

CARL VON OSSIETZKY UNIVERSITÄT OLDENBURG
FAKULTÄT 2: INFORMATIK, WIRTSCHAFTS- UND RECHTSWISSENSCHAFTEN
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ
DEPARTMENT ÖKONOMIE

Masterstudiengang
Sustainability Economics and Management
Masterarbeit

Naturschutz im föderalen System Deutschlands

Eine ökonomische Perspektive auf einen
ökologischen Länderfinanzausgleich

Vorgelegt von:

Nils Droste

Tarmstedter Str. 24
27404 Badenstedt

nils.droste@uni-oldenburg.de

Matrikelnummer: 1792877

Betreuender Gutachter:

Prof. Dr. Klaus Eisenack

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg

Zweite Gutachterin:

PD Dr. Irene Ring

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ

Leipzig/Oldenburg, den 18.09.2013

Danksagung

Ich möchte Klaus Eisenack, Irene Ring, Thomas Lenk, Christoph Schröter-Schlaack, meinen Kollegen, Komilitonen, Freunden und meiner Familie für hilfreiche Gespräche und Anregungen danken!

Te quiero mi Fe.

Nils Droste

Zusammenfassung

Naturschutz ist in Deutschland Staatsaufgabe. Die Kosten für Naturschutzmaßnahmen tragen die Europäische Union, Bund, Bundesländer und auch private Landnutzer. Auf Ebene der Bundesländer lässt sich insgesamt eine ungleiche Bereitstellung von Naturschutzflächen beobachten. Die finanzschwachen und dünn besiedelten Bundesländer haben größere Anteile ihrer Landesfläche als Natur- und Artenschutzgebiete ausgewiesen. Die Ausgaben pro Einwohner sind entsprechend höher. Von diesen Naturschutzanstrengungen profitiert allerdings nicht nur die Bevölkerung der dünn besiedelten Bundesländer. Ökosystemleistungen wie Klimaregulierung, Erhalt der Artenvielfalt oder Regulierung des Wasserhaushaltes stiften auch in den übrigen Bundesländern einen Nutzen. Aus Sicht der umweltökonomischen Theorie liegt damit die Annahme eines positiven externen Effekts und einer zu geringen Menge bereitgestellten Naturschutzes nahe. Kompensationszahlungen für eine überdurchschnittliche Bereitstellung geschützter Natur könnten den gesellschaftlichen Nettonutzen maximieren.

Der Finanzausgleich ist das zentrale System, um die Steuereinnahmen zwischen Bund, Ländern und Kommunen zu verteilen. Eine Integration ökologischer Faktoren in den Länderfinanzausgleich wurde bereits mehrfach vorgeschlagen, aber die entsprechenden Grundlagen bislang kaum empirisch analysiert. Die vorliegende Arbeit untersucht die theoretischen und die empirischen Grundlagen für einen ökologischen Länderfinanzausgleich in der Bundesrepublik Deutschland. Der bestehende Länderfinanzausgleich wird auf seine institutionellen Rahmenbedingungen und die Möglichkeiten einer Integration verschiedener ökologischer Indikatoren untersucht. Davon ausgehend werden mögliche Ausgleichszahlungen für Naturschutzmaßnahmen quantitativ modelliert. Schließlich werden mögliche Auswirkungen wie alloкатive Effizienz und Kosteneinsparungen diskutiert.

