unterscheidet sich die Erheblichkeitsschwelle von Nachteilen und Belästigungen im BBodSchG nicht vom Schadensbegriff i.S.d. Gefahrenbegriffs im Polizei- und Ordnungsrecht der Länder. Dort wird Gefahr als eine Sachlage definiert, bei der im einzelnen Falle die hinreichende Wahrscheinlichkeit besteht, dass in absehbarer Zeit ein Schaden für die öffentliche Sicherheit eintreten wird (Frenz, 2000, S. 65). Wie im BImSchG wird auch im BBodSchG als Maßstab für die Erheblichkeit die Zumutbarkeit definiert. Im Vergleich zum Polizei- und Ordnungsrecht der Länder muss die Zumutbarkeitsschwelle im BBodSchG jedoch niedriger angesiedelt werden (Nies, 2006).

2.4 Erheblichkeit nach BNatSchG

Das BNatSchG legt die Ziele und Grundsätze des Naturschutzes sowie der Landschaftspflege (§ 1 BNatSchG) fest, setzt die europäische FFH-Richtlinie ins nationale Recht um und bildet somit die Brücke zum europäischen Netzwerk „Natura

2000". Gemäß § 18 Abs. 1 BNatSchG sind Eingriffe in Natur und Landschaft gegeben, wenn „Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen oder Veränderungen des mit der belebten Bodenschicht in Verbindung stehenden Grundwasserspiegels, die die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild erheblich beeinträchtigen können" vorliegen. Erheblichkeit in diesem Sinne wird als „ernsthaft" (OVG Münster, NuR 1994, 249, 250) bzw. „deutlich negativ" (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Hinweise Bundesfernstraßenbau, Nr. 3.2.) ausgelegt. Zur Bestimmung der Erheblichkeitsschwelle sind die Faktoren „Gefährdungsintensität der Veränderung" sowie die „Schutzwürdigkeit der Grundfläche" von maßgeblicher Bedeutung (Marzik 2004 S. 273). Daher sind Umweltauswirkungen auf gesetzlich geschützte Gebiete wie Flächen, die die Kriterien eines FFH- oder Vogelschutzgebietes erfüllen, eher als erheblich anzusehen als in den verbleibenden Gebieten (Gassner, 2003, S. 329). Die Schutzwürdigkeit von Gebieten jedoch wird wie im BImSchG über die vorhandene Vorbelastung definiert. Der alte § 8 Abs.1 BNatSchG, der von § 18 Abs.1 ersetzt wurde, verwendete den Begriff der Nachhaltigkeit anstatt der Erheblichkeit. Der Begriff der Erheblichkeit wurde jedoch nur eingesetzt, um eine Angleichung an den § 34 BNatSchG zu erreichen, ohne damit eine Rechtsänderung zu bewirken (Marzik, 2004, S. 275). Somit werden diese beiden unbestimmten Rechtsbegriffe gleichgesetzt, obwohl die Nachhaltigkeit eher den zeitlichen Aspekt betont, die Erheblichkeit hingegen die Intensität der Auswirkung. Daher werden nun auch kurze Maßnahmen als Eingriff bewertet, wenn deren Auswirkung intensiv ist. Auch Summationseffekte von weniger intensiven Maßnahmen können die Erheblichkeitsschwelle überschreiten (Gassner, 2003, S. 330). Trotz der eher erfolglosen Versuche, den Begriff der Erheblichkeit zu konkretisieren, verbleibt nach Ansicht von Gassner (2003, S. 329, S. 574) eine Einzelfallentscheidung.

2.5 Zusammenfassung

Der Begriff der erheblichen Umweltauswirkungen stammt ursprünglich aus dem BImSchG und wurde von dort aus in andere Rechtsnormen übernommen (Versteyl, 2005, S. 59). Auch wenn das BImSchG dem Feld des Umweltrechtes zugeordnet wird, steht der Mensch im Vordergrund. Immissionen schädigen nicht nur die natürliche Umwelt, sondern beeinflussen die Gesundheit und Lebensqualität der

Menschen. Daher ist die Erheblichkeit bei negativer Einflussnahme auf die menschliche Gesundheit in den meisten Fällen nach § 3 BImSchG zu bejahen. Die Auswirkungen auf dem Menschen bzw. die Zumutbarkeit von Immissionen sind grundsätzlich quantifizierbar sowie gut bestimmbar, obwohl im Bereich der Schädigung durch Langzeitexposition von geringeren Schadstoffmengen noch erheblicher Forschungsbedarf besteht. Aus diesem Grund ist eine Einführung von Erheblichkeitsschwellen sinnvoll und auch umsetzbar. Schwierig bis unmöglich hingegen ist die Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen bei Auswirkungen auf die natürliche Umwelt. Nach BImSchG, BBodSchG und BNatSchG ist die Schutzwürdigkeit der Grundfläche für die Bestimmung der Erheblichkeit mitbestimmend. Diese wird jedoch auch über die Vorbelastung des Gebietes definiert.

Die strategische Umweltprüfung, als Instrument der Umweltvorsorge, hat zum Ziel, negative Wirkungen auf die Umwelt zu ermitteln, zu beschreiben und zu bewerten. Allen Instrumenten der Vorsorge ist das Prinzip der Verhältnismäßigkeit immanent. So werden einerseits Bagatellfälle ausgeklammert, wodurch nur die Auswirkungen berücksichtigt werden, für die der Nutzen einer SUP den Aufwand einer SUP rechtfertigt, und andererseits wird der Untersuchungsrahmen festgelegt (Abb. 3). Damit steuert die Behörde den Aufwand bei der Erstellung des Umweltberichts: Alle die Beeinträchtigungen, welche in dem sehr überschlägigen Verfahren des Scopings als unerheblich/bagatellarisch angesehen werden, brauchen im Umweltbericht nicht mehr berücksichtigt zu werden. Die Einführung einer Erheblichkeitsschwelle dient also in der Praxis nicht primär oder notwendig dem Wohle der Umwelt, sondern spiegelt den Aufwand wider, welchen die Behörden bei der Erstellung des Umweltberichts zu investieren gewillt sind.

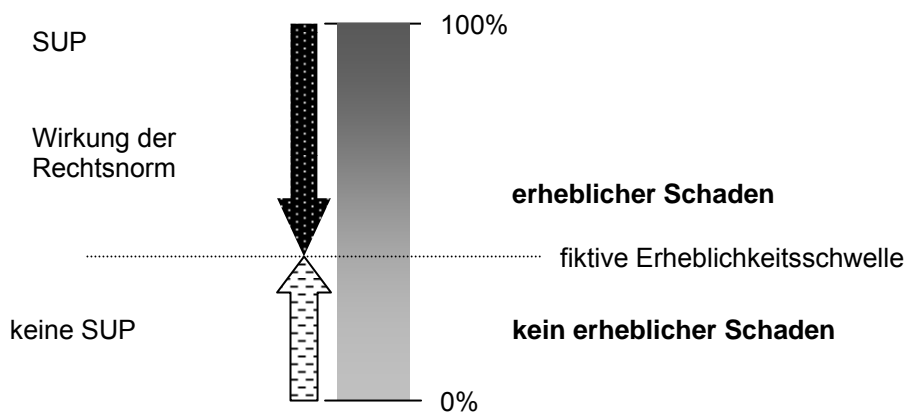


Abb. 3: Durch das UVPG sollen Schäden auf die Umwelt frühzeitig erkannt und somit verhindert werden (schwarzer Pfeil). Da alle Instrumente der Vorsorge dem Prinzip der Verhältnismäßigkeit immanent sind, sind nach UVPG alle Schäden nicht erheblich, die durch dieses Prinzip "geschützt" sind (weißer Pfeil). Die Erheblichkeitsschwelle ist dort anzusetzen, wo das Verhältnismäßigkeitsprinzip endet.

2.6 Der Begriff der „erheblichen Umweltauswirkungen“ in der Praxis

Da die SUP-RL bereits im Jahr 2004 für Bauleitpläne und Raumordnungspläne sowie im Jahre 2005 im Rahmen des UVPG ins nationale Recht umgesetzt wurde, müssen seit dieser Zeit SUP-pflichtige Pläne und Programme einer Umweltprüfung gemäß UVPG unterzogen werden. Aus diesem Grund sind die zuständigen Behörden gezwungen, sich mit der Begrifflichkeit der „voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen“ auseinanderzusetzen. Nach der kursorischen Klärung dieser juristischen Terminologie im vorangegangenen Kapitel, die eine Vielzahl von normativen Freiräumen und wenig konkrete, überprüfbare Kriterien erbracht hat, soll nun anhand einiger Beispiele aus der Gutachtenpraxis geprüft werden, wie diese juristische Begrifflichkeit in die Gutachtenpraxis eingebracht und umgesetzt wird. Es steht zu vermuten, dass dadurch das Profil dieser Begriffe klarer wird. Insbesondere aber wird zu sehen sein, wie die Autoren dieser Gutachten aus naturwissenschaftlicher Sicht die juristischen Begriffe implementieren. Schon hieraus könnten sich Hinweise auf eine gleichsam naturwissenschaftliche Aufladung der juristischen Begriffe ergeben.

2.6.1 Umweltbericht der Strategischen Umweltprüfung im Rahmen der Ex-ante-Evaluierung des operationellen Programms „Wachstum durch Innovation“ für den EFRE 2007-2013 des Landes Rheinland-Pfalz

2.6.1.1 Ziel des Vorhabens

Der europäische Fonds für regionale Entwicklung (EFRE), welcher auf der Verordnung (EG) Nr. 1783/1999²⁷ basiert, hat die Aufgabe, die wirtschaftliche und soziale Kohäsion in der EU durch Abbau der Ungleichheiten zwischen den einzelnen Regionen zu bewirken (Art. 2 Verordnung (EG) 1080/2006). Tätig wird der Fonds gemäß Art. 3 Satz 1 Verordnung (EG) 1080/2006 in den drei Teilbereichen der Konvergenz, regionale Wettbewerbsfähigkeit und Beschäftigung sowie europäische territoriale Zusammenarbeit. Das Ziel „Konvergenz“ gemäß Art. 4 Verordnung (EG) 1080/2006 unterstützt eine nachhaltige regionale und lokale Wirtschaftsentwicklung und Beschäftigung in Regionen mit dem größten Entwicklungsrückstand. Hierbei wird besonders die Innovation und Wissensgesellschaft, Anpassungsfähigkeit an den Wandel in Wirtschaft und Gesellschaft, die Qualität der Umwelt und eine effiziente Verwaltung gefördert (Europäische Union, 2007, S. 13). Dies soll über die Modernisierung und Diversifizierung der Wirtschaftsstrukturen sowie der Schaffung und Erhaltung dauerhafter Arbeitsplätze geschehen. In Art. 5 der Verordnung (EG) 1080/2006 wird das Ziel „regionale Wettbewerbsfähigkeit und Beschäftigung“ definiert. Hierbei konzentriert der EFRE seine Unterstützung auf Strategien zur nachhaltigen Entwicklung, wobei die Förderung der Beschäftigung besondere Berücksichtigung findet. So soll die Wettbewerbsfähigkeit gestärkt und die Attraktivität der Regionen unterstützt werden. Gefördert werden Regionen, die nicht in den Förderrahmen des ersten Zieles „Konvergenz“ fallen (Europäische Union, 2007, S. 18). Innerhalb des dritten Zieles „europäische territoriale Zusammenarbeit“ (Art. 6 Verordnung (EG) 1080/2006) wird besonders die Entwicklung von gemeinsamen nachhaltigen Strategien für grenzübergreifende, wirtschaftliche,

²⁷ Verordnung (EG) Nr. 1783/1999 des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Juli 1999 über den europäischen Fonds für regionale Entwicklung (ABl. EG Nr. L 213/5), zuletzt geändert durch Verordnung (EG) Nr. 1080/2006 des europäischen Parlaments und des Rates über den europäischen Fonds für regionale Entwicklung und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1783/1999 vom 5. Juli 2006 (ABl. EG Nr. L 210/1)

soziale und ökologische Tätigkeiten gefördert, um die grenzüberschreitende, transnationale und interregionale Zusammenarbeit zu stärken.

Zusätzlich sollen über den EFRE die Gemeinschaftsinitiative INTERREG III sowie die innovativen Maßnahmen zur regionalen sowie lokalen Entwicklung ausschließlich finanziert werden.

Um die Qualität, Effizienz und Koheränz der Fonds (europäischer Fonds für regionale Entwicklung, europäischer Sozialfonds und Kohäsionsfonds) zu gewährleisten, müssen die UVP und SUP berücksichtigt werden²⁸. Im Detail bedeutet dies, dass in Rheinland-Pfalz nach Verordnung (EG) Nr. 1080/2006 in Form des operationellen Programms (OP) „Wachstum durch Innovation“ (WDI) für den EFRE im Zuge der Programmerstellung für die neue Förderperiode 2007-2013 die Anforderungen der EU-Richtlinie für die strategische Umweltprüfung zu beachten sind.

Dem OP WDI ging eine sozioökonomische Analyse voraus, die ein Stärken-Schwächen-Profil für Rheinland-Pfalz erstellte. Als Schwäche konnte so das vergleichsweise geringe Bruttoinlandsprodukt (BIP) mit 52.338 EUR/Erwerbstätigen festgestellt werden. Das BIP liegt mit 95% des Bundesdurchschnitts bis zu 12% pro Erwerbstätigen hinter den westdeutschen Bundesländern.

Vorteile weist Rheinland-Pfalz jedoch in den Bereichen infrastrukturelle Ausstattung, Beschäftigungsstruktur, Arbeitsmarkt, Umwelt und Tourismus auf. Die durchschnittliche Fahrzeit zur nächsten Bundesautobahn-Anschlussstelle beträgt 12 Minuten bei einem Bundesdurchschnitt von 17 Minuten. Die Arbeitslosenquote in Rheinland-Pfalz liegt im Ländervergleich nur hinter Baden-Württemberg und Bayern.

Aus dieser Analyse ergeben sich nun folgende strategische Ziele (sz), die durch das OP WDI verfolgt werden sollen:

²⁸ Verordnung (EG) Nr. 1260/1999 des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Juni 1999 mit allgemeinen Bestimmungen über die Strukturfonds (ABl. EG Nr. L 161/1), zuletzt geändert durch Verordnung (EG) Nr. 1083/2006 des europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Juli 2006 mit allgemeinen Bestimmungen über den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung, den Europäischen Sozialfonds und den Kohäsionsfonds und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1260/1999 (ABl. EG Nr. L 210/25)

- [SZ 1]: „Erhöhung der Dynamik in der rheinland-pfälzischen Wirtschaft durch die Modernisierung und Erweiterung des unternehmerischen Kapitalstocks (Wissensverwertung, Gründungen, innovative Finanzierungsinstrumente, Exportorientierung)“
- [SZ 2]: „Verbesserung der Wissensentwicklung und des Wissenstransfers zur Erhöhung der Innovationskraft und Innovationsgeschwindigkeit in der Wirtschaft“
- [SZ 3]: „Verbesserung der wirtschaftsnahen Infrastruktur und der regionalen Standortqualitäten, insbesondere zur Unterstützung des Wandels zur Wissensgesellschaft“
- [SZ 4]: „Identifizierung, Entwicklung und Verfestigung bestehender und sich entwickelnder und neuer Netzwerke, Kompetenzfelder und Cluster als Motoren einer dynamischen wirtschaftlichen Entwicklung für Regionen und Unternehmen“
- [SZ 5]: „Nutzung der spezifischen ländlichen Potenziale, insbesondere Tourismus“
- [SZ 6]: „Stärkung der Städte als Träger des gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Wandels und als Wachstumskerne regionaler Entwicklungen“

Diese strategischen Ziele sollen durch drei Prioritätenachsen umgesetzt werden:

1. Förderung der unternehmerischen Basis zur Schaffung von mehr und besseren Arbeitsplätzen
2. Förderung von mehr Wissen und Innovation für mehr Wachstum
3. Förderung lokaler und regionaler Entwicklungspotentiale zur Erhöhung der Attraktivität der Regionen für Investoren und Arbeitskräfte

2.6.1.2 Darstellung der Schutzgüter

Die erheblichen Umweltauswirkungen werden auf Basis des Umweltzustandes, der gemäß § 14g Abs. 1 Satz 2 UVPG im Umweltbericht dargelegt werden muss, anhand einer Wirkungsanalyse abgeschätzt. Zur Abbildung des Umweltzustandes wurden im Scoping-Prozess die Schutzgüter Biodiversität, Boden, Klima, Landschaft, menschliche Gesundheit und Wasser ausgewählt (Tab. 3). Die Prüfung dieser Schutzgüter wird mit Indikatoren durchgeführt, welche der Nachhaltigkeitsstrategie für Rheinland Pfalz entnommen wurden (Tab. 3). Eine Auflistung dieser Indikatoren ist in Tab. 3 gegeben und soll eine möglichst einheitliche Anwendung in Bund und Ländern finden. Da in dieser Arbeit insbesondere die erheblichen Auswirkungen von Plänen und Programmen auf die biologische Vielfalt diskutiert werden sollen, steht auch hier das Schutzgut Biodiversität stellvertretend im Vordergrund. Für das Schutzgut Biodiversität werden die Indikatoren „Anteil der Fläche der Schadensklasse 2-4 (in %)“ und „Bestandsentwicklung ausgewählter Arten“, sowie als

Ergänzung der Indikator „Anteil der Naturschutzflächen an der Landesfläche (in %)“ verwendet.

Tab. 3: Umweltschutzgüter und zugeordnete Umweltindikatoren WDI, 2007, S. 7

Umweltschutzgüter	Umweltkontextindikatoren
Biologische Diversität	Anteil der Naturschutzflächen an der Landesfläche (in %)
Biologische Diversität	Waldzustand (Anteil der Fläche der Schadensklasse 2 - 4 in %)
Biologische Diversität	Bestandsentwicklung ausgewählter Arten (in %, normiert auf 1994)
Boden	Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche (SVF) an der Gesamtfläche (in %)
Boden	Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche (in ha/Tag)
Boden	Anteil der Gebäude- und Freifläche an der Gesamtfläche (in %)
Boden	Anteil der Erholungsflächen (an der SVF) in verdichteten Räumen (in %)
Klima	Anteil erneuerbarer Energien (in %)
Klima	Endenergieverbrauch privater Haushalte und Kleinverbraucher (in 1000t/Jahr)
Klima	CO ₂ - Emissionen pro Einwohner (in t/Jahr)
Klima	CO ₂ - Emissionen des Verkehrs (in 1000 t/Jahr)
Klima	Primärenergieverbrauch (in TJ/Jahr)
Klima	Endenergieverbrauch der Industrie (in TJ/Jahr)
Klima	Energiebedingte CO ₂ - Emissionen (in 1000 t/Jahr)
Klima	Energieproduktivität (in Mio. €/GJ)
Landschaft	Landschaftszerschneidung der UZVR (in % der Landesfläche)
Menschliche Gesundheit	Lärmbelastung
Menschliche Gesundheit	Luftqualität
Wasser	Anteil der mäßig belasteten Fließgewässer (Gewässergüteklasse II oder besser in %)

Die Beschreibung des Waldzustands ist zwar normativ geprägt, aber immerhin in Kategorien untergliedert. Der Waldzustand beschreibt den Anteil der deutlich geschädigten Bäume mithilfe verschiedener Schadstufen (0=ungeschädigt, 1=schwach geschädigt, 2=mittelstark geschädigt, 3=stark geschädigt, 4=abgestorben). Hierbei werden die Schadstufen 2 bis 4 als Schadensklasse zusammengefasst und die Werte kumuliert. Die Erfassung der Waldschäden erfolgt als systematische Stichprobe, bei der die Bestandsentwicklung ausgewählter Arten erfasst wird. Die Ergebnisse dieser Analyse zeigten eine deutliche Verschlechterung des Waldzustandes in den letzten 16 Jahren. Der Prozentsatz der geschädigten Bäume (Schadstufe 2-4) stieg von 9% auf 36%.

Die Darstellung des Umweltzustandes bzw. der Schutzgüter wird über eine ordinal skalierte, argumentative Bewertung der Indikatoren getätigt, wodurch eine Aussage über den Zustand des Schutzgutes ermöglicht werden soll. Das verwendete Bewertungssystem ist nachfolgend aufgeführt.

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"> ++ deutlich positiver Beitrag des Förderinhaltes zur Erreichung des Umweltzieles + leicht positiver Beitrag des Förderinhaltes zur Erreichung des Umweltzieles o kein oder vernachlässigbarer Beitrag des Förderinhaltes - leicht negativer Beitrag des Förderinhaltes zur Erreichung des Umweltzieles -- deutlich negativer Beitrag des Förderinhaltes zur Erreichung des Umweltzieles k.A. keine Angabe |
|--|

2.6.1.3 Darstellung des Schutzgutes Biodiversität

Die Darstellung des Umweltzustandes ist von erhöhter Bedeutung, da die folgende Bewertung der Umweltauswirkungen, die von dem Vorhaben selbst, dessen Alternativen sowie der Nullvariante ausgehen, auf dieser Datenlage basiert.

Zur Darstellung des Umweltzustandes wurden hier die Indikatoren „Anteil der Naturschutzflächen an der Landesfläche“, „Waldzustand“ und „Entwicklung ausgewählter Arten“ verwendet (Tab. 4). In die Bewertung des Anteiles der Naturschutzgebiete an der Landesfläche gehen Naturschutzgebiete (NSG), Nationalparks und Biosphärenreservate sowie Schutzgebiete des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 der Europäischen Union ein. Es konnte gezeigt werden, dass die Gesamtfläche der NSG's im Zeitraum zwischen 1990 bis 2006 deutlich gestiegen ist, nämlich von 1,2 auf 1,9% der Landesfläche. Dies bedeutet einen Zuwachs von 139km² in 14 Jahren (letzte Erhebung 2004).

Nach Ansicht der Autoren spiegeln Brutvögelbestände den Zustand typischer Naturräume in Rheinland-Pfalz wider. Hier konnten für die vier ausgewählten Arten Goldammer, Hausrotschwanz, Haussperling und Feldlerche gleich bleibende bis abnehmende Trends nachgewiesen werden.

Alle Daten der drei Indikatoren finden sich in der nachfolgenden Tabelle 4 wieder, die als Grundlage für die Prüfung gilt, ob das Vorhaben selbst, seine Alternativen sowie die Nullvariante erhebliche Auswirkungen auf die Biodiversität hat.

Tab. 4: Bewertung der Indikatoren Entwicklung hinsichtlich des Schutzgutes "Biologische Diversität", WDI, 2007, S. 10

Biologische Diversität		Daten der Zeitreihe					Trendbewertung
		1990	1994	1998	2002	2006	
Anteil der Naturschutzflächen an der Landesfläche(in %)*		1,2	1,4	1,6	1,8	1,9 (2004)	+
Waldzustand (Anteil der Fläche der Schadensklasse 2-4 in %)**		9	21	25	24	36	--
Bestandsentwicklung ausgewählter Arten (in %, normiert auf 1994)***	Goldammer	k.A.	100	90	75	70 (2004)	-
	Hausrotschwanz	k.A.	100	100	110	150 (2004)	0/+
	Haussperling	k.A.	100	110	105	150 (2004)	0/+
	Feldlerche	k.A.	100	70	50	30 (2004)	-

Quellen: *LIKI-Newsletter Nr.4 2005, **Waldzustandsbericht für Rheinland-Pfalz 2006, S. 35, *** Nachhaltigkeitsstrategie Rheinland-Pfalz 2006, geschätzte Werte

Die Darstellung des Zustandes der Biodiversität in Rheinland-Pfalz ist aus naturwissenschaftlicher Sicht anhand dieser Daten nicht gegeben. Schon allein die Auswahl von vier Arten aus einer Artengruppe vermag schwer den Ansprüchen der Biodiversität zu genügen. Zum einen wird nicht ersichtlich, in wie weit die ausgewählten vier Arten gleichsam als Repräsentanten für eine größere Vielzahl von Arten gelten können. Zum anderen wird keine Aussage über die existierende Biodiversität gemacht, welche von den vier Arten offenbar repräsentiert werden soll. Die schlechte Datengrundlage erschwert die Konkretisierung des Begriffes der erheblichen Umweltauswirkungen, denn wie soll entschieden werden, ob ein Vorhaben erhebliche Auswirkungen auf ein Schutzgut hat, wenn dieses wiederum nicht eindeutig beschrieben ist.

2.6.1.4 Bewertung der Erheblichkeit

Die erheblichen Umweltauswirkungen des OP „Wachstum durch Innovation“ für den EFRE sollen in der nachfolgenden Wirkungsanalyse ermittelt werden, indem die Förderinhalte auf ihre zu erwartenden Umwelteinwirkungen sowie deren Abschätzbarkeit geprüft werden (Tab. 5). In die Wirkungsanalyse selbst werden nur die Förderinhalte einbezogen, die bestimmbare sowie abschätzbare Umweltauswirkungen verursachen. Da die Förderinhalte, besonders die der Prioritätenachse I und II, auf einem hohen abstrakten Planungsniveau bewertet werden müssen, sind in den wenigsten Fällen Abschätzungen möglich. Dazu die Autoren treffend:

„Trotz der Orientierung an quantifizierbaren Indikatoren ist eine quantifizierende Bewertung der Auswirkungen Ex-ante wegen der Unbestimmbarkeit der konkreten Fördergegenstände (Projekte) und ihres Umfangs nicht möglich. Es können aber Aussagen zu den voraussichtlichen Trends der Auswirkungen von Maßnahmen auf die Umwelt getroffen werden, also inwieweit eine bestimmte Maßnahme wahrscheinlich zur Erreichung eines Umweltzieles beitragen wird und ob der Einfluss eher positiv, eher negativ oder eher neutral sein wird. Mögliche Alternativen und deren Auswirkungen werden ebenfalls beurteilt. Aufgrund der Trendentwicklung der in Kapitel 2 dargestellten Umweltindikatoren werden zudem die Auswirkungen auf die Umwelt bei Nichtdurchführung des Programms abgeschätzt (so genannte Nullvariante). Auch dabei werden negative wie auch positive Auswirkungen

betrachtet. Es sei darauf hingewiesen, dass Umweltschutzgüter oder systemisch betrachtet Ökosysteme nur schwer definiert werden können und folglich auch durch gute Indikatoren nur bedingt vollständig abgebildet werden können" (WDI, 2007, S. 28).

Tab. 5: Auswahl zu betrachtender Maßnahmen innerhalb der Wirkungsanalyse, WDI, 2007, S. 28

Förderinhalte	Zu erwartende Umweltauswirkungen	Abschätzbarkeit der Umweltauswirkungen
Prioritätssache 1 - Förderung der unternehmerischen Basis zur Schaffung von mehr und besseren Arbeitsplätzen		
Einzelbetriebliche Investitionen zur Errichtung, Erweiterung und Modernisierung von Unternehmen	k.A.	nein
Ausbau des Angebotes an innovativen Finanzierungsinstrumenten für KMU (z.B. „Zukunftsfonds KMU“)	k.A.	nein
Beratung und Sensibilisierung von Existenzgründern	k.A.	nein
Prioritätssache 2 - Förderung von Wissen und Innovation für mehr Wachstum		
Stärkung der anwendungsorientierten Forschungsinfrastruktur (Ausstattung und Personal) im Hochschulbereich und außeruniversitären Forschungseinrichtungen	k.A.	nein
Auf- und Ausbau von regional-thematischen Gründer- und Innovationszentren	0/-	ja
Auf- / Ausbau von Transfer- und Beratungseinrichtungen	k.A.	nein
Auf- und Ausbau von Kompetenzfeld- und Clusterstrukturen: Dienstleistungs- und Managementstrukturen für die Herausbildung von Clustern, inkl. Sensibilisierung, Potenzialermittlung und -analyse, Fort- und Weiterentwicklung, jeweils erforderliche Infrastrukturen, Marketing und PR	k.A.	nein
Weiterentwicklung anwendungsorientierter Forschungskompetenz zum Aufbau von Kompetenzfeldern u. Clustern	k.A.	nein
Stärkung der Verbundforschung zwischen Unternehmen, Hochschulen und FuE-Einrichtungen	k.A.	nein
Förderung der Umsetzung von FuE- und Innovationsprozessen (FEI) bis hin zur Markteinführung	k.A.	nein
Förderung von innovativen technologieorientierten Gründungen von der Sensibilisierungsphase bis zur Marktabtastung	k.A.	nein
Verbesserung des Zugangs zu Kapital für technologieorientierte junge Unternehmen und Start-ups (Innovationsfonds, Venture Capital und Gründerdarlehen)	k.A.	nein
Aufbau von Innovationskompetenz durch Qualifizierung des Innovationsfaktors Humankapital bei Hochschulen und FuE-Einrichtungen	k.A.	nein
Förderung der stofflichen, ggf. energetischen Verwertung nachwachsender Rohstoffe	+	ja
Prioritätssache 3 - Förderung lokaler und regionaler Entwicklungspotenziale zur Erhöhung der Attraktivität der Regionen für Investoren und Arbeitskräfte		
Ausbau der gewerblichen Infrastruktur	-	ja
Ausbau der touristischen Infrastruktur unter Berücksichtigung der spezifischen ländlichen und kulturellen Potenziale	-	ja
Effizienzsteigerung bei der Energieerzeugung und beim Energieeinsatz und weitere Stärkung der erneuerbaren Energien	++	ja
Effizienter Einsatz von Ressourcen durch integrierte Produktpolitik und Stoffstrommanagement	++	nein ²⁵
Stärkung der städtischen Infrastruktur, der lokalen Ökonomien und der Integration	0/+	ja
Revitalisierung und Sanierung von Brach- und Konversionsflächen	0/+	ja
Verbesserung der verkehrlichen schienengebundenen Anbindung des Flughafens Hahn	0/+	ja
Legende:		
++ deutlich positive Auswirkungen		
+ leicht positive Auswirkungen		
o keine/ vernachlässigbare Auswirkungen		
-- deutlich negative Auswirkungen		
- leicht negative Auswirkungen		
k.A. keine Angabe - nicht abschätzbar		

Die Bewertung der Schadens erfolgt mit Hilfe der ordinal-skalierten, qualitativen Betrachtung, mit der auch der Umweltzustand sowie dessen Entwicklung dargestellt worden sind. Dies wiederum zeigt deutlich den Charakter bloßen subjektiven Einschätzens anstelle des wünschenswerten Messens. Insbesondere wird nicht erkenntlich, ab welcher negativen Bewertung (leicht negativ/deutlich negativ) eine Erheblichkeit der Umweltauswirkung angenommen wird. Aber auch die quantitative

Abgrenzung innerhalb der jeweils gewählten Kategorien bleibt bestenfalls ein Akt subjektiver Zuweisung, der objektiv nicht bestätigt werden kann.

- ++ deutlich positiver Beitrag des Förderinhaltes zur Erreichung des Umweltzieles
- + leicht positiver Beitrag des Förderinhaltes zur Erreichung des Umweltzieles
- o kein oder vernachlässigbarer Beitrag des Förderinhaltes
- leicht negativer Beitrag des Förderinhaltes zur Erreichung des Umweltzieles
- deutlich negativer Beitrag des Förderinhaltes zur Erreichung des Umweltzieles
- k.A. keine Angabe

2.6.1.5 Wirkungsanalyse zur Bestimmung der erheblichen Umweltauswirkungen

Nachfolgend wird ein Auszug aus der Wirkungsanalyse gegeben, um zu verdeutlichen, wie die Autoren sich mit der geschilderten Problematik auseinandersetzen. Aufgeführt wird die Bewertung von drei Förderinhalten, zu deren Auswirkungen auf die Biodiversität Aussagen zu machen versucht wurde.

Förderung der stofflichen, ggf. energetischen Verwertung nachwachsender Rohstoffe

Diese Maßnahme soll die stoffliche, ggf. energetische Verwertung nachwachsender Rohstoffe fördern. So gewonnene Anbau- und Einkommensalternativen für die Landwirtschaft sollen den ländlichen Raum stärken und weiterentwickeln. Ob diese Maßnahme erhebliche Auswirkungen auf die Schutzgüter Klima, Landwirtschaft und Biodiversität hat, soll aus der nachfolgenden Tab. 6 ersichtlich sein.

Umweltschutzgüter	Umweltschutzziele	Fördermaß	Alternative	Nullovernante	Indikatoren oder Leitfragen
Klima	Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien *	++	k.A.	0	Anteil erneuerbarer Energien (in %)
	Verringerung von CO ₂ -Emissionen ^b	+	k.A.	0	Energiebedingte CO ₂ -Emissionen (in 1000 t/Jahr)
Landschaft	Minimierung des Landschaftsverbrauches *	-	0	0	Sind Auswirkungen auf den Erhalt von Kulturlandschaften zu erwarten?
Biologische Diversität	Erhalt typischer Arten und Lebensräume ^c	-	0	0	Werden ökologisch wertvolle Lebensräume gestört?
<p>Direkte Umweltauswirkungen sind durch die Förderung der stofflichen und energetischen Verwertung von nachwachsenden Rohstoffen vor allem auf das Klima zu erwarten. Vor allem wird der CO₂-Kreislauf entlastet und somit die Folgen von CO₂-Emissionen abgemildert. Durch die Stärkung der Kreislaufwirtschaft ist zudem mit geringem CO₂-Emissionen zu rechnen. Durch die Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien werden langfristig nichtregenerative Energieträger ersetzt.</p> <p>Indirekte negative Folgen können allerdings ebenfalls durch die Förderung induziert werden. Sollen effiziente Verwertungslinien aufgebaut und später ausgebaut werden, ist mit einem erhöhten Bedarf an nachwachsenden Rohstoffen zu rechnen, der nicht unbedingt durch die Kapazitäten einzelner regionaler Standorte gedeckt werden kann. Zudem besteht die Gefahr von monokultureller Anpflanzung von hochenergetischen Rohstoffen.</p> <p>Um typische Kulturlandschaften, Tier und Pflanzenart und deren Lebensräume zu erhalten, sollte der Bedarf und die Verfügbarkeit von Rohstoffen bei der Entwicklung von Produkten und Verfahren stets bedacht werden.</p> <p>Bei Nichtdurchführung der Förderung ist mit keinen erheblichen Auswirkungen auf die Umwelt zu rechnen</p>					
Kumulative und synergetische Auswirkungen	Kumulative und synergetische Effekte sind insbesondere durch ein ausgewogenes Verhältnis von verfügbaren Rohstoffen und darauf angepassten Verwertungsverfahren zu erwarten.				

Tab. 6: Bewertung der erheblichen Umweltauswirkungen, WDI, 2007, S. 30

Die Beschreibungen der zu erwartenden Anteile erneuerbarer Energie und somit der Verringerung der CO₂- Emissionen in der folgenden Tabelle (WDI, 2007, S. 30) ist ebenso unscharf wie ungesichert. Was Landschaft und biologische Diversität angeht, bekennt sich die Tabelle hingegen zum Nichtwissen. Die Kommentierung zur Tabelle ist zwar völlig richtig, sie verbleibt aber im Grundsätzlichen und Wünschbaren, ohne spezifisch zu werden oder gar zu objektivierbaren Maßeinheiten überzugehen.

Ausbau der touristischen Infrastruktur unter Berücksichtigung der spezifischen ländlichen und kulturellen Potenziale

Mit dieser Maßnahme soll die Tourismusinfrastruktur gefördert werden. Somit soll das qualitative wie quantitative Wachstum der Tourismuswirtschaft erreicht werden, um Arbeitsplätze in diesem Sektor zu schaffen und zu sichern. Die Förderung dieser Maßnahme bezieht sich besonders auf „Kosten für Bau, Versorgung und Entsorgung.“

Tab. 7: Bewertung der erheblichen Umweltauswirkungen, WDI, 2007, S. 34

Umwelt-schutzgüter	Umweltschutzziele	Förderbarkeit	Alternative	Nullvariante	Indikatoren oder Leitfragen
Klima/Luft	Verringerung von Emissionen ^c	-	+	0	Energiebedingte CO ₂ - Emissionen pro Einwohner (in t/Jahr)
		-	+	0	CO ₂ - Emissionen des Verkehrs (in 1000t/Jahr)
		-	+	0	Endenergieverbrauch privater Haushalte und Kleinverbraucher (in 1000t/Jahr)
Landschaft	Minimierung des Landschaftsverbrauchs ^a	0/-	0	0	Landschaftszerschneidung der UZVR (in % der Landesfläche)
Biologische Diversität	Schutz gefährdeter Arten ^c	-/+	+	-	Werden ökologisch wertvolle Lebensräume gestört?
Boden	Verringerung des Flächenverbrauchs ^a	-	0	+	Anteil der Gebäude- und Freifläche an der Gesamtfläche (in %)
	Erhalt und Ausbau von Erholungsflächen ^c	0	+	0	Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche (in ha/Tag)
Kulturelles Erbe u. Sachgüter	Schutz und Erhalt von Kulturdenkmälern sowie von Sachwerten ^a	+	++	0	Anteil der Erholungsflächen (an der SVF) in verdichteten Räumen (in %)
<p>Tragen die Maßnahmen zum Schutz und Erhalt von Kulturdenkmälern bei?</p> <p>Durch die Ausweitung der touristischen Infrastruktur kann es zu weiterer Landschaftszerschneidung und zu einem höheren Verkehrsaufkommen kommen. Dies kann höhere Emissionen verursachen und zu schlechterer Luftqualität sowie zu stärkerer Ressourcennutzung in bestimmten Gebieten durch höheres touristisches Aufkommen führen, wodurch auch die Lebensräume von Flora und Fauna gestört werden können. Teilweise können diese negativen Einflüsse durch die Lenkung von Besucherströmen im Rahmen des Aktiv- und Naturtourismus ausgeglichen werden. Die förderfähigen Leit- und Informationssysteme sowie der Ausbau von Rad- und Wanderwegen lassen eine solche Entwicklung plausibel erscheinen. Der Erhalt von Denkmälern könnte hingegen zu positiven Wirkungen hinsichtlich des Erhaltes auch anderer vorhandener Bausubstanz führen.</p> <p>Gerade das Vermarktungsthema „Aktiv- und Naturtourismus“ könnte Potenziale für die Sensibilisierung des Themas Ressourcenschutz auf Angebots- wie Nachfrageseite bieten und die unkontrollierte Nutzung von Naturräumen abmildern. Grundsätzlich sollte allerdings schonend mit Flächen umgegangen werden und auf die Vermeidung von Zerschneidungseffekten beim Bau von Gebäuden und Wegen geachtet werden. Die Ökologisierung verschiedener Einzelmaßnahmen im Rahmen der Vernetzung und der Qualitätsverbesserung könnte in die Förderung im Sinne des Querschnittsziels Umwelt wie auch bei der Projektauswahl als Kriterium aufgenommen werden (z.B. die Senkung des Energie- und Ressourcenverbrauchs als Förderkriterium). Ebenso könnte die Schaffung von Erholungsflächen im Rahmen des Aufbaus von Besucher- und Erlebniszentren als Förderkriterium ausgewiesen werden. Die Beteiligung an Umweltmanagementsystemen könnte ein weiterer Baustein sein, um die Auswirkungen von wachsendem Tourismus auf die Umwelt abzumildern.</p> <p>Bei Nichtdurchführung sind positive wie negative Auswirkungen auf die Umwelt abzusehen. Auf der einen Seite würden touristische Aktivitäten weniger stark gesteuert, was potenziell zur Belastung der Umwelt beiträgt, auf der anderen Seite ist durch den Verzicht auf den Ausbau der touristischen Infrastruktur mit einem geringeren Ressourcenverbrauch (durch weniger Besucher und Infrastruktur) zu rechnen.</p>					
Kumulative und synergetische Auswirkungen	In der Summe führt die Förderung touristischer Infrastruktur zu einem steigenden Verbrauch von Ressourcen. In Kombination mit Sensibilisierungsmaßnahmen zum umweltverträglichen Tourismus sind Auswirkungen auf die Umwelt allerdings besser begrenzt.				

Auch hier ergeben sich keine Informationen über die Bestimmung der Erheblichkeit der Umweltauswirkungen. In dieser Tab. 7 (WDI, 2007, S. 34) ergeben sich die Daten eigentlich erst aus dem unter ihnen stehenden Kommentar, der aber auch nur auf Wünschbares und Mögliches verweist.

Verbesserung der verkehrlichen schienengebundenen Anbindung des Flughafens Hahn

Da ein mittelfristiges Jahresaufkommen von 10 Mio. Besuchern am Flughafen Frankfurt Hahn zu erwarten ist, ist nach Ansicht der Gutachter der Bedarf an Entwicklung einer verkehrsgerechten Anbindung des Flughafens über Straße und Schiene gegeben. Von besonderer Bedeutung sei jedoch die Schienenanbindung, „weil Standortentscheidungen weiterer Fluglinien für den Flughafen auch davon abhängen, ob dieser zukünftig auf der Schiene erreichbar sein wird“ (WDI, 2007, S. 40).

Tab. 8: Bewertung der erheblichen Umweltauswirkungen, WDI, 2007, S. 40

Umwelt-schutzgüter	Umweltschutzziele				Indikatoren oder Leitfragen
		Förderhalt	Alternative	Nullvarian	
Klima	Verringerung von Emissionen ^b	+	k.A.	-	CO ₂ - Emissionen des Verkehrs (in 1000t/Jahr)
Biologische Diversität	Verringerung von Schadstoffeinträgen ^a	+	k.A.	-	Waldzustand (Anteil der Fläche der Schadensklasse 2 - 4 in %)
Menschlich Gesundheit	Erhalt oder Erhöhung der Lebensqualität ^c	++	k.A.	0	Kann von einem Erhalt oder der Erhöhung der Lebensqualität ausgegangen werden?
	Verringerung der Lärmbelastung ^c	+	k.A.	-	Ist eine Verringerung der Lärmbelastungen zu erwarten?
	Verringerung von Luftschadstoffen ^c	+	k.A.	-	Ist mit einer Verminderung der Luftschadstoffe zu rechnen?
Kulturelles Erbe u. Sachgüter	Erhalt von Gebäudesubstanz und Sachwerten ^a	+	k.A.	-	Wird der Sachwert von Gebäuden, Infrastruktur, etc. erhöht?
Die Reaktivierung sowie der Ausbau der Schienenstrecke entlang des Flughafens Hahn Richtung Rhein-Main Gebiet hat zahlreiche positive Auswirkungen auf die Umwelt. Es von einer Reduktion bzw. einem geringem Anstieg an durch den Autoverkehr induzierten CO ₂ -Emissionen und Belastung der Waldgebiete mit Schadstoffen durch die Verlagerung des An- und Abreiseverkehrs vom Auto auf die Schiene auszugehen. Ebenfalls sind geringere oder weniger stark steigende Lärmbelastungen und Luftschadstoffen entlang der bisherigen Straßenverbindungen zum Flughafen Hahn zu vermuten. Durch die Anbindung neuer Ortschaften an das Schienennetz ist mit einer Verbesserung der Lebensqualität im ländlichen Raum zu rechnen. Der Sachwert der bereits vorhandenen Schieneninfrastruktur wird zudem erhalten und weiter erhöht. Bei Nichtdurchführung der Förderung ist mit negativen Auswirkungen auf alle aufgeführten Schutzgütern zu rechnen.					
Kumulative und synergetische Auswirkungen	Durch die Schienenanbindung werden sowohl Belastungen für den Menschen als auch für die Umwelt verringert. Zudem ist damit eine Aufwertung von Sachwerten und der Lebensqualität einzelner Ortschaften verbunden.				

Wie in der vorangegangenen Bewertung zu der Erheblichkeit der Umweltauswirkungen basiert die getätigte Prognose nur auf Annahmen, nicht aber auf einer wissenschaftlich gesicherten Basis. Auffällig ist aber, dass denkbare Modellhochrechnungen zur Verminderung von Lärm und CO₂-Emission nicht angestellt, sondern durch die platte Annahme „belegt“ werden, hier sei ein positiver Effekt zu erwarten (Tab. 8).

2.6.1.6 Zusammenfassung

Letztendlich war der Blick in das Gutachten zum Umweltbericht der strategischen Umweltprüfung nicht ergiebig im Hinblick auf die Fragestellung nach der Konkretisierung juristischer Termini durch naturwissenschaftliche Umsetzung. Im Gegenteil wurde sogar deutlich, dass zumindest hier die –wenn auch begrenzten– Möglichkeiten naturwissenschaftlicher Implementierung weitestgehend ignoriert wurden. Weder wurde deutlich gemacht, ab wann ein negativer Beitrag innerhalb der gewählten Skalierung als erheblich gilt, noch wie die Prognosen der Wirkungsanalyse zustande gekommen sind. Das Gutachten zeigte jedoch einen weiteren Problempunkt auf, der in der Praxis besteht, vom Gesetz aber wahrscheinlich nicht erkannt wurde. § 14g Abs. 2 Satz 1 Nr. 3 UVPG sieht die Darstellung der Merkmale der Umwelt, des derzeitigen Umweltzustands sowie dessen voraussichtlichen Entwicklung bei Nichtdurchführung des Plans oder Programms vor. Auf Grund dieser Basis soll abgeschätzt werden, ob das Vorhaben die Schutzgüter negativ oder positiv, erheblich oder nicht erheblich beeinflusst. Soweit die wünschenswerte Theorie. Dies ist in der Praxis jedoch selten umzusetzen. Schon alleine bei dem Schutzgut Biodiversität geraten die Behörden an die Grenzen des Machbaren. Die Biodiversität wird durch die Convention on Biological Diversity als die Vielfalt der Arten auf der Erde, die genetische Vielfalt sowie die Vielfalt von Ökosystemen definiert. Im Rahmen einer SUP, besonders wie hier auf der Ebene eines Bundeslandes, kann dieser Definition in keiner Weise Rechnung getragen werden. Das Dilemma liegt nun darin, ob das Schutzgut Biodiversität über Indikatoren so dargestellt werden kann, um einen sinnvollen Schutz der natürlichen Vielfalt zu gewährleisten. Das Problem aus naturwissenschaftlicher Sicht besteht darin, dass keine flächendeckenden Daten über die meisten Arten vorliegen. Dies gilt auch für Brutvögel in Rheinland Pfalz. Aus diesem Grund sind u.a. die Behauptungen über die Entwicklung der vier genannten Brutvogelarten mehr als anzuzweifeln.

2.6.2 Umweltbericht zur Strategischen Umweltprüfung (SUP) im Rahmen der Ex-ante Bewertung zum niedersächsischen Programmplanungsdokument für die EFRE Ziel-1 Region in Niedersachsen Planungsperiode 2007-2013²⁹

2.6.2.1 Ziel des Vorhabens

Wie beschrieben sind die Aufgaben des EFRE, die wirtschaftliche und soziale Kohäsion in der EU durch Abbau der Ungleichheiten zwischen den einzelnen Regionen zu bewirken. Tätig wird der Fond in den drei Teilbereichen der Konvergenz, regionalen Wettbewerbsfähigkeit und Beschäftigung, wie europäischen territorialen Zusammenarbeit (Z1R, 2006, S. 5).

Das Ziel der Förderung im Rahmen des EFRE in Niedersachsen besteht darin, die Wettbewerbsfähigkeit der niedersächsischen Unternehmen zu stärken sowie Wachstum und Beschäftigung nachhaltig zu fördern. Dazu wird die niedersächsische Zielgebietskulisse in die Zielregionen Ziel-1 Region und Ziel-2 Region aufgeteilt. Die Ziel-1 Region umfasst die Teilregionen „Watten und Marschen“, „Stader Geest“, „Lüneburger Heide mit dem Wendland“ und „Weser-Aller-Flachland“. Dementsprechend gehören die Regionen „Ostfriesisch-Oldenburgische-Geest“ und „Ems-Hunte-Geest mit der Dümmer-Gestniederung“ zur Ziel-2 Region. Eine solche Untergliederung Niedersachsens kann jedoch zu einer unscharfen Abfrage und Auswertung zielgebietspezifischer Daten führen (Z1R, 2006, S. 9).

Für diese Region stehen ca. 589 Mio. € Förderungsmittel über den Zeitraum 2007-2013 zu Verfügung. Um die zentralen Ziele der Förderung zu erreichen, weist das „Programm in seinen drei operativen Prioritäten eine inhaltlich breit angelegte Struktur unterschiedlicher Förderbereiche auf“ (Z1R, 2006, S. 6). Nachfolgend sind die Mittelverteilungen auf die Prioritäten aufgeführt (Tab.9).

²⁹ Nachfolgend Z1R

Tab. 9: Gewichtung der Mittelverteilung auf die Prioritäten des OP. Z1R, 2005, S. 10

Prioritäten	Gewicht (in % der EFRE-Mittel)
Priorität 1: Gründungsförderung und Förderung der betrieblichen Wettbewerbsfähigkeit und Beschäftigung insbesondere von KMU	ca. 113 Mio. € 19,2 %
Priorität 2: Innovation und wissensbasierte Gesellschaft	ca. 132 Mio. € 22,5 %
Priorität 3: Überwindung intraregionaler Disparitäten und Ausbau spezifischer Entwicklungspotentiale	ca. 323 Mio. € 55,0 %
Technische Hilfe	3,3 %

Innerhalb der Priorität 1 werden Unternehmen, vornehmlich kleine und mittlere (KMU) sowie innovative, Wachstum und Beschäftigung schaffende, direkt finanziell unterstützt. So soll diese Priorität einen maßgeblichen Teil zur Erreichung der Ziele der Lissabon Strategie „Stärkung von Wachstum und Beschäftigung“ beitragen (Z1R, 2005, S. 11).

Die Priorität 2 „Innovation und wissensbasierte Gesellschaft“ fördert die Modernisierung und Diversifizierung der regionalen Wirtschaftsstruktur. Wirtschaftliche Stärken sollen durch Kooperationen mit Bildungs- und Forschungseinrichtungen beschleunigt und ausgebaut werden.

Das Konvergenzgebiet Lüneburg weist eine im Vergleich nicht ausreichende Qualität der Infrastruktur aus. Die Infrastruktur eines Gebietes ist jedoch ein entscheidendes Kriterium für die Ansiedlung eines Unternehmens und wird daher über die Priorität 3 gefördert.

2.6.2.2 Darstellung der Schutzgüter

Die Bewertung der Umweltschutzgüter im niedersächsischen Zielgebiet 1 wird über 18 Indikatoren/Ziele durchgeführt (Tab.9) (Z1R, 2006, S. 45). Das Ergebnis der Bewertung sagt für 10 von 18 der Indikatoren/Ziele einen voraussichtlich negativen Trend ohne die Umsetzung des operationellen Programms vorher. Die anderen acht verzeichnen eine gleich bleibende, nicht negative Trendentwicklung. Auf eine Skalierung zur Bewertung des status quo der Umweltschutzgüter wurde verzichtet.

Tab. 9: Trendauswertung des derzeitigen Umweltzustandes gemäß Z1R. Z1R, 2005, S. 45

Umweltmedium bzw. Umweltschutzinteresse	Indikator / Ziel	Trend
Luftqualität Luft	Verringerung der Schadstoffemissionen	➔
Klima (inkl. Energie) Klima	Reduzierung der CO ₂ -Emissionen	➔
Energie	Energieproduktivität und Anteil regenerativer Energie am PEV	➔
Wasserhaushalt Küstengewässer	Verringerung der Stickstofffrachten in die Nordsee	➔
Oberflächengewässer	Verbesserung des chemisch biologischen Zustandes	➔
Grundwasser	Verringerung der Nitratbelastung	⬇
	Schadstoffreduktion durch Altlastensanierung	➔
Gewässerstruktur	Verbesserter morphologisch - struktureller Zustand	⬇
Hochwasserschutz	Zurückgewinnung von Retentionsflächen	⬇
Boden Sparsamer Umgang mit Grund und Boden	Siedlungs- und Verkehrsfläche: Rückgang des Wachstums	⬇
Abbau von Schadstoffbelastungen	Altlastensanierte Flächen: Zahl und Größe	➔
Artenschutz/Fauna/Flora/Biodiversität Artenbestand	Stabilisierung und Erhöhung der Bestände	⬇
Artenschutz	Erfolg von Schutzmaßnahmen	➔
Schutzgebiete	Steigende Zahl und Größe	➔
Schutzgebiete	Guter Erhaltungszustand	⬇
Moorflächen	Guter Erhaltungszustand	⬇
Landschafts- und Ortsbild inkl. kulturelles Erbe Landschafts- und Ortsbild	Guter Erhaltungszustand	⬇
Kulturelles Erbe	Guter Erhaltungszustand	⬇
Gesundheit der Bevölkerung (Lärm) Lärm	Verringerung der Lärmbelastungen	⬇

2.6.2.3 Beschreibung des Schutzgutes Biodiversität

Das Schutzgut Biodiversität wird über die fünf Indikatoren „Artenbestand“, „Artenschutz“, „Anzahl und Größe von Schutzgebieten“, „Erhaltungszustand von Schutzgebieten“ und „Erhaltungszustand der Moorflächen“ beschrieben. Diese Indikatoren verzeichnen ohne Durchführung des Programms eine eher negative Entwicklung (Tab.9).

Da 61% der Fläche Niedersachsens landwirtschaftlich genutzt wird, ist die Ausweisung von Naturschutzgebieten notwendig, um einen Schutz der Arten zu gewährleisten (Umweltministerium, Umweltbericht 2006, 112ff). Somit konzentriert sich ein großer Teil der Biodiversität Niedersachsens in Naturschutzgebieten. Daher ist vor allem die Beschreibung des Zustandes der Schutzgebiete ein geeigneter Indikator um den Status Quo zumindest eines Teiles der Biodiversität zu bewerten. Müßig hingegen ist die Diskussion über die Anzahl und Flächengröße von Schutzgebieten. Da die Ausweisung von Schutzgebieten durch Rechtsnormen wie FFH-Richtlinie und BNatSchG gefordert und geregelt wird, ist eine Trendbeschreibung unsinnig, solange die gültige Rechtslage bestehen bleibt.

Weiterhin kritisch bleibt die Analyse der Bestandsentwicklung von Brutvogelarten. Wie vom ADEBAR („Atlas deutscher Brutvogelarten“)³⁰ gezeigt, sind die Daten von Brutvögeln auch in Niedersachsen lückenhaft. Aus diesem Grund ist die Aussagekraft dieser Ergebnisse momentan eher kritisch zu bewerten. Das Heranziehen der Roten Liste Niedersachsen ist eine geeignete Methode um den Zustand der Biodiversität zu erfassen. Hier wäre nur wünschenswert, die Herangehensweise des Umweltberichtes zur Ex-ante-Evaluation in Bayern zu wählen und sich nicht auf 22 Gruppen von Tieren und Pflanzen zu beschränken (siehe S. 64f).

Feuchtgebiete, zu denen Sümpfe, Moore, Bruchwälder, Feuchtwiesen, Auen und Riede zählen, bilden wichtige Habitate und Refugien für eine Vielzahl von Arten. Besonders wegen fortschreitender Drainage und Kanalisation in den letzten 100 Jahren gelten diese Habitate als nahezu zerstört. Folglich ist es wichtig, die verbleibenden Flächen zu schützen und beschädigte zu renaturieren (Goudie, 2005, S. 80). Ein guter Zustand von solchen Habitaten verbessert die Situation von vielen gefährdeten Arten.

³⁰ Siehe S. 43

2.6.2.4 Bewertung der Erheblichkeit

Die Bewertung der voraussichtlich erheblichen Umweltauswirkungen wird auch hier verbal argumentativ getätigt. Zusätzlich sollen die Umwelteinwirkungen in einer vierstufigen Skala untergliedert werden:

- → nicht umweltrelevant (neutral), da keine Hinweise auf materielle Wirkungen
 - +
 -
 - +/-
 - ✓
- erhebliche positive Umweltwirkungen
- erhebliche negative Umweltwirkungen
- sowohl erhebliche positive oder negative Wirkungen zu erwarten
- Wechselwirkungen sind zu erwarten

Leider wird auch hier nicht klar, ab wann eine Umweltauswirkung erheblich positiv (+) oder erheblich negativ (-) ist. Die Autoren erheben zwar den Anspruch, die voraussichtlich erheblichen Umweltauswirkungen zu bewerten (Z1R, 2006, S. 47), geben aber weder Auskunft darüber, wie mit der Begrifflichkeit der Voraussichtlichkeit umgegangen wurde, noch hat es den Anschein, dass dieser Begriff überhaupt in die Bewertung einbezogen worden ist. Da auf der frühen Planungsebene von Plänen und Programmen nicht alle nötigen Informationen zur Bewertung hergeleitet werden können, muss dies auf der nachgeordneten Ebene der Projekte vollzogen werden. Instrumente hierfür sind UVP, FFH-Verträglichkeitsprüfung und Eingriffsregelung. Aus diesem Grund ist das Prinzip der Abschichtung, also der Verlagerung der Bewertung von Umweltauswirkungen auf einen späteren Zeitpunkt, in die Bewertung einbezogen worden. Nachfolgend werden Beispiele aufgeführt, in welcher Art und Weise die Autoren im Einzelfall die Erheblichkeit von Umweltauswirkungen bewerten.

Das vorliegende operationelle Programm hat die Aufgabe, Ziele der Lissabon Strategie, also die Stärkung von Wachstum und Beschäftigung im Zielgebiet umzusetzen. Die erste der drei Prioritäten soll die Gründung und die betriebliche Wettbewerbsfähigkeit sowie Beschäftigung insbesondere von kleinen und mittleren Unternehmen (KMU) fördern. Die so erlangten Prozess- und Verfahrensinnovationen stärken neue Betriebsstrukturen und bringen in der Regel neue produktionsintegrierte Umweltschutztechniken mit sich.

Einzelbetriebliche und betriebsbezogene Förderung

Förderbereich	Auswirkungen auf Schutzgut bzw. Schutzinteresse							
	Luftqualität	Klima, Energie	Wasserhaushalt	Boden	Biodiversität, Fauna/Flora	Landschafts- und Ortsbild, kulturelles Erbe	Gesundheit der Bevölkerung	Wechselwirkungen
1.2 Einzelbetriebliche und betriebsbezogene Förderung	+/-	+/-	○	-	○	○	+/-	✓

Das Ziel des Förderbereiches „Einzelbetriebliche und betriebsbezogene Förderung“ ist es, „gewerbliche Produktionen und Dienstleistungen auszubauen und dadurch Arbeitsplätze zu sichern“ (Z1R, 2006, S. 49). Wegen dem „Abbau von Defiziten beim Technologieeinsatz sowie der Nachrüstung von Informations- und Kommunikationstechniken“ (Z1R, 2006, S. 49), wird in der Regel eine Modernisierung der Unternehmen erreicht, da dies nach Ansicht der Autoren zu einer energie- und ressourceneffizienteren Arbeitsweise führen soll. Daher wird eine eher positive Entwicklung auf die Umwelt erwartet. Diese Annahme der Autoren ist jedoch sehr fragwürdig, da modernere Technologien zwar energieeffizienter arbeiten, aber dennoch wegen der höheren Leistungsfähigkeit mehr Energie verbrauchen. So wird die Modernisierung wahrscheinlich auch negative Auswirkungen auf die Schutzgüter haben. Wegen des zu erwartenden ansteigenden Verkehrsaufkommens in den betroffenen Regionen, ist mit erhöhten Emissionen zu rechnen. So werden die zu erwartenden erheblich negativen wie positiven Auswirkungen auf das Schutzgut Klima und Energie von den Autoren bewertet. Bauliche Maßnahmen, welche wegen der Neugründung bzw. Modernisierung von Unternehmen vorgenommen werden, sollen nach Möglichkeit nach dem Prinzip der Innenentwicklung erfolgen, um Bodenversiegelung und Bodenverdichtung einzuschränken. Da somit bauliche Vorhaben in schon „entwickelten“ Gebieten umgesetzt werden sollen, sind nach Ansicht der Autoren keine Auswirkungen auf die Biodiversität zu erwarten. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass auch hier die Ermittlung der erheblichen Umweltauswirkungen in groben Schätzungen verläuft. Leider verbleibt die Bewertung in oberflächlichen und wenig aussagekräftigen Abhandlungen.

2.6.2.5 Zusammenfassung

Auch im vorliegenden Umweltbericht zur Ex-ante-Bewertung zum niedersächsischen Programmplanungsdokument für die EFRE konnten der Begriffe der voraussichtlich erheblichen Umweltauswirkungen nicht weiter konkretisiert werden. Die Auswirkungen auf die natürliche Umwelt wurden hier unvollständig verbal argumentativ diskutiert und so einer vierstufigen Skala zugeordnet. Hierbei wird nicht klar, wie die Abgrenzungen innerhalb der Skala vorgenommen worden sind. Etwas vollständiger wurde der Versuch zur Darstellung des Umweltschutzgutes Biodiversität unternommen.

2.6.3 Entwicklung mit Augenmaß: Strategische Umweltprüfung zum Landesentwicklungsprogramm Rheinland-Pfalz (LEP IV)³¹

2.6.3.1 Ziel des Vorhabens

Ziele der Raumordnung gemäß § 3 Abs. 1 Nr. 2 ROG sind „verbindliche Vorgaben in Form von räumlich und sachlich bestimmten oder bestimmbar, vom Träger der Landes- oder Regionalplanung abschließend abgewogenen textlichen oder zeichnerischen Festlegungen in Raumordnungsplänen zur Entwicklung, Ordnung und Sicherung des Raums.“ Die Umsetzung dieser Ziele wird von der Bundes- auf die Landesebene verschoben (§ 8 Abs. 1 ROG), wobei Landesentwicklungsprogramme/-pläne Instrumente der Landesplanung sind.

§ 6 Abs. 6 Satz 1 LPIG schreibt vor, Raumordnungspläne spätestens alle zehn Jahre erneut aufzustellen. Hierbei muss gemäß § 7 Abs. 5 Satz 1 LPIG eine strategische Umweltprüfung nach der SUP-Richtlinie durchgeführt werden. Da das vorhergehende Landesentwicklungsprogramm III (LEP III) 1995 aufgestellt wurde, muss gemäß LPIG das neue LEP IV eingeführt werden. Der LEP IV soll den Veränderungen von gesellschaftlichen Rahmenbedingungen gerecht werden. Im Mittelpunkt steht u.a. die „notwendige Neuorientierung aufgrund des absehbaren demographischen Wandels“ (LEP, S. 8)

2.6.3.2 Beschreibung des Schutzgutes Biodiversität

Die Autoren versuchen, den Zustand des Schutzgutes biologische Vielfalt über die Vielfalt der ausgewiesenen Schutzgebiete nach FFH-Richtlinie, Vogelschutzrichtlinie sowie BNatschG darzulegen. Insgesamt hat Rheinland-Pfalz 118 FFH-Gebiete (12,1% der Landesfläche) sowie 51 Vogelschutzgebiete (9,5% der Landesfläche) ausgewiesen. Zu beachten ist, dass sich FFH- und Vogelschutzgebiete häufig überlagern (insbesondere im Oberrhein-Tiefland). Zusätzlich sind 60 Naturwaldreservate sowie 15 Vergleichsflächen mit einer Gesamtfläche von 2.010 Hektar ausgewiesen. Diese Flächen bilden nach Ansicht der Autoren alle bedeutenden Waldgesellschaften des Bundeslandes ab. Zur Vorbelastung des

³¹ Im folgenden wird der vorliegende Umweltbericht als LEP bezeichnet

Schutzgutes Biodiversität werden keine Angaben getätigt. Zur weiteren Entwicklung sowie der Status-quo-Prognose des Schutzgutes gehen die Autoren von keiner negativen Entwicklung aus, da die Unterschutzstellung hochrangiger Schutzkategorien nach Fachgesetz fortgeführt werden wird. Auch in diesem Umweltbericht zur SUP wird das Schutzgut Biodiversität in keiner Weise dargestellt. Die Autoren erliegen auch hier dem Denkfehler, die Flora und Fauna von Rheinland-Pfalz über die Erläuterung der Vielfalt der Schutzgebiete beschreiben zu können.

2.6.3.3 Bewertung der Erheblichkeit

Die Prüfung bezieht sich im Wesentlichen auf textlich formulierte Festlegungen. Hierbei wird für jedes geprüfte Vorhaben des LEP IV eine schutzgutunspezifische Angabe der erheblichen Auswirkungen gegeben. Während der Wirkungsanalyse prüfen die Autoren, ob negative bzw. positive Auswirkungen durch LEP IV im Vergleich zu LEP III auftreten. Auch hier wurden keine Informationen gegeben, anhand welcher Kriterien entschieden worden ist, ob Auswirkungen negativ oder positiv bzw. erheblich oder nicht erheblich sind. So wurde während der Analyse, ob die Maßnahme „Schiene und Straße“ erhebliche Umweltauswirkungen hat, zwar beschrieben, dass „lokal erhebliche, mögliche auch schwerwiegende belastende bau-, anlage-, und betriebsbedingte Umweltauswirkungen erzeugt werden. Insbesondere relevant sei jedoch der Flächenverlust von durchschnittlich mehreren Hektar pro Kilometer Strecke, (...), großräumig auswirkenden Zerschneidungswirkungen und Lärmemission“ (LEP, 2008, S. 57f.). Des weiteren zeigen die Autoren, dass für den Neubau von Straßenabschnitten einzig der „Neubau der B50/Hochmoselübergang im Abschnitt Wittlich Moselübergang einen großräumig unzerschnittenen, verkehrsarmen Raum betrifft“. Dies lässt die Interpretation der Erheblichkeit nach BImSchG vermuten, indem die Vorbelastung eines Raumes von großer Wichtigkeit bei der Festlegung der Erheblichkeit ist. Zu dem Schutzgut biologische Diversität werden, wie zu erwarten, keine konkreten Angaben gegeben, wie die Bewertung der zu erwartenden Schäden vorgenommen worden ist. Schäden werden hier als negativ gewertet, wenn Fragmentierungsereignisse von den Maßnahmen ausgehen und diese Schutzgebiete betreffen. Dazu sei nachfolgend ein Beispiel angeführt:

Maßnahme Hochstufung der Straßenverbindung zwischen der Landesgrenze Nordrhein-Westfalen und Hachenburg im Zuge der B 8/ B 414 als Straßenverbindung mit großräumiger Bedeutung

Der Ausbau der B 8 sowie der B 414 gewinnt wegen der landesplanerischen Hochstufung an Bedeutung und wird somit wahrscheinlich. Daher können Umweltauswirkungen verfrüht und verstärkt auftreten. Die Umweltauswirkungen hängen besonders davon ab, ob die vorhandene Straßenverbindung ausgebaut wird oder eine Neutrassierung vorgenommen werden muss. Im Falle eines Ausbaus des vorhandenen Straßennetzes wird eine Verbreiterung des Straßenkörpers vorgenommen. Auswirkungen auf die Flora und Fauna, die von dieser Maßnahme ausgehen, beschränken sich nach Ansicht der Autoren regional auf Streckenabschnitte mit angrenzenden Waldgebieten. Habitatfragmentierung und Lärmbelastung seien jedoch zu vernachlässigen. Im Falle einer Neutrassierung seien zwar erhebliche Umweltauswirkungen zu erwarten, könnten aber zu diesem Zeitpunkt nicht weiter konkretisiert werden. Interessant jedoch ist, dass die Autoren auf die Raumempfindlichkeiten eingehen. Auch wenn der Ansatz nur verbal-argumentativ getätigt wird (Tab.10), können somit Aussagen über mögliche Eintrittswahrscheinlichkeit und Ausmaß der Umweltauswirkung getroffen werden.

Tab. 10: Gewichtung der Mittelverteilung auf die Prioritäten des OP. LEP IV, 2008, S. 69

	B 8 zwischen Landesgrenze NRW und Altenkirchen	B 414 zwischen Altenkirchen und Hachenburg	B 414 zwischen Hachenburg und Landesgrenze Hessen
Charakterisierung des Landschaftsraumes	Stark zertaltes, gewässerreiche Hochfläche; teils Komplexlandschaft, teils großflächige Waldgebiete des Staatsforstes Altenkirchen	Im Abschluss an OU Altenkirchen durchgehend gebündelter Verlauf mit einer Bahntrasse in den höheren Lagen der Hochfläche, teils größere Waldflächen	Vom Nistal aus steigt die B 414 über bewaldete Hänge bei Kirburg auf die grünland- und walddreiche Hochfläche des Hohen Westerwaldes
Schutzgut Bevölkerung/ Gesundheit: Siedlungen und Erholungsräume	Größere Zahl kleinerer Ortschaften betroffen, mehrere Ortsdurchfahrten	Ortslagen nur sporadisch und in Randlage tangiert	Ortsdurchfahrten in Kirburg sowie Nister-Möhrendorf großflächiger Erholungsraum im Bereich des Nistertals und des hohen Westerwaldes
Schutzgut Tiere/ Pflanzen	Großflächiger Bereich besonderer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz im Bereich der Zerschneidung des Staatsforstes Altenkirchen betroffen	Einige kleinere Waldzerschneidungen	Großflächiger Bereich besonderer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz in den Höhenlagen des Hohen Westerwaldes betroffen
Schutzgut Wasser	Eine Vielzahl kleinerer Fließgewässer ist betroffen	Fließgewässer nicht betroffen	Eine Vielzahl kleiner Fließgewässer sowie die Nisterniederung bei Hachenberg sind betroffen; der gesamte Verlauf betrifft einen großflächigen Wassersicherungsraum
Weitere Schutzgüter	Auf der Ebene des LEP keine ausreichende Beurteilungsgrundlage erkennbar		
Zusammenfassende Eischätzung (vorläufig)	Mittlere bis hohe Raumempfindlichkeit	Geringe bis hohe Raumempfindlichkeit	Hohe bis sehr hohe Raumempfindlichkeit

2.6.3.4 Zusammenfassung

Auch der Umweltbericht zur SUP vom LEP IV in Rheinland-Pfalz vermag die unbestimmten Rechtsbegriffe der Erheblichkeit und Eintrittswahrscheinlichkeit von Umweltauswirkungen nicht zu konkretisieren. Die Darstellung des Zustandes der Schutzgüter sowie deren Schädigung durch Maßnahmen des LEP IV werden verbalargumentativ beschrieben. Diese Darstellung ist jedoch unvollständig und wird den Schutzgütern sowie der Feststellung der Umweltauswirkungen nicht gerecht. Naturwissenschaftliche Methoden werden auch hier vollständig ignoriert. Positiv zu bewerten ist, dass Fragmentierungsereignisse und Hinweise zur Raumempfindlichkeit gegeben worden sind. Besonders die Analyse der Empfindlichkeit von Räumen sollte die Basis zur Feststellung der Erheblichkeit von Umweltauswirkungen sein. Erst wenn die Sensitivität von Räumen gegenüber Schäden bekannt ist, können Aussagen über das zu erwartende Ausmaß der Schäden getroffen werden.

2.6.4 Strategische Umweltprüfung (Umweltbericht) im Rahmen der Ex-ante-Analyse des Plans zur Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes in Bayern 2007-2013³²

2.6.4.1 Ziel des Vorhabens

Der vorliegende Umweltbericht zur SUP soll die erheblichen Umweltauswirkungen im Rahmen der Ex-ante-Analyse des Plans ELER im ländlichen Raum Bayerns ermitteln, beschreiben und bewerten. Dem europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) liegt die ELER-VO 1698/2005³³ zu Grunde. Die Ziele des ELER sind nach § 4 Abs. 1 ELER-VO (a) Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit der Landwirtschaft und der Forstwirtschaft durch Förderung der Umstrukturierung, der Entwicklung und der Innovation; (b) Verbesserung der Umwelt und der Landschaft durch Förderung der Landbewirtschaftung; (c) Steigerung der Lebensqualität im ländlichen Raum und Förderung der Diversifizierung der Wirtschaft. Diese Ziele sind mit einem einzelnen oder einem Bündel von regionalen Entwicklungsprogramm(en) zu verwirklichen (§ 15 Abs. 2 ELER-VO). § 85 der ELER-VO schreibt vor, den Entwicklungsplan mittels einer Ex-ante-Bewertung vorab nach spezifischen Kriterien zu prüfen. Diese Ex-ante Bewertung soll vor allem den Bedarf und die Qualität des Entwicklungsprogramms prüfen und darstellen.

2.6.4.2 Darstellung der Schutzgüter

Die Bewertung der Schutzgüter erfolgt über Indikatoren aus dem bayerischen Umweltindikatorensystem. So soll ein thematisch umfassender Eindruck über die Umweltsituation vermittelt werden. Andererseits räumen die Autoren ein, dass nur planrelevante Aspekte angesprochen werden können und somit keine umfassende Darstellung der Umweltsituation gegeben werden kann. Die Einschätzungen der Trends erfolgt über eine 5 Punkte Skalierung ausgehend von negativ, eher negativ, keine Veränderung, eher positiv bis positiv. In Tab.11 sind einerseits die

³² Im folgenden RLB

³³ Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. September 2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) (ABl. EG Nr. L 277/1)

Entwicklungen der Indikatoren bis zum Zeitpunkt des Umweltberichtes gegeben, andererseits ihre voraussichtliche Entwicklung bei Nichtdurchführung des Programms. Es wird deutlich, dass Indikatoren mit tendenziell negativem Trend bei Nichtdurchführung des Programms nicht beeinflusst, Indikatoren mit positivem Trend hingegen Rückschläge verzeichnen würden.

Tab. 11: Entwicklung der Indikatoren in der Vergangenheit und ohne Durchführung des Programms. RLB, 2006, S. 14

Indikator	genereller Trend (Extrapolation aus der Vergangenheit)	Entwicklung bei Nicht- Durchführung des Programms
Biodiversität (Abschn. 3.2)		
• Artengefährdung (Abschn. 3.2.1)	0	■
• Repräsentative Arten (Abschn. 3.2.2)	■	■
Boden (Abschn. 3.3)		
• Düngemiteleintrag (Abschn. 3.3.1)	+	□
• Säure- und Stickstoffeintrag (Abschn. 3.3.2)	+	□
Wasser (Abschn. 3.4)		
• Abwasserbeschaffenheit (Abschn. 3.4.1)	+	+
• Gewässergüte (Saprobie)	+	+
• Nitrat im Grundwasser (Trophie)	0	■
Klima und Ressourcen (Abschn. 3.5)		
• Energiebedingte Kohlendioxidemissionen (Abschn. 3.5.1)	0	0
• Energieverbrauch (Abschn. 3.5.2)	□	□
• Luftqualitätsindex (Abschn. 3.5.3)	+	0
• Umweltmanagement (Abschn. 3.5.4)	0	□
Landschaft (Abschn. 3.6)		
• Flächen für Naturschutzziele (Abschn. 3.6.1)	+	□
• Umweltschonende Landwirtschaft (Abschn. 3.6.2)	0	■
Menschliche Gesundheit, Bevölkerung (Abschn. 3.7)		
• Schwermetalleintrag (Abschn. 3.7.1)	+	+
• Straßenverkehrslärm (Abschn. 3.7.2)	0	0
• Gesamtlärmbelastung im Wohnbereich (Abschn. 3.7.3)	0	0
• Abfall und Verwertung (Abschn. 3.7.4)	□	□
• Sonderabfall (Abschn. 3.7.5)	■	■
• Altlasten (Abschn. 3.7.6)	+	+
Kultur- und Sachgüter (Abschn. 3.8)		
• Denkmal- und Ensembleschutz (Abschn. 3.8.1)	■	■
• Siedlungs- und Verkehrsflächenverbrauch (Abschn. 3.8.2)	□	□
Bewertungs-Symbol	Aussagegehalt	
+	positive/günstige/erwünschte Entwicklung zu erwarten	
+	eher positive/günstige/erwünschte Entwicklung zu erwarten	
0	keine Veränderung zu erwarten	
□	eher negative/ungünstige/unerwünschte Entwicklung zu erwarten	
■	negative/unerwünschte/unerwünschte Entwicklung zu erwarten	

2.6.4.3 Beschreibung des Schutzgutes Biodiversität

Der Zustand des Schutzgutes „biologische Diversität“ wird hier mit den Indikatoren „Artengefährdung“ sowie „repräsentative Arten“ dargestellt (Tab.11). Diese beiden Indikatoren haben den Vorteil, dass sie das Schutzgut „biologische Diversität“ direkt zu beschreiben versuchen. Der Teilindikator „Artengefährdung“ beschreibt erstens den Anteil der Ungefährdeten an allen Arten, basierend auf der Roten Liste Bayerns. Rote Listen stellen ein fast weltweit angewandtes wichtiges Instrument dar, um den Erhaltungszustand der Artenvielfalt zu beschreiben (Voith, 2003). Zusätzlich zu der Roten Liste wurden „besondere“ Arten ausgewählt und einem postulierten Zielwert des Jahres 2010 gegenübergestellt (Graphik in Abb.4). So wurden 33 Arten aus einem Pool von 60 Arten in die Analyse einbezogen, die erstens repräsentativ für Bayern sind und zweitens im Anhang II der FFH-Richtlinie geführt werden, oder Bestandteil von Artenhilfsprogrammen sind. Die Analyse ergab einen Rückgang des Anteiles der ungefährdeten Arten in der Roten Liste im Gegensatz zu den „besonderen Arten“, deren Situation sich seit den 70er Jahren stetig verbesserte. Dies ist insbesondere im Erfolg der eingeleiteten Schutzmaßnahmen begründet.

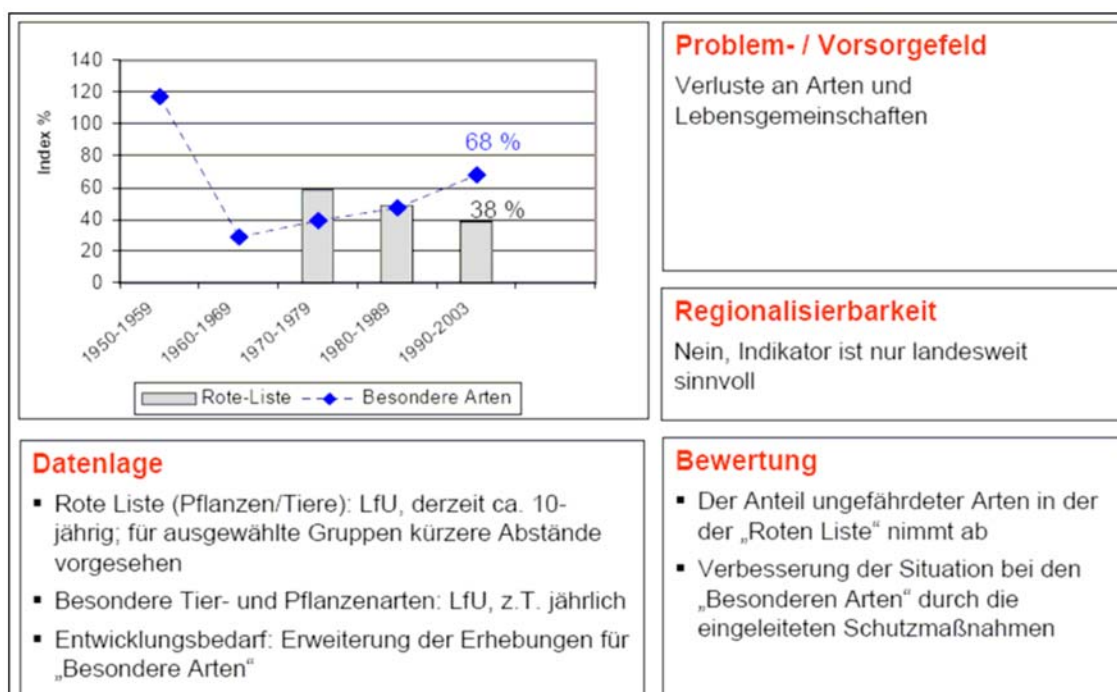


Abb. 4: Beschreibung des Teilindikators „Artengefährdung“ nach Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 2004, S.16

Der zweite Teilindikator beschreibt die Entwicklung von 61 ausgewählten Vogelarten. Das Spektrum der Brutvögel beinhaltet Waldvögel, Vögel der Agrarlandschaft, der Siedlungen und der Gewässer. Die ausgewählten Arten werden einem postulierten Zielwert des Jahres 2010 gegenübergestellt (Graphik in Abb.5). Auch wenn die Daten vom Landesamt für Naturschutz Bayern (LfU) erhoben werden, ist es fraglich, ob diese flächendeckend über einen Zeitraum von mehr als 50 Jahren im flächenmäßig größten Bundesland Deutschlands für eine solche Vielzahl von Arten vorliegen. Trotzdem beinhaltet der Teilindikator wichtige Informationen insbesondere unter der Prämisse, dass Brutvögel besonders planungsrelevant sind. Die Analyse zeigt, dass Waldvögel eine gleich bleibende bis leicht zunehmende Bestandsentwicklung haben. Alle anderen Arten verzeichnen leichte bis deutliche Abnahmen in ihrer Entwicklung.

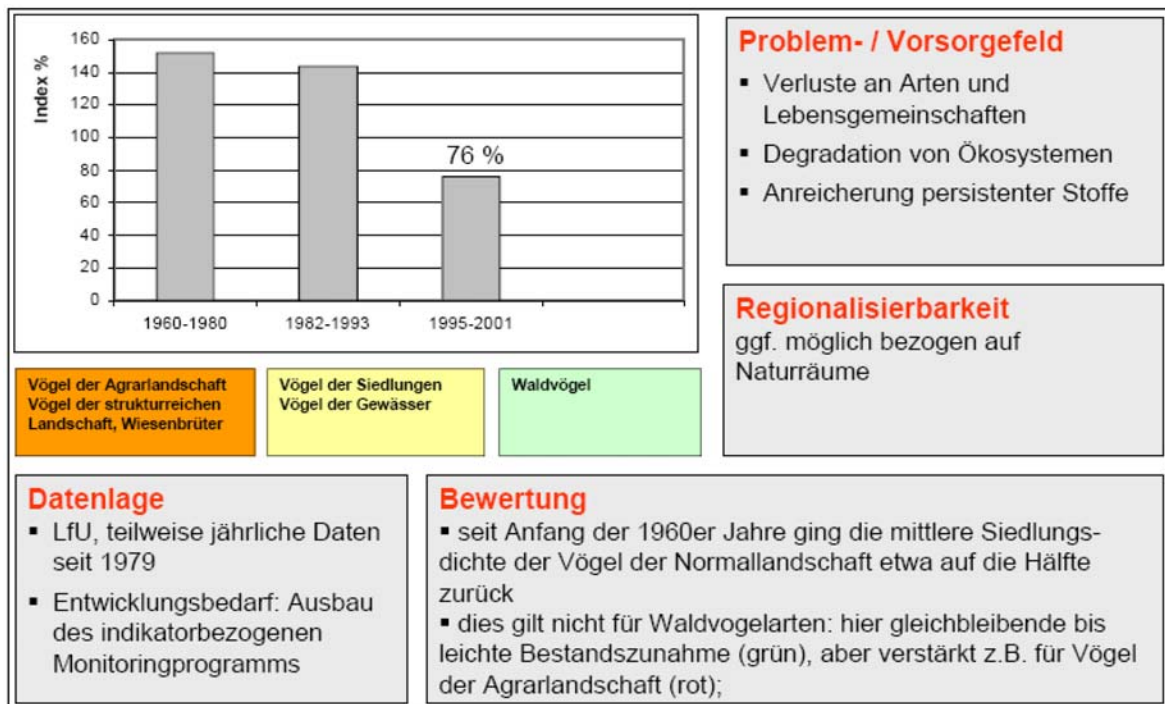


Abb. 5: Beschreibung des Teilindikators „repräsentative Arten“ nach Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 2004, S. 18

2.6.4.4 Bewertung der Erheblichkeit

Im Umweltbericht der SUP zur Ex-ante-Analyse des Plans zur Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes in Bayern 2007-2013 werden die voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen über ein komplexes System, welches von der Ingenieurgesellschaft für Planung und Informationstechnologie in Hannover entwickelt wurde, ermittelt, beschrieben und bewertet. Die Datengrundlage zur Bewertung der Umweltauswirkungen basiert erstens auf den Beschreibungen der Maßnahmen des Vorhabens und zweitens auf schriftlich erworbenen Informationen von den zuständigen Fachreferaten.

Die Wirkungsanalyse der voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen besteht aus zwei Teilschritten. Im ersten Schritt werden die Maßnahmen einzeln auf ihre erheblichen Umweltauswirkungen geprüft. Dazu wird rein argumentativ geprüft, ob die Auswirkungen auf ein Schutzgut besonders positiv, positiv, neutral, negativ oder besonders negativ sind (Tab.2 in Abb.6). Die Summe der Ergebnisse entscheidet, ob die Maßnahme voraussichtlich negative oder positive Umweltauswirkungen hat (Abb.6). Jedoch wird eine Konkretisierung der Kategorisierung von Umweltauswirkungen nicht gegeben oder zumindest ersichtlich. In einem zweiten Schritt werden nun die ermittelten Erheblichkeiten der Maßnahmen dem „erwarteten finanziellen Input (Geld) bzw. operativen Output (Fläche, Förderfälle, etc.) sowie der Dauer (Vertrags- bzw. Zweckbindung und Reversibilität) gegenübergestellt“ (RLB, S. 51). Da dieser Schritt zwar wichtig ist und einen interessanten Ansatz bildet, aber keinen Informationsgehalt zur Bestimmung der Erheblichkeit von Umweltauswirkungen birgt, soll hier nicht weiter darauf eingegangen werden. Zusätzlich werden, wie es vom UVPG gefordert wird³⁴, potentielle Wechselwirkungen ermittelt (Tab.13). Dies wurde über die Feststellung von Synergien bzw. Konkurrenzen auf Grund der Maßnahmebeschreibung getätigt. Nach Ansicht der Autoren kann die Analyse der Wechselwirkungen zwischen den Maßnahmen auf „Programmebene nur sehr grob dargestellt“ werden, „da die räumliche Zuordnung der Wirkung nur ungenau erfolgen kann“ (RLB, 2004, S. 80). Auch bei der Bewertung der voraussichtlich erheblichen Umweltauswirkungen räumen die Autoren ein, dass eine sachlich zutreffende Einschätzung der Erheblichkeit nur im konkreten Kontext der Maßnahmeanwendung sinnvoll sei. Aus

³⁴ § 14g Abs. 2 Satz 1 Nr. 5; § 2 Abs. 1 Satz 2 UVPG

diesem Grund könne „auf Programmebene nur bedingt über standortspezifische Auswirkungen im Voraus eine Aussage getroffen werden“ (RLB, 2004, S. 52).

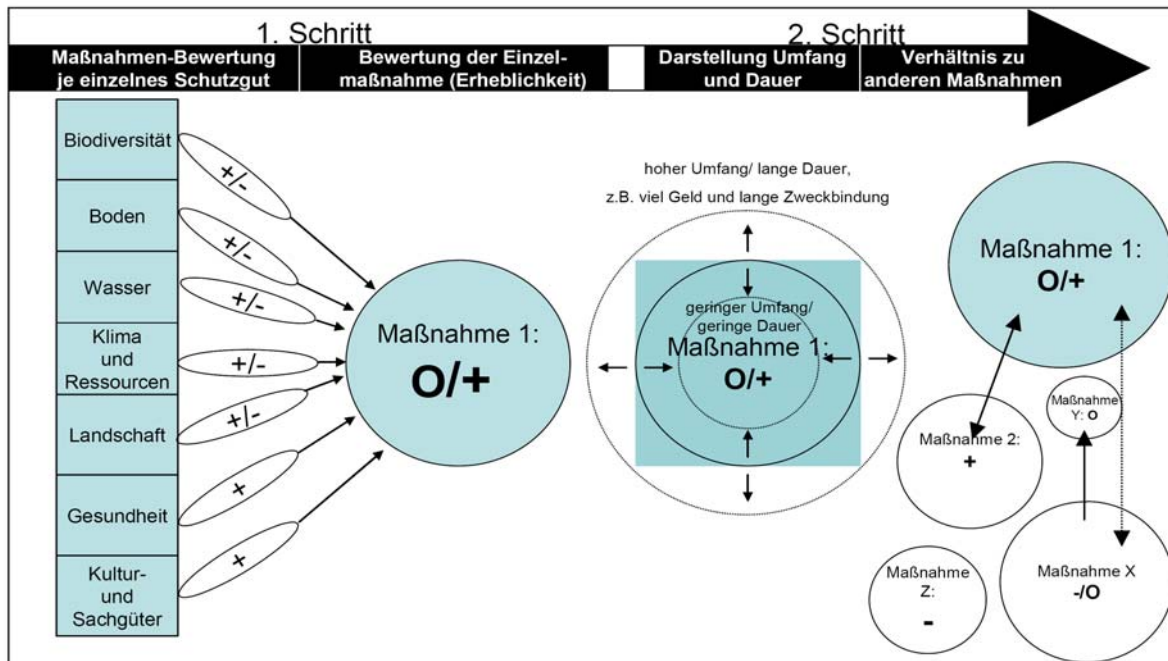


Tabelle 2: Skala für die Einschätzung der Wirkung auf einzelne Schutzgüter

++	besonders positive Wirkungen
+	positive Wirkungen
0	keine, vernachlässigbare oder neutrale Wirkungen
-	negative Wirkungen
--	besonders negative Wirkungen
+/-	es sind sowohl positive als auch negative Wirkungen denkbar (z. B. je nach Fördertatbestand oder unterschiedlichen Wirkungspfaden)

Tabelle 3: Skala für die Einschätzung der Erheblichkeit der Maßnahme

0	keine, vernachlässigbare oder neutrale Wirkungen
+	voraussichtlich erhebliche Umweltwirkungen: überwiegend positiv,
-	voraussichtlich erhebliche Umweltwirkungen: überwiegend negativ
()	aufgrund des Maßnahmenumfangs nur geringe Bedeutung der erwarteten Wirkungen

Abb. 6: System zur Feststellung der Erheblichkeit von Umweltauswirkungen: Im ersten Schritt wird in einem 5-skaligen-System die Wirkung auf die einzelnen Schutzgüter abgeschätzt (Tab.2). Die Summation der Schätzung zeigt, ob die Maßnahme positive oder negative Auswirkungen hat. Zweitens werden kumulative Effekte zwischen den Maßnahmen sowie Umfang und Dauer ermittelt. RLB, 2004, S. 54

Tab. 12: Schätzung der kumulativen Wirkungen die von den Maßnahmen des Planes auf die Umwelt einwirken. Quelle: RLB, S. 80

Maßnahme (Code: Name)	121	123	125 FN	125 Wald	126	211	212	214 Kulap	214 VNP	221	223	225	227	311	321	322	323	341	LEADER
121: Einzelbetriebliche Investitionsförderung	■																		
123: Marktstrukturverbesserung ¹		■						☺											
125: Flurneuordnung und Infrastrukturmaßnahmen;			■		☺			☺	☺				☺			☺		☺	
125 Walderschließung				■								☹			☺				
126: Hochwasserschutz				■						☺	☺					☺	☺	☺	
211: Ausgleichszulage in Berggebieten						■													
212: Ausgleichszulage in benachteiligten Gebieten, die nicht Berggebiete sind						■													
214: KULAP								■	☺	☺								☺	
214 VNP/EA								■	☹	☹									
221: Erstaufforstung landwirtschaftlicher Flächen									■										
223: Erstaufforstung nichtlandwirtschaftlicher Flächen										■									
225: VNP Wald												■	☺						
227: Heckenpflegeprämie (KULAP) Waldbaul. Maßn. + VNP Wald (nichtproduktive Investitionen)													■						
311: Einkommensalternativen														■					
321: Nachwachsende Rohstoffe															■				
322: Dorferneuerung																■			☺
323: Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege																	■		☺
341: Integrierte ländliche Entwicklungskonzepte (ILEK)																		■	
411 - 413, 421, 431: LEADER Umsetzung von Projekten, Gebietsübergreifende oder transnationale Zusammenarbeit, LAG-Management Öffentlichkeitsarbeit der LAG																			■
☺	positiv kumulierende Wirkungen oder Synergien																		
☹	negativ kumulierende Wirkungen oder Konkurrenzen																		
¹⁾ Die Synergie bezieht sich insbesondere auf die Produktion und Vermarktung ökologischer Qualitätsprodukte																			

2.6.4.5 Zusammenfassung

Die Begrifflichkeit „voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen“ bezieht im Sinne des UVPG's positive wie negative Auswirkung von Vorhaben ein. Über die Eigenschaft der Erheblichkeit sollen Bagatellfälle ausgeschlossen und somit der Untersuchungsrahmen der SUP festgelegt werden (Gassner, 2005). Wenn nun, wie im vorliegenden Umweltbericht, die Erheblichkeit über Summation von nicht näher definierten positiven und negativen Auswirkungen auf die jeweiligen Schutzgüter errechnet wird, ist das Ergebnis nicht im Sinne des UVPG's. Die Erheblichkeitsschwelle gemäß UVPG liegt nicht auf der Grenze zwischen positiven und negativen Auswirkungen, sondern innerhalb von negativen wie positiven Auswirkungen. Desweiteren geben die Autoren an, Faktoren wie die (Eintritts-) Wahrscheinlichkeit in die Analyse einzubeziehen. Leider kann dies anhand des Berichtes nicht nachvollzogen werden. Aus diesem Grund kann auch dieser Umweltbericht keinen Informationsgehalt zur Definition der voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen nach UVPG leisten.