Grundsätzlich werden strukturelle Gegebenheiten wie überdurchschnittliche Mehrbedarfe in dicht oder dünn besiedelten Bundesländern bereits im Länderfinanzausgleich berücksichtigt. Naturschutzmaßnahmen sind bisher allerdings nicht integriert. Dabei zeigt die überdurchschnittliche Ausweisung von Natur- und Artenschutzflächen in den dünn besiedelten Bundesländern einen Finanzierungsbedarf. Ausgleichszahlungen an die dünn besiedelten Länder den positiven externen Effekt internalisieren und damit ein größeres Angebot von Naturschutzmaßnahmen und alloкатive Effizienzgewinne schaffen. Ohne Kenntnis der tatsächlichen Grenzkosten und Grenznutzen von Naturschutzmaßnahmen, könnte ein Standard-Preis-Mechanismus innerhalb eines ökologischen Länderfinanzausgleichs ein kosteneffizientes Instrumentendesign darstellen. Unter der Annahme, dass sich die Einwohnerdichte als Proxyvariable für die Opportunitätskosten des Naturschutzes verstehen lässt, ließen sich durch einen ökologischen Länderfinanzausgleich Kosteneinsparungen im Naturschutz erzielen. Aus ökonomischer Perspektive erscheint ein ökologischer Länderfinanzausgleich kollektiv rational und gesamtgesellschaftlich wohlfahrtssteigernd.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	II
Inhaltsverzeichnis.....	III
Abbildungsverzeichnis.....	IV
Tabellenverzeichnis.....	IV
Abkürzungsverzeichnis.....	V
1. Einleitung.....	1
2. Theoretische Grundlagen.....	3
2.1. Soziales Optimum in Mensch-Umwelt-Systemen.....	4
2.2. Öffentliche Güter, externe Effekte und Staatsversagen.....	7
2.3. Internalisierung von externen Effekten – ökonomische Instrumente.....	11
2.4. Ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen.....	13
2.5. Zwischenfazit.....	16
3. Politische Realität – Naturschutz in Deutschland.....	17
3.1. Naturschutz als Staatsziel.....	18
3.2. Naturschutzmaßnahmen in Deutschland.....	20
3.3. Externe Effekte des Naturschutzes in Deutschland.....	23
3.3.1. Nutzen von Naturschutz.....	23
3.3.2. Finanzierung und Kosten des Naturschutzes in Deutschland.....	26
3.3.3. Externe Effekte in der Bereitstellung von Naturschutz.....	30
3.4. Zwischenfazit.....	33
4. Ökologischer Länderfinanzausgleich – Grundlagen und Modell.....	34
4.1. Der Länderfinanzausgleich.....	34
4.2. Ursprünge und Entwicklung des ökologischen Finanzausgleichs.....	36
4.3. Abstrakte Mehrbedarfe für Umwelt- und Naturschutz.....	40
4.4. Indikatorensets für Naturschutzleistungen pro Fläche und pro Kopf.....	47
4.4.1. Natura 2000 Gebiete.....	49
4.4.2. Natur- und Artenschutz, Landschaftsschutz und Schutzgebiete gesamt.....	51
4.4.3. Zerschneidung.....	52
4.4.4. Nationale Verantwortung.....	54
4.4.5. Schrittweiser Aufbau des Indikatorensets.....	57
4.5. Die Naturschutzfaktoren im ökologischen Länderfinanzausgleich.....	58
4.6. Der Einfluss der Gewichtung von Schutzgebietskategorien.....	68
4.7. Integration der Naturschutzfaktoren in den Länderfinanzausgleich.....	69
4.8. Vergleich der Ergebnisse.....	76
4.9. Zwischenfazit.....	77
5. Diskussion: Ökonomische Gesichtspunkte eines ökologischen Länderfinanzausgleichs.....	79
5.1. Internalisierung externer Effekte.....	79
5.2. Effizienzgewinne.....	81
5.3. Standard-Preis-Mechanismen.....	85
5.4. Interdependenzen in einer Welt zweitbesten Lösungen.....	85
5.5. Kosten für die Implementation eines ökologische Länderfinanzausgleichs.....	86
6. Schlusswort.....	87
Quellen.....	90
Anhang.....	A 1
Schriftliche Erklärung.....	i

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Umweltbezogener Nettonutzen	6
Abbildung 2: Positiver externer Effekt.....	9
Abbildung 3: Ökosystemleistungen und menschliches Wohlergehen.	14
Abbildung 4: Landschaftsplanung.....	20
Abbildung 5: Naturschutzflächen in den Bundesländern	22
Abbildung 6: Der empfundene Nutzen unterschiedlicher Reichweite aus Natura 2000 Gebieten.....	24
Abbildung 7: Die wichtigsten Finanzierungsquellen für Naturschutz	27
Abbildung 8: Anteilige Nettoausgaben der Bundesländer für Umwelt- und Naturschutz (2002-2010)	28
Abbildung 9: Ausgabenstruktur der Naturschutzausgaben der Flächenländer (2009).	29
Abbildung 10: Anteilige Schutzgebietsflächen in Deutschland („Schutzgebiete gesamt“, „Landschaftsschutz“ und „Natur- und Artenschutz“).....	30
Abbildung 11: Schematische Darstellung des Finanzausgleichsystems	35
Abbildung 12: Staatsausgaben in Bezug zur Bevölkerungsdichte	40
Abbildung 13: Schutzgebietsfläche und Umwelt- und Naturschutzausgaben (netto) pro Kopf	45
Abbildung 14: Effektive Maschenweite der Freiräume in Deutschland.....	54
Abbildung 15: Entscheidungsbaum zur Bestimmung nationaler Verantwortlichkeiten	55
Abbildung 16: Schrittweiser Aufbau eines Indikatorensets für Naturschutz.....	58
Abbildung 17: Flächenbezogene Gewichtungsfaktoren im ökologischen LFA (verwendet)	68
Abbildung 18: Flächenbezogene Gewichtungsfaktoren im ökologischen LFA (~gleichgewichtig).....	69