Die Auswertung der vorangegangenen Umweltberichte zeigte, dass die Ausarbeitung des Status Quo der Schutzgüter, insbesondere aber des Schutzgutes biologische Diversität, große Probleme bereitete. Der Zustand der Flora und Fauna wurde auf Grundlage der Roten Liste Bayern bewertet sowie anhand solcher Arten, die entweder Bestandteil von Artenschutzprogrammen sind oder im Anhang II der FFH-Richtlinie geführt werden. Die beiden Indikatoren Artengefährdung und repräsentative Arten, die dazu ausgewählt wurden, behandeln das Schutzgut direkt. In anderen Umweltberichten hingegen wurden u.a. Indikatoren verwendet, die den Zustand der Biodiversität nur indirekt beschreiben können. Ein Beispiel hierfür ist der Indikator, der die Anzahl von Naturschutzflächen beschreibt. In Anbetracht der Tatsache, dass der Zustand der Biodiversität für eine Fläche von ca. 70.500 km² ermittelt werden muss, ist der gewählte Ansatz durchaus zielführend.

2.7 Gesamtbetrachtung

Die Auswertung von Umweltberichten gemäß § 14g UVPG ergab keine weiteren Konkretisierungen des unbestimmten Rechtsbegriffes der voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen. Klar wurde jedoch, dass dem Charakteristikum der Voraussichtlichkeit in der Praxis keine Beachtung geschenkt wird. Die untersuchten Berichte erheben zwar den Anspruch, die erheblichen Umweltauswirkungen, die von den Maßnahmen ausgehen, darzulegen, können dies aber nur bedingt erfüllen. Vor allem wird nicht ersichtlich, wie die Autoren die Grenzen zwischen den nichterheblichen und erheblichen Schäden ziehen. Häufig wird zur Konkretisierung eine fünfstufige Skala verwendet, die die Umweltauswirkung in positiv, eher positiv neutral eher negativ und negativ kategorisieren soll. Leider wird an keiner Stelle beschrieben, wo die Grenzen innerhalb der Kategorisierung verlaufen. Deshalb bleibt die Quantifizierung ein nicht objektiv nachvollziehbarer Akt subjektiver Zuschreibung.

Auch die Abwägung von diesen (unbestimmten) negativen und positiven Quantitäten ist letztlich nicht zulässig, da das Gesetz nach der Erheblichkeit von Umweltauswirkungen fragt, ohne diese Quantitäten gegeneinander aufzuwiegen. Es genügt deshalb, wenn eine einzige erhebliche Auswirkung vorliegt, nicht jedoch muss eine errechnete „Gesamtauswirkung“ unter dem Strich erheblich sein. Ein Beispiel hierfür ist der Umweltbericht zur „Ex-ante-Analyse des Plans zur Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes in Bayern 2007-2013“, in dem die Erheblichkeit einer Maßnahme über die Summation von negativen und positiven Effekten auf die Umweltschutzgüter errechnet wird (Abb.6). Eine solche Auslegung des Erheblichkeitsbegriffes entspricht nicht den Anforderungen des UVPGs, in der die Erheblichkeitsschwelle innerhalb von negativen/positiven Umweltauswirkungen anzulegen ist.

In Anbetracht der Tatsache, dass alle Autoren der untersuchten Umweltberichte beklagen, auf dieser frühen Planungsebene keine genaue Bestimmung der Erheblichkeit vornehmen zu können, stellt sich die Frage, ob die Auslegung der Erheblichkeit nach UVPG wirklich zielführend bzw. überhaupt möglich ist. Aus diesem Grund wäre es wahrscheinlich der effektivere Ansatz, die Erheblichkeitsschwelle auf der Ebene von Plänen und Programmen zwischen

positiven und negativen Auswirkungen von Maßnahmen zu legen. Später, sobald auf der Ebene von Projekten die Maßnahmen sowie deren Auswirkungen besser konkretisiert werden können, ist eine Bestimmung der Erheblichkeit gemäß UVPG angebracht und eher umsetzbar. Verbal argumentative Verfahren sind ein etabliertes Werkzeug zur Bewertung von Umweltauswirkungen. Um diese jedoch effektiv zu nutzen, müssen die Vorhaben, die die Schutzgüter beeinflussen können, klar definiert sein. Wird beispielsweise auf der Ebene von Projekten geprüft, ob ein geplantes Fußballstadion erhebliche Umweltauswirkungen hat, sind alle möglichen Auswirkungen bekannt, die somit verbal argumentativ beschrieben und bewertet werden können. Sollen jedoch die Umweltauswirkungen einer Ex-ante-Evaluation des Plans zur Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes in Bayern, im Rahmen einer SUP, bewertet werden, wird ersichtlich, dass die potentiellen Auswirkungen nur abgeschätzt werden können. Verbal argumentative Verfahren sind somit auf der Ebene von Plänen und Programmen für die Bestimmung der Erheblichkeitsschwelle wenig hilfreich. Daher müssen zu bewertende Faktoren gefunden werden, die unabhängig von der räumlichen und zeitlichen Ausdehnung der folgenden Projekte bestehen. Wie später beschrieben wird, könnten Erheblichkeitsschwellen über die Sensitivität der Arten gegenüber Habitatfragmentierung oder über die Genetik der Arten definiert werden.

Weiterhin verdeutlicht die Auswertung, dass zu der heiklen Problematik der Konkretisierung des Erheblichkeitsbegriffes sowie der Voraussichtlichkeit von Umweltauswirkungen die Problematik der Darstellung von Umweltschutzgütern hinzukommt. Während der Wirkungsanalyse wird entschieden, ob die Vorhaben Schutzgüter erheblich oder nicht erheblich beeinflussen. Um jedoch Aussagen darüber zu treffen, müssen die Schutzgüter zuerst klar beschrieben worden sein. Denn das Ausmaß eines Schadens kann kaum bewertet werden, wenn das betroffene Schutzgut unbekannt ist oder nicht konkretisiert wurde.

Wie viele andere internationale und nationale Rechtsnormen, so fordert auch das UVPG den Schutz der Biodiversität. Biodiversität bezieht gemäß der Convention on Biological Diversity sowie des § 2 Abs. 1 Nr. 8 BNatSchG die genetische Ebene und die Ebene von Arten, Habitaten und Ökosystemen ein. Somit wird die Schwere des Schutzes der Biodiversität deutlich. Schon auf der „einfachen“ Ebene der Arten gibt

es keine flächendeckenden Daten über deren Vorkommen und Bestand im deutschen Bundesgebiet. Selbst innerhalb der Artengruppe der Vögel, welche sich in Deutschland einer großen Beliebtheit erfreut, liegen keine flächendeckenden Kartierungsdaten vor. Das Projekt Atlas Deutscher Brutvogelarten (ADEBAR), initiiert vom Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) und dem Deutschen Rat für Vogelschutz (DRV) zusammen mit den staatlichen Vogelschutzwarten der Bundesländer, gilt als federführend in der Kartierung von Artengruppen. Hierbei wurden nach einem standardisierten System TK 25 Gitterfelder auf ehrenamtlicher Basis untersucht. Selbst dieses engagierte Vorhaben konnte keine hundertprozentige Abdeckung auf Bundesebene erreichen (Abb.7).

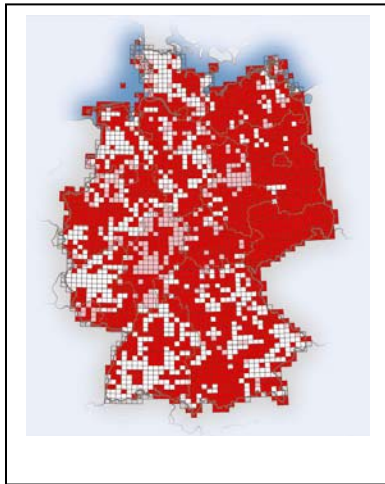


Abb. 7: Vergabebestand der Flächen 2007: rot: TK vergeben; rosa: einzelne Quadranten vergeben; weiß: TK nicht vergeben. Quelle: www.dda-web.de (Stand: 11.2.2009)

Wie erwähnt nehmen Brutvögel die Voreiterrolle in Sachen Kartierung ein. Dies verdeutlicht, dass vor allem bei anderen Artgruppen intensiver Nachholbedarf besteht. Daher wird die primäre Aufgabe von Naturwissenschaftlern innerhalb der Konkretisierung des Erheblichkeitsbegriffes die Schließung dieser Lücken sein, sodass die Grundlage für eine Schadensbewertung geschaffen wird. Der ADEBAR ist ein gutes Beispiel für die Bemühungen, die dahingehend schon getätigt wurden, und für die Tatsache, dass es möglich sein kann, eine flächendeckende Kartierung auf Bundesebene zu erreichen. Wenn auf dieser Basis Kartierungen für alle Artengruppen vorgenommen werden, so wird eine Darstellung des Schutzgutes Biodiversität in Zukunft zumindest auf der Ebene von Arten gewährleistet sein können.

Abschließend sei gesagt, dass durch die geübte Kritik an den vorangegangenen Umweltberichten keineswegs die alte Diskussion wieder belebt werden soll, ob

wissenschaftliche Aspekte in Landschafts- und Raumplanung einbezogen werden sollen (Erz, 1994, S. 136). Es soll lediglich, im Stile des *Advocatus Diaboli*, ermahnend verdeutlicht werden, dass eine solche Art und Weise der Beschreibung und Bewertung des Schutzgutes Biodiversität im Rahmen von Bewertungsprozessen gemäß UVPG wenig zielführend ist. Zu beachten ist, dass auch die Feststellung des Status Quo der Umweltschutzgüter dem Verhältnismäßigkeitsprinzip unterworfen ist. Da es den Behörden während der Durchführung einer strategischen Umweltprüfung meist an Zeit und Fachwissen mangelt, den Umweltzustand hinreichend darzulegen, wäre es sinnvoll, dies auf das zuständige Landesministerium zu verlegen, welches ohnehin die Aufgabe hat, einen nachhaltigen Schutz der Biodiversität zu gewährleisten. Wenn der Umweltzustand zentral durch die Landesministerien erhoben wird, können die zuständigen Behörden auf standardisierte Daten zurückgreifen und sich sodann der eigentlichen Aufgabe einer SUP widmen, der Ermittlung, Beschreibung und Bewertung der erheblichen Umweltauswirkungen.

3. Erheblichkeit in Raum und Zeit

Ziele der SUP-Richtlinie sind erstens das Sicherstellen eines hohen Umweltschutzniveaus durch eine nachhaltige Entwicklung und zweitens das Einbeziehen von Umwelterwägungen bei der Ausarbeitung von Plänen und Programmen, indem solche, die voraussichtliche erhebliche Umweltauswirkungen haben, entsprechend der Richtlinie einer Umweltprüfung unterzogen werden (Art. 1 SUP-RL). Die Begriffe der Erheblichkeit und der Auswirkung auf die Umwelt spielen somit in der SUP eine zentrale Rolle. Mit der Formulierung „Auswirkung auf die Umwelt“ können positive sowie negative Effekte beschrieben werden. In der ursprünglichen Konzeption der Richtlinie sollte der Geltungsbereich der Richtlinie auf Pläne und Programme, die erhebliche negative Auswirkungen verursachen, beschränkt werden. Da dieses Vorhaben nicht durchgesetzt werden konnte, entschied sich der Richtliniengeber bewusst den Geltungsbereich auch auf Pläne und Programme auszuweiten, die prima vista positive Effekte auf die Umwelt haben werden (Sangenstedt, 2006), da die „Richtlinie nicht nur gelten sollte, wenn negative Umweltauswirkungen erwartet werden, sondern wenn überhaupt Auswirkungen erwartet werden.“³⁵

Desweiteren sollen anhand der SUP erhebliche anthropogene Auswirkungen auf die Umwelt frühzeitig ermittelt, beschrieben und bewertet werden. Diese Formulierung verleitet jedoch dazu natürliche Prozesse und Gegebenheiten als optimalen und anzustrebenden Zustand anzusehen und anthropogene Einflüsse auf die natürliche Umwelt als pauschal negativ zu bewerten. So bieten aber auch stark gestörte Habitate von Truppenübungsplätzen Lebensraum für etliche geschützte Arten. Beispielsweise finden auf einigen untersuchten Truppenübungsplätzen die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) sowie die Kreuzkröte (*Bufo calamita*) ihre höchste Populationsdichte bei einer Oberflächenstörung von 40% bzw. 80% (Warran, 2006).

Andererseits wurde die Umwelt während der Erdgeschichte nicht nur anthropogen, sondern auch auf natürliche Art und Weise erheblich negativ beeinflusst. Die Erde durchlief beispielsweise im Phanerozoikum, also den letzten 600 Mio. Jahren, fünf

³⁵ Vorschlag der Europäische Kommission für eine Richtlinie des Rates über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme am KOM (96) 511 (ABl. EU Nr. C 341/18) vom 9.11.1998

marine Massenextinktionsphasen, in denen u.a. im Perm 95% der marinen Arten und 70% der terrestrischen Arten ausstarben.

Zusätzlich schädigten Vulkane regional die Flora, Fauna und den Menschen, durch pyroklastische Ströme (z.B. Mont Pelee, 1902), Lahare (z.B. Kelut, 1919) und Ascheregen (z.B. Mount St. Helens, 1980). Im ersten Abschnitt des Kapitels „Erheblichkeit in Raum und Zeit“ soll exemplarisch einerseits darauf eingegangen werden, wie Vulkane und extraterrestrische Objekte die Erde während der Zeitgeschichte beeinflussten und beeinflussen, andererseits dargelegt werden, wie sich das Leben auf der Erde durch Phasen von Massenextinktionen von Arten im Phanerozoikum verändert hat.

Im zweiten Abschnitt werden anthropogene Effekte auf die Umwelt bzw. Flora und Fauna beschrieben und auf Hauptfaktoren gebündelt, die es in Zukunft im Rahmen des integrierten Umweltschutzes zu verhindern gilt. Die Konkretisierung des Begriffes der Erheblichkeit kann auf der Ebene der Biodiversität über zwei verschiedene Wege unternommen werden. Erstens über die Funktionen von Arten in Ökosystemen. Hierbei muss diskutiert werden, ob das Verschwinden einer bestimmten Art für das Ökosystem zu verkraften ist. Dieser Weg ist zwar sinnvoll und würde einen großen Beitrag im Rahmen der Konkretisierung der Erheblichkeit liefern, verbleibt bei dem heutigen Wissensstand in der Ökosystemforschung jedoch rein spekulativ. Zweitens besteht die Möglichkeit, die Konkretisierung der Erheblichkeit mit Hilfe der Sensitivität von Arten gegenüber den Hauptgefährdungsfaktoren zu diskutieren.

3.1 Erdgeschichtlicher Überblick

3.1.1 Massenextinktionsphasen

Wird über Massenextinktionsphasen gesprochen, werden diese mit einem Aussterben von einer Vielzahl von Arten (im Perm 95% der marinen sowie 70% der terrestrischen) und somit dem Verlust von genetischer Information gleichgesetzt. Dass Arten überhaupt aussterben können, wurde bis ins späte 18. Jahrhundert bezweifelt, da Arten von Gott erschaffen und somit perfekt seien. Erst der Zoologe Cuvier konnte nachweisen, dass fossile Arten wie Mammuts (*Mammuthus spec.*) sich nicht, wie geglaubt, in unerforschten Regionen der Erde befinden, sondern ausgestorben sind (Rudwick, 1998).

Die Wurzeln der vielzelligen Tiere (Metazoa) gehen bis ins Ediacarium, der letzten Periode des Proterozoikums (2500 bis 570 Mio. Jahre BP), vor 630 Mio. Jahren zurück. Im Kambrium (540-510 Mio. Jahre BP), dem Beginn des Phanerozoikums (vor 540 Mio. Jahre- bis heute), das Zeitalters des sichtbaren Lebens (Larousse, 2002), entwickelte sich daraus schlagartig eine große Artenvielfalt (Kambriumexplosion oder kambrische Radiation). Dies ist wohl durch die bis dahin konkurrenzlose Besetzung der Nischen zu erklären (Stanley 2001)³⁶.

Das Phanerozoikum war jedoch nicht nur durch Entstehung und Ausbreitung von Arten geprägt. Diese Entwicklung wurde, wie Abb.8 zeigt, durch Phasen von Rückgängen in der marinen, aber auch terrestrischen Biodiversität unterbrochen. In der Literatur werden fünf solcher Ereignisse der Vergangenheit und ein beginnendes aktuelles Ereignis als Massenextinktion bezeichnet (Nentwig et al., 2003). Ein Massenextinktionsevent wird nach Stanley (2001) als eine Phase des Aussterbens im großen Maßstab, bei dem innerhalb weniger Millionen Jahre oder in einem noch kürzeren Zeitraum eine größere Anzahl von Arten verschwindet, beschrieben. Offizielle Kriterien, die einen Verlust von Biodiversität als Massenextinktionsevent definieren, gibt es nicht (Stanley, 2001). In jeder der vergangenen Phasen sind jedoch mehr als 40% der marinen Gattungen ausgestorben (Abb.8). Diese Gemeinsamkeit könnte als Kriterium angesehen werden.

³⁶ Alle in diesem Abschnitt genannten Zeitangaben beziehen sich auf Press & Siever (1995)

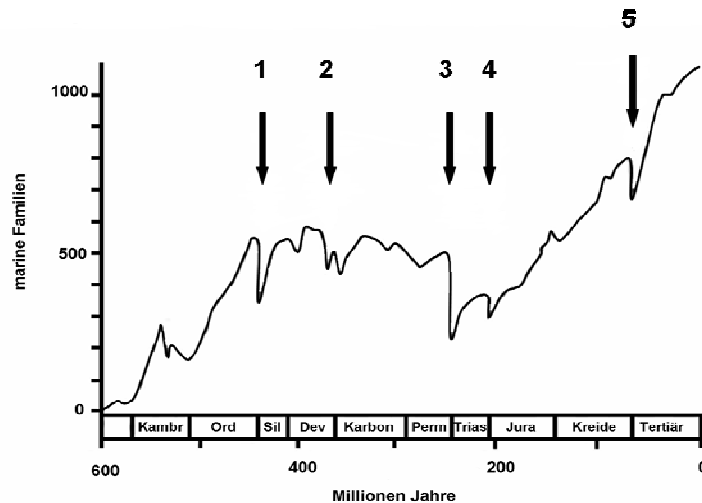


Abb. 8: Während des Phanerozoikums vollzogen sich einige Phasen des Biodiversitätsverlust. Dargestellt sind die fünf größten und (1-5) einige kleinere Events. (1) Ende Ordoviciium, (2) Frasnian-Famennian Event, (3) Ende Perm (4) Ende Trias (5) Kreide Tertiär Grenze.. Nentwig, 2003, S.385

Durch Massenextinktionen werden Taxa nachhaltig beeinträchtigt oder verschwinden komplett. Durch das Wegfallen von dominierenden Artgruppen verschieben sich die Dominanzverhältnisse. Beispielsweise beherrschten die Dinosaurier das Leben von der Trias bis zu ihrer Extinktion an der Kreide Tertiärgrenze auf der Erde. Erst nach ihrem Aussterben gelang es den Säugetieren und dadurch dem *Homo sapiens*, zur Vorherrschaft zu gelangen. Daher ist, verursacht durch die Massenextinktionen im Phanerozoikum, nur noch ein geringer Teil der Arten, die auf der Erde gelebt haben, rezent anzutreffen.

Nachfolgend sollen die fünf vergangen Phasen des Phanerozoikums diskutiert werden:

3.1.1.1 Ordovizium

Das Ordovizium³⁷, das sich über 510–438 Mio. Jahre BP erstreckt (Press & Siever, 1994), ist vor allem durch die rasche Ausbreitung der im Kambrium³⁸ entstandenen Stämme geprägt. Brachiopoden und Bryozoen erlebten ihre Blütezeit, Schnecken sowie Muscheln wurden vielfältiger. Nautilotiden mit ihrer typischen Fortbewegungsart mittels Rückstoßprinzips prägten zusammen mit den Trilobiten die Meere. Wie die Funde von *Arandaspis* in Australien und *Sacabambaspis* in Bolivien belegen, traten die ersten Wirbeltiere im Ordovizium auf. (Larousse, 2002).

Das Klima war global gesehen sehr wechselhaft. Das untere sowie mittlere Ordovizium war eine der wärmsten Perioden des Phanerozoikums. Dem gegenüber steht das rapide Abkühlen bis hin zur Eiszeit im späten Ordovizium. Gekoppelt an die klimatischen Ereignisse prägten Meeresspiegelschwankungen (Brenchley, 1989) von bis zu 70m das Leben zu dieser Zeit (Brenchley, 1984). Der größte Anteil der Landmasse war auf der Südhalbkugel verteilt, wobei Gondwana mit dem afrikanischen Teil den Südpol durchwanderte und somit von Eis bedeckt war. Weiterhin konnten für das späte Ordovizium ungewöhnlich schnelle Plattenbewegungen belegt werden (Piper, 1987).

Spätes Ordovizium

So wie die klimatischen Gegebenheiten es vermuten lassen, war die Möglichkeit zur Entwicklung und das Leben für die Flora und Fauna zweigeteilt. Am Beginn des Ordoviziums fand eine rasche Diversifikation des Lebens, begonnen durch die Kambriumexplosion statt, welche aber durch eine Phase der Massenextinktion abrupt gestoppt wurde. Vom Ausmaß der Auswirkungen war es die zweitgrößte Extinktionsphase des Phanerozoikums. Dennoch waren die Auswirkungen nicht groß genug, um die Evolutionsrichtung zu beeinflussen, wie es zu Zeit des Perms geschehen ist. (Erwin, 1998). Die Extinktionsphase kann in zwei Impulse untergliedert werden:

³⁷ Wird nach Haq & Eysinga (1998) in Tremadocium, Arenigium, Darwillium, Caradocium und Ashgillium untergliedert

³⁸ Siehe Kambriumexplosion

Erster Impuls

Der erste Impuls ist zeitlich an der Grenze zwischen Rawtheyn und Hirnantian, welche das Ashgill³⁹ bilden, einzuordnen. Schnelle Vereisung, vermutlich durch Reduzierung der globalen Treibhauserwärmung ausgelöst, verursachte eustatische Meeresspiegelschwankungen. Die daraus resultierende Absenkung des Meeresspiegels führte zum Trockenfallen von epikontinentalen Meeren (Brenchley, 1995), welche die Kontinente zu dieser Zeit großflächig bedeckten und somit einen Lebensraum für eine große Artenvielfalt darbot. Dieser Habitatverlust reduzierte im besonderen Maße Trilobiten (37 % der Gattungen (Brenchley, 1989)), Cystoiden und Graptoliten. Brachiopoden (25% der Gattungen (Cocks, 1988)) wurden weniger, und Conodonten sowie Acritarchen nur in wärmeren Gebieten leicht dezimiert. Die stetige Abkühlung machte besonders tropischen Lebensformen zu schaffen, wie beispielsweise Riffgemeinschaften, die im frühen Ordovizium weit verbreitet waren (Stanley, 2001). Daher waren große Verluste von Korallen und Stromatoporenarten zu beobachten.

Zweiter Impuls

Eine Millionen Jahre später an der Grenze zum Silur, begannen Eiskappen rasch abzutauen, wodurch sauerstoffärmeres Tauwasser ins seichte Oberflächenwasser strömte. Sauerstoffarmut und ansteigende Temperaturen vernichteten die an Kälte adaptierten Hirnantian-Gemeinschaften, die sich zwischen den Pulsen im Hirnantian Intervall entwickelt hatten (Erwin, 1998). Besonders betroffen waren Brachiopoden (40% der Gattungen (Cocks, 1988)) mit einer geringen Verbreitung und endemische Arten für epikontinentale Meere (Sheehan, 1996). Weitere 26 Gattungen von Trilobiten fielen dem zweiten Impuls zum Opfer (Brenchley, 1989).

Ausmaß der Extinktionsphase

Die maximale Artendiversität im Ordovizium wurde im Cardoc festgestellt. Ab dem frühen Ashgill nahm die Diversität konsequent ab, stabilisierte sich aber im Ashgill. Diese Stabilisierung wurde am Ende des Ordoviziums durch eine Massenextinktionsphase gestört (Williams, 1976).

³⁹ Das Oberordovizium (460–433 Mio. Jahre) wird in das Cardoc und Ashgill untergliedert

Das Ausmaß der Massenextinktion war verheerend. Unter den benthischen Organismen waren Trilobiten, Bryozoen, Korallen, in der darüber stehenden Wassersäule waren Acritachen, Graptolithen (Graptolithenschiefer) und Conodonten betroffen. Ein Fünftel der marinen Invertebraten-Familien wurden ausgelöscht. 21 Familien der Trilobiten, 13 Familien der Nautilodida, 12 Familien der Articulata (Brachiopoda) und 10 der Crinoidea (Brenchley, 1989) fielen den Ereignissen des späten Ordoviziums zum Opfer. Es wird davon ausgegangen, dass 12% aller Familien ausgelöscht worden sind.

3.1.1.2 Devon

Leben im Devon

Das Devon, welches nach der englischen Grafschaft Devonshire benannt wurde, wird auf ein Alter von 410 bis 360 Mio. Jahre datiert (Press und Siever, 1995). Untergliedert wird das Devon in die Stufen Lochkovium, Pragianum, Emsium, Eifelium, Givetium, Frasnium und Famennium. Auf der Nordhalbkugel herrschte bis ins Oberdevon ein warmes und trockenes Klima. Ab dem Oberdevon konnte jedoch eine Abkühlung des globalen Klimas beobachtet werden.

Als wichtigstes erdgeschichtliches Ereignis im Devon kann die Eroberung des Festlandes angesehen werden, welche bereits Ende des Silurs⁴⁰ begann. Das zunächst aus Sporenpflanzen (wie Nacktfarne u. Lycophyten) bestehende Pflanzennetz auf dem Festland wurde bereits im Oberdevon durch Gymnospermen, deren Entwicklung rasch fortschritt, ersetzt. Das Auftreten der Flora auf dem Festland veränderte das Aussehen der Erde drastisch, und zwar nicht nur durch deren Erscheinungsbild. Bis zu dieser Zeit war Erosion der wichtigste Faktor, der das Aussehen, die Geomorphologie der Erde beeinflusste. Das immer dichter werdende Pflanzennetz wirkte der Erosion entgegen und förderte somit die Verwitterungsintensität der Böden, beispielsweise durch physische Einwirkung der Pflanzenwurzeln oder die aufkommenden Symbiose zwischen Pflanzen und Mikroorganismen. (Stanley, 2001).

⁴⁰ Erste Landpflanzen Cooksonia (Larousse, 2002)

Athropoden wie beispielsweise Skorpione und flügellose Insekten besiedelten seit dem Silur das Festland. Erst im Oberdevon begannen die Amphibien, die wohl aus den Fischen hervorgingen, das Festland zu erobern (Larousse, 2002). Der im Oberdevon gefundene Ichthyostega stellt den sog. „missing link“ zwischen Amphibien und Quastenflossern dar. Amphibien konnten erst 50 Mio. Jahre nach Auftreten der Gefäßpflanzen das Land besiedeln, da sich ihre Nahrungsquellen, nämlich die Gefäßpflanzen, erst entwickeln mussten (Stanley, 2001).

Die Extinktionsphase

Die Extinktionphase betrifft den Zeitraum des Oberdevons, die Stufen des Frasnian und Famennian. House (1985) zeigte anhand von Ammonitenzonen, dass Ammoniten im Zeitraum des Oberdevons während fünf Events Einbußen erlitten haben. Das Frasnies-, Kellwasser- und Hangenbergevent hatten eine größere Auswirkung auf die Ammonitenfauna als die des Enkeberg und Annulataevents. Zu beachten ist, dass die drei erstgenannten an den Stufengrenzen Givetian/Frasnian, Frasnian/Famennian und Famennian/Tournaisian⁴¹ liegen. Dies zeigt hingegen eindeutig, dass die Extinktion in einem Multievent vonstatten ging (McGhee, 1996).

Die Auslöser der Krise im Devon sind nicht eindeutig. Die Erklärungsversuche reichen von einem Meteoriteneinschlag (McLaren 1970, 1982, Sandberg et al. 1988, Claeys et al. 1992), über Sauerstoffmangel (Kellwasser event nach Walliser, 1984 und House (1985) oder nach Schindler (1990)), Abkühlung des Klimas (Caputo, 1985, Lethiers and Raymond 1991), eustatische Meeresspiegelschwankungen (Johnson et al. 1985, Cashier and Devleeschouwer 1995) bis hin zur Änderungen in den Meeresströmungen (Copper 1986).

Unter diesen vielen möglichen Ursachen erscheint die klassische Abkühlung des Klimas als sehr plausibel. Ausgelöst worden sein könnte der klimatische Wandel durch ein Multiple Impact Scenario. Dem Frasnies Event im frühen Frasnian kann der Flynn Creek Krater, dem Kellwasser Event am Ende des Frasnian der Siljan Krater und dem Hangenberg event am Ende des Famennian der Charlevoix Krater

⁴¹ Das Karbon (355 – 290Mio Jahre BP; Press & Siever, 1994) wird in die Stufen Tournaisian, Viséan, Serpukhovian, Bashkirian, Moscovian, Kasimovian und Gzhelian untergliedert

zugeordnet werden. Gesichert ist dieses Szenario zwar nicht, aber dennoch mehr als eine Überlegung wert (McGhee, 1996).

Ausmaß der Extinktionsphase

Die Massenextinktionsphase im Devon betraf „nur“ im Meer lebende Taxa. Gefäßpflanzen, Süßwasserfische und Kaltwasserorganismen wurden nur geringfügig in Mitleidenschaft gezogen. Die Artendiversität der Foraminifera, Tentaculitida, Ostracoda, Cephalopoda, und Trilobita verringerte sich schrittweise vor allem an der Givetian/Frasnian Grenze, bevor diese Taxa große Verluste während des Kellwasserereignisses an der Frasnian/Famennian Grenze zu verzeichnen hatten (Buggisch, 1991). Ungeklärt hingegen bleibt das Schicksal der Brachiopoda.

Zwanzig Prozent aller marinen Tierfamilien, fünfzig Prozent von allen marinen Tiergattungen wurden vernichtet (Sepkoski, 1982). 18 der 28 Trilobitengattungen wurden ausgelöscht. Unter den marinen Fischen wurden die Panzerfische komplett ausgerottet. Bis zum Aussterbeeignis am Ende des Devons dieser Zeit erfreuten sich die Riffgemeinschaften einer großen Ausbreitung ((zehnfache Ausbreitung der rezenten (Eder & Franke, 1979, 1982; Copper, 1994)). Besonders getroffen wurden tropische Riffgemeinschaften während der Famennian Krise.

3.1.1.3 Perm

Das Perm wurde von Press & Siever auf 290–250 Mio. Jahre BP datiert. Aus geologischer Sicht war die Entstehung des Großkontinentes Pangea abgeschlossen. Klimatisch gesehen gibt es im Perm eine Zweiteilung in Regionen um den Südpol, in denen sich während des Karbons und Perms Gletscher ausbildeten, und in äquatoriale Breiten, in denen ein warmes bis heißes Klima herrschte. Trockenes sowie heißes Klima reduzierten die karbonischen Kohlesümpfe und somit das Habitat für Amphibien und farnähnliche Pflanzen (Stanley, 2001). Auf dem Großkontinent befanden sich Binnenmeere, die jedoch durch das sehr warme bis heiße Klima zeitweilig stark reduziert wurden. Der einhergehende Habitatverlust für marine Taxa führte zum Rückgang des marinen Lebens. Das durch Leben im

marinen Bereich charakterisierte Paläozoikum findet durch die Eroberung des Festlandes im Devon bis hin zum marinen Habitatverlust im Perm sein Ende.

Die klimatischen Bedingungen sorgen für einen Rückgang der Amphibien und eine Begünstigung der Reptilien, die bis zur Ausrottung der Dinosaurier Ende der Kreidezeit das Leben des Festlandes im Mesozoikum beherrschen werden. Die Pteridophyten, also die Farnähnlichen, welche im Karbon die Hochphase erlebten, wurden durch Palmfarne und Koniferen abgelöst (Larousse, 2002).

Die Auslöser der größten Extinktionsphase des Phanerozoikums sind nicht eindeutig geklärt. Erklärende Theorien erstrecken sich über Impact eines Boliden (Becker, 2001), Vulkanismus (Renne, 1995; Mundil, 2001), Vulkanismus, der durch einen Bolideneinschlag ausgelöst worden ist (Jones et al., 2002), und Versauerung der Meere (Wignall & Twitchett, 1992, 2002). Die Hinweise auf den Einschlag eines extraterrestrischen Boliden sind sehr gering und können fast vernachlässigt werden (Benton, 2003). Während der letzten 600000 Jahre des Perms konnten große Eruptionen in Sibirien, nachgewiesen werden, durch die 1,6 Mio. km² Ostruslands von 2 Mio. km³ Lava bedeckt wurde (Reichow et al., 2002). Ob dadurch alleine die Massenextinktion ausgelöst wurde ist unklar. Keine Beweise gibt es jedoch für einen Vulkanismus der durch einen Impact ausgelöst wurde (Erwin, 2002).

Benton (2003) geht davon aus, dass eine klimatische Erwärmung um global gesehen sechs Grad stattfand, welche durch den sibirischen Vulkanismus ausgelöst wurde, indem Gashydrate aufschmolzen wurden. Gashydrate sind die wichtigsten Methanspeicher, die an Kontinentalrändern und arktischen Permafrostgebieten auftreten. Der Austausch von Methan mit der Atmosphäre führte wiederum zu einer Erwärmung, woraus ein weiteres Aufschmelzen von Gashydraten resultierte. Diese positive Feedbackschleife wird als „runaway greenhouse“ bezeichnet, die die Ökosysteme zum Kollabieren brachte.

Auswirkungen

Die Extinktionsphase betraf marine wie terrestrische Taxa. Im marinen Bereich erlitten alle Gruppen erhebliche Einbußen. Die Trilobiten verschwanden gänzlich, Crinozoans mit 98%, Anthozoanz mit 96%, Brachiopoda mit 80% Bryozoa mit 79%. (McKinney, 1987). Auf der Ebene der Arten wurden 90–95% des marinen und ca. 70% des terrestrischen Lebens ausgelöscht. Es waren 100 Mio. Jahre Evolution nötig, um den Level der Familien, der vor der Perm–Trias Grenze herrschte, wiederherzustellen (Hallam & Wignall, 1997).

3.1.1.4 Trias

Die Periode Trias wird von 250 bis 205 Mio. Jahre BP eingeordnet (Press & Siever, 1995). Die Bezeichnung „Trias“ geht auf die klassische stratigraphische Dreiteilung Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper in Deutschland durch Alberti (1834) zurück. Das Leben im Zeitraum der Trias ist während der unteren Trias geprägt durch die Auswirkungen der Krise im Perm. Die sich langsam erholende Flora und Fauna wird jedoch in der oberen Trias wiederum durch eine Massnextinktionsphase dezimiert.

Der Großkontinent Pangäa bleibt zu dieser Zeit bestehen, wodurch große Landstriche weit vom Meer entfernt lagen, was wiederum die Wüstenbildung begünstigte. Wegen dem vorherrschenden sehr warmen bis heißen sowie sehr ariden Klima wurde diese Entwicklung unterstützt.

Das Leben im Meer wurde von Ammoniten, Bivalven und Brachiopoden geprägt. Erstaunlich ist jedoch, dass sich aus den nur zwei Gattungen der Ammoniten, die die permische Krise überlebten, trotzdem über 100 Gattungen in der unteren Trias differenzierten, und somit große Vielfalt erlangten. Auf dem Festland begann gegen Ende der Trias die Entwicklung der echten Säugetiere, wobei deren Körpergröße die von rezenten Hauskatzen nicht überschritt. Die Vorherrschaft jedoch übernahmen die Dinosaurier. Zu dieser Zeit entwickelten sich die beiden bekannten Ordnungen Saurischia und Ornithischia.

Extinktionsphase

Die Auslöser des Massensterbens sind noch unklar (Stanley, 2001). Was aber als gesichert gilt, ist, dass sich die Extinktion in zwei Phasen (im Karn und Nor) vollzog (Hallam, 1981; Raup & Sepkoski, 1984; 1986).⁴² Welche Taxa in welcher Phase dezimiert wurden, ist nicht eindeutig geklärt.

Von den Auswirkungen waren marine sowie terrestrische Taxa betroffen (Sepkowski, 1984; Benton, 1986). Im marinen Bereich starben 20% der Familien aus. Unter ihnen starben die Conodonten und Placodontier völlig aus. Ammoniten, Bivalven, Plesiosaurier und Ichthyosaurier wurden stark dezimiert, erholten sich aber während des Juras wieder. Im terrestrischen Bereich fielen vor allem säugetierähnliche Reptilien und große Amphibien der Extinktion zum Opfer.

3.1.1.5 Kreidezeit

Geologisch ist die Kreidezeit, welche zwischen 135 Mio. bis 65 Mio. Jahre datiert wird (Press & Siever, 1995), geprägt durch das Auseinanderbrechen des Großkontinentes Pangäa. Die im späten Jura begonnene Trennung Gondwanas von Laurasia setzte sich in dieser Zeit fort, wohingegen vor 100 Mio. Jahren die Trennung Südamerikas von Afrika, sowie die Abspaltung Madagaskars zusammen mit Indien von Afrika einsetzte. Indien und Madagaskar trennten sich vor 88 Mio. Jahren, wobei Indien mit 16cm/a in Richtung Asien wanderte und vor 45 Mio. Jahren mit Asien kollidierte.

Die geologischen Ereignisse der Kreidezeit beeinflussten die rezente Verbreitung heutiger Taxa von Flora und Fauna. Nach den Bioreichen von Müller (1973) unterteilt sich die Paleotropis in die Gebiete der Aethiopsis, Madegassis und Orientalis (Abb.9)

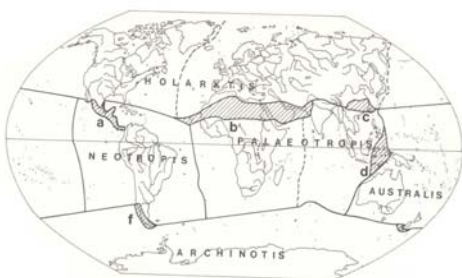


Abb. 9: Genetische Makrostruktur nach Müller 1976

⁴² Trias ist in Olenek, Anis, Ladin, Karn, Nor und Rhät untergliedert

Die Ähnlichkeiten zwischen den heute isolierten Gebieten werden durch die plattentektonischen Ereignisse der Kreidezeit erklärt (beispielhaft in Tab.13 dargestellt).

Tab. 13: Floristisch/ faunistische Beziehung innerhalb der Palaeotropis

MAD + AET	MAD + NEO	MAD + ORI
Chamaeleons	Boinae	Pandanacea
Pachypodium	Iguanidae	Nepenthacea
	Ravenala	
	Rhipsalis	Rhipsalis

Dominierende Taxa in der Kreidezeit waren die seit der Trias die Erde beherrschenden Dinosaurier, mit ihren wohl bekanntesten Vertretern, wie *Tyrannosaurus-rex* (68–65Mio. Jahre) und *Triceratops* Arten (70–65Mio. Jahre), welche in weiten Teilen Nordamerikas lebten. Jedoch entwickelten sich zu dieser Zeit auch moderne Formen, wie echte Vögel mit gekieltem Brustbeinkamm, beispielsweise *Ichtyornis*. Auch floristisch traten Veränderungen auf. Durch das Aufkommen der Angiospermen (Magnolien entstanden vor ca 110 Mio. Jahren) vollzog sich die letzte große Stufe der Florenevolution. Dies änderte die Nahrungskette zu Gunsten von modernen Insekten, Vögeln und Säugetieren. Nach van Valen und Sloan (1977) ging der Niedergang der Dinosaurier (Höchstphase 76–73 Mio. Jahre) schrittweise, einerseits bedingt durch klimatische Veränderungen (Abkühlung), andererseits durch Meeresspiegelschwankungen verursachte Trockenheit, voran. Der klimatische Wandel beeinträchtigte nicht nur die Fauna, sondern auch die Flora. Ein eingeschränktes Nahrungsangebot, eine sich im Umbruch befindliche Flora, klimatischer Wandel und die Zunahme der Säugetiere, die sehr wahrscheinlich besser an die sich wandelnde Flora angepasst waren, schwächten die Dinosaurier vor dem eigentlichen Aussterbeevent.

Hypothesen des Aussterbens

Diskussion Vulkanismus oder Meteorit

Was nun endgültig das Massensterben an der Kreide–Tertiär Grenze ausgelöst hat, ist auch nach Jahrzehntelanger Forschung nicht eindeutig zu klären. In den Achtziger Jahren entstanden zwischen den Anhängern eines Impaktszenarios (Alvarez, 1983,

1984) und dessen Kritikern (Officer und Drake, 1983, 1985) kontroverse Diskussionen: Die gefundene Iridium-Anomalie in den Schichten der oberen Kreide mit um die 40ppm⁴³ kann einerseits extern durch Meteoriten verursacht sein, andererseits durch ca. zweihunderttausend Jahre andauernden Vulkanismus (Stanley, 1988).

Chicxulub Krater

Erst durch die Entdeckung des Chicxulub Kraters (Hildebrand, 1991) Anfang der neunziger Jahre konnte das lange diskutierte Impaktszenario als die glaubwürdigste Theorie angenommen werden. Der Chicxulub Krater, der vor der Küste Yucatans liegt, hat einen Durchmesser von 180–280km und erscheint somit groß genug, um ein Massensterben verursacht haben zu können.

Multiimpakt Event

Neuste Forschungen gehen aber davon aus, dass der Chicxulub Einschlag um 300.000 Jahre in das späte Maastricht vordatiert werden muss (Keller, 2003). Die Arbeitsgruppe um Gerta Keller schlägt ein Multiimpaktevent als Grund für das Massensterben an der K-T Grenze vor. Dekkan Vulkanismus, Klimaerwärmung und der Chicxulub Einschlag (Li & Keller 1998) führten in den letzten 700.000 Jahren vor der K-T Grenze zu einer allmählichen Abnahme der Artendiversität. Besonders betroffen am Meeresboden waren beispielsweise die Ammonoidea, welche die Massnextinktionsphasen im Oberdevon und im Perm nur knapp überlebten, die Rudistes und Inoceramiden (Stanley, 1988). Die Analyse von planktischen Foraminiferen zeigte, dass „opportunistische“ Arten wie *Guembelitra cretacea* zu 70–90% bei hohem Stress dominieren. Lässt dieser nach, so werden sie durch „Generalisten“ abgelöst. Erst bei Wiedereinkehr typischer mariner Verhältnisse setzten sich „Spezialisten“ in den Foraminiferen Gemeinschaften durch. Der Übergang von Opportunisten zu Generalisten kann im späten Maastricht und im frühen Danian beobachtet werden, was auf einen hohen Stress, der auf die Populationen gewirkt haben muss, hindeutet. Die Zeiten, in der die Opportunisten dominierten, korrelierten mit intensivem Dekkan Vulkanismus. Der Chicxulub Einschlag führte jedoch nicht zum Massensterben, sondern schwächte die sich

⁴³ Der normale Iridium Gehalt ist um das 10.000 fache geringer (Stanley, 1988)

ohnehin schon im Wandel befindende Flora und Fauna. Welche biotischen Effekte nun durch Vulkanismus und welche durch Meteoriteneinschläge verursacht wurden, ist nicht zu trennen (Keller, 2003). An der K-T Grenze schlug ein weiterer Meteorit auf die Erde ein, welcher nun endgültig zum Massenaussterben führte. Besonders vom Aussterben betroffen waren einerseits tropische und subtropische Arten, da diese weniger anpassungsfähig gegenüber Kälte waren, andererseits Arten, die durch die allgemeine Abnahme der Artendiversität der letzten 700.000 Jahre vor der K-T Grenze selten geworden waren. Ein weiterer Faktor, der vor allem das Aussterben der Dinosaurier begünstigte, war deren Gewicht. Es kann davon ausgegangen werden, dass alle Arten über 25kg Körpergewicht ausstarben. Der Einschlag, der den Shiva Krater in Indien verursachte, könnte möglicherweise der Einschlag während der K-T Grenze gewesen sein (Chatterjee, 1997).

Die Extinktionsphase an der K-T Grenze hat einen legendären Charakter, da der Untergang der im Jura und Kreide vorherrschenden Reptilien (Dinosaurier) besiegelt und die Vorherrschaft der Säugetiere und somit des Menschen eingeleitet wurde.

3.1.2 Vulkanismus

Weltweit gibt es ca. 500–600 aktive terrestrische Vulkane, die zu 95% an Plattenrändern verteilt sind. Davon sind 80% der Vulkane an konvergierenden Platten angeordnet, welche sich einerseits circumpazifisch in einem „ring of fire“, andererseits in einem Gürtel, der sich vom Himalaya über den mittleren Osten, Griechenland und Italien erstrecken. Weitere 15% treten an divergierenden Platten auf. Die verbleibenden 5% sind innerhalb von Platten zu finden. Die Verteilung der Vulkane entlang der Plattengrenzen kann durch die Theorie der Plattentektonik erklärt werden (Abb.10; Press & Siever, 1995).

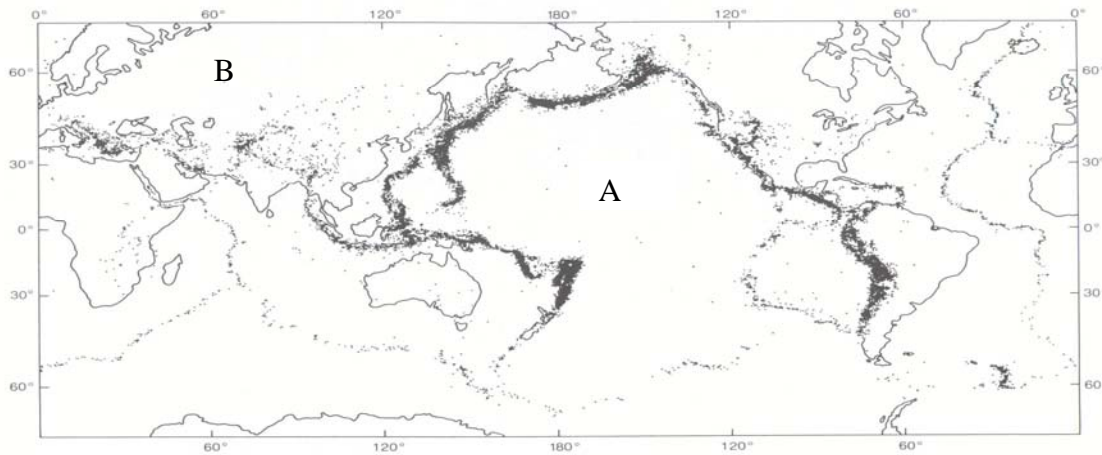


Abb. 10: Globale Verteilung terrestrischer und mariner Vulkane. Die meisten terrestrischen Vulkane sind einerseits circumpazifisch in einem "ring of fire" (A) andererseits in einem Gürtel, der sich vom Himalaya über den mittleren Osten, Griechenland und Italien erstreckt angeordnet (B). (Press & Siever, 1995)

Interessant ist nun, dass die Regionen um Vulkane meist dicht besiedelt sind. Die italienische Provinz Kampanien beispielsweise beherbergt den einzigen aktiven Vulkan auf dem europäischen Festland, den Vesuv. Trotz mehrerer verheerender Eruptionen u.a. im 24. August 79 n. Chr., wird die vesuvnahe Umgebung mit ca. 5 Mio. Menschen bewohnt, die hauptsächlich in den Städten Neapel und Pompeji verteilt sind. Die Region um den Ätna, dem größten aktiven Vulkan Europas, ist mit einer für Sizilien hohen Dichte besiedelt (Schröder, 2007). Wieso zieht es aber die Menschen in die Nähe von Vulkanen und wieso begeben sie sich wohl wissentlich in erhebliche Gefahr? Dies hat vor allem agro-ökologische Gründe, da die Fruchtbarkeit der vulkanischen Böden vergleichsweise hoch ist. Im Falle von Sizilien gelten zusätzlich sozioökonomische Gründe, wie beispielsweise die Landflucht an die

Küsten der Insel (Schröder, 2007). Warum nun aber *Homo sapiens* vulkanahe Gebiete besiedelt, ist an dieser Stelle zweitrangig. Was aber wichtig ist, ist dass für eine vulkanahe Besiedlung die Gefahren, die von Vulkanen ausgehen, in Kauf genommen werden. Welche diese Gefahren sind, soll nachfolgend diskutiert werden. Die Auswirkungen, die unbestritten als erheblich anzusehen sind, können anhand ihrer geographischen Ausdehnung, einerseits in lokale Auswirkungen, wie Lahars, Ash fallouts und Pyroklastische Ströme, andererseits in überregionale/globale, wie Einwirkung auf das Klima, aufgeteilt werden.

Exkurs 1: Magmatypen

Allgemein wird zwischen basaltischen, rhyolithischen und andesitische Magmen differenziert. Die Magmen unterscheiden sich in chemischer Zusammensetzung, Gashaushalt und Temperatur (Tab.14). Basaltische Magmen sind arm an Kieselsäure (SiO_2), aber mit 1500ppm reich an gelöstem Schwefel (Baxter, 2000) und werden bei einer Temperatur 1000 bis 1200 Grad °C gefördert. Rhyolithische Magmen hingegen verhalten sich gegensätzlich. Die extrem sauren Magmen sind vor allem Kieselsäurereich und werden bei 650 bis 800 Grad °C gefördert (Press & Siever, 1995). Intermediär zu basaltischen und rhyolithischen Magmen verhalten sich andesitische. Die Explosivität einer Eruption wird maßgeblich durch den Gasgehalt der Magma beeinflusst. Gas dehnt sich bei Reduzierung des Druckes aus und gibt der Magma bzw. der Eruption so den explosiven Charakter. Der Gasgehalt ist in basaltischen Magmen am geringsten und in rhyolithischen am höchsten. Zweitens hat die Viskosität der Magma Einfluss auf die Explosivität von Eruptionen. Da die Viskosität vor allem von der Temperatur und dem SiO_2 Gehalt der Magmen abhängt, entstehen durch geringe Temperaturen sowie hohen SiO_2 -Gehalt Magmen mit hoher Viskosität. Somit sind rhyolitische Magmen vergleichsweise hoch viskos und basaltische vergleichsweise gering viskos. Hoch viskose Magmen können den Schlot von Vulkanen „verstopfen“, weshalb bei weiteren Eruptionen Teile des Vulkans abgesprengt werden können (Nelson, 2007).

Tab. 14: Zusammenfassung von Eigenschaften der Magmentypen (Nelson, 2007)

Magma Typ	Chemische Zusammensetzung	Temperatur in °C	Viskosität	Gasgehalt
Basaltisch	45 - 55 SiO ₂ %; hoher Gehalt an: Fe, Mg, Ca niedriger Gehalt: K, Na	1000 - 1200	niedrig	niedrig
Andesitisch	55 - 65 SiO ₂ %; mittlerer Gehalt an: Fe, Mg, Ca, K, Na	800 - 1000	mittel	mittel
Rhyolitisch	65 - 75 SiO ₂ %; niedriger Gehalt an: Fe, Mg, Ca; hoher Gehalt an: K, Na	650 - 800	hoch	hoch

Die verschiedenen Eigenschaften von Magmen verursachen wiederum verschiedene Typen von vulkanischen Eruptionen. Dies soll exemplarisch an vier Eruptionstypen verdeutlicht werden (Abb.11). Der Vesuv Typ, auch Plinianische Eruptionsphase genannt, ist charakterisiert durch andesitische bis rhyolitische Laven und gilt daher als sehr explosiv. Der hawaiianische Eruptionstyp steht für wenig viskose basaltische Laven und einer geringen Explosivität. Im Gegensatz dazu befindet sich der Pelee Typ mit andesitischen bis rhyolitischen Magmen. Wie beschrieben können hoch viskose Magmen wegen der Verstopfung des Schlotes zur Absprengung von Teilen des Vulkans führen. Die so entstehende Explosion ist als sehr gewaltig einzustufen. Mit einer mittelstarken Explosivität sowie einer flachen Eruptionssäule mit geringer Tephra Produktion ist der Stromboli Typ, welcher intermediär zu den drei vorhergehenden Typen einzuordnen ist (Nelson, 2007).

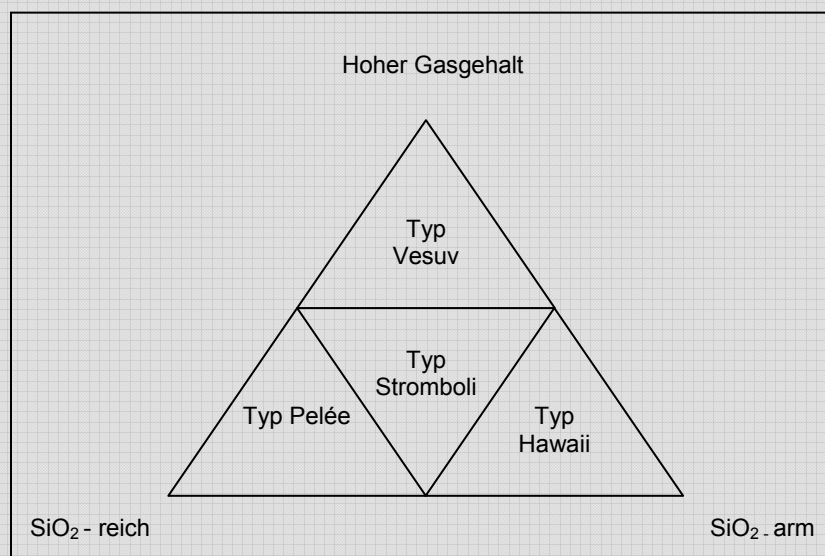


Abb. 11: Eruptionen von Magma können zu verschiedenen Eruptionstypen zusammengefasst werden. Diese unterscheiden sich vor allem in der chemischen Zusammensetzung der Magma.

3.1.2.1 Globale Effekte

Klimatische Effekte

Abkühlen des Klimas

Die vulkanische Gasemission besteht vor allem aus Wasser, Kohlendioxid, Schwefel und Halogeniden. Allgemein können Aerosole, einerseits durch Absorption der Sonnenstrahlung, wodurch die umgebenden Luftschichten erwärmt werden, den Treibhauseffekt positiv beeinflussen (positiver Strahlungsantrieb), andererseits durch Reflektion der Sonnenstrahlen in den Weltraum (negativer Strahlungsantrieb), eine Abkühlung des Klimas induzieren. Dies wird als direkter Strahlungsantrieb durch Aerosole bezeichnet. Der direkte Strahlungsantrieb kann somit als initiale Störung der Strahlungsbilanz beschrieben werden, wobei das Klimafeedbacksystem nicht berücksichtigt wird (IPPC, 2001).

Ein Abkühlen des globalen Klimas kann durch H_2SO_4 Aerosole verursacht werden, welche durch SO_2 Moleküle gebildet und über mehrere Jahre hinweg in der Stratosphäre verbleiben können. Feine Aschen hingegen zirkulieren nur bis zu drei Monate in der Stratosphäre. Die H_2SO_4 Aerosole reflektieren einen Teil der Sonneneinstrahlung zurück und beeinflussen somit das Klima (Decker, 2006). Damit eine deutliche Veränderung bzw. ein Abkühlen des Klimas bewirkt wird, muss eine Eruption Magmen mit hohem Anteil an gelöstem Schwefel fördern. Wie oben diskutiert kommen daher nur basaltische Eruptionen in Frage. Basaltische Eruptionen zählen in der Regel zum effusiven Vulkanismus, in dem Magma auf nicht explosive Art extrudiert wird (Stix, 2000). Daher ist die Sprengkraft im Vergleich zum explosiven Vulkanismus geringer, woraus die vergleichsweise kleine bzw. niedrige Eruptionssäule resultiert. Beispiele hierfür sind die 13km hohe Eruptionssäule während der basaltischen Laki-Eruption auf Island (Rampino & Self, 2000) und die 36km hohe Eruptionssäule bei der explosiven Minoischen Eruption auf Santorin (Pyle, 1990). Nicht nur der SO_2 Gehalt der Lava, sondern auch deren extrudierte Menge ist ausschlaggebend für das Ausmaß einer möglichen klimatischen Veränderung. Mehr als die Hälfte aller Vulkane bestehen zumindest größtenteils aus Basalt. Nur Flutbasalteruptionen, die weltweit größten vulkanischen Events, welche zu den monogenetischen Vulkanen zählen, also entstehen, ausbrechen und sterben,

sind in der Lage genügend Mengen an Lava zu extrudieren, um klimatische Veränderungen zu verursachen.

In historischer Zeit konnten klimatische Veränderungen bedingt durch Flutbasalte u.a. bei der Laki Eruption beobachtet werden. Die Laki Eruption, die mit 12km^3 Lava die größte Lavamenge in der historischen Zeit förderte, ereignete sich zwischen Juni und November des Jahre 1783 südlich des Vatnajökull Gletschers auf Island. Mit der Apalhraun Lava, kurz a´a Lava, wurden fluorhaltige Gase und Gase wie Schwefeldioxid freigesetzt. Der sog. „blue haze“, der auch in Mitteleuropa zu sehen war und einen strengen Winter verursachte, beeinflusste somit das Klima, (Decker, 2006).

Unter Eruptionen des explosiven Vulkanismus konnten ähnliche Effekte beobachtet werden. Da jedoch weniger basaltische, sondern andesitische und rhyolithische Magmen durch den explosiven Vulkanismus extrudiert werden, sind der Schwefeldioxidgehalt und die Höhe der Eruptionssäule verschieden zum basaltischen Vulkanismus. Der niedrige Gehalt an Schwefeldioxid reicht nicht aus, um das Klima langfristig und global zu verändern. Auswirkungen auf das Klima werden durch feinste Aschen, die durch eine über 30km hohe Eruptionssäule in die Stratosphäre transportiert werden, induziert. So konnte nach dem Ausbruch des indonesischen Vulkans Tamboras im Jahre 1815 im folgenden Jahr eine Abkühlung des Klimas beobachtet werden, die als Jahr ohne Sommer in die Geschichte einging. Die Eruption des Krakataus 1883 sprengte nicht nur ein Großteil der Insel, sondern wird von manchen Autoren für eine globale Abkühlung des Klimas um $0,5\text{ C}$ verantwortlich gemacht (Decker, 2006).

Vulkane und Treibhauseffekt

Vulkanismus ist jedoch nicht nur für ein Abkühlen sondern auch für eine Klimaerwärmung verantwortlich. Durch Eruptionen werden u.a. Kohlenstoffdioxid, Methan und Stickoxide gefördert, die den Treibhauseffekt positiv beeinflussen. Da Sonnenstrahlen von Aerosolen absorbiert werden, erwärmt sich derjenige Teil der Atmosphäre, in der sich die Aerosole befinden, wobei die restliche Atmosphäre auskühlt (positiver Strahlungsantrieb). Über Ausgasungen der magmatischen CO_2

Fraktion können große Mengen an CO₂ freigesetzt werden. Auch hier ist die Menge der extrudierten CO₂-haltigen Lava der ausschlaggebende Faktor. Nur durch Flutbasalteruptionen wird genügend Lava extrudiert und somit CO₂, um das Klima global maßgeblich zu beeinflussen. So zeigten Berechnungen für den Deccanvulkanismus eine Menge von bis zu 880×10^9 t freigesetzten Kohlenstoff Dioxids über den Zeitraum einiger hunderttausend Jahre. Vulkane emittieren jedes Jahr bis zu 230×10^6 t Jahr⁻¹, submarine Vulkane einbezogen (Gerlach, 1999, 1991). Demgegenüber stehen 30.000×10^6 t anthropogen bedingter CO₂-Ausstoß (Marland, et al., 2008). Der Mensch emittiert somit 130-mal so viel CO₂ wie die Summation aller Vulkane (Gerlach et. al., 2002). Wie sogleich gezeigt wird neutralisieren sich die Abkühlungs- und Treibhauseffekte nicht: Durch zeitliche Verschiebung verstärken sich die negativen Effekte für die lebende Umwelt.

Vulkane und Massenextinktionsphasen

Im Abschnitt 3.1.1. über das Massensterben im Phanerozoikum wurden u.a. die wichtigsten Theorien diskutiert, die die Ursachen dieser Phasen zu beschreiben versuchen. Als Ursache trat häufig ein Zusammenstoß mit einem extraterrestrischen Boliden oder Flutbasalt Vulkanismus hervor, die die Taxa direkt oder indirekt, durch deren Folge wie z.B. Klimaerwärmung und Treibhauseffekt, schädigten. Eine besonders hervorgehobene Rolle als Verursacher spielt der Vulkanismus während der triassischen Extinktionsphase (Benton, 2003) und an der K-T Grenze (Hofmann et al., 2000). Dass Vulkane Massenextinktionsphasen auslösen können, wurde erstmals von Budyko und Pivivariva (1967) postuliert. Sie gingen davon aus, dass 10 Eruptionen der Stärke der Krakataueruption von 1883 (VEI von 6)⁴⁴ eine mehrjährige globale Verdunklung sowie eine klimatische Abkühlung zu verursachen vermögen. Dies hätte ohne Zweifel Folgen für Photosynthese betreibende Taxa und die Nahrungskette, mit der Folge von Zusammenbrüchen verschiedener terrestrischer und mariner Ökosysteme. Verantwortlich hierfür sind, wie beschrieben, die Ausgasungen der Kieselsäure angereicherten basaltischen Magmen. Die Auswaschung der so in die Atmosphäre gelangten Sulfate verursacht einen sauren Regen, der die Taxa direkt schädigt (siehe nächster Abschnitt). Wie Massenextinktionenphasen, durch vulkanische Aktivität verursacht, ausgelöst

⁴⁴ VEI = Volcanic Explosivity Index; Skala in der Stärke von Vulkanausbrüchen charakterisiert werden. Kriterien sind Menge am ausgestoßenen Material und Höhe der Eruptionssäule, wobei 0 die schwächste und 9 die stärkste Eruption darstellt

werden können, ist in Abb.12 idealisiert dargestellt. Die genannten Effekte können als kurzfristige Folgen einer Eruption angesehen werden, die einige Jahre andauern (Courtillot, 1990). In einer zweiten Phase, die 10.000 bis 100.000 Jahre andauert (Courtillot, 1990), verursacht das emittierte Kohlendioxid eine globale Erwärmung, sowie eine einhergehende Schaffung von sauerstoffarmen marinen Bedingungen (z.B. Sibirische Traps, Karoo Provinz, etc.) (Wignall, 2005). Die Summation der Effekte beider Phasen könnte zu einer Massensterben, durch Vulkanismus ausgelöst, führen (Abb.12).

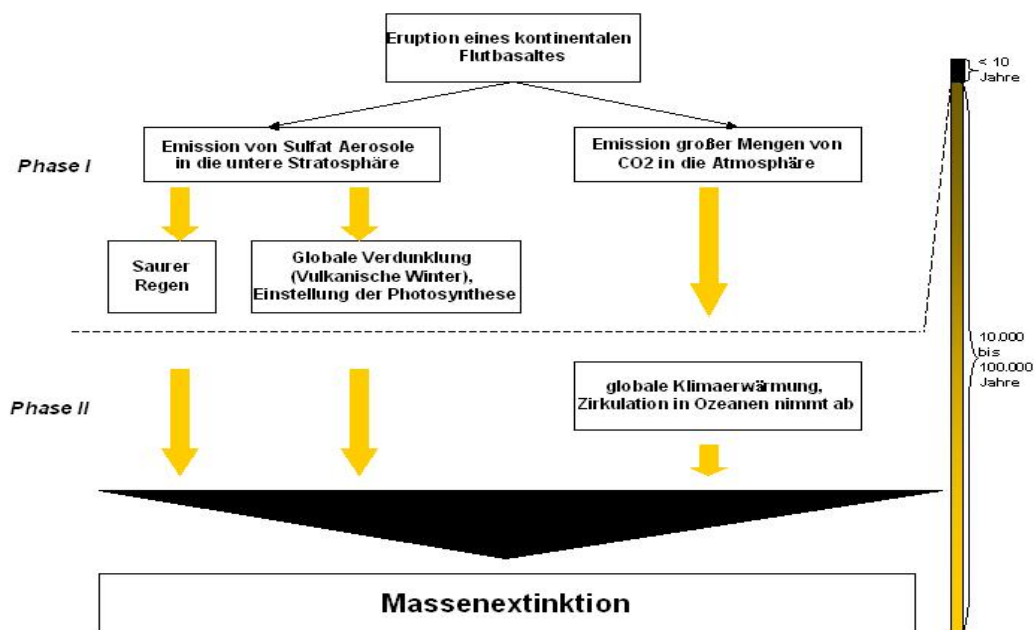


Abb. 12: Das Pfeildiagramm zeigt wie vulkanische Eruptionen Massensterben induzieren können. Die erste Phase ist von kurzer Dauer während die zweite bis zu 100.000 Jahre andauern kann (modifiziert nach Wignall, 2005).

Auch wenn die Ursachen für das Massensterben nicht hundertprozentig erwiesen sind, scheinen Perioden des „faunal changes“ mit Episoden von Flutbasalteruptionen zu korrelieren.

Saurer Regen und Fluorwasserstoff

Saurer Regen entsteht durch die Oxidation von Schwefel- oder Stickstoffmolekülen, die in der Atmosphäre mit Wasser zu Schwefel- bzw. Salpetersäure reagieren und durch entstehenden Regen ausgewaschen werden können. Schwefel gelangt einerseits natürlich, vor allem durch Vulkanismus⁴⁵, andererseits anthropogen bedingt, beispielsweise durch Verbrennung von Kohle, in die Atmosphäre. Bei Stickstoff sind die meisten Quellen (u.a. Verbrennung von fossilen Brennstoffen) eher anthropogenem Ursprungs.

In den 80er Jahren wurde anthropogen bedingter saurer Regen für das Waldsterben verantwortlich gemacht. Daher sind die Wirkungen von SO₂ auf Pflanzengesellschaften gut untersucht (Thompson et al. 1980). Schwefelhaltige Immissionen, sei es in feuchter Luft oder im Regen gelöst, schädigen Pflanzen, Tiere, Mikroorganismen, Gewässer und Böden (Ellenberg, 1996). Dies kann bei Pflanzen zu Nekrosen an Nadeln und Blättern bis hin zum Absterben einzelner Bäume führen. Weiterhin können Änderungen der Artenkombination, erstens durch Verschwinden von epiphytischen Flechten (Barkman, 1958; Dobben, 1991) zweitens durch die Dominanz SO₂ resistenter Ökotypen (Bradshaw, 1976), induziert werden.

Aber nicht nur anthropogener Schwefeldioxid beeinflusst die umgebenen Ökosysteme. Siegel et al. (1986) beispielsweise zeigten, dass der Vulkanismus auf Hawaii die chemische Zusammensetzung der umgebenden Luft und des Wassers beeinflusst. Der Masaya, ein großer basaltischer Vulkan sowie Nicaraguas erster und größter Nationalpark, emittiert kontinuierlich eine enorme Menge an Schwefeldioxid⁴⁶, Salzsäure⁴⁷ und Fluorwasserstoff⁴⁸. Zwar zieht diese Langzeitausgasung viele Vulkanologen an, beeinträchtigung die umgebende Vegetation jedoch signifikant (Glyn, 2000). 57% des gesamten Kaffee Anbaus der Las Sierras Highlands nahe des Vulkans werden durch vulkanische Gase beeinflusst. Entlang der Rauchfahne konnten Behinderungen der stomatären Atmung durch SO₂ nachgewiesen und Nekrosen erkannt werden. Der Einfluss von

⁴⁵ Der Kilauea Vulkan setzt jährlich 63.000–95.000 mt von SO₂ frei (Siegel & Siegel, 1984; Gerlach & Graeber, 1985; Casadevall et al., 1987 & Siegel & Siegel, 1987)

⁴⁶ Im Zeitraum von 1996 – 1999 schwankend zwischen 390 – 1850t Tag⁻¹ (Rymer et al., 1998)

⁴⁷ 600 – 670t Tag⁻¹ (Burton et al., 2000)

⁴⁸ 80 – 90t Tag⁻¹ (Burton, et al., 2000)

vulkanischen Gasen führt zu einer starken Reduktion von Pflanzengesellschaften (Delmelle et al., 2002). Die Schädigungen der Vegetation werden jedoch nicht nur durch SO₂, sondern auch durch Salzsäure und Fluorwasserstoff verursacht. Ähnliche Effekte konnten u.a. bei pliniarischen Eruptionen des Hekla Vulkans auf Island beobachtet werden.

Auch Süßwassersysteme bleiben nicht von vulkanischen Ausgasungen verschont (Officer, et al., 1987). So sind beispielsweise Kraterseen besonders betroffen. Der pH-Wert des Kawa Ijen Kratersees auf der indonesischen Insel Java liegt auf Grund des Einflusses der vulkanischen Gase auf 0,3. Durch ihn wird der Fluss Banyupahit gespeist, der maßgeblich dadurch beeinflusst wird (Löhr et al., 2005).

Weiterhin kann Fluorwasserstoff (HF) während einer Eruption emittiert werden. Unter den aus Vulkanen emittierten Aerosolen hat Fluorwasserstoff die todbringendsten Folgen. Fluor, ein blassgelbes Gas, lagert sich an feine Aschepartikel an, umkleidet Grashalme und verschmutzt Flüsse und Seen. Der Kontakt kann unter anderem zu Bindehautentzündungen, Hautirritationen und Knochendformationen führen. So starben während der Laki Eruption nicht nur ein Fünftel der Bevölkerung Islands, sondern auch, 190.000 Schafe, 28.000 Pferde und 11.000 Kühe durch den emittierten „blue haze“ (Decker, 2006).

3.1.2.2 Regionale Effekte

Während Eruptionen werden große Mengen von Pyroklastika gefördert. Pyroklastisches Gesteinsmaterial, auch Tephra, was aus dem griechischem übersetzt „fragmentiertes vulkanisches Gesteinsmaterial“ bedeutet, kann nach der Korngröße in Asche, Lapilli, Bomben und Blöcke aufgeteilt werden (Press & Siever, 1995).

Tephra kann über verschiedene Arten und Weisen transportiert werden (Schmincke, 2000). Die Hauptformen sind ash fallouts, pyroklastische Ströme und Lahare. Ash fallouts sind charakterisiert durch eine gut sortierte Sedimentation, die sich an die Geomorphologie anpasst. Pyroklastische Ströme können als Feststoff-Gasgemisch,

welches sich fließend fortbewegt, beschrieben werden. Die zurückbleibenden Sedimente sind weniger gut sortiert. Lahare, also Aschelawinen, entstehen bei einem Zusammentreffen von Tephra und Wasser, und hinterlassen weniger gut sortierte Sedimente.

Die Auswirkungen von Tephra auf die Umwelt sind somit geographisch begrenzt und auf die Region um den Vulkan beschränkt. Auch wenn die Auswirkungen einen geringeren Wirkungsradius haben, ist die Intensität der Beschädigung umso gewaltiger. Weiterhin sind diese Effekte charakteristisch für den explosiven Vulkanismus.

Pyroklastische Ströme

Pyroklastische Ströme, im französischen auch *nuée ardente*–Glutwolke genannt, sind Feststoff–Gas Dispersionen, bestehend aus heißer Asche, Staubfragmenten und Gasen, welche in Form einer Glutwolke mit bis zu 200 km/h und einer Temperatur von bis zu 800 Grad Celsius ins Tal hinab strömen (Press Siever, 1995). Der Begriff pyroklastischer Strom wurde erstmalig nach dem Ausbruch des Mont Pelee (Martinique) 1902 verwandt, bei dem 29.000 Menschen an den Folgen eines solchen Phänomens starben. Diese Ströme sind aber auch charakteristisch für explosiven Vulkanismus einerseits, für die Peleanische Eruptionsphase andererseits. 1991 starb das berühmte Vulkanologen-Ehepaar Maurice und Katja Krafft, als sie am Vulkan Unzen (Japan) von einem pyroklastischen Strom eingeschlossen wurden.

Pyroklastische Ströme sind die gefährlichste aller vulkanischen Aktivitäten und stellen eine tödliche Gefahr für Mensch, Tier und Vegetation da. Während des Ausbruchs des Mayon Vulkans (Philippinen) verursachten pyroklastische Ströme eine Zone von bis zu 2km, in der alle Tiere wahrscheinlich durch Verbrennen oder Inhalation der glühenden Wolke getötet wurden. Innerhalb dieser Zone verbrannte die komplette Vegetation bis auf manche Bäume, die „nur“ entlaubt wurden. Bei einem weiteren Ausbruch eines philippinischen Vulkans, dem Taal Vulkan, wurde 1911 die gesamte Vegetation um den Vulkan herum durch solche Ströme zerstört.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das große Gefährdungspotential von pyroklastischen Strömen erstens in der schlechten Vorhersagbarkeit ihrer Entstehung, zweitens in der Temperatur (800 °C) und Geschwindigkeit (bis 200km/h) sowie drittens der nahezu lautlosen Fortbewegung liegt. Weiterhin können die

Sedimente von pyroklastischen Strömen die Vegetation begraben und damit nachhaltig schädigen.

Lahar

Der Begriff Lahar, ursprünglich aus dem Indonesischen stammend, beschreibt schwerkraftgetriebene vulkanische Schlamm- und Schuttströme. Lahare können auf unterschiedlichste Art und Weise entstehen. Als direkte Folge einer Eruption können sich Lahare durch Magma–Wasserkontakt entwickeln. Dies ist der Fall, wenn Kraterseen durch die Eruption ausgeschleudert werden (Decker; 2006). So starben 1919 bei einer Eruption des indonesischen Stratovulkans Kelut 5000 Menschen im Umkreis von 38km an den Folgen der Lahar. Indirekt können Lahare, welche vorwiegend in tropischen Breiten auftretend, durch Auswaschungen von abgelagerten Aschen aus vorherigen Ausbrüchen gebildet werden (Irazú, Costa Rica, Alvarado, 1994). Ein weiterer Grund für die Entstehung von Laharen sind pyroklastische Ströme. Treffen diese auf Vulkanen auf Eis oder Schneemassen, werden jene rasch aufgeschmolzen. In Folge dessen nehmen die sich den Vulkan herunterstürzenden Wasserfluten vulkanische Aschen auf, reißen sie mit, und werden so zur Lahar. Ähnliche Effekte können entweder durch Verbindung von pyroklastischen Strömen und Flüssen oder Lahars mit Flüssen beobachtet werden. Solche Schlammströme kosteten 1985 bei der Eruption des vergletscherten Nevado del Ruiz 25.000 Menschen im 50km entfernten Armero das Leben (Herd, 1986).

Lahare zerstören nicht nur Eigentum, landwirtschaftlich genutztes Land und Infrastrukturen (Haines, 2004), sondern haben verheerende, meist tödliche, Folgen für Mensch, Flora und Fauna. Nicht zu Unrecht zählen sie neben den pyroklastischen Strömen zu den gefährlichsten vulkanischen Aktivitäten (Major, 1989). Besonders gefährdet ist wegen der eingeschränkten Mobilität jedoch die Flora. Überlebende, von Schlamm bedeckte Pflanzen werden in ihrer Photosyntheseleistung und dem Gasaustausch stark behindert. Der erschwerte Zugang zu Nahrung beeinträchtigt wiederum das Überleben von Herbivoren (Thornton, 2000).

Aschenregen

Vulkanische Aschenregen bedecken je nach Größe und Dauer der Eruption einige zehntausende Quadratkilometer des circumvulkanischen Gebietes. So wurden wegen der Eruption des Mount St. Helen am 18. May 1980, 57.000km² vom Ascheregen bedeckt (Sarna-Wojcicki et al, 1981). Die Mount St. Helen Eruption war mit 1.1 km³ geförderter Menge an Tephra von moderater Größe. Eruptionen in der geologischen Vergangenheit förderten Mengen von Tephra die ganze Kontinente mit Asche bedecken konnten (Tilling, 2005). Die Eruption der Yellowstone Caldera bedeckte große Teile der USA. Ascheablagerungen der Mt. Mazma Eruption vor ungefähr 6000 Jahren konnten in Kanada, 600km vom Krater entfernt, gefunden werden (Dale et al., 2005).

Vulkanische Aschen können nicht nur, wie diskutiert, durch Beeinflussung des Klimas Arten das Leben erschweren, sondern können diese auch direkt schädigen. Es konnte gezeigt werden, dass feine vulkanische Glaspartikel während der Eruption des Mount St. Helens im Jahre 1980 signifikante Auswirkungen auf die Insektenfauna hatten. Die feinen Aschepartikel schliffen die Epicuticula von Insekten ab, wodurch eine tödliche Dehydratation induziert wurde. Laborversuche zeigten, dass vor allem die Struktur der Partikel ausschlaggebend für die insektizide Wirkung ist (Abb.13; Wille-Trejos, 1975; Thornton, 2000).

Wegen der geringen Mobilität ist die Vegetation besonders von Ash fallouts betroffen. Wie erheblich die Auswirkungen sind, hängt von der Höhe der die Vegetation begrabenden Sedimentationsschicht ab. In der direkten Umgebung des Vulkans wird die Vegetationsdecke häufig so dicht und tief begraben, dass ein Durchdringen an die Oberfläche nicht möglich ist. Weiter entfernt wirkt sich der Ash fallout negativ auf die Photosynthese, das Pflanzenwachstum (Cochran et al., 1983; Bilderback & Carlson, 1987) und Wurzelstruktur (Zobel & Antos, 1987) aus. Ein weiterer Faktor ist der Zeitpunkt des Fallouts. Bei während der Wachstumsphase betroffenen Taxa sind größere Effekte zu erwarten.

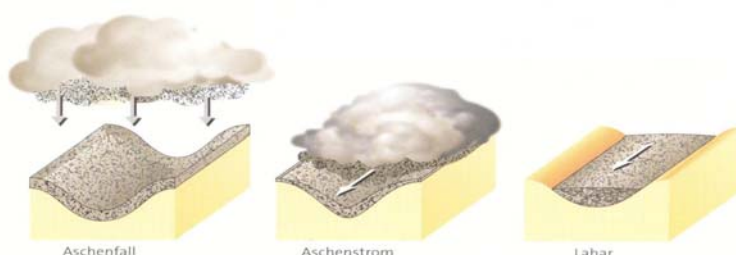


Abb. 13: Tephra kann in drei Hauptformen transportiert werden: Aschefall, Aschesströme und Lahare. (Schmincke, 2000)

3.2 „The sixth extinction“

Die letzten 650 Mio. Jahre waren durch fünf große Ereignisse von Massenextinktionen geprägt, in denen sich die Dominanzverhältnisse von Artengruppen änderten (Stanley, 2001). Als sechstes Aussterbeereignis wird die rezente anthropogen bedingte Reduktion der Biodiversität beschrieben (Leakey & Lewin, 1997), welche durch die neolithische Revolution, dem Sesshaftwerden des Menschen vor 10.000 Jahren, eingeleitet worden ist. Innerhalb der Biodiversitätsforschung und des Schutzes der Biodiversität steht diese rezent anthropogene Reduktion der Artenvielfalt im Mittelpunkt, woraus sich folgende grundlegende Fragen ergeben: Wie viele Arten gibt es? Wie viele starben wegen anthropogenen Auswirkungen aus und wie viele werden in Zukunft aussterben (Nentwig, 2003).

Im Sinne der SUP hingegen, ist es sinnvoll, die erheblichen Umweltauswirkungen, die von Plänen und Programmen ausgehen, über die Sensitivität von Habitaten/Ökosystemen gegenüber anthropogene Einflüsse zu beschreiben. Die wichtigsten rezenten anthropogenen Einflüsse auf Habitate sind Habitatverlust, Habitatfragmentierung, Angleichungsprozesse sowie Intensivierung und Änderung der Landnutzung. Nachfolgend werden diese Faktoren diskutiert, eingebettet in Hintergrundinformationen über das Neogen, dem Zeitalter, welches durch die Evolution des Menschen geprägt wurde, die neolithische Revolution, sowie selektive Bejagung durch den Menschen. Zusammenfassend soll so ein Überblick über die Beeinflussung der Umwelt durch den Menschen, seit seiner Entwicklung dargestellt, sowie der Bogen zur SUP gespannt werden, um zu verdeutlichen, wie den Schädigungen durch den Menschen mit Hilfe der Umsetzung des Vorsorgeprinzips Einhalt geboten werden kann.

3.2.1 Evolution des Menschen und Aussterben der pleistozänen Megafauna

Besonders wichtig für die anthropogenen Auswirkungen auf die Umwelt sind die letzten 200.000 Jahre anzusehen. Die Herkunft des modernen Menschen (*Homo sapiens*) gilt als gesichert in Afrika, wo er zuerst vor ungefähr 100.000 Jahren nachgewiesen werden konnte. Er besiedelte, von Afrika ausgehend (Out of Africa), Europa (vor 45.000 Jahren), Ostasien (vor 40.000 Jahren), Australien (vor 50.000 Jahren), sowie Amerika (vor 15.000 Jahren) (Nentwig, 2003). Seit der Entwicklung des *Homo habilis* war der Mensch ein Jäger und Sammler und nomadenhaft gebunden an den Zug der Beutetiere. Bis vor ungefähr 10.000 Jahren wurde die Jagd, wegen der Entwicklung von besserer Ausrüstung, wie Speerschleuder sowie Pfeil und Bogen, immer leistungsfähiger. Die so immer besser werdende selektive Bejagung und zunehmende Ausbreitung des Menschen führte zu einem Aussterben der pleistozänen Megafauna. In welchem Ausmaß *Homo sapiens* für das Aussterben dieser Fauna verantwortlich ist, wird noch kontrovers diskutiert. Martin und Klein postulierten 1984 die Overkill Hypothese, in der *Homo sapiens* wegen selektiver Bejagung und seiner Ausbreitung die Megafauna „blitzkriegartig“ ausrottete. Dem gegenüber steht die Annahme, dass klimatische Effekte das Aussterben eingeleitet haben (Barnosky, 2004). Auch wenn das alleinige Verursachen des Menschen nicht eindeutig ist, kann zumindest ein Mitverursachen des Menschen angenommen werden (Junker, 2006).

Unabhängig davon ob hauptsächlich klimatische Faktoren oder anthropogenes Handeln das Aussterben der Megafauna verursacht hat, waren 150 Gattungen von Großtieren (> 44kg Körpergewicht) betroffen, die vor 50.000 Jahren lebten. Zweidrittel dieser waren jedoch 10.000 Jahre später ausgestorben. Ausgerottet wurden beispielsweise Pferde Nordamerikas, Kamele, Riesenfaultiere, Mammuts, aber auch Raubtiere wie Säbelzahnkatzen und Löwen.

Erst durch den beginnenden Anbau von Weizen und Gerste, sowie der Zucht von Nutztieren geriet die Jagd vor 10.000 Jahren in den Hintergrund. Dies änderte nicht nur die Art des Nahrungserwerbens, sondern zwang die Menschen sesshaft zu werden und das Nomadentum aufzugeben (Larousse, 2001).

Exkurs 2: Evolution des Menschen

Aktuell leben ca. 230 Primatenarten weltweit, vorzüglich jedoch in den Tropen und Subtropen Asiens, Afrikas und Amerikas (MacDonald, 2003). Deren Ursprung reicht zurück bis in die Zeit der Dinosaurier vor mehr als 65 Mio. Jahren (Junker, 2006). Der Mensch findet nach genetischen Analysen in der Gattung *Homo*, Subtribus Hominina und Überfamilie Hominoidea seinen Platz in der Systematik der Menschenaffen (Tab.15) und ist am nächsten mit dem Zwergschimpansen *Pan troglodytes* verwandt (Pilbeam & Young, 2004).

Tab. 15: Klassifizierung der Verwandtschaftsbeziehungen der Menschenaffen anhand molekular genetischer Daten (aus Junker, 2006)

Familie	Hylobatidae (Kleine Menschenaffen)	Gattung	<i>Hylobates</i>
Familie	Hominidae (Große Menschenaffen)		
Unterfamilie	Poginae	Gattung	<i>Pongo</i>
Unterfamilie	Gorillinae	Gattung	<i>Gorilla</i>
Unterfamilie	Hominidae		
Tribus	Panini	Gattung	<i>Pan</i>
Tribus	Homini		
Subtribus	Australopithecina	Gattung	z.B. <i>Australopithecus</i>
Subtribus	Hominina	Gattung	<i>Homo</i>

Der letzte gemeinsame Vorfahre von Mensch und Schimpanse lebte vor ca. 8 Mio. Jahren in den tropischen Regenwäldern Afrikas. In der folgenden Evolution des Menschen gab es zwei entscheidende Umbrüche. Erstens verursachten die klimatischen Bedingungen vor 6 bis 7 Mio. Jahren einen Rückzug der Regenwälder, wodurch einige Populationen des Ur-Schimpanzen gezwungen waren, auf offene Landschaften auszuweichen. Der seit den Australopithecinen charakteristische aufrechte Gang war vorteilhafter für die Fortbewegung im offenen Gelände.

Der zweite Umbruch ereignete sich vor ca. 2 Mio. Jahren. Zu dieser Zeit entwickelte und etablierte sich der aufrechte Mensch (*Homo erectus*) mit verändertem Bewegungsapparat, Sexualverhalten, Vergrößerung des Gehirns sowie einer anderen Ernährung (Junker, 2006)

3.2.2 Die neolithische Revolution

Die neolithische Revolution wird von Diamond (2002) als „the most momentous change in Holocene human history“ beschrieben. Wegen der Fähigkeit Pflanzen und Tiere zu nutzen, war es nicht mehr lebenswichtig nomadenhaft als Jäger und Sammler zu leben. Somit waren die Grundlagen für *Homo sapiens* sesshaft zu werden geschaffen. Der Weg zur Genese von Dörfern und Städten und somit der bekannten Lebensweise war dadurch geebnet.

Wie der erworbene technologische Fortschritt während der industriellen Revolution im 19. Jh., der die Produktion von Gütern nach und nach verbesserte, so änderte sich vor 10.000 Jahren die Art und Weise des Nahrungserwerbes (Junker, 2006). Jedoch bot die industrielle Revolution den Bewohnern der Industriestaaten nur einen erhöhten Lebensstandard, die neolithische Revolution hingegen veränderte das Wesen des Menschen an sich.

Domestizierung kann als genetische Veränderung, durch anthropogene Selektion, bewusst oder unbewusst, definiert werden (Goudie, 2005). Ursprünglich wurden Tierarten mit geringer Körpergröße domestiziert. Dies vereinfachte die Haltung und reduzierte den Ernährungsaufwand (Nentwig, 2005). Die Domestizierung beeinflusst u.a. Hirnareale die für die Verarbeitung von Sinneseindrücken, Balz, Brutpflege, Verteidigung und Fluchverhalten zuständig sind (Herre, 1965). Besonders auffällig ist daher das Wegfallen der saisonbedingten Reproduktion der meisten domestizierten Tiere (Goudie, 2005)

Dieser Prozess wirkt sich nicht nur auf die Arten selbst, sondern auch auf deren Evolutionsgeschwindigkeit aus. In den letzten 10.000 Jahren entwickelten sich aus den klassischen Haustieren und kultivierten Pflanzen zahlreiche Rassen. Beispielsweise entwickelten sich aus dem ausgestorbenen Auerochsen (*Bos primigenius primigenius*) weltweit ca. 800 Rinderrassen, aus dem Wolf (*Canis lupus*) ca. 330 Hunderassen und aus dem Reis ca. 120.000 Kulturstämme (Nentwig, 2005). Die Evolution vollzog sich also schneller (Goudie, 2005).

In der heutigen modernen Landwirtschaft werden viele traditionelle und wenige leistungsfähige Rassen durch effizientere Rassen ersetzt, was einen Verlust genetischer Information zur Folge hat. Vierzig Prozent der Produktion pflanzlicher Nahrungsmittel, werden mit drei Arten, Reis, Weizen und Mais, der Familie der

Poaceae, erzeugt. Bei den Nutztieren sieht es ähnlich aus. In Deutschland gehören 97% aller Rinder zu vier von ca. neunzig Rassen an. Ohne ethische und ästhetische Gründe zu erwägen ist es notwendig, diese Rassen zu erhalten. Nur Arten mit einer hohen genetischen Variabilität können die Ernährung einer ständig anwachsenden Weltbevölkerung gewährleisten. Aus diesem Grund wurde 1987 die Rote Liste der Nutztiere in Deutschland eingeführt. Nach dieser Liste gelten sechs Rassen von Rindern als extrem gefährdet, drei als stark gefährdet und drei weitere als gefährdet. (Nentwig 2005)

Einen anderen Ansatz verfolgte Vavilov. Er beschrieb Entstehungszentren der Kulturpflanzen also je Regionen in denen die Urpflanzen in Kontakt mit Menschen kamen. Diese Zentren sind unweigerlich mit den Kulturzentren des *Homo sapiens* verknüpft. Innerhalb dieser Zentren ist die genetische Diversität der Arten am höchsten. Daher ist es wichtig diese Regionen zu schützen. Ausbreitungszentrum sechs stellt ein genetisches Zentrum für Einkorn, Erbsen, Runkelrüben, Lein, Kohl, Spargel, Oliven, Chicoree, Hopfen, Salat, Pastinak und Rhabarber im mediterranen Raum. Wenn Habitate in diesem Gebiet zerstört würden, würde für diese Arten ein erheblicher Schaden auftreten (Nentwig 2003).

Exkurs 3: Zeitliche und geographische Einordnung der Neolithischen Revolution

Vor 10.000 Jahren wird die Grenze zwischen den Epochen Pleistozän und Holozän gezogen (Press & Siever, 1995). Entscheidend für die Grenzziehung ist das Ende der letzten Eiszeit im Pleistozän, die ihren Höhepunkt vor 24.000 bis 16.000 Jahren hatte (Thome, 1998), sowie eine Wiedererwärmung der Erde zu Beginn des Holozäns. Diese klimatischen Veränderungen schufen die Voraussetzungen für den Beginn der neolithischen Revolution, weil damit die Etablierung der Arten, die domestiziert werden konnten, erst ermöglicht wurde. Schon die Werkzeuge und Kunstwerke des Cro Magnon Menschen, welcher vor 30.000 Jahren lebte und als direkter Vorfahre der Europäer gilt, belegen, dass deren geistige Fähigkeit mit der des heutigen Menschen vergleichbar ist (Junker, 2006). Warum die neolithische Revolution überhaupt bzw. erst zu dieser Zeit begann, ist nicht geklärt.