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Die anteiligen Schutzgebietsflächen der Bundesländer 2010	32
Tabelle 2: Variationskoeffizienten von Mehrausgaben und Bedarfsindikatoren.....	42
Tabelle 3: Korrelation von Schutzgebietsflächen pro Kopf und Nettoausgaben für Umwelt- und Naturschutz pro Kopf	43
Tabelle 4: Abstrakte Mehrdarfe aus den Umwelt- und Naturschutzausgaben der Bundesländer	45
Tabelle 5: Natura 2000 Gebiete in den Bundesländern (2010)	50
Tabelle 6: Schutzgebiete in den Bundesländern	52
Tabelle 7: Effektive Maschenweite der Freiräume.....	54
Tabelle 8: Nationale Verantwortung der Bundesländer anhand von Amphibienarten	56
Tabelle 9: Anteil Natura 2000 Gebiete an Landesfläche (2010).....	60
Tabelle 10: Fläche Natura 2000 Gebiete pro Einwohner (2010)	61
Tabelle 11: Anteil Schutzgebietsfläche (Natur- und Artenschutz, Landschaftsschutz, Schutzgebiete gesamt) an Landesfläche (2010).....	62
Tabelle 12: Schutzgebietsfläche (Natur- und Artenschutz, Landschaftsschutz, Schutzgebiete gesamt) pro Einwohner	63
Tabelle 13: Effektive Maschenweite der Freiräume in den Bundesländern	64
Tabelle 14: Nationale Verantwortung der Bundesländer für Artenschutz	65
Tabelle 15: Flächenbezogene ökologische Gewichtungsfaktoren.....	66
Tabelle 16: Einwohnerbezogene ökologische Gewichtungsfaktoren.....	67
Tabelle 17: Flächenbezogene Gewichtungsfaktoren im ökologischen LFA (verwendet)	68
Tabelle 18: Flächenbezogene Gewichtungsfaktoren im ökologischen LFA (~gleichgewichtig)	69
Tabelle 19: Modellierung eines flächenbezogenen ökologischen LFA (Stufen 1-3).....	72
Tabelle 20: Modellierung eines einwohnerbezogenen ökologischen LFA (Stufen 1-3).	73
Tabelle 21: Modellierung eines flächenbezogenen ökologischen LFA (Stufen 4-5).....	74
Tabelle 22: Modellierung eines einwohnerbezogenen ökologischen LFA (Stufen 4-5).....	75

Abkürzungsverzeichnis

BB	Brandenburg
BE	Berlin
BFM	Bundesministerium der Finanzen
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
CBD	Konvention über die biologische Vielfalt
EFRE	Europäischer Fonds für regionale Entwicklung
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
ESF	Europäischer Sozialfonds
EU	Europäische Union
FFH	Fauna-Flora-Habitat
GG	Grundgesetz der Bundesrepublik Deutschland
HB	Bremen
HE	Hessen
HH	Hamburg
IÖR	Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung
IUCN	International Union for Conservation of Nature
LFA	Länderfinanzausgleich
LIFE+	Europäisches Finanzierungsinstrument für die Umwelt
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MV	Mecklenburg-Vorpommern
NI	Niedersachsen
NW	Nordrhein-Westfalen
RL	Richtlinie
RP	Rheinland-Pfalz
SL	Saarland
SN	Sachsen
ST	Sachsen-Anhalt
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
TH	Thüringen
VRL	Vogelschutz-Richtlinie
UNESCO	Organisation der Vereinten Nationen für Erziehung, Wissenschaft und Kultur

1. Einleitung

Ökosysteme stellen Wasser, Nahrung und Rohstoffe bereit, regulieren das Klima und den Wasserhaushalt. Sie unterstützen Bodenbildung, Photosynthese und Nährstoffkreisläufe. Zudem stellen sie die Grundlage für Gesundheit und Erholung dar. Nicht zuletzt werden sie auch ethisch und spirituell wertgeschätzt (vgl. MEA 2005). Wird die Umwelt durch direkte oder indirekte Einwirkung des Menschen geschädigt, beeinträchtigt dies die Fähigkeit der Ökosysteme diese Leistungen bereitzustellen (MEA 2005: 6). Heute sind bereits 60 Prozent der im Millennium Ecosystem Assessment (MEA) betrachteten Ökosystemleistungen einem nicht nachhaltigen oder degradierenden Gebrauch ausgesetzt (MEA 2005: 6ff.). Um menschliche Bedürfnisse wie unter anderem Ernährungssicherheit, Gesundheit und Lebensraum auch in Zukunft zu befriedigen, braucht es Maßnahmen und Institutionen, die die dauerhafte Tragfähigkeit beziehungsweise Leistungsfähigkeit der Ökosysteme sicherstellen. Naturschutz trägt somit essentiell zu menschlichem Wohlergehen bei und ist auch deshalb Untersuchungsgegenstand dieser Arbeit.

Die Verbindung von ökonomischen und ökologischen Perspektiven hat nicht nur Konzepte wie Naturkapital und Ökosystem(dienst-)leistungen¹ hervorgebracht (vgl. Turner, Daily 2008), sondern kann auch die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen steigern (vgl. Naidoo et al. 2006). Die international angelegte Studie „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“ (TEEB 2010a) und entsprechende Länderstudien (vgl. Naturkapital Deutschland 2012) bieten eine theoretische Basis, einen Methodenkoffer und Fallbeispiele für die Identifikation, Erhebung und ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen. Durch diese Bewertung wird es differenzierter möglich, Umweltfolgen menschlichen Handelns miteinander zu vergleichen und in die gesellschaftliche Entscheidungsfindung einfließen zu lassen (vgl. Turner, Daily 2008). Bei der Gestaltung entsprechender Institutionen gibt es allerdings wissenschaftliche, politische und finanzielle Herausforderungen (Daily et al. 2009).

In der föderalen Struktur der Bundesrepublik Deutschland liegt das Staatsziel Naturschutz beispielsweise in der Verantwortung von Bund, Ländern und Kommunen. Teilweise werden dabei Naturschutzprogramme in den Ländern von der Europäischen Union (EU) und der deutsche Bundesregierung kofinanziert. Auf Länderebene sind Nutznießer und Kostenträger der Naturschutzmaßnahmen

¹ In dieser Arbeit wird der Begriff Ökosystemleistungen verwendet. In der Literatur gibt es häufig auch Ökosystemdienstleistungen als Übersetzung des englischen Begriffs ecosystem services (vgl. MEA 2005).

allerdings nicht identisch. Es gibt Bundesländer, die überdurchschnittlich viel Naturschutz bereitstellen (vgl. IÖR 2013) und entsprechend höhere Kosten tragen (vgl. Statistisches Bundesamt 2013). Der Nutzen einer Schutzmaßnahme fällt aber auch überregional und international an (vgl. Gantolier et al. 2010). Die anderen Bundesländer profitieren damit von der überdurchschnittlichen Bereitstellung durch Einzelne. Wenn keine Kompensation erfolgt, liegt somit ein positiver externer Effekt vor, der Anreize zur suboptimalen Bereitstellung setzt (vgl. Olson 1992). Die Bundesländer würden rationalerweise ihren individuellen Nutzen aus Naturschutz maximieren, aber den Nutzen für andere nicht vollständig in ihr individuelles Handlungskalkül integrieren, wenn hauptsächlich sie selbst die Kosten dafür tragen. Damit gibt es wenig finanzielle Anreize, den möglichen sozialen Nutzen aus Naturschutz zu maximieren. Politische Instrumente, die kompensierende Anreize für Naturschutz setzen und auf das Wohl aller zielen, könnten dieses Problem entschärfen. Mit dem Prinzip der fiskalischen Äquivalenz (Olson 1969) kann eine Internalisierung der externen Effekte in die politische Entscheidungsfindung die gesellschaftliche Wohlfahrt maximieren.