Die ersten Versuche Pflanzenarten zu kultivieren konnten anhand von Roggenkörnern aus dem „Fruchtbaren Halbmond“ zwischen Mittelmeer, Syrien, Türkei und Irak auf 10.000 Jahre BP datiert werden (Zohary, 2000). In diesem

Bereich wurden wild wachsende Weizen- und Gerstesorten angebaut, sowie Ziegen, Schafe, Rinder und Schweine domestiziert. Später setzte sich dieser Trend sowohl in China als auch in Amerika durch, wobei im letzteren vor allem Mais gezüchtet wurde. Der Genetiker Vavilov beschrieb Domestikationszentren, die nach der Herkunft der Haustier und Nutzpflanzen untergliedert werden. Die genetische Diversität innerhalb dieser Zentren ist wegen der langen Evolutionszeit besonders hoch und ist daher schutzwürdig (Nentwig, 2003)

3.2.3 Weitere anthropogene Beeinträchtigungen

Ob die Pleistozäne Megafauna wegen klimatischen Veränderungen, Bejagung durch den Menschen oder beidem ausstarben ist, wie diskutiert, nicht eindeutig geklärt. Sicher hingegen ist, dass viele Arten, vor allem in den letzten 500 Jahren, durch selektive anthropogene Bejagung ausstarben, oder vom Aussterben bedroht sind. Die Gründe hierfür sind divers. Heute sind weitestgehend kommerzielle Gründe wie Erwerb von Spezialitäten und Luxusgüter bzw. Tierhandel für die Bejagung verantwortlich. In weiten Teilen der Welt werden aus Angst, wie einst in Mitteleuropa die Bären (1830 in Deutschland ausgestorben), Wölfe (um 1900 ausgestorben), Luchse (in den 70er Jahren in Deutschland wieder eingebürgert) oder aus Aberglauben (Raubvögel), ausgerottet (Nentwig, 2005). Die nachfolgende Diskussion dient jedoch nur zur Komplettierung der Analyse der anthropogenen Auswirkungen auf die biologische Diversität. Da die Faktoren selektive Bejagung zum Erwerb von Spezialitäten, Luxusgütern und Tierhandel schon durch zahlreiche nationale sowie internationale Rechtsnormen geregelt werden, sind diese für die SUP wenig relevant:

Der anthropogen bedingte Artenverlust ist besonders auf Inseln zu verzeichnen (Nentwig, 2005). So starben in den letzten 350 Jahren die meisten Vogelarten auf Inseln aus (King 1985). Das Artensterben auf Inseln ist jedoch in der Geschichte der Inseln und deren Besiedlung begründet. Besonders kennzeichnend für Inseln ist, isolationsbedingt, der hohe Anteil an Endemiten (Hawaii, 91%; Neuseeland, 81% und Juan Fernandez, 80% der Pflanzenarten endemisch). Im Vergleich zu Festlandpopulationen sind viele endemische Inselarten, wegen der geographischen Begrenzung mit einer geringeren Anzahl von Populationen repräsentiert. Werden

nun Inselpopulationen durch intensive Bejagung oder Habitatzerstörung geschädigt, sterben diese wahrscheinlich aus. Beispielsweise sind auf Juan Fernandez 79% der endemischen Pflanzenarten bedroht. Einzelne geschädigte Populationen von Festlandsarten hingegen können, wegen der höheren Anzahl von Populationen, kompensiert werden (Primack, 1995). Viele Inseln wurden erst spät durch den Menschen besiedelt, Neuseeland beispielsweise durch Polynesier im Jahre 1000 und die Maskaren im 16. Jahrhundert von Europäern. Inselfaunen sind wegen des späten Kontakts mit dem Menschen besonders anfällig gegenüber anthropogenen Auswirkungen, da sowohl der Mensch als Prädator selbst, sowie dessen Haustiere, Ratten und andere Arten fehlten, die durch den Menschen begünstigt werden. Wegen des geringen Selektionsdruckes durch Prädation auf die Inselfauna evolvierten sich Phänomene wie Inselzahnheit und Flugunfähigkeiten aus (z.B. Kiwis, Moas). Diese Eigenschaften machte sie besonders anfällig gegenüber selektiver Bejagung. So wurde beispielsweise *Raphus cucullatus* in weniger als 100 Jahren ausgerottet. Dem einzigen Pinguin der Nordhalbkugel (*Alca impennis*) erging es ähnlich (Larousse, 2002).

Delikatessen sorgten vor allem bis in die 80er Jahre für einen erhöhten Selektionsdruck auf einige Arten. Besonders drastische Beispiele sind Froschschenkel und Schildkrötensuppe. Um die Nachfrage an Froschschenkeln zu decken, wurden in den 80er Jahren ca. 200 Mio. Frösche jährlich in Bangladesch und Indonesien gefangen, wodurch viele Arten Frösche in diesen Ländern an den Rand des Aussterbens gebracht wurden. Auch wenn die Schildkrötensuppe verboten ist, sterben jährlich 10.000 Individuen von Arten der Cheloniidae u.a. durch die Verwendung von Treibnetzen. Aus diesem Grund sind alle Arten der Cheloniidae vom Aussterben bedroht (Nentwig 2005).

Der Erwerb von Luxusgütern wie Pelze und Produkte aus Reptilienleder brachte viele Arten an den Rand des Aussterbens. 17 der 22 Krokodil und Alligatorarten sind wegen Bejagung nahezu ausgestorben (Primack, 1995). Der Zobel, aus dessen Fell die teuersten Pelze hergestellt werden, war im 18. Jh. fast ausgestorben und konnte nur durch russische Zuchtinitiativen bewahrt werden (Macdonald, 2003). Heute jedoch werden in der Regel die Reptilienhäute und Pelze von Zuchtfarmen geliefert, um den Druck von diesen Arten zu nehmen. Nach dem Deutschen Pelz Institut

kommen 85% der genutzten Felle aus landwirtschaftlicher Farm- und Weidehaltung. Die restlichen 15% kommen aus Abschüssen, die zu Regulation des Tierbestandes dienen.

Der Handel mit geschützten Wildtieren oder Produkten aus geschützten Arten stellt eine ernsthafte Gefahr für den Erhalt der Biodiversität dar. Einerseits werden die Ökosysteme durch Absammeln der Arten geschwächt, andererseits ist die Sterblichkeit der Arten deutlich erhöht. Beispielsweise erreicht nur jeder zweite Tropenfisch lebend Europa. So wurden in den 80er Jahren jährlich ca. 40.000 Primaten, Elfenbein von 90.000 Elefanten und 4 Mio. Wildvögel gehandelt. Der Elfenbeinhandel brachte die Elefantenpopulationen fast zum Zusammenbruch. Im Tschad wurde in 30 Jahren die Bestandsgröße von 300.000 Individuen auf 10.000 reduziert.

3.2.4 Habitatfragmentierung

Wegen der Zerstörung und Schädigung von natürlichen sowie semi natürlichen Habitaten (Fahrig & Merriam 1985; Wilcox & Murphy 1985; Saunders et al., 1991; Harrison & Bruna 1999) müssen die Prozesse der Habitatfragmentierung (Hf) als ein Hauptgrund für den rezenten Rückgang der Biodiversität genannt werden (Henle et al., 1996). Hf wird nach Wilcove et al. (1986) als Prozess definiert, in dem große Teile des Ursprungshabitates in kleinere Gebiete von geringerer Flächengröße transformiert werden, wobei diese Gebiete voneinander, durch eine vom Ursprungshabitat abweichende Matrix isoliert sind. Diese Definitionen beinhaltet vier Effekte, die auf das Habitat einwirken: (a) Habitatverlust (Habitat loss, HI) (b) Erhöhung der Anzahl der Einzelhabitats (c) Verkleinerung der Fläche der Einzelhabitats (d) Erhöhung der Isolation zwischen den Einzelhabitaten. Diese vier Effekte können in die Kategorien HI (a) einerseits und Habitatfragmentierung per se (Hps) (b, c, d) andererseits zusammengefasst werden.

3.2.4.1 Auswirkungen der Habitatfragmentierung auf die Biodiversität

Analysen zeigten, dass Hps positive wie negative Effekte auf die Biodiversität aufweisen, wobei die positiven Effekte durch die massiven negativen Effekte des Hls kompensiert werden. Auch wenn die Auswirkungen von Hps und HL kaum zu unterscheiden sind, da sie sich in den meisten Fällen gegenseitig bedingen, wird davon ausgegangen, dass die Effekte der Hps geringer einzuschätzen sind, als vergleichsweise beim HI (Fahrig, 1997). Dennoch ist es wichtig die jeweiligen Effekte zu kennen, falls ein Faktor das primäre Problem darstellt, um somit gezielte Maßnahmen zu treffen.

3.2.4.2 Effekte des Habitatverlustes auf die Biodiversität

Der Hauptgrund für den Verlust der Biodiversität ist die Zerstörung und somit der Verlust des Habitates der Arten (Clark et al. 1990, Schur, 1990). 80% des Waldes weltweit sind abgeholzt, degradiert oder zu anderen Habitaten konvertiert worden, wobei 50% der betroffenen Fläche als zerstört gilt (World Resource Institutes, 1992). Laut IUCN sind 80% der Säugetiere und 60% der Vögel durch HI bedroht. Weiterhin wird HI als Teilprozess der Hf angesehen der eng mit der Hps verworren ist.

Habitatverlust: führt nach Fahrig (2003) zu:

- erhöhtem Verlust von Biodiversität (e.g. Schmiegelow & Mönkkönen, 2002)
- reduzierter Häufigkeit und eingeschränkter Verbreitung von Taxa (Best et al., 2001)
- reduzierter genetischen Diversität (Gibbs, 2001)
- negativer Beeinflussung der Wachstumsrate von Populationen (Bascompte et al., 2002)
- Änderungen interspezifischer Interaktionen (Taylor & Merriam, 1995)
- Reduzierung von Spezialisten (Gibbs & Stanton, 2001)
- reduzierten Brut- (Kurki et al., 2000) und Ausbreitungserfolg (Belisle et al, 2001)

Meist entwickeln sich die Prozesse der Hf langsam. So dauerten sie in Europa mehrere tausend, in Amerika mehrere hundert Jahre und in Australien Jahrzehnte. Ein besonders drastisches Beispiel für einen stark ausgeprägten Habitatverlust in kurzer Zeit ist Australien. Innerhalb der Länder, die den größten Verlust durch „land-clearing“ verursachen, steht Australien, als einziger Industriestaat, auf Platz sechs. So starben im Zeitraum von 1997-1999 jährlich 2 Mio. Säugetiere, 8,5 Mio. Vögel und 89 Mio. Reptilien wegen der Habitatzerstörung in Australien (Cogger et al. 2003).

3.2.4.3 Habitatfragmentierung per se (Hps)

Nach Fahrig (2003) gehen von der Hps positive wie negative Effekte auf die Biodiversität aus. Letztere können in zwei Haupteffekte untergliedert werden. Auf die positiven Effekte soll an dieser Stelle nicht eingegangen werden, vor allem weil sie von den negativen Auswirkungen des HI überwogen werden.

(1) Zerteilung des Habitates in mehrere Fragmente

Wird ein zusammenhängendes Habitat fragmentiert, bilden sich Habitatfragmente, von abnehmender Habitatgesamtgröße, zunehmenden Anteil der Randbereiche sowie zunehmende Distanz zueinander (Holyoak, 2000; Primack 1995). Die Effekte, die von einer solchen Zerschneidung ausgehen, können erstens in direkte Effekte und zweitens in isolationsbedingte Effekte unterschieden werden, welche jedoch miteinander verwoben sind. Von der Zerschneidung des Habitates ausgehend ist Habitatverlust die erste Konsequenz. Weiterhin entstehen Barrieren, die meistens nicht überwunden werden können. Schon eine 100m breite landwirtschaftlich genutzte Fläche stellt für die meisten Invertebraten ein unüberwindbares Hindernis da (Primack, 1995). Folglich behindern diese Barrieren die Ausbreitung und Besiedlung von neuen Räumen vieler Taxa. Manche Waldarten beispielsweise überqueren nicht einmal kurze Distanzen im offenen Gelände (Lovejoy, et al., 1986; Bierregaard et al., 1992). Dies ist wohl im erhöhten Prädationsdruck durch das vermehrte auftreten von Offenlandarten zu begründen. Auch Arten mit einer zoochoren Verbreitung werden zwangsläufig in der Verbreitung gehindert.

Weiterhin benötigen viele Arten einen großen Aktionsradius für die Nahrungssuche einerseits und die Partnersuche andererseits. So können große Weidetiere wie Gnus oder Bisons durch Zäune gezwungen sein im ungeeigneten Lebensraum zu weiden. Die Folge ist meist ein Hungertod. Wegen dem erschwerten Auffinden von Geschlechtspartnern wird die Reproduktionsrate herabgesetzt (Primack, 1995).

So wie Habitate in Fragmente zerschnitten werden, so können Populationen in Subpopulationen aufgespalten werden. Kleinere Populationen jedoch unterliegen einem größeren Risiko auszusterben (Pullin, 2002). Drei Haupteffekte gehen von der Fragmentierung von Habitaten an sich aus und gefährden die Biodiversität. Erstens beeinflussen demographisch-stochastische Effekte die Biodiversität negativ. Unter

diesen Effekten versteht man unter anderem variierende Geburten- und Sterberaten. Besonders interessant in diesem Kontext ist der Allee Effekt. Schon vor 60 Jahren beschrieb Allee (1949) die positive Beziehung zwischen individueller Fitness und Populationsgröße. Dies bedeutet, dass die individuelle Fähigkeit zu überleben und Nachkommen zu zeugen bei verkleinerten Populationsgrößen herabgesetzt wird. Gründe hierfür sind u.a. die erschwerte Suche nach Geschlechtspartnern (Marce & Waller, 1998) und geringere Verteidigungsmöglichkeiten gegenüber Prädatoren. Zweitens bedrohen genetisch-stochastische Effekte die Biodiversität. Allgemein ist eine hohe genetische Variabilität für die Erhaltung einer Population lebenswichtig (Allendorf, 2006). Diese wird vor allem durch Genfluss mit anderen Populationen aufrechterhalten. Wird eine Population isoliert, so reißt der Genfluss ab. Die genetische Variabilität kann fortan nur noch über Mutationen erhöht werden. Drittens sind kleinere Populationen anfälliger gegenüber natürlichen Katastrophen wie Dürren und Bränden.

(2) Randeffekte (edge effects)

Edge, der englische Begriff für Rand oder Saum, stellt in diesem Kontext die Grenze bzw. den Rand eines Habitates dar, welcher nach Matlack (1993) als Zone von variierenden mikroklimatischen und ökologischen Bedingungen, die sich konträr zu den Bedingungen innerhalb des Fragmentes verhalten beschrieben wird. Die Randeffekte sind daher im Wandel der biologischen und physischen Bedingungen begründet. Zwei Grundtypen von Randeffekten können unterschieden werden.

3.2.4.4 Abiotische Effekte

Habitatmodifizierung gilt als Hauptkonsequenz der Habitatfragmentierung. Die Modifikation wird durch Veränderung der physikalischen Bedingungen, wie Lichteinfall, Temperatur und Wind, bedingt. Die veränderten physischen Faktoren schaffen ein neues Mikroklima und beeinflussen somit die Vitalität und das Artenspektrum der Biotopfragmente. Änderungen dieser physischen Bedingungen prägen sich gewöhnlich an den Rändern von Wäldern am stärksten aus (Laurance et al., 1998). Daher werden hier die Auswirkungen der abiotischen Effekte beispielhaft am Ökosystem Wald, der potentiell natürlichen Vegetation Mitteleuropas, dargestellt.

In einem Model habitat Wald kann das Mikroklima eines Waldbodens als feucht, schattig und kühl charakterisiert werden. Wird nun beispielsweise eine Straße durch das Habitat gebaut geht nicht nur die Fläche verloren, die für die Straße benötigt wird, sondern auch Fläche wegen Modifikationseffekten an den Rändern (Abb.14). An den betroffenen Rändern ändern sich die mikroklimatischen Bedingungen d.h. Temperatur und Lichteinfall beispielsweise erhöhen sich in diesen Bereichen, was eine Ruderalisierung der Waldfläche bedingt. Dies ist in den meisten Fällen mit einer Änderung der Artenkombinationen gleichzusetzen, wobei zu bedenken ist, dass nicht jede Art gleich auf Modifizierungen reagiert. Im tropischen Regenwald reichen diese mikroklimatische Effekte 40m in die Fragmente hinein. Wegen der modifizierten Waldränder verkleinert sich das Habitat für die Waldgesellschaften nochmals und stellt somit den Übergang zu den im vorherigen Abschnitt erwähnten Effekten über die Fragmentierung des Habitates dar. Die Faktoren Lufttemperatur, Biomasse der Streu, Feuchtigkeit sowie der prozentuale Deckungsgrad des Bodens korrelieren alle mit der Distanz zu den Rändern. So konnten in einem Eukalyptuswald nahe Wog Wog in Australien höhere Werte für Sonneneinstrahlung, Bodendeckung an den Habitaträndern nachgewiesen werden (Davies, 2001).

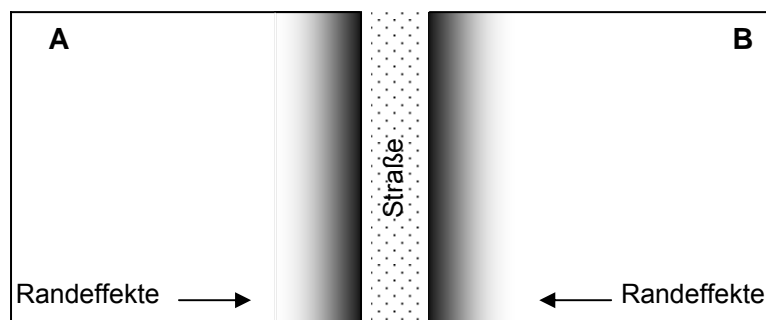


Abb. 14: Wird ein Modellwald in die Fragmente A und B geteilt (z.B. Straße; Gepunktete Fläche), geht nicht nur die Fläche der Straße geht, sondern auch Flächen durch Habitatmodifikation an den Rändern (Schraffur) verloren. Die Intensität der Randeffekte korrelieren mit dem Abstand zum Habitatrand (schwarz intensive -weiß keine Auswirkungen)

Fragmentierte Wälder werden nicht nur vermehrt Temperatur und Licht ausgesetzt, sondern auch einer verstärkten Windexposition. Bäume im Waldinneren können durch den Wind entwurzelt werden oder Blätter und Äste verlieren. Weiterhin brennen trockenere und windexponierte Wälder besser. Solche Schäden können, wie in Australien, noch in 500m Entfernung zum Waldrand festgestellt werden. So

wurden 1982 und 1983 mehrere Millionen Hektar Regenwald vernichtet (Primack, 1995).

Analysen haben ergeben, dass sich der Randeffect eines Punktes aus der Summe der Effekte aller anderen Punkte der Habitatränder des Fragmentes ergibt. Somit sind Größe und Form für das Ausmaß der Randeffecte ausschlaggebend. Fragmente mit einem größeren Umfang/Flächen-Verhältnis sollten demnach mehr durch Randeffecte beeinflusst werden als Fragmente mit einem kleineren Verhältnis (Davies, 2001)

3.2.4.5 Biotische Effekte

Biologische Randeffecte sind Parameter wie Krankheiten, Unkräuter und Prädatoren, die Populationen noch 100m innerhalb eines Fragmentes beeinträchtigen können. Obwohl biotische Reaktionen auf Ränder unbeständig sind (Lindenmayer, 2005), können diese vor allem Reproduktion, Wachstum und Sterblichkeit von Pflanzen beeinflussen (Hobbs & Yates, 2003).

Einige Vertebraten meiden Habitatränder und werden daher als „interior species“ klassifiziert (Robinson, et al. 1995). Viele Vögel der tropischen Regenwälder gehören dieser „Gruppe“ an, da ihre Nahrungssuche durch Randeffecte eingeschränkt wird, (McCollin, 1998). Grund dafür ist die Abnahme der Arthropodendiversität an den Rändern.

3.2.4.6 Gewinner und Verlierer innerhalb der Prozesse HI und Hf

Der Mensch stellt für die globale Biodiversität eine akute Gefährdung dar (Watling & Donnelly, 2007). Mehr als ein Drittel der Biodiversität ist wegen anthropogenen Zutuns vom Aussterben bedroht (Brooks et al., 2002; Wilson 2002; Stockwell et al., 2003). Der Grund dafür ist in den Prozessen der Habitatfragmentierung und des Habitatverlustes zu suchen (Root, 2004). Aus diesem Grund wurden biologische sowie ökologische Kriterien aufgestellt, die die Sensitivität von Arten gegenüber Habitatfragmentierung und Habitatverlust beschreiben und somit Aufschluss über

deren Wahrscheinlichkeit auszusterben geben (World Conservation Monitoring Centre, 1992; Tab.16).

Tab. 16: Faktoren die die Sensitivität von Arten gegenüber Fragmentierungsprozessen beschreiben (verändert nach World Conservation Monitoring Centre, 1992)

	Gewinner	Verlierer
Seltenheit	häufig	selten
Ausbreitungsfähigkeit	hoch	gering
Grad der Spezialisierung	hoch	gering
Platzierung der Nische	gestört Habitate	ungestörte Habitate
Variabilität der Nische	hoch	gering
Trophischer Status	gering	hoch
Überlebensrate adulter Arten	hoch	gering
Langlebigkeit	kurzlebig	langlebig
Intrinsische Rate des Populationswachstums	schnell	langsam

Laurance (1991) postulierte, dass Toleranz gegenüber modifizierten Landschaften einen wichtigen Faktor darstellt, um die Überlebenswahrscheinlichkeit von Arten in fragmentierten Landschaften zu beschreiben. Unterstützt wird diese Annahme durch Analysen von Watling & Donnelly (2007). Sie stellten heraus, dass Seltenheit und Matrix Aversion für Reptilien und Amphibien Boliviens die Charakteristika darstellen, die am häufigsten mit Extinktionsereignissen von Arten korrelieren. Analysen von Davies et al. (2004) zeigten, dass spezialisierte sowie seltene Käferarten von Extinktionsereignissen betroffen sind. Die Faktoren Seltenheit besonders aber Spezialisierung werden in der Literatur als ausschlaggebend für die Bewertung angesehen, ob Arten aussterben (Verlierer) oder von Fragmentierungsprozessen profitieren (Gewinner) werden.

Die Ergebnisse eine 100jährige Studie über die Auswirkungen der Habitatfragmentierung auf Kalkmagerrasen in der Region Calectienne zeigten einerseits, dass ein Verlust von Arten innerhalb von 100 Jahren stattgefunden hat, andererseits dass die Struktur der Artenkombinationen verändert wurde, d. h. Habitatspezialisten gehen zurück und Habitatgeneralisten nehmen zu. Das bedeutet, dass Habitatspezialisten empfindlicher gegenüber der Habitatfragmentierung und Habitatverlust sind (Polus, 2007).

3.2.5 Angleichungsprozesse (Biotic Homogenisation)

3.2.5.1 Genetische Makrostruktur der (terrestrischen) Biosphäre

Schon 1761 entdeckte Buffon, dass sich große Säugetiere in den Tropen der Neuen Welt von der der Alten Welt unterscheiden. Von Humboldt (1816, 1820) erweiterte das sogenannte „Buffon Gesetz“ auf Vögel, Reptilien, Insekten, Spinnen und Blütenpflanzen. Dies führte im 19. Jh. zur Aufstellung von terrestrischen Tier- und Pflanzenreichen, auf Basis der großräumigen horizontalen und vertikalen Anordnung der Verbreitungsgebiete von höheren systematischen Verwandtschaftsgruppen (Ordnungen, Familien und Gattungen) (Müller, 1977). Sclater (1858) und Wallace (1876) gliederten die Biosphäre in drei tiergeographische Großräume, die Megagaea, Notogaea und Neogaea. Diese Gliederung kann nach heutigem Wissen nicht mehr aufrechterhalten werden. Müller (1977) unterteilt die Biosphäre daher in fünf Tierreiche (Tab.17):

Tab. 17: Untergliederung der Biosphäre in Tierreiche nach Müller (1977)

Reich	Region	Gebiete
Holarktis	a) Nearktis	Nordamerika (im Gegensatz zum Pflanzenreich mit Florida und Kalifornien; Grönland und den Hochländern von Mexiko)
	b) Palaearktis	Eurasien (mit Island, den Kanarischen Inseln, Korea, Japan) und Nordafrika
Palaeotropis	a) Aethiopsis	Afrika südlich der Sahara
	b) Madegassis	Madagaskar und vorgelagerte Inseln
	c) Orientalis	Indien und Hinterindien bis zu Wallace-Linie
Australis	a) australische Region	Neuguinea und die Inseln östlich der Lydekker-Linie, Ozeanien, Neukaledonien,
	b) ozeanische Region	die Salomonen, Mittel- und Nord-Neuseeland
	c) neuseeländische Region	und Hawaii werden hier bei
	d) hawaiische Region	der Australis belassen
Neotropis		Süd- und Mittelamerika mit den Antillen
Archinotis		Antarktis, südwestliches Südamerika und südwestliches Neuseeland

Die geographische Ausdehnung der Tier- und Pflanzenreiche unterscheiden sich in der Südspitze Kaliforniens und Floridas sowie der Capensis. Die Südspitzen Kaliforniens und Floridas gehören in der Gliederung der Tierreiche zur Nearktis, im pflanzengeographischen Sinne zu Neotropis. Belegt wird dies durch die Verbreitung der Arten *Crotalus ruber*, *Pituophis melanoleucus*, *Anolis sagrei stejnegeri*. Die

pflanzengeographischen Unterschiede der Capensis zur Aethiopia können in der Tiergeographie nicht bestätigt werden.

Grenzen dieser Tierreiche sind nur in Anwesenheit von hohen Gebirgszügen, weiten Meeresarmen oder lebensfeindlichen Eiswüsten sehr scharf ausgeprägt. Ansonsten existieren breite Übergangs- oder Durchmischungszonen, welche wegen ihrer teils eigenständigen Entwicklungsgeschichte manchmal als eigene Tierreiche angesehen werden. Anthropogen bedingte Durchmischungsprozesse („Biotic Homogenisation“) beschleunigen die Durchmischung zwischen diesen Tier- und Pflanzenreichen. Wegen der anthropogen bedingten Aufhebung der natürlichen Barrieren wird es Arten ermöglicht Habitate zu besiedeln, die sie wahrscheinlich aus eigener Kraft niemals hätten erreichen können (Erwin, 1998).

3.2.5.2 Biotic Homogenisierung als Prozess

„Biotic homogenisation“, eine der wesentlichen Auswirkungen der globalen Veränderungen (Devictor et al., 2008), beschreibt einen Prozess, in dem, bedingt durch Invasion und Aussterben von Arten, genetische, taxonomische und funktionale Gemeinsamkeiten von mindestens zwei Biota in einem bestimmten Zeitraum zunehmen (Olden, 2006).

Regional unterschiedliche, einheimische Populationen werden graduell von expandierenden, nicht heimischen invasiven Arten ersetzt, wodurch die beta Diversität verringert wird. Häufig werden so lokalendemische durch kosmopolitische Arten ersetzt. Analysen ergaben einen Grad der Homogenisierung in Nordamerika von 22% bei Pflanzen, 14% bei Fischen, 12% bei Reptilien/Amphibien, 9% bei Säugetieren und 8% Vögeln (Olden, 2006). Dieser Prozess kann in genetische, funktionale und taxonomische Homogenisierung untergliedert werden (Tab.18), wobei die taxonomische Homogenisierung in der Literatur mit „biotic homogenisation“ gleichgesetzt wird. Genetische und funktionale Homogenisierung unterstützen die taxonomische (Olden, 2006).

Tab. 18: Verschiedene Arten von Angleichungsprozessen. Olden, 2006

Prozess	Beschreibung
genetische Homogenisierung	Zunahme der genetischen Gemeinsamkeiten von Genpools über einen bestimmten Zeitraum, bedingt durch intra- und interspezifischer Hybridisierung mit nicht heimischen Arten. (Olden, 2006). Dies kann zur Folge haben, dass Artgemeinschaften anfälliger gegenüber Invasion von Hybridtaxa werden (Lee, 2002).
funktionale Homogenisierung	Anstieg der funktionalen Gemeinsamkeiten von Biota über einen bestimmten Zeitraum. Arten mit ähnlichen funktionalen Rollen etablieren sich im Ökosystem (Olden 2006).
taxonomische Homogenisierung	Die „taxonomic homogenisation“ wird in der Literatur häufig mit „biotic homogenization“ gleichgesetzt und entspricht dem Anstieg der phylogenetischen Ähnlichkeit von Biota über einen Zeitraum (Olden, 2006).

„Biotic Homogenisierung“ wird als Reaktion auf Faktoren wie Habitatdegradation/-modifikation (Sala et al., 2000), Urbanisierung (McKinney, 2006) und Landnutzungsintensität (Scott & Helfman, 2001) angesehen (Rooney, 2007). Allerdings sind die Effekte, die von der Urbanisierung ausgehen, nicht eindeutig. Einerseits wies Blair (2004) eine Angleichung von Vogelmgemeinschaften entlang eines Urbanisierungsgradienten in Ohio nach. Im Gegensatz hierzu stehen die Ergebnisse von Jokimäki & Kuisanlahti-Jokimäki (2003), die Gemeinsamkeiten der Avifauna in europäischen Städten als weniger ausgeprägt sahen, als in nicht urbanen Bereichen. Die Schäden, die eingeführte Arten anrichten können, sind, genau wie die Sensibilität der Habitate gegenüber Durchmischungsprozessen, vom Grad der Störung abhängig. Die Invasionsgeschwindigkeit wiederum korreliert positiv mit dem Grad der Homogenisierung von Habitaten (Garcia-Ramos & Rodriguez, 2002).

Auf der einen Seite werden Habitate durch anthropogenes Zutun gegenüber Durchmischungsprozessen sensibilisiert. Über den Transport von Arten über Ballastwasser, bewusstes Einführen von Arten zur Jagd (*Cervus nippon* in zahlreichen Gegenden der Welt), biologische Schädlingsbekämpfung (*Boa irregularis*, Guam; *Bufo marinus*, in zahlreichen Gegenden der Welt) und Handel mit exotischen Tieren (Courtenay & Stauffer, 1990; Carlton & Geller, 1993; Ludwig & Leitch, 1996; Ruiz et al., 2000; Naylor et al., 2001; Reichard & White, 2001; Drake &

Lodge, 2004), überwinden invasive Arten die natürlichen Barrieren und invadieren somit sensibilisierte Habitate.

3.2.5.3 Gewinner und Verlierer

Wie bei vielen anthropogenen, aber auch natürlichen, Einwirkungen auf die natürliche Umwelt, gibt es bei den Prozessen der „biotic homogenization“ Gewinner und Verlierer. Gewinner müssen nicht nur die Folgen von Habitatverlust kompensieren können, sondern fähig sein, ihr Verbreitungsgebiet zu erweitern (McKinney 1999). Ungefähr 2% der Vögel, 1% der Säugetiere sowie 2% der Pflanzenarten weltweit konnten erfolgreich in neue Umwelten eingeführt werden und gelten als invasiv. Diese Zahlen unterschätzen sehr wahrscheinlich die Anzahl der Gewinner, da einige Arten mit invasivem Potential noch nicht in andere Habitate eingeführt worden sind (McKinney, 1999). Unter den Pflanzenarten haben u.a. *Rumex crispus*, *Taraxacum officinale* und *Poa annua* ein besonders ausgeprägtes invasives Verhalten (McKinney, 1999). Zu den „am stärksten“ invasiven Tierarten gehören *Cervus elaphus* und *Oryctolagus cuniculus* (Global Invasive Species Database). Ein Hauptkriterium für die Aufnahme von Arten in diese Datenbank ist der gravierende Einfluss solcher Arten auf die biologische Vielfalt und/oder menschliche Aktivitäten.

Die Prozesse der „biotic homogenisation“ führen jedoch nicht nur zur Dominanz weniger Arten. Auch das Spektrum von höheren systematischen Verwandtschaftsgruppen verkleinert sich im Zuge der Angleichungsprozesse, da viele der dominierenden Arten zu nahe verwandten Familien angehören. Beispiele hierfür sind die Poaceae und Anatidae (McKinney, 1999).

Um den negativen Einflüsse von Angleichungsprozessen entgegenzuwirken, ist es wichtig zu wissen, welche Arten besonders betroffen sind (Verlierer) und welche profitieren (Gewinner). Daher versuchten McKinney & Lockwood (1999) ökologische Parameter aufzuführen, die charakteristisch für Gewinner bzw. Verlierer sind (Tab.19).

Tab. 19: Allgemeine Kriterien zur Charakterisierung von Gewinner und Verlierer im Prozess der „Biotic Homogenisation“ nach McKinney 1999

Gewinner	Verlierer
schnelles Wachstum schnelle Ausbreitung Aufzucht in ephemeren Habitaten omnivores Nahrungsverhalten	Spezialisierung langsame Reproduktion nicht opportunistisches Verhalten

Tabelle 19 verdeutlicht erstens, dass opportunistische Arten mit einem weiten Toleranzspektrum zu den Gewinnern zählen werden und zweitens dass Spezialisierung in diesem Fall einen Nachteil darstellt.

Interessanter weise resultieren aus den großen fünf Massenextinktionen im Phanerozoikum, in denen mehr als 50% der Arten ausstarben, diversitätsarme Biota, welche von wenigen weitverbreiteten euryöken Arten dominiert wurden. Die „Gewinner“, die aus den Massenextinktionen profitierten, wiesen dieselben Charakteristika auf wie diejenigen, die von anthropogenen Durchmischungsprozessen profitieren (Erwin, 1998).

3.2.6 Einflüsse von Änderungen der Landnutzung auf die Biodiversität

In den vorangegangenen Abschnitten sind die Auswirkungen der wichtigsten anthropogen bedingten Einflüsse (selektive Bejagung, Habitatfragmentierung und „biotic homogenization“) auf die natürliche Umwelt und insbesondere auf die Biodiversität diskutiert worden. Der letzte wichtige Punkt in dieser Reihe, der eng mit den Faktoren der Hf und „biotic homogenization“ zusammenhängt, ist die Änderung der Landnutzung sowie deren Auswirkungen auf die Biodiversität. Auch wenn der Landnutzung und deren Wandel lange Zeit nur eine geringe Bedeutung auf lokaler Ebene eingeräumt wurde, wird ihr aktuell globale Wichtigkeit zugemessen. Ihren Ursprung finden auch ihre Prozesse in der neolithischen Revolution, dem Sesshaftwerden der Menschheit. Wälder, Ackerland, Wasser und Luftwege wurden und werden dahingehend verändert, um den 6 Mrd. Menschen weltweit Ernährung, Wasser und Baustoffe etc. zu gewährleisten. Daher wurden, mit enormen Wasser-, Energie- und Düngerverbräuche Ackerländer, Weiden sowie urbane Gebiete vergrößert, einhergehend mit einem beachtlichen Verlust von Biodiversität. Das Abholzen des Regenwaldes, Subsistenzwirtschaft, intensive Landwirtschaftsformen oder Expansion von urbanen Regionen verändern die Landschaften der Welt in einem beträchtlichen Maße. Auch wenn das Ausmaß weltweit variiert, bleibt das Ergebnis gleich. Menschliche Bedürfnisse werden auf Kosten der Umwelt befriedigt. Landnutzung sowie derer stetiger Wandel führt somit zur Beeinflussung von Lebensräumen (z.B. Agrarlandschaften, Wirtschaftswälder). Andere wiederum wurden nahezu vernichtet (Hochmoor, Auenwald) weitere neu geschaffen (Weidelandschaften und Stadtökosysteme) (Nentwig, 2005).

Exkurs 4: Historischer Überblick

Der Wandel der Landnutzung ist von demographischen, ökonomischen und sozialen Veränderungen abhängig. Das Ausmaß der Wirkungen auf die Ökosysteme sind somit von der Phase abhängig (pre-settlement, frontier clearing, subsistence, intensifying und intensive; Abb.15) in der sich die Landnutzung befindet. Bevor *Homo sapiens* sich Niederließ (pre-settlement), erfuhren die Ökosysteme keine anthropogene Beeinflussung und konnten daher als natürlich bezeichnet werden. Seit der neolithischen Revolution verändert der Mensch durch die fortschreitende

Entwicklung und mit ihr einhergehender Intensivierung der Landwirtschaft die natürlichen Ökosysteme. Im Laufe der Zeit nahmen so natürliche Ökosysteme ab, landwirtschaftlich geprägte Räume sowie urbane Regionen zu (Abb.15; Foley, 2005).

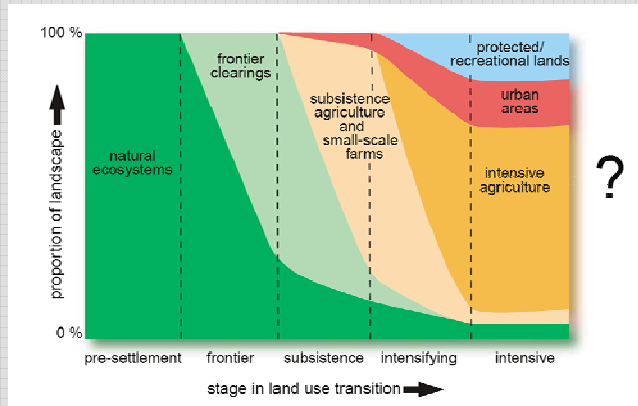


Abb. 15: Der Wandel der Landnutzung ist von sozialen demographischen und ökonomischen Faktoren abhängig. Aus Foley (2005)

Erst im Zuge der industriellen Revolution vollzogen sich gravierende demographische, ökonomische und soziale Veränderungen. Diese Zeit führte Europa und die USA wegen enormen Entwicklungen von Technologien, Produktivität und Wissenschaften von einer Agrar- zur Industriegesellschaft. Technischer Fortschritt und Industrialisierung konnten auch im Agrarsektor beobachtet werden (Rösener, 1997). Folgende wichtige Veränderungen in der Landnutzung können nach Poschlod et al (2005) zusammengefasst werden:

- Intensivierung der Landwirtschaft wegen Entwicklung des mineralischen Düngers und sonstiger chemischer Hilfsmittel (von Liebig, 1840)
- Bodenkonsolidierung (Block, 1774)
- Entwässerung von Torf- und Feuchtlandschaften im Zuge derer Amelioration zu landwirtschaftlichen Zwecken sowie die wirtschaftliche Nutzung von Torf (Beck, 1996; Poschlod, 1996)
- Aufforstungen mit nicht-heimischen Arten wie *Picea abies* (Mantel, 1990)

Bis zur Fortentwicklung und Intensivierung des Agrarsektors im 19Jh. nahm die Diversität an Landnutzungstypen wegen der hohen Biodiversität von Habitaten und Arten zu. Historische Analysen ermittelten den Höhepunkt der Phytodiversität um ca. 1850. Diese Zeit wird häufig als Referenzpunkt für die Erstellung der Rote Listen verwendet (Poschlod et al., 2005).

Seit den 1960er und 1970er Jahren ist es wirtschaftlich erstrebenswert, viele Agrarprodukte aus weit entfernten Gebieten (beispielsweise Neuseeland oder Australien) zu importieren (Poschlod, 2005). Dies hat jedoch zur Folge, dass vor

allem stickstoffarme- und artenreiche Habitats insbesondere Kalkmagerrasen und sandige wie feuchte Grasslandschaften dramatische Abnahmen verzeichneten (Mattern et al. 1980, 1992 in WallisDeVries et al., 2002). Diese Habitats wurden entweder intensiver bewirtschaftet, aufgeforstet oder aufgegeben.

3.2.6.1 Auswirkungen

Im Jahre 1804 überschritt die Weltbevölkerung 1 Mrd. Menschen, liegt aktuell bei 6,7 Mrd. und nach mittleren Schätzungen werden 2050 9,2 Mrd. Menschen die Erde bevölkern. Dieses rasante Wachstum der Weltbevölkerung stürzt die Landnutzung in ein Dilemma. Über die Landnutzung einerseits werden die Menschen mit essentiellen natürlichen Ressourcen und Ökosystemleistungen wie Ernährung, Frischwasser und Baustoffen versorgt. Auf der anderen Seite werden Ökosysteme degradiert und nachhaltig geschädigt, da eine stetig wachsende Weltbevölkerung mit einer Intensivierung der Nutzung der Umwelt, insbesondere der Landwirtschaft, einhergeht.

Die Auswirkungen erstrecken sich von der Veränderung der Zusammensetzung der Atmosphäre bis hin zu Veränderungen von Ökosystemen. Globale Stoffkreisläufe wie Kohlenstoff-, Stickstoff- sowie Phosphorkreislauf, aber auch der Wasserkreislauf, werden maßgeblich verändert. Seit 1850 werden 35% der anthropogen bedingten CO₂ Emission direkt über die Landnutzung emittiert. Auch die rasanten Entwicklungen der Landwirtschaft in den letzten 200 Jahren verursachen große Schäden innerhalb der Umwelt. Aktuell bedecken Ackerland und Weideflächen zusammen etwa 40% der Landfläche. Die Fläche der bewässerten Ackerflächen ist in den letzten 40 Jahren um 70% gestiegen, der Einsatz von mineralischem Dünger sogar um das 700-fache. Der daraus resultierende erhöhte Bewässerungsbedarf, ca. 85% des gesamten Wasserverbrauches werden durch die Landwirtschaft verursacht, versalzt global etwa 1,5 Mio. Hektar Ackerfläche jährlich, das bedeutet anders ausgedrückt einen jährlichen Verlust von 11 Mrd. Dollar. Aber nicht nur der Wasserverbrauch steigt stetig an, sondern auch die Wasserqualität wird durch die hohen Einträge von Düngern und Emissionen reduziert. Dies geschieht besonders anhand von Auswaschungen von Nährstoffen und Agrochemikalien ins Grundwasser, Bäche und Flüsse. Aber auch die fortschreitende Urbanisierung, vor

allem dort wo keine Abwasserversorgung vorhanden ist, degradiert Binnen- und Küstengewässer, was Engpässe bei der Frischwasserversorgung, Sauerstoffanreicherung verursacht sowie Fischsterben und eine Förderung der Cyanobakterien zu Folge hat. Somit beeinflussen menschliche Aktivitäten den Wasserkreislauf um Frischwasser zur Bewässerung, für die Industrie und den Hausgebrauch zu erhalten.

Auch Waldökosysteme, welche in Mitteleuropa die potentiell natürliche Vegetation (PNV) darstellen, sind von Landnutzung sowie deren Wandel betroffen. Vor der neolithischen Revolution bedeckten Wälder etwa 60% der Landfläche, wovon heute nur noch 30% erhalten sind. Zu Beginn der landwirtschaftlichen Tätigkeiten des Menschen wurden nutzbare Flächen anhand von Waldrodungen gewonnen. In den letzten 300 Jahren sind sieben bis elf Mio. km² Wald vernichtet bzw. in andere Ökosysteme überführt worden. Die so gewonnenen Flächen werden hauptsächlich zu landwirtschaftlichen Zwecken sowie Anbau von Nutzhholzplantagen verwandt. In den letzten Jahren werden große Flächen des tropischen Regenwaldes für den Anbau von Palmplantagen abgeholzt, um den Bedarf an biologischen Kraftstoffen zu gewährleisten. Tropische Regenwälder bedecken 6% der Landfläche, wovon 14 bis 16 Mio. ha Wald pro Jahr verschwinden. Die größten noch intakten tropischen Wälder sind im Amazonasbecken, Kongo-Becken und im indo-malayischen Raum zu finden. Die Staaten Malaysia und Indonesien sind die größten Lieferanten von Palmöl und gefährden somit eines der noch größten intakten Regenwaldregionen, da für die Anlage solcher Plantagen Regenwälder massiv abgeholzt werden (WWF Report, 2007).

Dieser Trend ist jedoch nur im geringen Maße für die europäischen Wälder gültig. In Mitteleuropa dominieren Laubmischwälder mit *Fagus sylvatica* als bestandsbildender Art (Frey, 2004). Diese Wälder gelten als sehr jung da die Rotbuche, nachdem sie während der Eiszeiten in mediterrane Refugien abgedrängt wurde, vor 10.000 Jahren die Wiederbesiedlung begann. Erst vor 4.800 Jahren konnte *Fagus sylvatica* bei Göttingen durch Pollenanalysen nachgewiesen werden. Wegen den forstwirtschaftlichen Bemühungen konnte die Biomasse dieser Wälder in den Jahren 1950 bis 1990 um 40% gesteigert werden, wobei die Fläche nahezu unverändert blieb (Kauppi, et al, 1992; Nabuurs et al., 2003). Die europäischen Wälder nehmen

daher eine wichtige Rolle in der Fixierung des atmosphärischen Kohlendioxids ein. Allerdings sind geringfügige Abnahmen in anderen ökologischen Serviceleistungen und der Biodiversität beobachtet worden (Foley, 2005).

Mit Verbesserung der Technik wurde es möglich, Feuchtgebiete zu entwässern und Flüsse zu begradigen. Feuchtgebiete, zu denen Hochmoore, Flachmoore sowie Übergangsmoore zählen, gehören zu den großen Verlierern im Prozess der Entstehung der Kulturlandschaften. Diese Gebiete stellen empfindliche Ökosysteme dar, die durch Torfabbau, Entwässerung, Aufforstung bzw. Umwandlung in Acker- oder Grünland geschädigt wurden (Nentwig, 2005). Zusammen sind ca. 6% der gesamten Erdoberfläche von Feuchtgebieten bedeckt. Seit 1900 jedoch sind die Hälfte aller Habitate verloren (Goudie, 2005). In Deutschland und Holland sind 1980 über 50% der noch 1950 vorhandenen Feuchtgebiete verschwunden (World Resource Institute, 1992). Diese Gebiete tragen 25% der weltweiten Netto Primärproduktion bei, bieten einen Lebensraum für eine Vielzahl von Arten.

Durch Flurbereinigung sind Flächenzersplitterungen behoben und somit große Agrarlandschaften angelegt worden (Nentwig, 2005). Die Flurbereinigung gilt gewissermaßen als Wegbereiter der heutigen intensiven Landwirtschaft. Im Zuge dessen wurden Hecken, Wegraine und Böschungen entfernt. Der Verlust dieser Habitate verursachte einen Rückgang der Biodiversität. In England konnte ein deutlicher Rückgang der Avifauna nachgewiesen werden. Im Zeitraum von 1968 bis 1988 wurden dort jährlich 500 Mio. Euro in Flurbereinigung investiert (Plachter, 1991). In aktuellerer Zeit wird dagegen in die Wiederherstellung solcher Strukturen investiert (Nentwig 2005).

3.3 Diskussion zur Erheblichkeit

Der Begriff der Evolution wurde erstmals 1852 von Herbert Spencer als Synonym für biologische Höherentwicklung in der Literatur erwähnt. Übersetzt bedeutet Evolution Entwicklung und kann allgemein als das Hervorgehen des Höheren aus dem Niedrigeren beschrieben werden (Kutschera, 2006). Biologisch wird Evolution als Veränderung in Form und Verhalten von Organismen zwischen den Generationen definiert (Ridley, 2008). Harrison (2001) definierte Evolution als „change over time via descent with modification.“ Daher sind Prozesse der Evolution niemals abgeschlossen, solange die zu betrachtenden Systeme existieren und beschreiben kurz gesagt Wandel und Veränderung. Findet Evolution statt, bedeutet dies, dass die Biodiversität sich im stetigen Wandel befindet. Muss eine Bewertung der Biodiversität durchgeführt werden, wie es beispielsweise die SUP verlangt, so kann dies nur gleichsam als Momentaufnahme geschehen, die den Zustand zur Zeit der Erhebung beschreibt, jedoch die interne Dynamik früherer und folgender Entwicklungen außer Acht lassen muss. Folglich kann die weitere Entwicklung der Biodiversität nicht verlässlich bestimmt werden, wenn nur anthropogene Einflüsse berücksichtigt werden. Die der Biodiversität immanenten dynamischen Entwicklungselemente können nicht berücksichtigt werden und würden als zwar relevante aber ungeprüft verbleibende Variablen das Ergebnis unverwendbar machen. Deshalb stellt sich die Frage, ob eine Schadensbewertung überhaupt sinnvoll ist.

Was jedoch zur Konkretisierung des Begriffes der Erheblichkeit, zumindest auf abstrakter Ebene angenommen werden kann, ist, dass jedenfalls die Umweltauswirkungen dann erheblich sind, wenn sie ein Aussetzen der Prozesse der Evolution verursachen können. Auch neben einem solchen „Totalschaden“ kann von Erheblichkeit der Beeinflussung der Biodiversität gesprochen werden, wenn Änderungen zu prognostizieren sind, welche die natürlichen Oszillationen der sich stetig wandelnden Umwelt übersteigt.

Im vorangegangenen Kapitel wurde dargelegt, dass die Biodiversität anthropogen im besonderen Maße durch die Faktoren Habitatfragmentierung, Angleichungsprozesse und Grad der Landnutzungsintensität sowie deren Wechselwirkungen geschädigt wird. Im Rahmen der Vorsorge ist es somit von größter Bedeutung, diese Faktoren zu verhindern oder zu begrenzen. Da sich diese Prozesse gegenseitig beeinflussen, ist es zunächst wichtig, die Zusammenhänge zwischen den Prozessen zu verstehen.

So versuchten Dormann et al. (2007) diese mit Hilfe der von Pflanzen, Vögeln, Bienen, Schnabelkerfe, Laufkäfer, Schwebfliegen und Spinnen zu erläutern:

Angleichungsprozesse sind Reaktionen auf Faktoren wie Habitatdegradation/-modifikation (Sala et al, 2000), Urbanisierung (McKinney, 2006) und Landnutzungsintensität (Scott & Helfman, 2001; Rooney, 2007). Die Faktoren Habitatfragmentierung, Angleichungsprozesse und Grad der Landnutzungsintensität sowie deren Wechselwirkungen, begünstigen das Dominieren von Generalisten und eine Abnahme von seltenen wie spezialisierten Arten (Andren, 1994; Warren, 2001). Dies führt zur Annahme, dass die Homogenität von Gemeinschaften durch den Level der Fragmentierung und der Intensität der Landnutzung beeinflusst wird. Diese Annahme konnte jedoch nur bedingt von Dormann et al. (2007) belegt werden. Nachgewiesen werden konnte hingegen ein Einfluss der Landschaftsstruktur auf alle Artengruppen, wobei der Zusammenhang zwischen Angleichungsprozessen und Fragmentierung nur bei den Schnabelkerfen linear ist. In abgeschwächter Weise gilt dies auch für Gruppen der Laufkäfer und Vögel. Zwischen Pflanzenpopulationen nimmt hingegen die Homogenität nach Fragmentierung und Habitatverlust ab. Erst wenn nach fortschreitendem Habitatverlust kein Austausch mehr möglich ist, da so die Ausbreitung von Arten behindert ist, beginnt der Angleichungsprozess. Schreitet der Habitatverlust weiter fort, sterben vornehmlich Habitatspezialisten aus, wodurch Generalisten begünstigt werden. Die Landnutzungsintensität per se wirkt sich direkt nur auf Schwebfliegen aus. Hohe Pestizideinträge, hier stellvertretend für die Landnutzungsintensität, reduzieren Gemeinschaften der Schwebfliegen, sodass nur noch robuste Generalisten verbleiben. Die Landnutzungsintensität per se bestimmt somit in welcher Art und Weise Fragmentierungsprozesse die Angleichung von Gemeinschaften beeinflussen.

3.3.1 Ebene von Arten

Auf der Ebene von Arten ist es folglich sinnvoll, deren Sensitivität gegenüber den Faktoren Habitatfragmentierung, Angleichungsprozesse und Intensität der Landnutzung in die Bewertung einzubeziehen. Es wurde gezeigt, dass anthropogene Auswirkungen auf die natürliche Umwelt Gewinner und Verlierer hervorrufen. Arten mit einer weiten ökologischen Nische (Generalisten) sind die Gewinner von

Habitatstörungen, Spezialisten hingegen, unterliegen einem erhöhten Risiko, erheblich geschädigt zu werden. Der Vorteil von Generalisten liegt in der Fähigkeit begründet, sich effizienter an sich wandelnde Umweltbedingungen anzupassen. Sollten Arten, die der Verliererseite zugeordnet werden können (Tab.20), von Plänen und Programmen betroffen sein, so ist die Erheblichkeit daher anzunehmen.

Tab. 20: Abgrenzung von Gewinnern und Verlierern anhand ökologischer Parameter in Bezug auf die Faktoren Habitatfragmentierung; Angleichungsprozessen und Intensität der Landnutzung. Modifiziert nach McKinney, 1999; World Conservation Center 1992)

	„Gewinner“	„Verlierer“
Seltenheit	häufig	selten
Ausbreitungsfähigkeit	hoch	gering
Grad der Spezialisierung	gering	hoch
Platzierung der Nische	gestört	ungestörte
	Habitats	Habitats
Variabilität der Nische	hoch	gering
Trophischer Status	gering	hoch
Langlebigkeit	kurzlebig	langlebig
Intrinsische Rate des Populationswachstums	schnell	langsam
Nährungsverhalten	omnivore	spezialisiert
Reproduktion	schnell	langsam

Die FFH-RL hat zum Ziel, die Artenvielfalt durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten zu sichern (Art. 2 Abs. 1 FFH-RL). Dazu werden Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung ausgeschrieben, die dazu beitragen, einen Lebensraumtyp (Anhang I) oder eine Art (Anhang II und IV) in einem günstigen Erhaltungszustand zu bewahren oder einen solchen wiederherzustellen (Art. 1 Buchstabe k FFH-RL). Arten bzw. Lebensraumtypen, die in den Anhängen II und IV der FFH-RL geführt werden, sind entweder selten oder von besonderer Bedeutung (endemische Arten) im Gebiet ihres Vorkommens. Für die Bewertung der Erheblichkeit im Rahmen der SUP ist von großem Vorteil, dass Arten vom Gesetzgeber definiert wurden, für die aus gegebenen Gründen ein besonderer Schutzstatus zu gelten hat. Folglich liegt ein erheblicher Schaden vor, wenn ein Plan oder Programm diese Arten beeinflusst.

Im Rahmen der Roten Liste der gefährdeten Tiere Deutschlands sind 16.000 der 45.000 einheimischen Tierarten hinsichtlich ihrer Gefährdung untersucht worden. 40% der untersuchten Arten sind gefährdet (Kategorie 1-3) oder extrem selten

(Kategorie R). Auch hier ist es sinnvoll einen erheblichen Schaden im Rahmen einer SUP anzunehmen, wenn Arten der Roten Liste wegen der Durchführung eines Planes oder Programms beeinträchtigt werden würden.

Diese Überlegungen dürfen jedoch nicht dazu verleiten, während der Bewertung der voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen bei einer Beeinträchtigung von Arten ohne Schutzstatus automatisch die Erheblichkeit des Schadens abzulehnen. Es ist zwar wichtig, die Situation für Arten, die in den Roten Liste geführt werden, nicht zu verschlechtern, dennoch muss bedacht werden, dass im Rahmen des Vorsorgeprinzips Verhältnisse geschaffen werden sollen, die die Roten Liste nicht erweitern. Dies befördert dann aber die Prüfung von der Konkretetheit gesetzliche bestimmter Schutzgüter in die normative Unbestimmtheit präventiv zu schützender Arten.

Die SUP soll insgesamt Umweltauswirkungen ermitteln, beschreiben und bewerten und somit Belange der Umwelt in Pläne und Programme integrieren. Aus diesem Grund muss eine ganzheitliche Bewertung der voraussichtlichen Erheblichkeit vorgenommen werden, wobei alle Arten, Landschaften und Habitate gleichsam in die Bewertung einbezogen werden. Folglich treten auf Ebene der Arten, bis auf die nach rechtlichen Vorschriften geschützten Arten, bereits Schwierigkeiten auf.

3.3.2 Ebene von Landschaften und Habitaten

Für den Schutz der Biodiversität ist es nicht nur wichtig die Arten direkt zu schützen sondern dies auch indirekt zu tun, und zwar über den Schutz der Habitate und Ökosystemen (Allendorf, 2006), wie es beispielsweise im Netzwerk Natura 2000 vollzogen werden soll. Die Analysen ausgewerteter Gutachten haben verdeutlicht, dass die Pläne und Programme häufig die räumliche Dimension von Bundesländern haben. Hier stellt sich nun die Frage, welche Methoden geeignet sind, solche Dimensionen abzudecken. Zusätzlich stellt auch hier der frühzeitige Zeitpunkt der Durchführung der SUP einen limitierenden Faktor dar. Bei der Bestimmung der Erheblichkeit sind grundsätzlich die Faktoren Habitatzerschneidung, Angleichungsprozessen und Landnutzungsintensität entscheidend. Wichtig ist es dabei aber die unterschiedliche Sensitivität von Habitaten und Landschaften zu bestimmen, wodurch den drei Faktoren ein jeweils unterschiedliches Gewicht zugemessen wird.

Zur Visualisierung der Problematik der Habitatfragmentierung in Deutschland entwickelte Hänel (2007) die „Karte der Lebensraumnetzwerke“, welche auf den Ergebnissen der selektiven Biotopkartierung der Länder und verschiedenen Landnutzungsdaten (Corine Landcover, ATKIS) basiert. Anhand dieser Karte werden Lebensräume von Arten abgebildet, die sensitiv gegenüber Habitatfragmentierung sind und dadurch gefährdet werden. Somit ist es möglich, Beeinträchtigungen der Vernetzungsfunktion von Lebensräumen zu analysieren und diese Ergebnisse auf allen Ebenen der Raumplanung einzubringen. Auch wenn der Datensatz noch nicht ganz vollständig ist (Jessel, 2009), ist diese Methode für die Bewertung der voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen im Rahmen einer SUP von großer Bedeutung.

Als zweite Methode wäre die Anwendung von Indices sinnvoll, wie der Land Suitability Index (LSI), welcher die Eignung einer Region für den vorgesehenen Verwendungszweck wiedergibt (Marull et. al, 2007). Der LSI enthält die Teilindices „Territorial Vulnerability Index“, „Natural Heritage Index“ und „Ecological Connectivity Index“ (Abb.16). Über die Auswertung dieser Teilindices mit geographischen Informationssystemen werden diesen Teilindices Werte zugeordnet, die den Grad des Einflusses wieder geben, die das Vorhaben auf den Teilindex ausübt (Abb.16).

Der Grad des Schadens wiederum gibt an, wie geeignet ein Gebiet für ein Vorhaben ist.

Für die SUP ist der Index in zweierlei Hinsicht anwendbar. Konzipiert wurde der Index, um Alternativen für Pläne und Programme im urbanen Umfeld zu detektieren, besonders die, die noch nicht erkannt worden sind. Andererseits kann die Eignung der untersuchten Region gegenüber dem Verwendungszweck des Vorhabens geprüft werden (Marull et al., 2007). Bei einem LSI von 1-3 (Abb.16) ist das geprüfte Gebiet ungeeignet für das Vorhaben. Die Schäden die das Vorhaben anrichten würde, können somit als erheblich angesehen werden.

Auch wenn die Methoden Aussagen auf großer räumlicher Dimension ermöglichen, bleibt das Problem der unvollständigen Datenlage bestehen. Der Vorteil von geographischen Informationssystemen ist, dass neue Erkenntnisse schnell integriert und somit leicht in die Analysen einbezogen werden können. Die Verwendung der „Karte der Lebensraumnetzwerke“ nach Hänel (2007) soll beispielhaft aufzeigen, wie eine Analyse mit GIS im Rahmen einer SUP auf Bundesebene durchgeführt werden kann

Der wichtigste Punkt ist aber nicht die Auswahl des Index oder der Methodik, sondern eine Standardisierung der gewählten Verfahren, wenn möglich auf Bundesebene. Ein großer Schwachpunkt des Umweltberichtes innerhalb einer SUP ist es, dass die zuständigen Behörden freie Hand in der Wahl der Methodik haben und somit weder vergleichbare, noch nachvollziehbare noch sinnvolle Daten erzeugen. Daher sollte den zuständigen Behörden vom BMU, zumindest aber von den Landesministerien, Handlungsrichtlinien gegeben werden, wie eine SUP durchzuführen ist.

Die Operationalisierung der Erheblichkeitsschwelle verbleibt auch aus naturwissenschaftlicher Sicht weitestgehend eine Einzelfallentscheidung. Was jedoch getan werden kann und muss, ist die Standardisierung der Methoden auf deren Grundlage die Prognose getroffen wird.

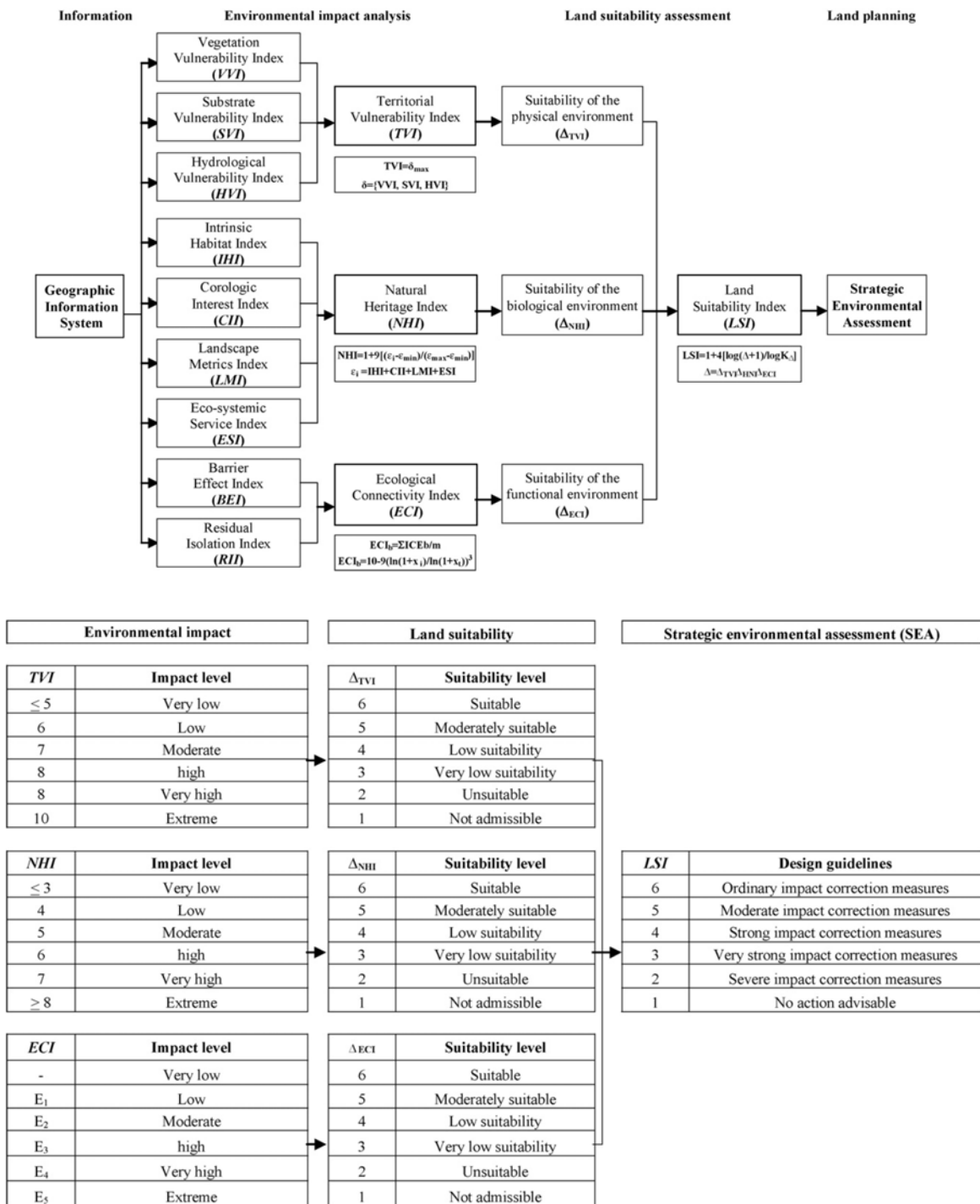


Abb. 16: Aufbau einer Analyse mit LSI und deren Umsetzung gemäß SUP-RL nach Marull 2007

4. Genetikteil

Im Zuge der anthropogenen Beeinflussung der natürlichen Umwelt vermögen es immer weniger Arten sich im Konkurrenzkampf um ihr Fortbestehen zu behaupten. Ein Grundlegendes Ziel des Biodiversitätsschutzes ist deshalb die Erhaltung der Artenvielfalt. Da es den Naturschützern aus finanziellen Gründen verwehrt bleibt jede gefährdete Art zu schützen, ist es notwendig im Artenschutz Prioritäten zu setzen. Am effektivsten ist es daher den Schutz auf besonders wertvolle Regionen zu konzentrieren (Myers et al. 2000). Ein Ansatz ist die Analyse von Biodiversitäts-Hotspots. Der Begriff Biodiversitäts-Hotspot wurde von Norbert Myers Ende der 80er Jahre geprägt (Myers, 1989, 1990). Er verstand unter diesen relativ kleine Regionen mit einer hohen Anzahl an endemischen Arten. Seitdem werden Analysen von Biodiversitäts-Hotspots als eine Methode angesehen, um für die Planung im Naturschutz Prioritäten zu setzen, da deren Schutz eine hohe Anzahl von Taxa auf relativ engem Raum schützen kann. Heutzutage werden Biodiversitäts-Hotspots als geographische Region mit einer hohen Arten-, Endemitenzahl, Anzahl von seltenen oder bedrohten Arten (Reid, 1998) oder einer hohen Anzahl von Arten mit begrenzter Expansionsfähigkeit (Médail, et al., 1997; Sisk, et al., 1994) definiert. Diese Kriterien können einzeln oder in Kombination zur Definition eines Biodiversitäts-Hotspots verwendet werden.

In Bezug auf die globale Verteilung der Biodiversität der Gefäßpflanzen erkannten Barthlott et al. (2005) fünf Hotspots in Bezug auf die Artendiversität (> 5000 Arten/10000km²). Diese liegen in gebirgigen Regionen der humiden Tropen, nämlich Costa Rica (Choco Provinz), dem tropischen Osten der Anden, dem atlantischen Brasilien, nördlichen Borneo und Neu Guinea (Abb.17). Eine hohe Artendiversität sollte aber nicht ausschließlich über aktuelle klimatische Bedingungen erklärt werden. Zusammengenommen haben diese fünf Artenvielfaltszentren die ungefähre Größe von Deutschland und somit ca. 0,2% der Erdoberfläche.

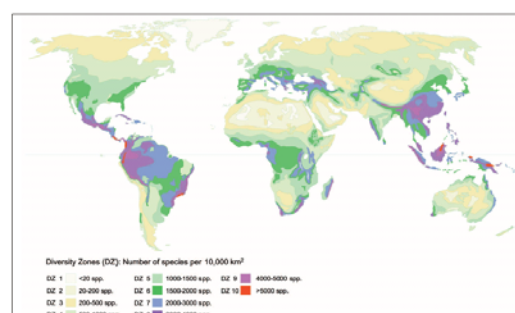


Abb. 17: Biodiversitäts Hotspots nach Barthlott (2005)

Myers et al. (2000) definierten 25 Hotspots für Gefäßpflanzen und Vertebraten nach den endemischen Arten und dem Grad ihrer Gefährdung. Wiederum konnten fünf herausragende Hotspots beschrieben werden: die tropischen Anden, Sundaland, Madagaskar, atlantische Wälder Brasiliens und die Karibik. Vergleicht man diese mit den fünf Hotspots von Barthlott et al. (2005) so ergeben sich große Übereinstimmungen. Die Summe aller Hotspots ergibt eine Fläche von 0,4% der Erdoberfläche und beinhalten 45% aller endemischen Pflanzen- und Vertebratenarten.

Sobald die globale Betrachtungsebene verlassen wird, ergeben sich einige Schwierigkeiten bei der Anwendung und Interpretation des Hotspotskonzeptes. Je kleiner die Einheit der Betrachtungsebene wird, desto unterschiedlicher die Hotspots der verschiedenen Taxa von Flora und Fauna und geringer deren Vergleichbarkeit. Untersuchungen von Prendergast et al. (1993) zur Verteilung von Hotspots dreier verschiedener Artengruppen (Aves, Lepidoptera und Odonata) in Großbritannien konnten zeigen, dass Arten mit eingeschränkter Ausbreitungsfähigkeit, welche besonders anfällig gegenüber Habitatverlust oder -degradation sind (Thomas et al., 1985), überwiegend in Hotspots gefunden werden. In vielen Hotspots sind jedoch keine außerordentlich seltenen Arten, in 17% sogar keine selteneren Taxa zu finden. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass die Anwendung des Hotspotkonzeptes im Artenschutz maßstabsabhängig ist. In einem größeren Maßstab können Hotspots für seltene Taxa, Artenvielfalt und Arten mit beschränkter Ausbreitungsfähigkeit übereinstimmen, im geringeren Maßstab jedoch können diese auseinander liegen, und somit keinen effektiven Artenschutz garantieren.

Die Ansätze von Myers und Barthlott zur Darstellung der globalen Biodiversität zeigen einerseits nahezu identische Hotspots, andererseits die ungleiche Verteilung der Biodiversität auf der Erde. Allgemein gesehen wird die Verteilung der Biodiversität durch ökologische Effekte, evolutionäre Effekte und menschliche Einflüsse gesteuert. Zu den ökologischen Effekten können nach Stattersfield (1998) folgende allgemeine Regelungen gezählt werden:

- warme Regionen beherbergen mehr Arten als kalte
- nasse Regionen beherbergen mehr Arten als trockene

- saisonal geprägte Regionen beherbergen mehr Arten als nicht saisonal geprägte
- topographisch vielfältige Regionen mit verschiedenen klimatischen Bedingungen beherbergen mehr Taxa als einheitliche Regionen

Weiterhin gilt, dass auf globaler Ebene die Artendiversität mit zunehmender geographischer Breite abnimmt. Daher ist die Artenzahl in tropischen Regionen höher als in gemäßigten bzw. polaren. Ein weiterer Effekt, der die Verbreitung der Taxa weltweit maßgeblich beeinflusst ist die Konkurrenz. Darauf sollen in dieser Arbeit jedoch nicht weiter eingegangen werden.

Nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt umfasst der Begriff der Biodiversität auch die genetische Ebene. Genau wie im Konzept der Biodiversitäts-hotspots können so, über die Analyse der Genetik von Arten, die Verteilung der genetischen Diversität sowie genetische Hotspots detektiert werden. Die Fähigkeit einer Art sich an verändernde Umweltbedingungen und Stressoren zu adaptieren ist maßgeblich von derer genetischen Variabilität abhängig (Hughes et al., 1997, Hobbs & Mooney, 1998). Arten mit einer hohen genetischen Variabilität haben somit evolutionäre Vorteile. Effekte, die Arten gefährden sind einerseits deterministischer Art (Habitatzerstörung, Umweltverschmutzung, Angleichungsprozesse und Klimawandel), andererseits stochastischer Natur, die als zufällige Veränderungen der Genetik, Demographie oder weiteren Umweltfaktoren definiert werden können (Allendorf, 2006). Eine der wichtigsten Prioritäten im Artenschutz ist es somit, die Wahrscheinlichkeit zu erhöhen, dass Arten vor dem Aussterben bewahrt werden. Die Extinktion von Arten kann als demographischer Prozess beschrieben werden, in der eine Generation einer Art versagt, sich selbst durch eine folgende Generation zu ersetzen (Allendorf, 2006). Daher ist der Faktor Demographie besonders entscheidend für den Schutz von Arten, wobei der Schutz von genetisch unterschiedlichen Populationen einer Art besonders geeignet ist. Auf dieser Grundlage müssen somit Populationen mit seltener genetischer Information oder diejenigen, die besonders divers sind, als besonders schützenswert kategorisiert werden. So kann die Prognose über das Ausmaß eines möglichen Schadens erleichtert werden.

Um nun eine Prognose der erheblichen Umweltauswirkungen gemäß einer strategischen Umweltprüfung auf genetischer Ebene von Populationen von Arten exemplarische durchzuführen, wurden zwei Genorte Cytochrom Oxidase I (CO1) und die Control Region (CR) des Silbergrünen Bläulings (*Polyommatus coridon*) untersucht. Als zweites Beispiel wird die Studie zur Phylogeographie von *Erebia medusa* (Hammouti, 2009) zur Bewertung zur Erheblichkeit auf genetischer Ebene herangezogen.

4.1 *Polyommatus coridon*

Der Silbergrüne Bläuling, *Polyommatus coridon* (Poda, 1761; *Lycaenidae*) ist in Mitteleuropa auf Kalkmagerrasen beschränkt (Asher *et al* 2001; Van Swaay 2002). Sein Areal erstreckt sich über weite Teile Süd- und Mitteleuropas (Kudrna, 2002) und kommt bis in Höhen von bis zu 2000m vor. Seine lavalen Futterpflanzen sind der Hufeisenklee (*Hippocrepis comosa*) in Süd und Mitteleuropa und die bunte Kronwicke (*Coronilla varia*) im Balkan. Diese monophage Lebensweise stellt wiederum einen limitierenden Faktor für die Ausbreitung des Bläulings dar. Wegen der abnehmenden Verfügbarkeit von *H. comosa* nach Norden hin, ist die nördliche Ausbreitung von *P. coridon* so beschränkt (Krauss *et. al.*, 2004).

Die Morphologie der männlichen Tiere auf der Flügeloberseite zeigt die charakteristische silbergrüne Färbung. Die Weibchen hingegen können in zwei Farbvariationen auftreten. Einerseits kann die Flügeloberseite vollständig braun gefärbt sein mit zusätzlichen orangenen Submarginalflecken, wobei nur der Flügelansatz blau bestäubt ist. In der zweiten Variation ist die Flügeloberseite intensiv blau gefärbt. Diese Variation tritt u.a. in der seltenen *syngrapha*-Form einiger Populationen SW-Frankreichs auf (Tolman & Lewington, 1998).

P. coridon fliegt in Mitteleuropa in einer Generation von Mitte Juli bis Anfang September. Die Populationsgröße beträgt im Durchschnitt 500-1000 Individuen pro Hektar (Bink 1992, Weidemann, 1995). Fang-Wiederfang Studien konnten eine moderate Ausbreitungsfähigkeit von adulten Tieren im Vergleich zu anderen Schmetterlingen nachweisen. Üblicherweise beträgt diese 1 bis 2km, wobei vereinzelte adulte Individuen bis zu 20km entfernt von ihrer Kolonie gefunden wurden

(Asher et al. 2001; Bink 1992 & Cowley et al., 2001). Die Eier werden häufig an Blättern der Futterpflanze, verwelkten Grashalmen und Steinen abgelegt (Tolman & Lewington, 1998). Wie für Lycaenidae bekannt lebt auch *P. coridon* in Symbiose mit Ameisen (z.B. *Formica rufa*). Hierbei erhalten die Ameisen verschiedene Zucker und Aminosäuren von der Larve. Im Gegenzug werden die Larven von den Ameisen verteidigt (Jordano 1992).

4.1.1 Untersuchungsgebiet und untersuchte Parameter

Für eine Prognose auf genetischer Ebene ist es notwendig, die Verteilung der genetischen Diversität geographisch komplett zu erfassen. Daher wurde 30 Populationen mit jeweils fünf Individuen gleichmäßig verteilt aus dem gesamten Untersuchungsgebiet auf die Genorte COI und CR untersucht. Zusätzlich wurde eine Population mit fünf Individuen von *P. hispana* und einem Individuum von *P. icarus* als Außengruppe in die Analyse einbezogen.

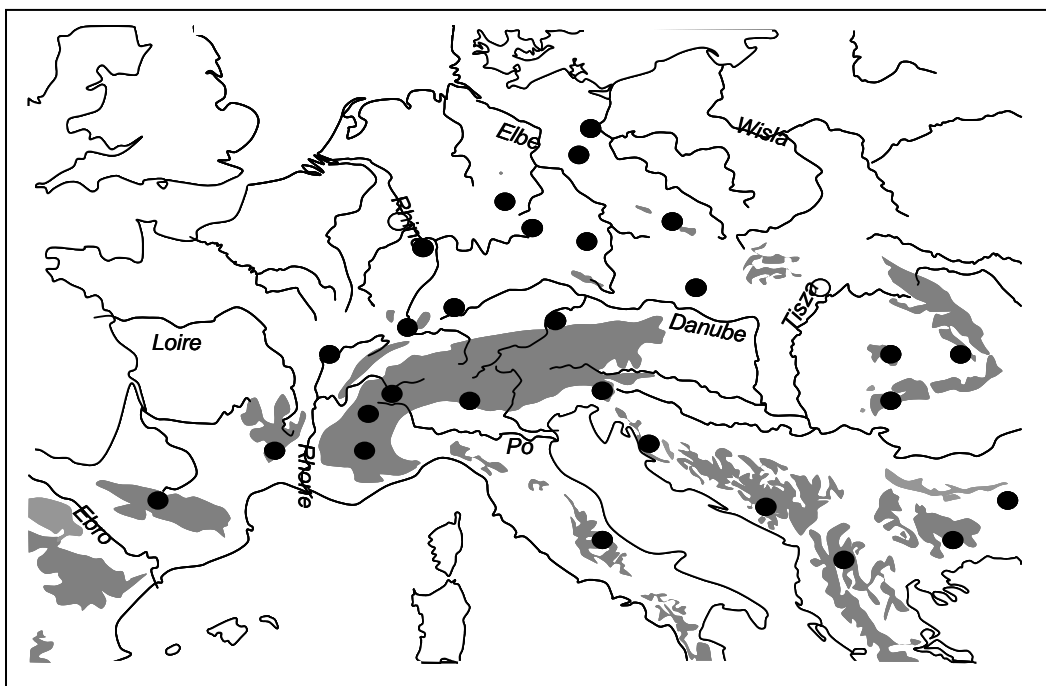


Abb. 18: Samplingdesign der 30 analysierten Populationen von *Polyommatus coridon*.

Beide Genorte sind auf der *mtDNA* lokalisiert, wobei COI kodierend und CR nicht kodierend ist. Weiterhin gilt COI als konservativer Genort, besonders im Vergleich zur CR. Die erhaltenen Ergebnisse werden zusätzlich mit vorangegangenen Analysen von Allozymen (nuklearer Marker) verglichen (Schmitt & Seitz 2001, 2002;

Schmitt et al 2002, 2005; Schmitt & Krauss 2004). Für die Bewertung der Erheblichkeit auf genetischer Ebene werden jedoch nur Daten des Genortes COI einbezogen, da die Ergebnisse der Control Region nicht die gewünscht Qualität für eine Bewertung lieferten.

Die DNA wurde aus den Köpfen von *P. coridon* mit dem DNeasy Blood & Tissue Kit von Qiagen isoliert. Für die PCR wurden die Primer k698 TY-J-1460 (TAC AAT TTA TCG CCT AAA CTT CAG CC) und Nancy C1 -N-2192 (GGT AAA ATT AAA ATA TAA ACT TC) für COI (Wiemers, 2007) und LepAT2B (ATT AAA TTT TTG TAT AAC CGC AAC) und SeqLepMet (TGA GGT ATG ARC CCA AAA GC) für CR (Fauvelot, 2006) verwand. Die PCR Reaktion mit einem Gesamtvolumen von 20µl setzt sich aus 0,2µl Primer jeweils, 15,6µl PCR-Wasser, 4µl Sample DNA und Beads (GE Healthcare) zusammen. Die Bedingungen für die PCR sind nachfolgend gegeben:

COI				CR		
Temp. in °C	Dauer	Anzahl		Temp. in °C	Dauer in min	Anzahl
94	4 min	1	denaturation	94	2	1
94	30 sec	35	denaturation	94	1	35
41	30 sec	35	annealing	54	1	35
72	1 min	35	extension	65	1	35
72	3 min	1	cool down	65	5	2
4	3 min	1	cool down	-	-	-

Tab. 21: Design für die Durchführung der PCR für COI und CR

Aufgereinigt wurde das erhaltene PCR-Produkt mit dem QIAquick PCR Purification Kit von Qiagen. Zur Kontrolle der einzelnen Arbeitsschritte wurden Agarose Gel-Elektrophoresen jeweils nach der DNA-Isolation, PCR und Aufreinigung durchgeführt. Die Sequenzierung der Genabschnitte übernahm das externe Labor Seqlab Sequenz GmbH in Göttingen, wobei in einer Richtung (single read) mit den Primern k698 TY-J-1460 (COI) und LepAT2B (CR) sequenziert wurde. Die für die Auswertung der Daten verwendete Software für das Alignment der Sequenzen sind Sequence Navigator (Parker, 1997), Mega 4.0 (Tamura et al., 2007) und für die

phylogeographische Auswertung TCS (Clement et al., 2000), DNASP (Librado & Rozas, 2009).

4.1.2 Phylogeographie *P. coridon*

Analysen bestimmter Allozymloci von *P. coridon* konnten eine westliche so wie eine östliche genetische Linie nachweisen (Schmitt & Seitz, 2001), wobei die Grenze zwischen diesen genetischen Linien von Nordosten Deutschlands, entlang der deutsch tschechischen Grenze und bis hin zum südöstlichen Alpenbereich verläuft (Schmitt & Seitz 2001). So wurde der adriato-mediterrane Raum für die Westlinie (Abb. 19 links Schraffur) sowie der ponto-mediterrane Raum für die Ostlinie (Abb. 19 rechts Schraffur) als glazialer Refugialraum für *P. coridon* postuliert. Die postglaziale Wiederbesiedlung des europäischen Gebietes geschah, wie in Abb. 19 dargestellt, einerseits aus dem adriato-mediterranen Raum, aus dem *P. coridon* westlich der Alpen nach Mitteleuropa einwanderte (Schmitt et al., 2002). Andererseits wurde Osteuropa aus dem ponto-mediterranen Refugium wahrscheinlich über das Dinarische Kalksteingebirge hinweg besiedelt (Schmitt & Seitz, 2002).

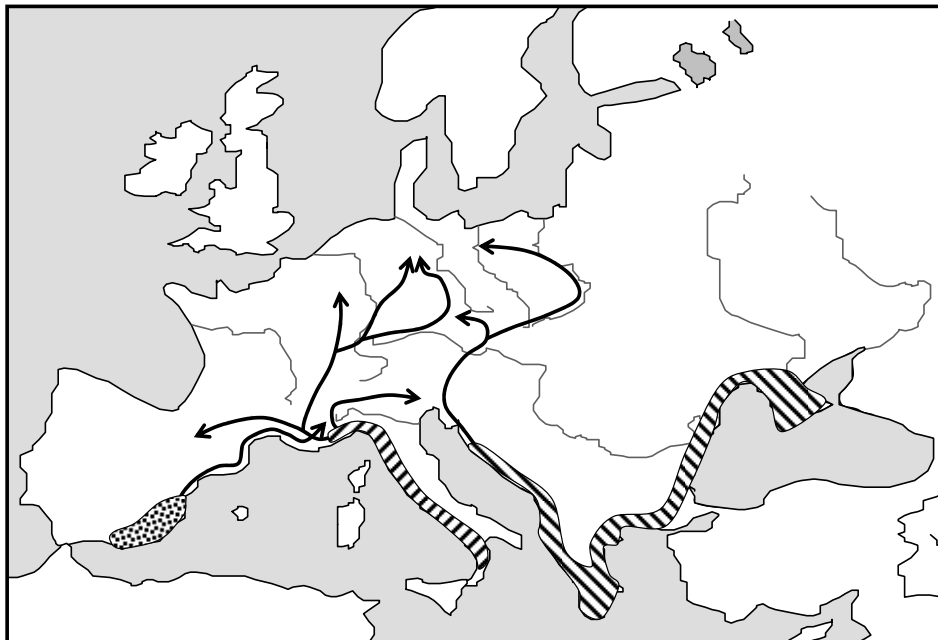


Abb. 19: Postulierte glaziale Refugien von *P. coridon* (Schraffur) und *P. hispana* (gepunktet) innerhalb der drei mediterranen Halbinseln. Die Pfeile stellen die Hauptrichtung der postglazialen Expansion der beiden Bläulinge dar (Schmitt, 2007).

Die Analyse der Cytochrom Oxidase I (COI) ergab bei 151 untersuchten Individuen (*P. coridon*: 145, *P. hispana*: fünf; *P. icarus*: eins) 42 Haplotypen, die

folgendermaßen verteilt sind: (a) 37 Haplotypen für *P. coridon*, (b) drei für *P. hispana* und (c) einen für *P. icarus*. Das sequenzierte Segment der COI beträgt 713bp mit 63 gefundenen Mutationsorten. Berechnet wurde die Haplotypdiversität (H) = 0,941 und die Nucleotiddiversität (π) = 0,0098. Somit ist die Haplotypdiversität im Vergleich zu anderen Studien relativ hoch und die Nucleotiddiversität eher gering (Tab. 22). Dies ist meist ein Zeichen für eine schnelle Expansion aus einer relativ kleinen Population (Hundertmark et al., 2002). Zusätzlich gibt dies Hinweise auf mehrere glaziale Refugien sowie einem sekundären Kontakt von Haplotypen aus verschiedener Refugien (Fry & Zink, 1998).

Das Haplotypennetzwerk (Abb. 20) zeigt die genetische Aufteilung von *P. coridon*. Hierbei konnten fünf genetische Linien gefunden werden. Vier genetischen Linien A-D für *P. coridon*, die Westlinie (A), Ostlinie (B) Alpenlinie (C) und Pyrenäenlinie (D) (Abb.20), sowie eine genetische Linie E für *P. hispana*. Die Auftrennung der Linien A und B ist, wegen der geringen genetischen Distanz zueinander (ein Mutationsschritt), wahrscheinlich jünger als die Abspaltung der Linien C und D (fünf Mutationsschritte). Im Gegensatz dazu sind die genetischen Linien C und D mit fünf und neun Mutationsschritten deutlich von dem Komplex der Linien A und B abgetrennt, was wiederum ein Indiz für Eigenständigkeit der Linie D und C ist. In der Population von *P. hispana*, welche als eine von zwei Außengruppe fungierte, konnten große genetische Ähnlichkeiten zu Populationen der Alpengruppe nachgewiesen werden, obwohl *P. hispana* mit chromosomalen Markern als eigene Art bestätigt wurde (Schmitt et al., 2005). Diese Ähnlichkeiten könnten durch Introgression aus *P. coridon* entstanden sein. *P. icarus* wurde während den Analysen lediglich als echte Außengruppe verwandt und wird wegen der zu hohen Unterschiede nicht ins Haplotypennetzwerk aufgenommen

Gemäß de Lattin (1949) überdauerten thermophile Tier- und Pflanzenarten die Würmeiszeit exklusiv in mediterranen Refugialräumen. Aktuelle phylogeographische Studien von mediterranen Tier- und Pflanzenarten geben jedoch Indizien für die Existenz von extra-mediterranen Refugialräumen u.a. bei *Ursus arctos* (Hofreiter et al. 2004; Hedrick & Waits, 2005; Valdiosera et al, 2007; Krause et al. 2008), *Bombina variegata* (Vörös et al. 2006; Hofman et al., 2007), *Microtus arvalis* (Fink et al., 2004) und *Fagus sylvatica* (Magri, 2006; Magri et al., 2008).

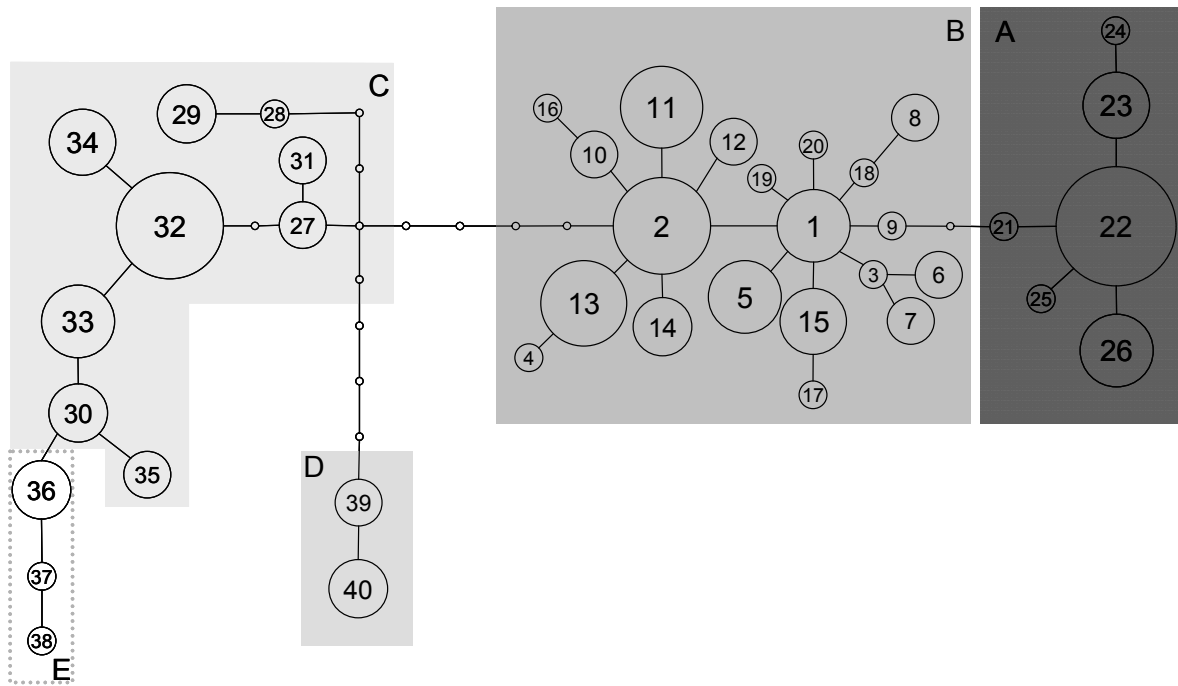


Abb. 20: Das Haplotypennetzwerk zeigt 40 Haplotypen für *P. coridon* in den genetischen Linien A-D und *P. hispana* in der genetischen Linie E, wobei (A) Westlinie (B) Ostlinie (C) Alpenlinie (D) Pyrenäen (E) Außengruppe *P. hispana*

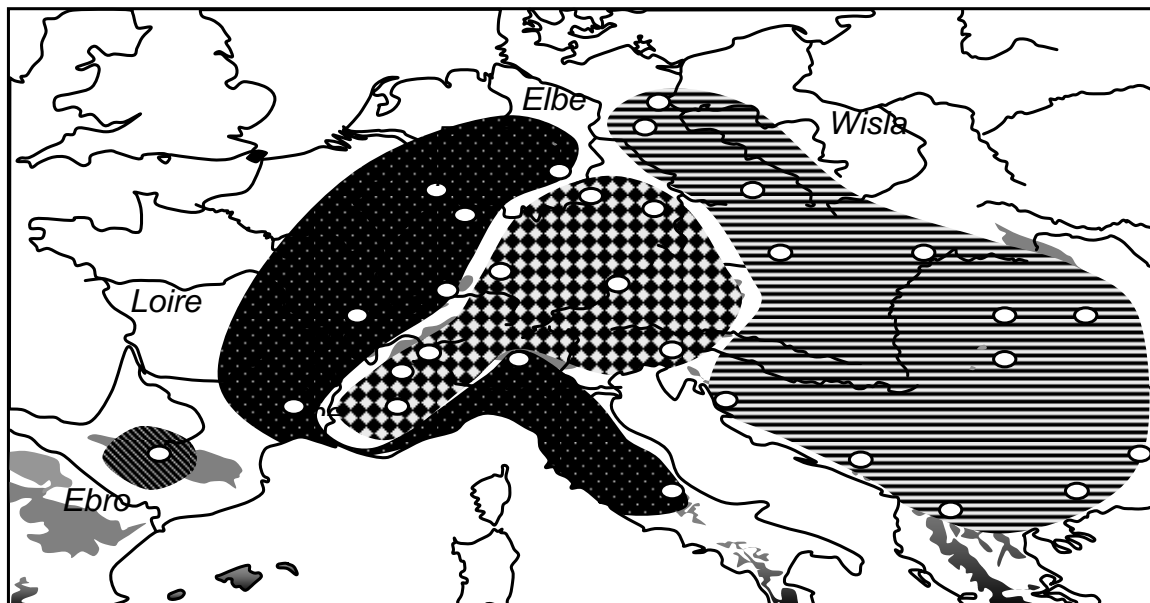


Abb. 21: Die Analyse der COI von *P. coridon* ergab vier genetische Linien. (1) iberische, Schraffur vertikal (2) westliche, gepunktet (3) alpine, Karo (4) östliche, Schraffur horizontal.