Umweltökonominnen haben bereits einige Instrumente wie Umweltsteuern, Subventionen oder handelbare Zertifikate bezüglich ihrer Effekte auf die gesellschaftliche Wohlfahrt untersucht (vgl. Perman et al. 2011). Allerdings gibt es bislang wenig umweltökonomische Instrumente, die gezielt staatliche Akteure und deren Handlungskalkül adressieren. Die finanzwissenschaftliche respektive institutionenökonomische Theorie kann hier entscheidende Beiträge liefern (vgl. Döring 2001). In Deutschland ist das System des Finanzausgleichs das zentrale Instrument, um die Steuereinnahmen zwischen Bund, Ländern und Kommunen zu verteilen. Dabei werden strukturelle Gegebenheiten der Bundesländer berücksichtigt – wie beispielsweise höhere Ausgaben pro Einwohner für öffentliche Aufgaben in den Stadtstaaten oder dünnbesiedelten Bundesländern. Naturschutz und eine strukturell bedingte, überdurchschnittliche Ausstattung mit Naturräumen sind bislang aber nicht berücksichtigt worden (vgl. Czybulka, Luttmann 2005). Naturschutzmaßnahmen könnten beispielsweise in einen *ökologischen* Länderfinanzausgleich integriert werden (vgl. Ring 2004, 2008a, 2008b), um einem positiven externen Effekt von Naturschutzmaßnahmen Rechnung zu tragen. Eine volkswirtschaftliche Erhebung des Nutzens und der Kosten über alle Ökosystemtypen und deren Leistungen mit unterschiedlicher räumlicher Reichweite ist heute allerdings erst im Entstehen begriffen (vgl. Naturkapital Deutschland 2012). Die vorliegende Arbeit geht daher den *Fragestellungen* nach,

- *auf welcher theoretischen und empirischen Grundlage ein ökologischer Länderfinanzausgleich basieren könnte,*
- *wie er entsprechend ausgestaltet sein müsste und*
- *welche Effekte sich gegebenenfalls einstellen.*

Die zu untersuchenden *Hypothesen* sind dabei, dass sich durch eine Integration ökologischer Indikatoren in den bestehenden Länderfinanzausgleich

- *allokative Effizienzgewinne einstellen, also die gesellschaftliche Wohlfahrt optimiert wird und*
- *die Kosteneffizienz im Naturschutz gesteigert wird.*

Vorgehensweise: Dafür werden zuerst die theoretischen, wirtschaftswissenschaftlichen Grundlagen für ein solche Maßnahme untersucht und entsprechende Kriterien zur ökonomischen Beurteilung von politischen Instrumenten dargelegt (Kap. 2). Anschließend wird die politische Realität des Naturschutzes in Deutschland aufgezeigt und empirisch auf externe Effekte untersucht (Kap. 3). In Kapitel 4 wird das System des Länderfinanzausgleichs als mögliches Instrument vorgestellt. Dazu werden die institutionellen Rahmenbedingungen untersucht und die föderalen Strukturen in Bezug auf die Bereitstellung von Naturschutz ökonometrisch analysiert. Dann werden verschiedene Gestaltungsoptionen entlang eines möglichen Kataloges ergänzender ökologischer Indikatoren vorgestellt und diskutiert (vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013). Zudem wird eine Integration dieser Indikatoren in den Länderfinanzausgleich modelliert und die entsprechenden Transferzahlungen werden quantifiziert (vgl. ebd.). In Kapitel 5 werden mögliche Auswirkungen wie allokative Effizienzgewinne, Kosteneffizienz und Interdependenzen mit anderen Instrumenten auf ihre Bedingungen und deren Gegebenheit diskutiert. Zuletzt werden einige zusammenfassende Überlegungen angestellt und offene Fragen angesprochen (Kap. 6).

2. Theoretische Grundlagen

Ausgehend von der anthropozentrischen Annahme, dass wirtschaftliche Aktivitäten sowohl einen gesellschaftlichen Nutzen über produzierte Güter, Dienstleistungen und deren Konsum erzeugen, als auch Umweltschäden durch Ressourcenentnahme und Schadstoffausstoß hervorrufen können, gibt es in der Umweltökonomik ein theoretisches soziales Optimum wirtschaftlicher Aktivitäten. Dieses gesamtgesellschaftliche Optimum ist allerdings in der Regel nicht über alle Sektoren und Individuen hinweg eindeutig quantifizierbar. Zum einen sind für die Aggregation einer sozialen Wohlfahrtsfunktion nicht alle individuellen Präferenzen und Nutzenfunktionen bekannt (Perman et al. 2011: 102). Zum anderen liefern Ökosysteme dem Menschen spezifische Werte und Leistungen, die bislang nur