Die Ergebnisse dieser Analyse der COI des silbergrünen Bläulings lassen vermuten, dass diese mediterrane Art die Würmeiszeit nicht nur in den klassischen Refugien gemäß de Lattin, sondern ebenfalls in einem extra-mediterranen Refugium am Alpensüdrand überdauerte (Abb. 22). Dies ist somit ein weiterer Nachweis für extra-mediterrane Refugien neben den Beispielen aus den Vertebraten und Pflanzen.

Die Auswertung der Control Region lieferte keine so klaren Ergebnisse. In Grundzügen bestätigte sie aber die Ergebnisse der COI.

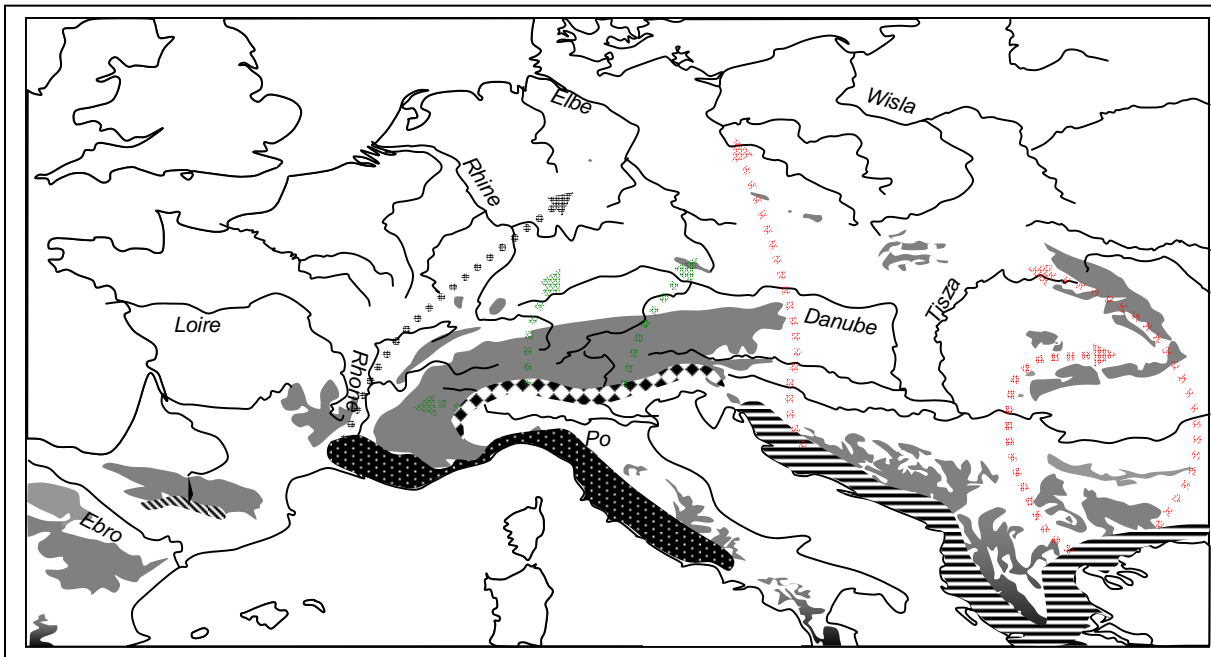


Abb. 22: Die vier postulierten glazialen Refugien von *P. coridon* basierend auf der Analyse von Loci der mtDNA: (1) Pyrenäen, Schraffur vertikal (2) adriato-mediterranes, gepunktet (3) süd-alpines, Karo (4) ponto-mediterranes, Schraffur horizontal.

Tab. 22: Berechnete populationsgenetische Diversität basierend auf Analysen von Sequenzen der mtDNA und RFLPs (*) für verschiedene Arten (nach Vandewoestijne et al., 2004)

Authors	Species	Geographic scale	Haplotype diversity (H)	Nucleotide diversity (π)
Vandewoestijne et al., 2004)	<i>Aglais urticae</i>	Palaearctic	0.8932/0.9647	0.009839/0.006678
Fedorov et al. (1999)*	<i>Dicrostonyx groenlandicus</i> and <i>D. torquatus</i>	Northern palaearctic coast	0–0.95	0–0.00948
Bernatchez (2001)	<i>Salmo trutta</i>	Eurasia and north Africa	0.679	0.013
Hundertmark et al. (2002)	<i>Alces alces</i>	North America, Europe, Asia	0.74–0.94	0.007–0.021
Kotlík and Berrebi (2002)	<i>Barbus petenyi</i>	Eastern and south-eastern Europe	0.015–0.75	0.0003–0.0116
Kvist et al. (2001)	<i>Parus montanus</i>	Palaearctic	0.00387–0.01114	0.667–1.000
Uimaniemi et al. (2000)	<i>Perisoreus infaustus</i>	Fennoscandia and Russia	0.607–0.909	0.00051–0.00161
Fry and Zink (1998)	<i>Melospiza melodia</i>	North America	0.77	0.00095–0.0080
Merilä et al. (1997)	<i>Carduelis chloris</i>	Europe	0.0612	0.134
Ehrich and Stenseth (2001)	<i>Lemmus sibiricus</i>	Western Taimyr, Russia	0.55–0.91	0.0087–0.0260
Brower and Boyce (1991)*	<i>Danaus plexippus</i>	US, Mexico and West Indies	0.133	0.00016
Sperling and Harrison (1994)*	<i>Papilio machaon</i>	Palaearctic and North America	0.856	0.0084
Hale and Singh (1987)*	<i>Drosophila melanogaster</i>	Worldwide	0.655	0.00134

4.1.3 Auswertung zur voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen aus genetischer Sicht

Das Fortbestehen einer Art wird maßgeblich durch die genetische Variabilität, und somit der Fähigkeit, sich an verändernde Umweltbedingungen zu adaptieren, bestimmt. Wenn eine Prognose über die Erheblichkeit von Umweltauswirkungen vorgenommen werden soll, so muss diese auch die Verteilung der genetischen Information berücksichtigen. Innerhalb einer solchen Bewertung muss das „worst case scenario“, also der Verlust der Population und somit der genetischen Information, durch den Plan oder das Programm angenommen werden. Die Frage, die nun gestellt werden muss, ist, ob die genetische Variabilität der gesamten Art durch den Verlust bestimmter Populationen nachteilig beeinträchtigt wird. Sollte dem so sein, ist es notwendig, diesen Populationen einen besonderen Schutz zukommen zu lassen und die Erheblichkeit des Schadens anzunehmen. Das Problem ist jedoch, dass es für eine solche Bewertung eigentlich notwendig wäre, die genetische Zusammensetzung jeder Population einer Art zu kennen. Auch für die Bewertung der Erheblichkeit auf genetische Ebene müssten prinzipiell Kenntnisse über die Gesamtheit der genetischen Information vorliegen. Um den Schaden, der auf genetischer Ebene entstehen würde zu bewerten, muss also klar sein, welche genetische Information vorhanden ist und welche davon verloren gehen könnte. Da solche Analysen zumindest aktuell kaum realisierbar sind, können phylogeographische Analysen, wie sie beispielsweise mit *P. coridon* durchgeführt wurden, einen Überblick über die genetische Zusammensetzung von ausgewählten Populationen der zu bewertenden Art geben. Durch solche Analysen erkannte Ausbreitungsmuster von Arten und genetische Linien geben Aufschluss über die Entwicklung der Arten sowie Informationen über Regionen die einen besonderen Schutz erfahren sollten.

In der aktuellen Studie zur Phylogeographie des silbergrünen Bläulings beispielsweise konnte gezeigt werden, dass die analysierten Populationen vier genetischen Linien zugeordnet werden können (iberische, adriatische, pontische und alpine). Alle gefundenen Haplotypen des Genortes COI waren exklusiv für jeweils eine Linie.

Finden nun großflächige Extinktionsereignisse statt, die eine ganze genetische Linie betreffen, so muss von erheblichen Auswirkungen auf die Gesamtpopulation von *P. coridon* ausgegangen werden, da eine Vielzahl von exklusiver genetische Information verloren gehen würde. Eine Bewertung auf der Ebene von Populationen hingegen gestaltet sich als deutlich schwieriger. Zwar kann gezeigt werden, dass einige Haplotypen in mehreren Populationen einer genetischen Linie festgestellt wurden, andere hingegen sehr selten sind. Die seltenen Haplotypen müssen bei Betrachtung der Gesamtpopulation von *P. coridon* jedoch nicht zwangsläufig selten sein, da sie gehäuft in nicht analysierten Populationen auftreten können.

Die adriatische Linie ist im Vergleich zu den anderen Linien mit fünf gefundenen Haplotypen als genetisch homogener anzusehen. In vier der sieben analysierten Populationen konnte nur der Haplotyp 22 gefunden werden, der zusätzlich noch in zwei weiteren Populationen dieser Linie zu finden ist. Daher ist für die Populationen Griesheim, Niederehe, Bad Münster und Craula eine große Ähnlichkeit anzunehmen. Würden nun eine oder mehrere von diesen vier Populationen verloren gehen, so wäre der auftretende Schaden in Bezug auf die Gesamtpopulation vermutlich vergleichsweise gering oder inexistent. Somit kann für diese Populationen eine voraussichtliche erhebliche Auswirkung wahrscheinlich abgelehnt werden.

Die analysierten Populationen der alpinen und ponto-mediterranen Linie haben mit 19 Haplotypen (ponto-mediterrane Linie) und 10 Haplotypen (alpine Linie) eine sehr heterogene Verteilung der gefundenen Haplotypen. Trotzdem können mit Haplotyp 32 (alpine Linie) und Haplotyp 2 (ponto-mediterrane Linie) auch für diese beiden Linien Haupthaplotypen nachgewiesen werden. Obwohl die beiden Linien sehr heterogen sind, konnte für die Population La Palud, Täschalp (alpine Linie) und Gartz (ponto-mediterrane Linie) nur der Haupthaplotyp nachgewiesen werden. Würden nun diese Populationen aussterben, würde wahrscheinlich weder ein erheblicher Schaden für die jeweiligen Linien selbst noch für die Gesamtpopulationen entstehen.

Für alle anderen Populationen darf und sollte keine Festlegung anhand dieser Daten getroffen werden, ob im Falle deren Aussterbens die Auswirkungen auf die Art *P. coridon* nun voraussichtlich erheblich sind oder nicht. Wenn aber eine Entscheidung getroffen werden muss, so sollte „in dubio pro reo“ die Erheblichkeit für die restlichen

Populationen aus genetischer Sichtweise angenommen werden, solange keine weiterführenden Analysen das Gegenteil darlegen.

Nach Caughley (1994) gibt es zwei Hauptfaktoren, die Extinktionen von Arten auslösen können. Dies sind zum einen deterministische Effekte (Habitatzerstörung, globale klimatische Veränderungen etc.) und zum anderen stochastische Zufallseffekte wie zufällige Variation der Genetik, Demographie und Umweltfaktoren. Daher muss die Erheblichkeit von Umweltauswirkungen bei jenen Populationen prognostiziert werden, die die genetische Variabilität von Populationen abbilden. Für alle anderen darf dies jedoch nicht als Rechtfertigung verwendet werden, diese Populationen zu gefährden. Eine solche Bewertung soll nur ein Kompromiss darstellen, wobei die Bewertung eines Schadens der Biodiversität auf genetischer Ebene nur ein Kriterium für die Gesamtbewertung darstellen kann.

4.2 *Erebia medusa*

Der Rundaugen-Mohrenfalter *Erebia medusa* ([Denis & Schiffermüller] 1775) (Nymphalidae) gehört zu einer Gattung (*Erebia*), welche vor allem durch Arten der alpinen und arktischen Region charakterisiert wird (Tolman & Lewington 1997). *E. medusa* ist an verschiedene Grünlandhabitats adaptiert (Ebert & Rennwald 1991, Schmitt 2002) und innerhalb des gemäßigten Eurasiens verbreitet. Daher kann *E. medusa* aktuell in zentral Frankreich, Südost Belgien, großflächig in Zentral Europa, Südsibirien bis hin zum Pazifik (Tolman & Lewington 1997) gefunden werden. Der Mohrenfalter fehlt jedoch in den eurasianischen und eumediterranen Regionen und kommt somit nicht auf den Britischen Inseln, der Nordseeregion (Bink, 1992), Iberische Halbinsel (Fernández-Rubio, 1991), den Ebenen Deutschlands (Bink, 1992), Nordpolen (Buszko, 1997) und Skandinavien (Henriksen & Kreutzer, 1982) vor.

In einer molekular genetischen Studie wurde der Genort COI mit 32 Populationen analysiert, wodurch 16 Haplotypen detektiert wurden (Hammouti, 2009). Das Samplingdesign dieser Populationen wird nachfolgend gegeben:

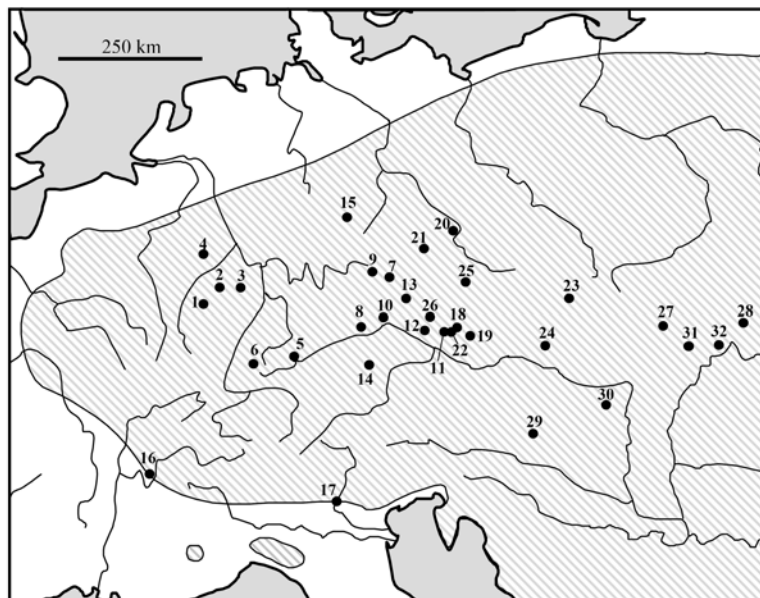


Abb. 23: Samplingdesign der Populationen von *E. medusa* (Hammouti, 2009)

4.2.1 Diskussion zur Erheblichkeit

Molekular genetische Analysen der 32 Populationen von *E. medusa* ergaben 16 Haplotypen im Genort COI, wobei die Haplotypen 1-4 als Haupthaplotypen bestimmt werden konnten (Abb. 24). Statistische Auswertungen fassten die Haplotypen in vier Populationsgruppen zusammen und wiesen somit vier genetische Linien für *E. medusa* nach, wobei alle analysierten Populationen mit ihren jeweiligen gefundenen Haplotypen in Abb. 24 gegeben sind: (a) die Westlinie mit Populationen aus Deutschland, Frankreich und Italien mit den Haupthaplotypen 1 und 3 (b) die West ungarische Linie bestehend aus der Population Felsőszőlőnk mit dem exklusiven Haplotyp 5 (c) die „zentrale“ Linie aus Populationen aus Tschechien und Ungarn (Gánt) mit dem Haupthaplotyp 2 (d) die Ostgruppe bestehen aus den restlichen Populationen Ungarns sowie der Slowakei mit dem Haupthaplotyp 4.

Die Bewertung der voraussichtlichen erheblichen Auswirkungen aus genetischer Sicht für die analysierten Populationen von *E. medusa* wird analog zu der vorangegangenen von *P. coridon* (vgl. Kapitel 4.1.3) durchgeführt. Wie diskutiert ergaben phylogeographische Analysen vier genetische Linien mit nahezu vier exklusiven Haupthaplotypen für die analysierten Populationen von *E. medusa*. Finden nun großflächige Extinktionsereignisse statt, so muss bei Wegfallen einer genetischen Linie, ein erheblicher Schaden für die Gesamtpopulation *E. medusa* angenommen werden, da somit exklusive genetische Informationen verloren gehen würden. Eine detailliertere Bewertung auf Populationsebene verbleibt, aus gegebenen Gründen (vgl. Kapitel 4.1.3), auch hier sehr kritisch.

Auffällig jedoch ist, dass die vier genetischen Linien weitestgehend nur aus den gefundenen Haupthaplotypen bestehen. So konnten für 9 von 17 Populationen der Westlinie nur die Haupthaplotypen nachgewiesen werden. Werden nun die Populationen Haustadt, Birgel, Bärnhöhe, Breitenfurth, Bayreuth, Kallmüntz, Rusel, Berka vor dem Hainich und Monte Baldo einzeln beeinträchtigt, so ist anzunehmen, dass wahrscheinlich keine erheblichen Beeinträchtigung für die Gesamtpopulation *E. medusa* oder die genetische Linie selbst zu erwarten ist, da sich diese überwiegend aus den Haupthaplotypen zusammensetzen. Diese Überlegungen können nun auch für die weiteren drei Populationen durchgeführt werden. Wird eine der Populationen Blazejovice, Český Krumlov, Hlinistě, Klentnice, Stará Hut und Gánt der Zentralen Linie, sowie Snina und Komlóska der östlichen Linie beeinträchtigt so sind auch hier

5. Abschließende Diskussion

Die SUP gemäß UVPG, sowie nationale Rechtsnormen verwenden den unbestimmten Rechtsbegriff der „voraussichtlichen erheblichen“ Umweltauswirkungen und fordern so für die Anwendung eine Konkretisierung dieses Begriffes. In den vier vorangegangenen Kapiteln wurde in drei Teilkomplexen („Erheblichkeit in Theorie und Praxis“, „Erheblichkeit in Raum und Zeit“, „Erheblichkeit in der Genetik“) versucht den Begriff einerseits von juristischer, andererseits von naturwissenschaftlicher Seite aus zu konkretisieren.

Die Analyse verschiedener Bundesgesetze ergab einerseits keine wirkliche Konkretisierung, andererseits konnte dadurch gezeigt werden, dass über den Begriff der „voraussichtlichen erheblichen“ Umweltauswirkungen Bagatellfälle aus der SUP ausgeschlossen werden sollen, um dem Vorsorgeprinzip gerecht zu werden.

Um einen Überblick über die Gutachtenpraxis zu erlangen, wurden vier Umweltberichte gemäß § 14g UVPG auf ihre Aussagefähigkeit zur Konkretisierung der Begrifflichkeit geprüft. Dies zeigte, dass der Voraussichtlichkeit von Umweltauswirkungen keine Beachtung geschenkt wurde, mit der Folge, dass die Praxis dem ehrgeizigen Ziel der SUP, erhebliche Umweltauswirkungen von Plänen und Programmen frühzeitig zu erkennen, beschreiben und zu bewerten, nicht gerecht werden kann. Dies ist durch die Wahl von verbal-argumentativen Analyse-Verfahren bedingt. Das Hauptproblem der Konzeption der SUP gemäß UVPG liegt jedoch im frühen Zeitpunkt der Durchführung, obwohl dieser bewusst vom Gesetzgeber gewählt worden ist. So sollen Umweltauswirkungen, die auf Ebene von Plänen und Programmen entstehen und daher nicht dem Anwendungsbereich einer Umweltverträglichkeitsprüfung unterliegen, auf ihre voraussichtliche Erheblichkeit geprüft werden, um dem Vorsorgeprinzip gerecht zu werden. Der Begriff der Erheblichkeit impliziert eine Bewertung der voraussichtlichen Umweltauswirkung, die diese graduell zu beschreiben vermag. Um beispielsweise bei einem Schaden graduelle Unterschiede herauszuarbeiten, muss klar definiert sein, wer oder was, wen, auf welche Art und Weise beeinflusst. Wie gezeigt werden konnte sind, besonders im Falle der Biodiversität, die Schutzgüter nur unzureichend beschrieben und somit nicht eindeutig definiert. Auf der Ebene von Plänen und Programmen können meist weder detaillierte Informationen gegeben werden, welche Inhalte des Planes oder Programms überhaupt Auswirkungen auf die Umwelt haben, noch wie

diese Inhalte die Umwelt beeinträchtigen könnten. So ergeben sich für alle zur Bestimmung notwendigen Entitäten im Prinzip nur unbestimmbare "Black Boxen". Auch die angeführten naturwissenschaftlichen Methoden über die Analyse der Genetik von Arten und der Sensibilität von Habitaten und Taxa gegenüber Habitatfragmentierung, Angleichungsprozessen und Intensität der Landnutzung sind nicht geeignet kurz oder mittelfristig den Begriff der Erheblichkeit auszufüllen.

Daraus wird ersichtlich, dass der Begriff der voraussichtlich erheblichen Umweltauswirkungen kurz- bis mittelfristig nicht konkretisiert werden kann. Zumindest nicht bevor die diskutierten Unklarheiten der Entitäten behoben werden können. Somit ist es notwendig, die Konzeption des Erheblichkeitsbegriffes innerhalb der strategischen Umweltprüfung neu zu überdenken, um so das effektive Funktionieren der SUP zu gewährleisten. Zumal dieser Begriff auch für die Angleichung der Gesetze im Bereich des Umweltrechts untereinander verwendet wird. Eine Angleichung bzw. Abstimmung zwischen den einzelnen Gesetzen des Umweltrechts ist zwar notwendig, zeigt aber, dass Sinn und Zweck der Rechtsnorm nicht durch den Begriff der Erheblichkeit geändert oder gar geprägt werden. Würde nun der Begriff der Erheblichkeit wegfallen oder ausgetauscht, so würde die Zielsetzung einer SUP nicht beeinträchtigt werden. Folglich ist zu bedenken, ob es sinnvoll wäre, die UVP und SUP auch im Sinne des Erheblichkeitsbegriffes miteinander abzustimmen, sodass dieser Begriff bei der SUP ganz entfällt, hingegen bei der UVP beibehalten bleibt.

Wenn überhaupt besteht erst auf Ebene von Projekten die Möglichkeit, die notwendigen Entitäten so zu konkretisieren, dass die Erheblichkeit von Umweltauswirkungen bestimmt werden kann. Auf Ebene der Pläne und Programme muss es reichen zu analysieren, ob negative, neutrale oder positive Auswirkungen auf die Umwelt von diesen ausgehen.

Wird dies getan, ist es nicht mehr notwendig eine Graduierung des Schadens vorzunehmen, sondern nur zu entscheiden, ob die Umweltauswirkungen positiv oder negativ sind. Bildlich gesprochen verschiebt sich die Bewertung von der Entscheidung, welche Graustufe im Spektrum Weiß bis Schwarz eine Farbe hat, zur Entscheidung, ob die Farbe eher Weiß oder Schwarz ist. Die Entscheidung, ob nun beispielsweise eine SUP-Pflicht besteht oder ob ein Plan oder Programm angenommen wird, bleibt eine Einzelfallentscheidung. Dies kann beispielsweise

durch Summation von positiven wie negativen Umweltauswirkungen geschehen, welche dann in einer Einzelfall-Entscheidung gegeneinander aufgewogen werden. Eine gute Basis für eine solche Bewertung lieferten die Autoren des Umweltberichtes zur SUP im Rahmen der Ex-Ante-Analyse des Plans zur Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes in Bayern 2007-2013. Hierbei wird für die jeweiligen Schutzgüter einzeln geprüft, ob die Auswirkungen besonders positiv, positiv, neutral, negativ oder besonders negativ sind. Die Summe der Ergebnisse entscheidet, ob die Maßnahme voraussichtlich negative oder positive Umweltauswirkungen hat (Abb.6). Da auch hier keine Abgrenzung innerhalb einer benutzten fünfstufigen Skala gegeben werden konnte, ist diese auf negative, neutrale und positive Auswirkungen zu beschränken. Die gewählten verbal-argumentativen Verfahren müssen durch Analysen u.a. mit GIS ersetzt werden.

Jedenfalls ist es notwendig das Konzept von Erheblichkeitsschwellen innerhalb der strategischen Umweltprüfung beiseite zulassen. Selbst im Rahmen des BImSchG ist es nicht einfach, sinnvolle Grenzwerte auszuweisen, obwohl Immissionen gemessen, die Gehalte von Umweltchemikalien in Organismen bestimmt und schädliche Auswirkungen dieser erkannt werden können. Da während einer SUP, wie diskutiert, die meisten Entitäten nicht bestimmt werden können, ist es nicht möglich, sinnvolle Erheblichkeitsschwellen zu definieren. Die SUP ist daher im besten Fall wohl nur fähig, positive wie negative Umweltauswirkungen zu ermitteln, zu beschreiben und zu bewerten.

Insgesamt besteht jedoch im gesamten Umweltrecht eine Fehleinstellung dahingehend, dass die Biodiversität und Umwelt durch nationale und internationale Rechtsnormen vor anthropogenen Beeinflussungen zu schützen sei. Die Folge ist, dass der Umweltschutz instrumentalisiert und zum lästigen Beiwerk moderner Politiken degradiert wird. Viel treffender ist jedoch, dass das Überleben der Biodiversität, Umwelt und somit der Erde nicht vom Handeln der Menschen abhängig ist, sondern die Menschheit vom Erhalt der Umwelt, da nur über den Erhalt der Biodiversität die Grundlage des Fortbestehens der Menschheit auf Erden zu gewährleisten ist. Dazu treffend das US National Science Board Committee on National Science's Task force on Global Biodiversity (1989):

“We are at a critical juncture for the conservation and study of biological biodiversity: such an opportunity will never occur again. Understanding and maintaining that diversity is the key to humanity’s continued prosperous and stable existence on earth.”

Daher ist es im Interesse der Menschheit, die Umwelt zu schützen und schonend zu nutzen, anstatt sich in ethischen Fragestellungen über den Wert der Umwelt an sich zu ergehen. Der Menschheit muss jedoch klar werden, dass Fragen des Inhalts wie, wie groß darf das Ausmaß eines Schadens sein, um ein Vorhaben zu verwirklichen, oder wie viele Individuen einer Art dürfen vernichtet werden bis die Art gerade noch existieren kann, von geringer Relevanz sind. Viel wichtiger ist die Frage, wie lange *Homo sapiens* die Vorherrschaft auf der Erde innehaben wird, da, wie in der Literatur häufig dargelegt (Erwin; 1998, Nentwig, 2003, 2005 etc.), die Biodiversität durch den Menschen in die nächste Katastrophe, die sechste Massenextinktionsphase, getrieben wird. Ob dies stimmt, oder nur reine Panik verursachen soll, soll an dieser Stelle nicht geprüft werden. Sicher hingegen ist, dass Auslöser und Gründe der vergangenen Phasen unterschiedlich sind. Gemeinsam ist diesen Phasen jedoch, dass sich die Vorherrschaft der Arten und sogar die Evolutionsrichtung verschoben haben. Durch das Aussterben der Dinosaurier wurde die Vorherrschaft der Reptilien erzwungen und die Dominanz der Säugetiere eingeleitet. Falls die Biodiversität nun wirklich einer nächsten Extinktionsphase im Hinblick auf den Menschen entgegengeht, so wäre die relevante Frage, was er denn dagegen zu unternehmen in der Lage ist.

Die Biodiversität hat seit ihrem Bestehen auf Erden viele Krisen durchlebt, überlebt und wird, solange die Prozesse der Evolution vorherrschen, auch in Zukunft Krisen überdauern. Somit ist langfristig gesehen das menschliche Wirken der Biodiversität egal, dem Menschen selbst hingegen wohl kaum.

6. Danksagung

An erster Stelle gilt mein Dank Prof. Dr. Dr. h.c. mult P. Müller und Prof. Dr. R. Hender für die Überlassung des Themas dieser Dissertation, sowie der kompetenten Betreuung.

Ein weiterer Dank geht an die Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die Finanzierung des Stipendiums im Rahmen des Graduiertenkollegs „Verbesserung von Normsetzung und Normanwendung im integrierten Umweltschutz durch rechts- und naturwissenschaftliche Kooperation“ und die Universität Trier für die Teilfinanzierung der Labormittel im Rahmen.

Besonders möchte ich mich bei Jun. Prof. Dr. T. Schmitt für seine geduldige und kompetente Hilfe sowie Ratschläge bedanken.

Weiterer Dank gilt PD. A. Hochkirch, J. Kosuch und K. Nägele für die Hilfe im Labor und Auswertung der genetischen Daten.

Auch möchte ich mich herzlich bei meiner Familie für ihre tatkräftige Unterstützung während dieser Zeit bedanken.

7. Literatur

- (1973) Die gemeinsame Agrarpolitik in der EWG, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- (2005) Umweltrecht, Beck-Texte im dtv.
- Abe, T., Levin, S.A. & Higashi, M. (1997) Biodiversity. An Ecological Perspective, Springer.
- Abramovich, S. & Keller, G. (2002) High stress late Maastrichtian paleoenvironment inference from planktonic foraminifera in Tunisia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* **178**: 145-164.
- Allee, W.C., Emerson, A.E., Park, O., Park, T. & Schmidt, K.P. (1949) Principles of animal ecology. Saunders, Philadelphia.
- Allen, P.A. & Etienne J.L. (2008) Sedimentary challenge to Snowball Earth. *Nature Geoscience* **1**: 817-825.
- Allendorf, F.W., Luikart, G. (2006) Conservation and the genetics of population, Blackwell Publishing.
- Alvarado, G.E. & Schmincke, H.-U. (1994) Stratigraphic and Sedimentological aspects of the rain-triggered lahars of the 1963–1965 Irazú eruption, Costa Rica: *Zentralblatt für Geologie und Paläontologie* **1/2**: 513–530.
- Alvarez, L.W., Alvarez, W., Asaro, F., Michel, H.V. (1980) Extraterrestrial Cause for the Cretaceous-Tertiary Extinction. *Science* **208**: 1095-1108.
- Alvarez, L.W. (1983) Experimental evidence that an asteroid impact led to the extinction of many species 65 million years ago. *Proceedings of the National Academy of Science* **80**: 627-642.
- Alvarez, W., Kauffman, E.G., Surlyk, F., Alvarez, L.W., Asaro, F. & Michel, H.V. (1984) Impact theory of mass extinctions and the Invertebrate fossil record. *Science* **223**: 1135-1141.
- Andrén, H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat-a review. *Oikos* **71**: 355-366
- Antes, R., Clausen, J. & Fichter, K. (1995) Die guten Managementpraktiken in der EU-Audit-Verordnung. *Der Betrieb* **14**: 685-693.
- Asher, J., Warren, M., Fox, R., Harding, P., Jeffcoate, G. & Jeffcoate, S. (2001) The Millennium Atlas of Butterflies in Britain and Ireland, Oxford University Press.
- Barkman, J.J. (1958) Phytosociological and ecology of cryptogamic epiphytes, Van Gorcom u. Comp. Assen (Niederlande).

- Barnosky, A. D., et al. (2004) Assessing the causes of late Pleistocene extinctions on the continents. *Science* **306**: 70-75.
- Barthlott, W., Mutke, J., Rafiqpoor, D., Kier, G. & Kreft, H. (2005) Global centers of vascular plant diversity. *Nova Acta Leopoldina* **92**: 61-83.
- Barthlott, W. & Winiger, M. (1998) Biodiversity, Springer.
- Bascompte, J., Possingham, H. & Roughgarden, J. (2002) Patchy populations in stochastic environments: critical number of patches for persistence. *American Naturalist* **159**: 128-37.
- Baxter, P.J. (2000) Impact of eruption on human health. In: Sigurdsson, H. (2000) Encyclopedia of volcanoes, Academic Press: 1035-1044.
- Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (2006) Strategische Umweltprüfung (Umweltbericht) im Rahmen der Ex-Ante-Analyse des Plans zur Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes in Bayern 2007-2013. Bearbeitet durch: FORSCHUNGSGRUPPE Agrar- und Regionalentwicklung TRIESDORF.
- Bechmann, A. (2003) Das Praxis-Defizit der Umweltverträglichkeitsprüfung, Verlag Edition Zukunft.
- Beck, R. (1996) Die Abschaffung der "Wildnis". Landschaftsästhetik, bäuerliche Wirtschaft und Ökologie zu Beginn der Moderne. In: Konold, W. Naturlandschaft-Kulturlandschaft. Die Veränderung der Landschaften nach der Nutzbarmachung durch den Menschen, Ecomed.
- Becker, L. Poreda, R.J., Hunt, A.G., Bunch, T.E. & Rampino, M. (2001) Impact event Permian-Triassic boundary: evidence from extraterrestrial noble gases in fullerenes. *Science* **291**: 1530-1533.
- Belisle, M., Desrochers, A. & Fortin, M.J. (2001). Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* **82**: 1893-1904.
- Benton, M.J. (1986) More than one event in the late Triassic mass extinction. *Nature* **321**: 857-861.
- Benton, M.J. (2003) When Life Nearly Died: the Greatest Mass Extinction of All Time, Thames and Hudson.
- Bernatchez, L. (2001) The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution* **55**: 351-379.
- Best, L.B., Bergin, T.M. & Freemark, K.E. (2001). Influence of landscape composition on bird use of rowcrop fields. *Journal of Wildlife Management* **15**: 442-449.
- Bieber, R., Epiney, A. & Haag, M. (2005) Die Europäische Union: Europarecht und Politik, Nomos.

- Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.E., Kapos, V., Dos Soantos, A.A. & Hutchings, R.W. (1992) The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bio-Science* **42**: 859-866.
- Bilderback, D.E. & Carlson C.E. (1987) Effects of persistent volcanic ash on Douglas-fir in Northern Idaho. *US Department of Agricultural Forest Service Intermountain Research Station Research Paper* **380**: 1-3.
- Bink, F.A. (1992) *Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa*, Schuyt, Haarlem.
- Binot, M.B., Boye, P., Gruttke, H. & Pretscher, P. (1998) *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*, Landwirtschaftsverlag.
- Blair, R.B. (2004) The effects of urban sprawl on birds at multiple levels of biological organization. *Ecology and Society* **9**: 2.
- Block, J.A.F. (1774) *Lehrbuch der Landwirtschaft (in vier Theilen)*, Jacobäer.
- Boehmer-Christiansen, S. & Skea, J. (1991) Acid politics: environmental and energy policies in Britain and Germany, Belhaven P.
- Bohor, B.F., Foord, E.E., Modreski, P.J. & Triplehorn, D.M. (1984) Mineralogic Evidence for an Impact Event at the Cretaceous-Tertiary Boundary. *Science* **224**: 867-869.
- Bongaerts, J.C. (1989) Die Entwicklung der europäischen Umweltpolitik. *WSI-Mitteilungen* **10**: 575-584.
- Bradshaw, A.D. (1976) Pollution and Evolution. In: Mansfield, T.A. (1976) *Effects of air pollutants on plants*, Cambridge University Press: 135-159.
- Brenchley, P.J., Carden, G.A.F. & Marshall, J.D. (1989) Environmental changes associating with the first strike" of the Late Ordovician mass extinction. *Modern Geology* **20**: 69–82.
- Brenchley, P.J. (1989) The late Ordovician extinction. In: Donovan, S.K. *Mass extinctions*, Ferdinand Enke Verlag: 104-132.
- Brenchley, P.J. & Newall, G. (1984) Late Ordovician environmental changes and their effects on faunas. In: Burton, D.L. *Aspects of the Ordovician System. Palaeontological Contributions from the University of Oslo* **295**: 65-79
- Breuer, R. (1981) Strukturen und Tendenzen des Umweltschutzrechtes. *Der Staat* **20**: 393-422.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., DaFonseca, G.A., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin G. & Hilton-Taylor C. (2002) Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* **16**: 909-923.
- Broschüre. Die Europäische Umweltagentur, Amt für Veröffentlichungen.

- Brower, A.V.Z. & Boyce, T.M. (1991) Mitochondrial DNA variation in Monarch butterflies. *Evolution* **45**: 1281–1286.
- Bruckner, U. (2000) Kompetenzerweiterung partout - Die Rolle der Europäischen Kommission im Prozess der Europäischen Integration, FU Berlin.
- Budyko, M.I. & Pivivariva, Z.I. (1967) The influence of volcanic eruptions on solar radiation incoming to the Earth's surface. *Meteorologiya i Gidrologiya* **10**: 3-7
- Buggisch, W. (1991) The global Frasnian-Famennian Kellwasser Event. *Geologische Rundschau* **80**: 49-72.
- Burton, M.R., Oppenheimer, C., Horrocks, L.A. & Francis, P.W. (2000) Remote sensing of CO₂ and H₂O emission rates from Masaya volcano, Nicaragua. *Geology* **28**: 915-918.
- Buszko, J. (1997) Atlas rozmieszczenia motyli dziennych w Polsce (Lepidoptera: Papilionidae, Hesperidae), Torun:Turpress.
- Callies, C. (2003) Verwaltungsorganisationsrechtliche Konsequenzen des integrierten Umweltschutzes. In: Ruffert, M. (2003) Recht und Organisation, Duncker & Humblot.
- Callies, C. (2006) Europarechtlicher Hintergrund der SUP. In: Erbguth, W. (2006) Strategische Umweltprüfung (SUP) - Stand, Rechtsfragen, Perspektiven, Nomos 36: 21-48.
- Caputo, M. (1985) Late Devonian glaciation in South America. *Palaeogeography, palaeoclimatology, palaeoecology* **51**: 291–317
- Carlton, J.T. & Geller, J. (1993) Ecological roulette: the global transport and invasion of nonindigenous marine organisms. *Science* **261**: 78-82.
- Casadevall, T.J., Stokes, J.B., Greenwood, L.P., Malinconico, L.L., Casadevall J. R. & Furukawa, B.T. (1987) SO₂ and CO₂ emission rates at Kilauea Volcano, 1979-1984. In: Decker, R., Wright, T., & Stauffer, P. (1987) USGS Prof. Paper **1350**: 771-780.
- Cashier, J.-G. & Devleeschouwer, X. (1995) Arguments (Ostracodes) pour une régression culminant à proximité de la limite Frasnien–Famennien, à Sinsin (Bord sud du Bassin de Dinant Belgique). *Bulletin-Institut royal des sciences naturelles de Belgique. Sciences de la terre* **65**: 51–68.
- Caughley, G. (1994) Directions in conservation biology. *Journal of animal conservation* **63**: 215-244.
- Chaker, A., El-Fadl, K., Chamas, L., & Abi Zeid Daou, M.H.B. (2006) SEA in Lebanon. *Impact Assessment and Project Appraisal* **24**: 103-114.
- Chatterjee, S. (1997) Multiple impacts at the KT boundary and the death of the dinosaurs. *Proceedings of the 30th International Geological Congress* **26**: 31-54.

- Claeys, P., Casier, J.-G., & Margolis, S. (1992) Microtectites and mass extinction: evidence for a Late Devonian asteroid impact. *Science* **257**: 1102-1104.
- Clark, T.W., Warneke, R.M. & George, G.G. (1990) Management and conservation of small populations. In: Clark, T.W. & Seebeck, J.H. (1990) The management and conservation of small populations, Chicago Zoological Society: 1-18.
- Clement, M, Posada, D & Crandall, K. (2000) TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology* **9**: 1657-1660.
- Cochran, V.L., Bezdizek, D.F., Elliott, L.F. (1983) The effect of Mount St. Helens' volcanic ash on plant growth and mineral uptake. *Journal of Environmental Quality* **12**: 415-418.
- Cocks, L.R.M. & Fortey, R.A. (1988) Lower Palaeozoic faunas around Gondwana. *Geological Society of London (special publication)* **37**: 183-200.
- Cogger, H., Ford, H., Johnson, C. & Butler, D. (2003) Impacts of land clearing on Australian wildlife in Queensland, WWF Australia Report.
- Copper, P. (1986). Frasnian/Famennian mass extinction and cold-water oceans. *Geology* **14**: 835-839.
- Copper, P. (1994) Ancient reef ecosystem expansion and collapse. *Coral Reefs* **13**: 3-11.
- Cote, I.M. & Reynolds, J.D. (1998) Tropical fish: explosions and extinctions. *Trends in Ecology & Evolution* **13**: 475-476.
- Courtenay, W.R.J. & Stauffer, J.R.J. (1990) The introduced fish problem and the aquarium fish industry. *Journal of the World Aquaculture Society* **21**: 145-159.
- Courtillot, V. (1990) What causes the mass extinction? A volcanic eruption. *Scientific American* **263**: 53-60.
- Cowley, M.J.R., Thomas, C.D., Roy, D.B. *et al.* (2001) Density-distribution relationships in British butterflies. I. The effect of mobility and spatial scale. *Journal of Animal Ecology* **70**: 410-425.
- Dale, V.H., Delgado-Acevedo, J. & MacMahon, J. (2005) Effects of modern volcanic eruptions on vegetation. In: Marti, J. & Ernst, G.G.J. (2005) Volcanoes and the environment, Cambridge University Press: 227-249.
- Davies, K.F., Melbourne, B.A. & Margules, C.R. (2001) Effects of within-and between-patch process on community dynamics in a fragmentation experiment. *Ecology* **82**: 1830-1846.
- Davies, K.F., Gascon, C. & Margules, C.R. (2001) Habitat fragmentation: consequences, management, and future research priorities. In: Soule, M, E. & Orians, G.H. (2001) Conservation Biology, research priorities for the next decade, Island Press: 81-98.

- Davies, K.F., Margules, C.R. & Lawrence, J.F. (2004) A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology* **85**: 265-271.
- Davis, G.W., Richardson, D.M., Keeley, J.E. & Hobbs, R.J. (1996) Mediterranean type ecosystems: the influence of biodiversity on their functioning. In: Mooney, H.A., Cushman, J.H., Medina, E., Sala, O.E. & Schulze, E.D. (1996) *Functional roles of biodiversity: A global perspective*, John Wiley & Sons Ltd
- Decker, R. (2006) *Volcanoes*, W H Freeman & Co.
- Delden, V.W. (1994) Genetic diversity and its role in the survival of species. In: Solbrig et al. (1994) *Biodiversity and global change*. CABI Publishing.
- Delmelle, P., Stix, J., Baxter, P.J., Garcia-Alvarez, J. (2002) Atmospheric dispersion, environmental effects and potential health hazards associated with the low-altitude gas plume of Masaya volcano, Nicaragua. *Bulletin Volcanology* **64**: 423-434.
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, A., Lee, A. & Couvet, D. (2008) Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography* **17**: 252-261.
- Diamond, J. (2002) Evolution, consequences and future of plant and animal domestication. *Nature* **418**: 700-707.
- Dobben, H.F.V. (1991) Recent changes in the epiphytic lichen Flora in the Netherland. *Acta Botanica Neerlandica* **40**: 390.
- Dormann, C.F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., de Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelait, J.-P., Schmidt, T., Speelmans, M., van Wingerden, W.K.R.E. & Zobel, M. (2007) Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography* **16**: 774-787.
- Drake, J.M. & Lodge, D.M. (2004) Global hot spots of biological invasions: evaluating options for ballast-water management. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences* **271**: 575-580.
- Ebert, G. & Rennwald, E. (1991) *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs*, Bd. 2, Verlag Eugen Ulmer.
- Eder, W. & Franke, W. (1979) Das Ende des devonischen Riffwachstums - Diskutiert anhand der Entwicklung der Akkumulationsraten. *Nachrichten Deutsche Geologische Gesellschaft* **2**: 7-8.
- Eder, W. & Franke, W. (1982) Death of Devonian reefs. *N. Jb. Geol. Paläont. Abh.* **163**: 241-243.
- Ehrich, D. & Stenseth, N.C. (2001) Genetic structure of Siberian lemmings (*Lemmus sibiricus*) in a continuous habitat: large patches rather than isolation by distance. *Heredity* **86**: 716-730.

- Eifert, M. (2006) Electronic government, Nomos.
- Ellenberg, H. (1996) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In: ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, UTB.
- Erwin, D.H. (1998) The end and the beginning: recoveries from mass extinctions. *Trends in Ecology & Evolution* **13**: 344-349.
- Erz, W. (1994) Bewerten und Erfassen für den Naturschutz in Deutschland: Anforderungen und Probleme aus dem Bundesnaturschutzgesetz und der UVP. In: Usher, M.B. & Erz, W. (1994) Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Quelle & Meyer.
- Evers, C. (2004). Die rechtlichen Anforderungen der EG-Richtlinie zur strategischen Umweltprüfung, Peter Lang Verlag.
- Fahrig, L. (1997) Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. *Journal of Wildlife Management* **61**: 603-610.
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 487-515.
- Fahrig, L. & Merriam, H.G. (1985) Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* **66**: 1762-1768.
- Fauvelot, C., Cleary, D.F.R. & Menken, S.B.J. (2006) Short-term impact of disturbance on genetic diversity and structure of Indonesian populations of butterfly *Drupadia theda* in East Kalimantan. *Molecular Ecology* **15**: 2069-2081.
- Fedorov, V., Goropashnaya, A., Jarrell, G.H. & Fredga, K. (1999) Phylogeographic structure and mitochondrial DNA variation in true lemmings (*Lemmus*) from the Eurasian *Biological Journal of the Linnean Society* **66**: 357-371.
- Feldmann, L. (1998) Die strategische Umweltprüfung - SUP. In: Hartje, V. & Klaphake, A. (1998) Die Rolle der Europäischen Union in der Umweltplanung, Meropolis.
- Fernandez-Rubio, F. (1991) Guia de mariposas diurnas de la Peninsula Iberica, Baleares, Canarias, Azores y Madeira (Papilionidae, Pieridae, Danaidae, Satyridae y Hesperidae). Madrid: Piramide.
- Fink, S., Excoffier, L. & Heckel, G. (2004) Mitochondrial gene diversity in the common vole *Microtus arvalis* shaped by historical divergence and local adaptation. *Molecular Ecology* **13**: 3501-3514.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N. & Snyder, P.K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science* **309**: 570-574.
- Frenz, W. (2000) Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) – Kommentar. Verlag C.H. Beck.

- Frey, W. & Lössch, R. (2004) Lehrbuch der Geobotanik: Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit, Spektrum Akademischer Verlag.
- Friedrich, W. L. (2005) Feuer im Meer. Der Santorin-Vulkan, seine Naturgeschichte und die Atlantis-Legende, Spektrum Akademischer Verlag.
- Fry, A.J. & Zink, R.M. (1998) Geographic analysis of nucleotide diversity and song sparrow (Aves: Emberizidae) population history. *Molecular Ecology* **7**: 1303–1313.
- García-Ramos, G. & Rodríguez, D. (2002) Evolutionary speed of species invasions. *Evolution* **56**: 661-668.
- Gassner, E., Bendomir-Kahlo, G., Schmidt-Räntsch, A. & Schmidt-Räntsch, J. (2003). Bundesnaturschutzgesetz, C.H.Beck.
- Gassner, E. (2005) UVPG Kommentar, Müller (C.F.Jur.).
- Gerlach, T.M. (1991) Present-day CO₂ emissions from volcanoes. *Eos, Transactions, American Geophysical Union* **72**: 254-255.
- Gerlach, T.M. (1985) Volatile budget of Kilauea volcano. *Nature* **313**: 273-277.
- Gerlach, T.M., Doukask, M.P., McGee, K.A., & Kessler, R. (1999) Airborne detection of diffuse carbon dioxide emissions at Mammoth Mountain, California. *Geophysical Research Letters* **26**: 3661–3664.
- Gerlach, T.M., McGhee, K.A., Elias, T., Sutton, A.J. & Doukas, M.P. (2002) Carbon dioxide emission rate of Kīlauea Volcano: implications for primary magma and the summit reservoir. *Journal of Geophysical Research Solid Earth* **107**: 2189.
- Gibbs, J.P. (2001) Demography versus habitatfragmentation as determinants of genetic variation in wild population. *Biological Conservation* **100**: 15-20.
- Gibbs, J.P. & Stanton, E.J. (2001) Habitat fragmentation and athropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies. *Journal of Applied Ecology* **11**: 79-85.
- Goudie, A. (2005) The human impact on the natural environment, Blackwell Publishing.
- Greuter, W. (1994) Extinctions in Mediterranean areas. *Philosophical Transactions B* **344**: 41-46.
- Hänel, K. (2007) Methodische Grundlagen zur Bewahrung und Wiederherstellung großräumig funktionsfähiger ökologischer Beziehungen in der räumlichen Umweltplanung. Lebensraumnetzwerke für Deutschland. Dissertationen an der Universität Kassel.
- Haines, Y.Y. (2004) Risk Modelling, Assessment, and Management, John Wiley & Sons, Inc.

- Hale, L.R. & Singh, R.S. (1987) Mitochondrial DNA variation and genetic structure in populations of *Drosophila melanogaster*. *Molecular Biology and Evolution* **4**: 622–637.
- Hallam, A. (1981) The end-Triassic bivalve extinction event. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* **35**: 1-44.
- Hallam, A. & Wignall, P. (1997) Mass extinctions and their aftermath, Oxford University Press.
- Hallam, T. (2005) Catastrophes and lesser calamities; the causes of mass extinctions, Oxford University Press.
- Hammouti, N., Schmitt, T., Seitz, A., Kosuch, J. & Veith, M. (2009): Combining mitochondrial and nuclear evidences: a refined evolutionary history of *Erebia medusa* (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae) in Central Europe based on the CO1 gene. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*: in press.
- Haq, B.U. & van Eysinga, F.W.B. (1998) Fifth revised, enlarged and updated edition, Elsevier.
- Harrison, R.G. (2001) Book review. *Nature* **411**: 635-636.
- Harrison, S. & Bruna, E. (1999) Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* **22**: 225–232.
- Hedrick, P. & Waits, L. (2005) What the ancient DNA tells us? *Heredity* **94**: 463-464.
- Hendler, R., Marburger, P., Reinhardt, M. & Schröder, M. (2005) Umwelthaftung nach neuem EG-Recht; 20. Trierer Kolloquium zum Umwelt- und Technikrecht vom 5. bis 7. September 2004, Erich Schmidt Verlag.
- Hendler, R. (2009) Biodiversität in der Umweltprüfung - Rechtliche Sicht. In: Umweltbundesamt (2009) Umwelt im Wandel-Herausforderungen für die Umweltverträglichkeit (SUP/UVP), Erich Schmitt Verlag: 17-25.
- Henle, K., Poschlod, Margules, C. & Settele, J. (1996) Species survival in relation to habitat quality, size and isolation: summary conclusion and future directions. In: Settele, J., Margules, C. & Poschlod, P., Henle, K. (1996) Species survival in fragmented Landscapes, Kluwer Academic Publishers.
- Henriksen, H.J. & Kreutzer, I.B. (1982) The butterflies of Scandinavia in nature, Odense: Skandinavisk.
- Hensel, J. (1996) Die Umweltpolitik der Europäischen Union im Wandel, Pro Universitate Verlag.
- Herd, D.G. (1986) The 1985 Ruiz Volcano disaster. *EOS Transactions, American Geophysical Union Transactions* **67**: 457-460.

- Herre, W. & Thiede, U. (1965) Studien an Gehirnen südamerikanischer Thylopoden. *Zoologische Jahrbücher: Zeitschrift für Systematik, Geographie und Biologie der Tiere. Abteilung für Anatomie und Ontogenie der Tiere* **82**: 155-176.
- Hildebrand, A.R., Penfield, G.T., Kring, D.A., Pilkington, M., Camargo, Z.A., Jacobsen, S.B. & Boynton, W.V. (1991) Chicxulub Crater: A possible Cretaceous/Tertiary boundary impact crater on the Yucatán Peninsula, Mexico *Geology* **19**: 867-871.
- Hobbs, R.J. & Mooney, H.A. (1998) Broadening the extinction debate: population deletion and additions in California and Western Australia. *Conservation Biology* **12**: 271-283.
- Hobbs, R.J. & Yates, C.J. (2003) Impact of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany* **51**: 471-488.
- Hofman, S., Spolsky, C., Uzzel, T., Cogalniceanu, D., Babik, W. & Szymura, J.M. (2007) Phylogeography of the fire-bellied toads *Bombina*: independent Pleistocene histories inferred from mitochondrial genomes. *Molecular Ecology* **16**: 2301-2316.
- Hofmann, C., Féraud, G. & Courtillot, V. (2000) ⁴⁰Ar/³⁹Ar dating of mineral separates and whole rocks from the Western Ghats lava pile: further constraints on duration and age of the Deccan traps. *Earth and Planetary Science Letters* **180**: 13-27.
- Hofreiter, M., Serre, D., Rohland, N., Rabeder, G., Nagel, D., Conrad, N., Münzel, S. & Svante Pääbo (2004) Lack of phylogeography in European mammals before the last glaciation. *Proceedings of the National Academy USA* **101**: 12963-12968.
- Holyoak, M. (2000) Habitat subdivision causes changes in food web structure. *Ecology Letters* **3**: 509-515.
- Holzinger, K. (1994) Politik des kleinsten gemeinsamen Nenners? Umweltpolitische Entscheidungsprozesse in der EG am Beispiel Katalysatorautos, Edition Sigma.
- Hoppe, W. (2007) Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG), Heymanns.
- Hornberger, T. (1959) Die kulturgeographische Bedeutung der Wanderschäfererei in Süddeutschland Transhumanz. *Forschungen zur Deutschen Landeskunde* **109**: 1-173.
- House, M. (1985) Correlation of mid-Palaeozoic ammonoid evolutionary events with global sedimentary perturbation. *Nature* **313**: 17-22.
- Hughes, J.B., Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. (1997) Population diversity: its extant and extinction. *Science* **278**: 689-692.
- Hundertmark, K.J., Shields, G.F., Udina, I.G., Bowyer, R.T., Danilkin, A.A. & Schwartz, C.C. (2002) Mitochondrial phylogeography of moose (*Alces alces*): late Pleistocene divergence and population expansion. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **22**: 375-387.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2001) Climate change 2001: the scientific basis, Cambridge University Press.

- Jacoby, C. (2000) Die Strategische Umweltprüfung (SUP) in der Raumplanung, Erich Schmidt Verlag.
- Jaeger, J.A.G., Bertiller, R., Schwick, C., Müller, K., Steinmeier, C., Ewald, K.C. & Ghazoul, J. (2008) Implementing Landscape Fragmentation as an Indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (Monet). *Journal of Environmental Management* 88: 737-751.
- Jarass, H.D. (2007) Bundes-Immissionsschutzgesetz, Beck Juristischer Verlag.
- Jessel, B. Böttcher, M. & Wilke, T. (2009) Biodiversität in der Umweltprüfung. Biodiversität in der Umweltprüfung. In: Umweltbundesamt (2009) Umwelt im Wandel-Herausforderungen für die Umweltverträglichkeit (SUP/UVP), Erich Schmitt Verlag: 1-16.
- Johnson, J.G., Klapper, G. & Sandberg, C. (1985) Devonian eustatic fluctuations in Euramerica. *Bulletin Geological Society of America* 96: 567–587.
- Johnson, S.P. & Corcelle, G. (1989). The environmental policy of the European Communities, Graham & Trotman.
- Jokimäki, J. & Kisanlahti-Jokimäki, M.-L. (2003) Spatial similarity of urban bird communities: a multiscale approach. *Journal of Biogeography* 30: 1183-1193.
- Jones, A.P., Price, G.D., Price, N.J., DeCarli, P.S. & Clegg, R.A. (2002) Impact induced melting and the development of large igneous provinces. *Earth and Planetary Science Letters* 202: 551-561.
- Jones, C., Baker, M., Carter, J., Jay, S., Short, M. & Wood, C. (2005) Strategic environmental assessment and land use planning. An international evaluation, Earthscan.
- Jordano, D., Rodríguez, J., Thomas, C.D. & Fernández Hauger, J. (1992) The distribution and density of a lycaenid butterfly in relation to *Lasius* ants. *Oecologia* 91: 439-446.
- Junker, T. (2006). Die Evolution des Menschen, C.H. Beck Wissen.
- Kant, I. (1795). Zum ewigen Frieden.
- Kauppi, P.E., Mielikäinen, K. & Kuusela, K. (1992) Biomass and carbon budget of European forests. 1971-1990. *Science* 256: 70-74.
- Keller, G., Adatte, T., Stinnesbeck, W., Rebolledo-Vieyra, M., Fucugauchi, J.U., Kramar, U. & Stüben, D. (2003) Chicxulub impact predates the K-T boundary mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101: 3753-3758.
- Kier, G., Mutke, J., Dinerstein, E., Ricketts, R.H., Küper, W., Kreft, H. & Barthlott, W. (2005) Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. *Journal of Biogeography* 32: 1107-1116.

- Knill, C. (2003) Europäische Umweltpolitik. Steuerungssysteme und Regulierungsmuster im Mehrebenensystem, VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Kotlík, P., Berrebi, P. (2002) Genetic subdivision and biogeography of the Danubian rheophilic barb *Barbus petenyi* inferred from phylogenetic analysis of mitochondrial DNA variation. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **24**: 10–18.
- Köppel, J., Peters, W. & Wende, W. (2004) Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung, UTB.
- Krause, J., Unger, T., Nocon, A., Malaspinas, A.-S., Kolokotronis, S.-O., Stiller, M., Soibelzon, L., Spriggs, H., Dear, P., Briggs, A., Bray, S., O'Brien, S., Rabeder, G., Matheus, P., Cooper, A., Slatkin, M., Paabo, S. & Hofreiter, M. (2008) Mitochondrial genomes reveal an explosive radiation of extinct and extant bears near the Miocene-Pliocene boundary. *BMC Evolutionary Biology* **8**: 220.
- Krauss, J., Schmitt, T., Seitz, A., Steffan-Dewenter, I. & Tschardt, T. (2004) Effects of habitat fragmentation on the genetic structure of the monophagous butterfly *Polyommatus coridon* along its northern range margin. *Molecular Ecology* **13**: 311–320.
- Kreft, H., Sommer, J.H. & Barthlott, W. (2006) The significance of geographic range size for spatial diversity patterns in Neotropical palms. *Ecography* **29**: 21–30.
- Kühne, H.H. (2007) Strafprozessrecht. Eine systematische Darstellung des deutschen und europäischen Strafverfahrensrechts, Müller (C.F.Jur.).
- Kudrna, O. (2002) The distribution atlas of European butterflies. Distribution maps of all species. *Oedippus* **20**: 1–343.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Linden, H. (2000) Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding effects in boreal forests. *Ecology* **81**: 1985–1997.
- Kutschera, U. (2006). Evolutionsbiologie, UTB.
- Kvist, L., Martens, J., Ahola, A. & Orell, M. (2001) Phylogeography of a Palaearctic sedentary passerine, the willow tit (*Parus montanus*). *Journal of Evolutionary Biology* **14**: 930–941.
- Larousse, S.A. (2001). Die große Larousse Natur Enzyklopädie, Gondrom.
- Laurance, W.F. (1991) Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* **5**: 79–89.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M. & Laurance, S.G. (1998) Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. *Ecology* **79**: 2032–2040.

- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, M.J., Laurance, S.G., Hutchings, R. & Lovejoy, T. (1998) Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* **12**: 460-464.
- Leakey, R. & Lewin, R. (1997) *The Sixth Extinction: patterns of life and the future of humankind*, Doubleday.
- Lee, C.E. (2002) Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in Ecology & Evolution* **17**: 386-391.
- Lethiers, F. & Raymond, D. (1991) Les crises du Dévonien Supérieur par l'étude des faunes d'Ostracodes dans leur cadre paléogéographique. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* **88**: 133-146
- Li, L. & Keller, G. (1998) Global warming at the end of the Cretaceous. *Geology* **26**: 995-998.
- Librado, P. & Rozas, J. (2009) DnaSP v5: a software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics* **25**: 1451-1452.
- Liefferink, D.J., Lowe, P. & Mol, A.P.J. (1993) *The environment and the European Community: the analysis of political integration. European integration and Environmental Policy*, John Wiley & Sons Ltd.
- Lindenmayer, D. & Burgman, M. (2005) *Practical conservation biology*, Csiro Publishing.
- Löhr, A.T., Bogaard, T., Heikens, A., Hendriks, M., Sumarti, S., van Bergen, M., van Gestel, K., van Strahlen, N., Vroon, P. & Widianarke, B. (2005) Natural Pollution Caused by the Extremely Acid Crater Lake Kawah Ijen, East Java, Indonesia (7 pp). *Environmental Science and Pollution Research* **12**: 89-95.
- Loibl, H. (2005). *Europarecht. Das Skriptum*, Carl Heymanns Verlag.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Rylands, A.B., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S., Powell, A.H. & Powell, G.V.N. (1986) Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soule, M.E. (Hrsg.) (1986) *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*, Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Ludwig, H.R.Jr & Leitch, J.A. (1996) Interbasin transfer of aquatic biota via anglers' bait buckets. *Fisheries* **21**: 14-18.
- Lustig, S. (1998) Die Novellierung der UVP-Richtlinie und die Entwicklung der Richtlinie über die strategische UVP - eine Akteursanalyse. In: Hartje, V. & Klaphake, A. (1998) *Die Rolle der europäischen Union in der Umweltprüfung*, Metropolis-Verlag.
- Macdonald, D. (2003). *Enzyklopädie der Säugetiere*, Ullmann/Tandem.
- Macdonald, I.A.W. (1994) Global change and alien invasion: implications for biodiversity and protected area management. In: Solbrig et al. (1994) *Biodiversity and global change*, CABI Publishing.

- Macedo, F.L. & Macgare, J. (2007) Carancas meteorite report. Instituto Geológico Minero y Metalúrgico 070921.
- MacFadden, B. (2006) Extinct mammalian biodiversity of the ancient New World tropics. *Trends in Ecology and Evolution* **21**: 157-165.
- Maes, D. & Van Dyck, H. (2001) Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? *Biological Conservation* **99**: 263-276.
- Magri, D. (2008) Patterns of post-glacial spread and the extent of glacial refugia of European beech (*Fagus sylvatica*). *Journal of Biogeography* **35**: 450-463.
- Magri, D., Vendramin, G.G., Comps, B., Dupanloup, I., Geburek, T., Gomory, D., Latalowa, M., Litt, T., Paule, L., Roure, J.M., Tantau, I., van der Knaap, W.O., Petit, R.J. & de Beaulieu, J.L. (2006) A new scenario for the Quaternary history of European beech populations: palaeobotanical evidence and genetic consequences. *New Phytologist* **171**: 199-221.
- Major, J.J. & Newhall, C.G. (1989) Snow and ice perturbation during historical volcanic eruptions and the formation of lahars and floods. *Bulletin of Volcanology* **52**: 1-27.
- Mantel, K. (1990) Wald und Forst in der Geschichte, Schaper M. & H..
- Marce, R.D. & Waller, J.S. (1998) Demography and population trend of grizzly bears in the Swan Mountains, Montana. *Conservation Biology* **12**: 1005-1016.
- Marland, G., Boden, T.A. & Andres, R.J. (2008) Global, regional, and national fossil fuel CO₂ emissions. In Trends: a compendium of data on global change. Carbon dioxide information analysis center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.
- Marull, J., Pino, J., Mallarach, J.M. & Cordobilla, M.J. (2007) A Land Suitability Index for Strategic Environmental Assessment in metropolitan areas. *Landscape and Urban Planning* **81**: 200-212.
- Martin, P.S. (1984) Quaternary Extinctions: a prehistoric revolution, The University of Arizona Press.
- Marzik, U. & Wilrich, T. (2004) Bundesnaturschutzgesetz, Kommentar, Nomos Verlagsgesellschaft.
- Matlack, G.R. (1993) Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* **66**: 185-194.
- Mattern, H., Wolf, J. & Mauk, J. (1980) Heiden im Regierungsbezirk, Stuttgart. Zwischenbilanz im Jahre 1980. *Veröffentlichungen Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg* **51/52**: 153-165.
- McCollin, D. (1998) Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography* **21**: 247-260.

- McGhee, G.R. (1996) The Late Devonian mass extinction. The Frasnian/Famennian crisis, Columbia University Press.
- McKinney, M.L. (1987) Taxonomic selectivity and continuous variation in mass and background extinctions of marine taxa. *Nature* **325**: 143-145.
- McKinney, M.L. (2006) "Correlated non-native species richness of birds, mammals, herptiles and plants: scale effects of area, human population and native plants. *Biological Invasions* **8**: 415-425.
- McKinney, M.L. & Lockwood, J. L. (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* **14**: 450-453.
- McLaren, D. (1970) Time, life and boundaries. *Journal of Paleontology* **44**: 801-815.
- McLaren, D. (1982) Frasnian-Famennian extinctions. In: Silver, L. & Schulz, P. (eds) Geological implications of impact of large asteroids and comets on the earth. *Geological Society of America (Spec Pap.)* **190**: 477-484.
- McSween Jr., H.Y (1999) Meteorites and their Parent Planets, Cambridge University Press.
- Médail, F. & Quézel, P. (1997) Hot-spots analyses for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **84**: 112-127.
- Merilä, J., Björklund, M. & Baker, A.J. (1997) Historical demography and present day population structure of the Greenfinch, *Carduelis chloris* - an analysis of mtDNA control-region sequences. *Evolution* **5**: 946-956.
- Michler, H.-P. (1993) Rechtsprobleme des Verkehrsimmissionsschutzes, Werner Verlag.
- Ministerium des Inneren und für Sport Rheinland-Pfalz (2008) Entwicklung mit Augenmaß, Strategische Umweltprüfung zum Landesentwicklungsprogramm Rheinland-Pfalz (LEP IV). Bearbeitet durch: Planungsgruppe Ökologie + Umwelt GmbH Hannover.
- Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau des Landes Rheinland-Pfalz (2007) Umweltbericht der Strategischen Umweltprüfung im Rahmen der ex-ante Evaluierung des Operationellen Programms „Wachstum durch Innovation“ für den EFRE 2007-2013 des Landes Rheinland-Pfalz. Bearbeitet durch: TAURUS Institut an der Universität Trier Gesellschaft für Umwelt-, Regional- und Wirtschaftsentwicklung mbH Trier.
- Mooney, H.A., Cushman, J.H., Medina, E., Sala, O.E. & Schulze, E.D. (1996) Functional roles of biodiversity: a global perspective, John Wiley and Sons Ltd.
- Mounolou, J.-C. (1994) Biodiversity at the molecular level. In: Solbrig et al. (1994) Biodiversity and global change, CABI Publishing
- Müller, P. (1977) Tiergeographie, Teubner Verlag.
- Müller, P. (1980) Biogeographie, UTB Ulmer.

- Müller, P. (1996) Allgemeines Artensterben – Ein Konstrukt? *GCD-Nachrichten* **96**: 223-252.
- Mundil, R., Matcalfe, I., Ludwig, K.R., Renne, P.R., Oberli, F. & Nicoll, R.S. (2001) Timing of the Permian–Triassic biotic crisis: implications from new zircon U/Pb age data (and their limitations). *Earth and Planetary Science Letters* **187**: 131-145.
- Myers, N. (1989) Threatened biotas: „Hotspots“ in tropical forests. *Environmentalist* **8**: 1-20.
- Myers, N. (1990) The biodiversity challenge: expanded hotspots analyses. *Environmentalist* **10**: 243-256.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- Nabuurs, G.J., Schelhaas, M.J., Mohren, G.M.J. & Field, C.B. (2003) Temporal evolution of the European Forest sector carbon sink 1950-1999. *Global Change Biology* **9**:152-160
- Naylor, R.L., Williams, S.L. & Strong, D.R. (2001) Aquaculture – a gateway for exotic species. *Science* **294**: 1655-1656.
- Nelson, S.A. (2007) Volcanoes, Magma, and Volcanic Eruptions, Lecture Notes.
- Nentwig, W. (2005) Humanökologie: Fakten-Argumente-Ausblicke, Springer.
- Nentwig, W., Bacher, S. & Beierkuhnlein, C. (2003). Ökologie, Spektrum Akademischer Verlag.
- Niedersächsisches Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Verkehr (2006) Umweltbericht zur Strategischen Umweltprüfung (SUP) im Rahmen der Ex Ante Bewertung zum niedersächsischen Programmplanungsdokument für die EFRE Ziel-1 Region in Niedersachsen, Planungsperiode 2007-2013. Bearbeitet durch: MR Gesellschaft für Regionalberatung mbH Delmenhorst.
- Nies, V. (1999) In: Landmann, R. v. & Rohmer, G. (Komm., Hrsg.). UmweltR IV, Losebl.
- Officer, C.B. & Drake, C.L. (1983) The Cretaceous-Tertiary transition. *Science* **219**: 1383-1390.
- Officer, C.B. & Drake, C.L. (1985) Terminal Cretaceous environmental events. *Science* **227**: 1161-1167.
- Olden, J.D. (2006) Biotic homogenization: new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography* **33**: 2027-2039.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P. & Kassem, K.R. (2001) Terrestrial ecoregions of the World: A new map of life on earth. *BioScience* **51**: 933-938.

- Parker, R.S. (1997) Sequence Navigator: multiple Sequence Alignment Software. In: Swindell, S.R. (1997) Sequence data analysis guidebook, Humana Press: 145-154.
- Pilbeam, D. & Young, N. (2004) Hominoid evolution: Synthesizing disparate data. *Comptes Rendus Palevol* **3**: 302-321.
- Piper, J.D.A. (1987) Palaeomagnetism and the continental crust, Open University Press.
- Plachter, H. (2001) Naturschutz, UTB Fischer.
- Polus, E., Vandewoestijne, S., Chouff, J. & Baguette, M. (2007) Tracking the effects of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities. *Biodiversity conservation* **16**: 3423-3436.
- Poschlod, P. (1996). Moore in Oberschwaben. Entstehung, Kulturgeschichte und Gedanken zur Zukunft. In: Konold, W. (1996) Naturlandschaft-Kulturlandschaft. Die Veränderung der Landschaften nach der Nutzbarmachung durch den Menschen Ecomed.
- Poschlod, P., Bakker, J.P. & Kahmen, S. (2005) Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic and Applied Ecology* **6**: 93-98.
- Poschlod, P. & WallisDeVries, M.F. (2002) The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands-lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* **104**: 361-376.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. & Gibbons, D.W. (1993) Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* **365**: 335-337.
- Press, F. & Siever, R. (1995) Allgemeine Geologie, Spektrum Akademischer Verlag.
- Press, F. & Siever, R. (2007) Allgemeine Geologie, Spektrum Akademischer Verlag.
- Primack, R.B. (1995) Naturschutzbiologie, Spektrum Akademischer Verlag.
- Pringle, H. (1998) Neolithic agriculture: the slow birth of agriculture. *Science* **282**: 1446.
- Pullin, A.S. (2002) Conservation Biology, Cambridge University Press.
- Pyle, D.M. (1990) New estimates for the volume of the Minoan eruption. In: Hardy, D.A. (1990) Thera and the Aegean World III. vol. 2. Thera Foundation.
- Rampino, M.R., Self, S. (2000) Volcanism and Biotic Extinctions. In: Sigurdsson, H. (2000) Encyclopedia of Volcanoes, Academic Press: 1083-1094.
- Raup, D.M. & Sepkoski Jr, J.J. (1984) Periodicity of extinctions in the geologic past. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **81**: 810-805.
- Raup, D.M. & Sepkoski Jr, J.J. (1986) Periodic extinction of families and genera. *Science* **231**: 833-836.

- Rehbinder, E., Stewart, R. (1985) Environmental Protection Policy. Integration Through Law, de Gruyter.
- Reichard, S.H. & White, P. (2001) Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *BioScience* **51**: 103-113.
- Reichholf, J.H. (2005). Die Zukunft der Arten; Neue ökologische Überraschungen, C.H.Beck.
- Reichow, M.K., Saunders, A.D., White, R.V., Pringle, M.S., Al'Mukhamedov, A.I., Medvedev, A.I. & Kirida, N.P. (2002) 40Ar/39Ar dates from the West Siberian Basin: Siberian Flood Basalt Province doubled. *Science* **296**: 1846-1849.
- Reid, W.V. (1998) Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution* **13**: 275-280.
- Renne, P.R., Black, M.T., Zichao, Z., Richards, M.A. & Basu, A.R. (1995) Synchrony and casual relation between Permian-Triassic boundary crisis and siberian flood volcanism. *Science* **269**: 1413-1416.
- Ridley, M. (2008). Evolution, Blackwell Publishers.
- Robinson, S.K., Thompson, F.R., Donovan, T.M., Whitehead, D.R. & Faaborg, J. (1995) Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* **267**: 1987-1990.
- Röckinhausen, M. (1998) Integrierter Umweltschutz im EG-Recht, Erich Schmidt Verlag.
- Roder, M. (2004) Monitoring nach Art. 10 der SUP Richtlinie. In: Hendler, R., Marburger, P., Reinhardt, M. & Schröder, M. (Hrsg.) Die strategische Umweltprüfung (Sog. Plan-UVP) als neues Instrument des Umweltrechts, Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts, Erich Schmidt Verlag.
- Rooney, T.P., Olden, J.D., Leach, M.K. & Rogers, D.A. (2007) Biotic homogenization and conservation prioritization. *Biological Conservation* **134**: 447-450.
- Root, K.V. (2004) Using models to guide recovery efforts for the Florida Panther. In: Akçakaya, H.R., Burgman, M., Kindvall, O., Wood, C.C., Sjogren-Gulve, P., Hatfield, J. & McCarthy, M. (2004) *Species Conservation and Management: Case Studies*, Oxford University Press: 491-504.
- Rösener, W. (1997) Einführung in die Agrargeschichte, Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Rudwick, M.J.S. (1998). Georges Cuvier, fossil bones, and geological catastrophes: new translations and interpretations of the primary texts, University of Chicago Press.
- Ruiz, G.M., Rawlings, T.K., Dobbs, F.C., Drake, L.A., Mullady, and Hug, A. & Colwell, R.R. (2000) Global spread of microorganisms by ships. *Nature* **408**: 49-50.
- Runge, K. (1998) Die Umweltverträglichkeitsprüfung. Internationale Entwicklungstendenzen und Planungspraxis, Springer.

- Rymer, H., van WykDeVries, B., Stix, J., & Williams-Jones, G (1998) Pit crater structure and processes governing persistent activity at Masaya volcano, Nicaragua. *Bulletin Volcanology* **59**: 345-355.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000) Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**: 1770-1774.
- Sandberg, C.Z.W., Dreesen, R. & Butler, J. (1988) Late Frasnian mass extinction: Conodont event stratigraphy, global changes, and possible cause. *Cour Forschungsinstitut Senckenberg* **102**: 267-297.
- Sangenstedt, C. (2006) Die Umsetzung der SUP durch das SUP-Gesetz. In: Erbguth, W. (2006) Strategische Umweltprüfung (SUP)-Stand, Rechtsfragen, Perspektiven, Nomos 36: 77-96.
- Sarna-Wojcicki, A.M., Shipley, S., & Waitt, R.B. (1981) Areal distribution thickness, mass, volume and grain size of air-fall ash from the six major eruptions of 1980. In: Lipman, P.W. & Mullineaux (1981) The 1980 Eruptions of Mount St. Helens, Washington, US Geological Survey.
- Saunders, D.H., Hobbs, R.J. & Margules (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* **5**: 18-32.
- Scherer-Lorenzen, M., Körner, C.H. & Schulze, E.-D. (2005) Forest Diversity and Function; Temperate and Boreal Systems, Springer.
- Scheuing, D.H. (1989) Umweltschutz auf der Grundlage der Einheitlichen Europäischen Akte. *Europarecht* **24**: 152-192.
- Schindler, E. (1990) Die Kellwasser Krise (hohe Frasn-Stufe, Ober-Devon). *Göttinger Arbeiten zur Geologie und Paläontologie* **46**: 115.
- Schmiegelow F.K.A. & Mönkkönen, M. (2002) Habitat loss and fragmentation in dynamic landscape: avian perspectives from the boreal forest. *Journal of Applied Ecology* **12**: 375-389.
- Schmincke, H.U. (2000) Vulkanismus, Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Schmitt, T. (2002) The Biology of *Erebia medusa* ([Denis and Schiffermüller], 1775) in Central Europe (Lepidoptera). *Acta Biologica Debrecina* **24**: 113-129.
- Schmitt, T. (2006) Die Bedeutung der molekularen Biogeographie im Naturschutz. *Entomologie heute* **18**: 133-141.
- Schmitt, T. (2007) Molecular Biogeography of Europe: Pleistocene cycles and postglacial trends. *Frontiers in Zoology* **4**: 11.

- Schmitt, T. & Seitz, A. (2001) Allozyme variation in *Polyommatus coridon* (Lepidoptera: Lycaenidae): identification of ice-age refugia and reconstruction of post-glacial expansion. *Journal of Biogeography* **28**: 1129-1136.
- Schmitt, T. & Seitz, A. (2002) Postglacial distribution area expansion of *Polyommatus coridon* (Lepidoptera: Lycaenidae) from its Ponto-Mediterranean glacial refugium. *Heredity* **89**: 20-26.
- Schmitt, T., Gießl, A. & Seitz, A. (2002) Postglacial colonisation of western Central Europe by *Polyommatus coridon* (Poda 1761) (Lepidoptera: Lycaenidae): evidence from population genetics. *Heredity* **88**: 26-34.
- Schmitt, T. & Krauss, J. (2004) Reconstruction of the colonization route from glacial refugium to the northern distribution range of the European butterfly *Polyommatus coridon* (Lepidoptera: Lycaenidae). — *Diversity and Distributions* **10**: 271-274.
- Schmitt, T., Varga, Z. & Seitz, A. (2005) Are *Polyommatus hispana* and *Polyommatus slovacus* bivoltine *Polyommatus coridon* (Lepidoptera: Lycaenidae)? The discriminatory value of genetics in the taxonomy. *Organisms, Diversity & Evolution* **5**: 297-307.
- Schröder, M. (2001) Europarecht und integriertes Umweltrecht. In: Erbguth, W. (2001) *Europäisierung des nationalen Umweltrechts: Stand und Perspektiven*, Nomos Verlagsgesellschaft.
- Schröder, T. (2007) Sizilien: Inkl. Liparische und Egadische Inseln, Ustica, Pantelleria, Linosa und Lampedusa. *Das Reisehandbuch zur größten Insel des Mittelmeers - Umfassende Informationen, klar gegliedert*, Müller.
- Schulz, L. (2001) Normiertes Misstrauen. Der Verdacht im Strafverfahren, Klostermann.
- Schulze, E.D., Bazzaz, F.A., Nadelhoffer, K.J., Koike, T. & Takatsuki, S. (1996) Biodiversity and ecosystem function of temperate deciduous broad-leaved forests. In: Mooney, H.A., Cushman, J.H., Medina, E., Sala, O.E. & Schulze, E.D. (1996) *Functional roles of biodiversity: A global perspective*, John Wiley & Sons Ltd.
- Schur, B. (1990) W.A.'s biggest nature conservation problem: land clearing in the south west. *Land & Water Research News* **5**: 6-9.
- Schwartzmann, R. (2006) *Umweltrecht*, C.F. Müller.
- Sclater, P.L. (1858) On the general geographical distribution of the members of the class Avian. *Journal of the Proceedings of the Linnean Society of London* **2**: 130-136.
- Scott, J.M., Conant, S. & van Piper, C. III (2001) Evolution, ecology, conservation, and management of Hawaiian Birds: a vanishing avifauna. *Studies in Avian Biology* No. 22, A publication of the Cooper Ornithological Society.
- Scott, M.C. & Helfman, G.S. (2001) Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries* **26**: 6-15.

- Sepkoski, J.J., Jr. (1984) A kinetic model of Phanerozoic taxonomic diversity. III. Post-Paleozoic families and mass extinctions. *Paleobiology* **10**: 246–267.
- Sepkoski (1982) Mass extinctions in the Phanerozoic oceans: a review. In: Silver, L., Schultz, P. (eds) Geological implications of impact of large asteroids and comets on the earth. *Geological Society of America* (Spec Paper 190): 283–289.
- Sharpton, V.L., Brent D.G., Marin, L.E., Ryder, G., Schuraytz, B.C. & Urrutia-Fucugauchi, J. (1992) New links between the Chicxulub impact structure and the Cretaceous/Tertiary boundary. *Nature* **359**: 819-821.
- Sheehan, P.M., Coorough, P.J. & Fastovsky, D.E. (1996). Biotic selectivity during the K/T and Late Ordovician extinction events, in The Cretaceous–Tertiary event and other catastrophes in Earth History. *Geological Society of America* (Spec.Pap.307): 303–317.
- Sidelines (2006) Overhyped - The Tunguska blast. *Nature* **440**: 390.
- Siegel, P., Penny, P., Siegel, B. & Penny, D. (1986) Atmospheric hydrogen sulfide levels at Sulfur Bay Wildlife refuge. *Water, Air and Soil Pollution* **28**: 385-391.
- Siegel, S.M. & Siegel, B.Z. (1984) First estimate of annual mercury flux at the Kilauea main vent. *Nature* **309**: 146-147.
- Siegel, S.M. & Siegel, B.Z. (1987) Hawaiian volcanoes and the biogeology of mercury. *U.S. Geological Survey professional paper* **35**: 827–839.
- Simon, C., Frati, F., Beckenbach, A., Crespi, B., Liu, H. & Flook, P. (1994) Evolution, weighting, and phylogenetic utility of mitochondrial gene sequences and a compilation of conserved polymerase chain reaction primers. *Annals of the Entomological Society of America* **87**: 651-701.
- Sisk, T. D., et al. (1994) Identifying extinction threats: global analyses of the distribution of biodiversity and the expansion of human enterprise. *BioScience* **44**: 592-604.
- Sokolov, V. (1994). The role of mammal biodiversity in the function of ecosystems. In: Solbrig et al. (1994) Biodiversity and global change, CABI Publishing.
- Solbrig, O.T., van Emden, H.M. & van Oordt, P.G.W.J. (1994) Biodiversity and Global Change, CABI Publishing.
- Solbrig, O.T. (1994). Biodiversity: an introduction. In: Solbrig et al. (1994) Biodiversity and global change, CABI Publishing.
- Sperling, F.A. & Harrison, R.G. (1994) Mitochondrial DNA variation within and between species of the *Papilio machaon* group of swallowtail butterflies. *Evolution* **48**: 408–422.
- Stanley, S.M. (1988). Krisen der Evolution: Artensterben in der Evolution, Spektrum der Wissenschaft.

- Stanley, S.M. (2001). Historische Geologie, Spektrum Akademischer Verlag.
- Stattersfield, A.J., Crosby, M.J., Long, A.J. & Wege, D. C. (1998) Endemic Bird Areas of the World. Priorities for Biodiversity conservation, BirdLife International.
- Stix, J. (2000) Effusive Volcanism. In: Sigurdsson, H. (2000) Encyclopedia of volcanoes, Academic Press: 282-283.
- Stockwell, C.A., Hendry, A.P. & Kinnison, M.T. (2003) Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution* **18**: 94-101.
- Streinz (2005). Europarecht, C.F. Müller.
- Su, Z.H., Ohama, T., Okada, T.S., Nakamura, K., Ishikawa, R. & Osawa, S. (1996) Geography-Linked phylogeny of the Damaster ground beetles inferred from mitochondrial ND5 gene sequences. *Journal of Molecular Evolution*. **42**: 130-134.
- Tamura, K., Dudley, J., Nei, M. & Kumar, S. (2007) *MEGA4*: Molecular Evolutionary Genetics Analysis (MEGA) software version 4.0. *Molecular Biology and Evolution* **24**:1596-1599.
- Taylor, P.D. & Merriam, G. (1995) Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. *Landscape Ecology* **11**: 181-189.
- Terfehr, S. (2004) Die Bedeutung von Prüf- und Messwerten im Bodenschutzrecht, Meidenbauer.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. & Williams, S.E. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* **427**: 145-148.
- Thomas, C.D. & Mallorie, H.C. (1985) Rarity, species richness and conservation: butterflies of the Atlas Mountains in Morocco. *Biological Conservation* **33**: 95-117.
- Thome, K.N. (1998) Einführung in das Quartär: Das Zeitalter der Gletscher, Springer.
- Thompson, C., Kats, G. Lennox, R. (1980) Effects of So₂ and/or NO_x on native plants of the Mojave desert and eastern Mojave-Colorado desert. *Journal of the Air Pollution Control Association* **30**: 1304-1309.
- Thornton, I.B. (2000) The ecology of volcanoes: recovery and reassembly of living communities. In: Sigurdsson, H. (2000) Encyclopedia of volcanoes, Academic Press: 283-290.
- Tilling, R.. (2005) Volcano hazards. In: Marti, J. & Ernst, G.G.J. (2005) Volcanoes and the environment, Cambridge University Press: 55-89.
- Tolman, T. & R. Lewington 1998. Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas, Franckh-Kosmos Verlag.

- Uebbing, C. (2004) Umweltprüfung bei Raumordnungsplänen: Eine Untersuchung zur Umsetzung der Plan-UP-Richtlinie in das Raumordnungsrecht, Deutsche Akademie für Städtebau und Landesplanung.
- US National Science Board Committee on Science's Task Force on Global Biodiversity (1989) Loss of biological diversity: a global crisis requiring international solutions. *National Science Board Report*.
- Valdiosera, C.E., Garcia, N., Anderlung, C., Dahlen, L., Cregut-Bonnoure, E., Kahlke, R.D., Stiller, M., Brandström, M., Thomas, M.G., Arsuaga, J.-L., Götherström, A. & Barnes, I. (2007) Staying out in the cold: glacial refugia and mitochondrial DNA phylogeography in ancient European brown bears. *Molecular Ecology* **16**: 5140-5148.
- Vandewoestijne, S., Baguette, M., Brakefield, P.M. & Saccheri, I.J. (2004) Phylogeography of *Aglais urticae* based on DNA sequence of the mitochondrial COI gene and control region. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **31**: 630-646.
- van der Hammen, T. (1994) Global change, shifting ranges and biodiversity in plant ecosystems. In: Solbrig et al. (1994) Biodiversity and global change, CABI Publishing.
- van Swaay, C.A.M. (2002) The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biodiversity and Conservation* **104**: 315-318.
- van Valen, L. & Sloan, R. (1977) Ecology and the extinction of the Dinosaurs. *Evolutionary Theory* **2**: 37-64.
- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J., Williams, P.H. (1991) What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* **55**: 235-254.
- Versteyl, L.A. & Sondermann, W.D. (2005) Bundesbodenschutzgesetz, Beck Juristischer Verlag.
- Voith, J. (2003) Grundlagen und Bilanzen zur Roten Liste gefährdeter Tiere Bayerns. BayLfU.
- von Alberti, F. (1834) Beitrag zu einer Monographie des bunten Sandsteins, Muschelkalks und Keupers, und die Verbindung dieser Gebilde zu einer Formation. Mit 2 Tafb. lith. Stuttgart & Tübingen.
- von Humboldt, A. (1816) Sur les lois que l'on observe dans la distribution des formes végétales. *Annals of Chim Physical, Series* **2**: 234.
- von Humboldt, A. (1820) Nouvelles enquêtes sur les lois que l'on observe dans la distribution des formes végétales. *Dictionnaire des sciences naturelles* **18**: 422.
- von Liebig, J. (1840) Die organische Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultur und Physiologie, Braunschweig: Vieweg.

- Vörös, J., Alcobendas, M., Martínez-Solano, I. & García-París, M. (2006) Evolution of *Bombina bombina* and *Bombina variegata* (Anura: Discoglossidae) in the Carpathian Basin: a history of repeated mt-DNA introgression across species. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **38**: 705-718.
- Walker, G.P.L. (2000) Basaltic volcanoes and volcanic systems. In: Sigurdsson, H. (2000) Encyclopedia of volcanoes, Academic Press: 283-290.
- Wallace, A.R. (1876) Geographical distribution of animals, London.
- Walliser, O. (1984) Geologic processes and global events. *Terra cognita* **4**: 17–20.
- WallisDeVries, M., Poschlod, P. & Willems, J.H. (2002) Challenges for the conservation of calcereous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* **104**: 265-273.
- Warran, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greatorex-Davis, J.N., Moss, D. & Thomas, C.D. (2001) Rapid response of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* **414**: 65-69.
- Warran, S. & Büttner, R. (2006) Documentation of Disturbance-Dependent Threatened and Endangered Species on U.S. Army–Europe Training Areas in Bavaria. Center for Environmental Management of Military Lands.
- Watling, J.I. & Donnelly, M.A. (2007) Multivariate correlates of extinction proneness in a naturally fragmented landscape *Diversity and Distribution* **13**: 372-378.
- Weidemann, H.J. (1995) Tagfalter Beobachten, Bestimmen, Naturbuch Verlag.
- Wiemers, M. & Fiedler, K. (2007) Does the DNA barcoding gap exist? A case study in blue butterflies (Lepidoptera: Lycaenidae). *Frontiers in Zoology* **4**:8.
- Wignall, P.B. (2005) Volcanism and mass extinction. In: Marti, J. & Ernst, G.G.J. (2005) Volcanoes and the environment, Cambridge University Press: 207-226.
- Wignall, P.B. & Twitchett, R.J. (1996) Trace fossils and the aftermath of the Permo-Triassic mass extinction: evidence from northern Italy. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* **124**: 137-151.
- Wignall, P.B. & Twitchett, R.J. (1996) The timing of paleoenvironmental change and cause-and-effect relationships during the early Jurassic mass extinction in Europe. *American Journal of Science* **305**: 1014-1032.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H. & Dobson, A.P. (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soule, M. E. (1986) Conservation Biology, Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Wilcox, B.A. & Murphy, D.D. (1985) Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* **125**: 879.

- Wille-Trejos, A. & Fuentes, G. (1975) The effect of ash from the Irazú Volcano (Costa Rica) on some insects. *Revista de Biología Tropical* **23**: 165-175.
- Williams, A. (1976) Plate tectonics and biofacies evolution as factors in Ordovician correlation. In: Basset, M. G. (1976) *The Ordovician system*, University of Wales Press and Museum of Wales: 26-66.
- Glyn, W.-J. & Rymer, H. (2000) Hazards of volcanic gases. In: Sigurdsson, H. (2000) *Encyclopedia of volcanoes*, Academic Press: 997-1004.
- Wilson, E.O. (2002) *The future of life*, Alfred A. Knopf.
- World Conservation Monitoring Centre (1992) *Global biodiversity*, Chapman & Hall.
- WWF Deutschland (2007): *Regenwald für Biodiesel? Ökologische Auswirkungen der energetischen Nutzung von Palmöl*, Frankfurt am Main: WWF Deutschland.
- Ziekow, J. (1999) Strategische Umweltverträglichkeitsprüfung - ein neuer Anlauf. *Umwelt- und Planungsrecht* **19**: 287-294.
- Zobel, D.B. & Antos, J.A. (1986) Survival of prolonged burial by subalpine forest understory plants. *American Midland Naturalist* **115**: 282-287.
- Zohary, D. & Hopf, M. (2000) *Domestication of Plants in the Old World*, Oxford University Press.

Internet

http://europa.eu/scadplus/treaties/maastricht_de.htm

www.dda-web.de

<http://www.issg.org/database/welcome/>

<http://www.unb.ca/passc/ImpactDatabase/>

KÜHNE, GERO SYLVESTER

geboren am: 31.12.1980 Neunkirchen (Saar)

SCHULE

1991–2000 Friedrich-Wilhelm-Gymnasium Trier

Juni 2000 Abitur

BUNDESWEHR

Juli 2000-April 2001 Hermeskeil (Obergefreiter); Wehrpflichtiger, Tätigkeit als Munitions- und Betriebsstoffwart

STUDIUM

Nov. 2001-Aug. 2006 Studium Angewandte Biogeographie an der Universität Trier

Januar-April 2005 Einladung der Stanford University Kalifornien zur Forschungsarbeiten für die Vorbereitung der Diplomarbeit

Sep. 2006 Diplom

Thema der Diplomarbeit:

Untersuchungen zur Selektion unterschiedlicher Enzymsysteme von *Polyommatus coridon* unter besonderer Berücksichtigung der Kinetik und Thermostabilität der Isocitratdehydrogenase

Dez. 2009 Promotion zum Dr. rer nat. an der Universität Trier

Thema der Dissertation

Schutzgut Biodiversität - Zur Konkretisierung der „voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen“ im Rahmen der strategischen Umweltprüfung

PRAKTIKA

- Mai-Juni 2005 Studienbezogenes Praktikum in der Bitburger Brauerei im Bereich Technologie und Qualitätswesen
- Nov.-Dez. 2005 Studienbezogenes Praktikum in der Abteilung klinische und theoretische Psychobiologie der Universität Trier

STIPENIEN

- Okt. 2006-Sep. 2009. Promotion im DFG Graduiertenkolleg „Verbesserung von Normsetzungen und Normanwendungen im integrierten Umweltschutz durch rechts- und naturwissenschaftliche Kooperation