schwierig quantitativ erfasst werden können – so zum Beispiel indirekten Nutzen, wie ein Existenzwert der Natur, ethische oder spirituelle Werteschätzung der Natur (vgl. MEA 2005). Darüber hinaus können nicht kompensierte Auswirkungen einer individuellen Aktivität auf andere Wirtschaftssubjekte auftreten, sogenannte externe Effekte. Solange bestehende externe Effekte nicht in individuelle Entscheidungskalküle integriert werden, führen sie zu einem gesellschaftlich suboptimalen Ergebnis (vgl. Perman et al. 2011). Ökosystemleistungen können noch nicht in allen Zielkonflikten (vgl. Rodriguez et al. 2006; Elmqvist et al. 2011), in ihrem volkswirtschaftlichen Nutzen (vgl. Brouwer et al. 2013) und bezüglich möglicher externer Effekt erhoben werden. Auch deshalb ist eine Integration in die politische Entscheidungsfindung schwierig (vgl. Fisher et al. 2009).

Um sich diesem theoretischen Optimum dennoch praktisch zu nähern, gibt es verschiedene Instrumente, die externe Effekte soweit wie möglich internalisieren sollen, damit individuelle, rationale Nutzenkalküle dem gesamtgesellschaftlichen Optimum (eher) entsprechen. In den folgenden Unterkapiteln werden die Konzepte des sozialen Optimums in Mensch-Umwelt-Systemen (Kap. 2.1) und der externen Effekte dargelegt (Kap. 2.2), sowie mögliche Instrumente zu deren Internalisierung vorgestellt (Kap. 2.3). Dabei werden Potenziale und Grenzen der Konzepte und der empirischen Messbarkeit aufgezeigt (Kap. 2.4) und ein Zwischenfazit gezogen (Kap. 2.5).

2.1. Soziales Optimum in Mensch-Umwelt-Systemen

Angenommen der Mensch wäre ein rational handelndes Wesen², dann würden Entscheidungen gefällt, welche den individuellen Nutzen maximieren. Dieser Nutzen ergibt sich dabei aus Handlungen, die subjektiven Präferenzen entsprechen. Unter Beschränkungen von beispielsweise verfügbarer Zeit, Information oder Budget sucht ein rationaler Akteur möglichst viel Nutzen aus seinen Handlungen zu ziehen³. Individuelle Nutzenfunktionen lassen sich theoretisch zu einer gesellschaftlichen Wohlfahrtsfunktion aggregieren. Aus der Perspektive eines hypothetischen sozialen Planers, der das Wohl aller verfolgen würde, wäre die entsprechende Zielfunktion

² Nach Simon (1955) kann rationales Handeln durch einen Mangel an Zeit, Information oder kognitive Fähigkeiten begrenzt sein (vgl. auch Kahnemann 2003). Bezüglich einer Kritik eines rationalen Menschenbildes hinsichtlich Eigennutz und sozialen Verpflichtungen siehe Sen (1977).

³ Der rationale Akteur sucht seinen eigenen Nutzen zu maximieren. Dieses Konzept schließt allerdings Altruismus nicht zwangsläufig aus. Individueller Nutzen ergibt sich aus der Realisierung präferierter Handlungsoptionen. Das Wohlergehen anderer kann präferiert werden und beispielsweise „Spenden“ individuellen Nutzen stiften. Dies wurde von Andreoni (1990) gezeigt, um Spenden an wohltätige Organisationen innerhalb des utilitaristischen Ansatzes zu erklären.

diese gesellschaftliche Wohlfahrt. Effizienz und Optimalität sind dabei gängige wirtschaftswissenschaftliche Kriterien um Wohlfahrtseffekte ökonomischen Handelns und politischer Instrumente einzuschätzen (vgl. Perman et al. 2011: 92 ff.). Auch eine faire oder als gerecht empfundene Verteilung kann für menschliches Wohlergehen beziehungsweise gesellschaftliche Wohlfahrt wichtig sein⁴ (vgl. ebd.: 72ff.). Allokative Effizienz heißt dabei im Sinne eines Pareto-Kriteriums, dass niemand mehr besser gestellt werden kann ohne jemanden anders schlechter zu stellen (ebd.: 7)⁵. Kosteneffizienz heißt ein bestimmtes Ziel mit geringst möglichem Mitteleinsatz zu erreichen oder mit gegebenem Mitteleinsatz einen möglichst hohen Grad der Zielerreichung umzusetzen. Optimalität bedeutet, dass unter gegebenen (ökologischen und sozialen) Einschränkungen eine umweltpolitische oder andere gesellschaftliche Zielgröße maximiert wird. Nach Rawls Konzept ist Verbesserung der am schlechtest Gestellten gerecht (vgl. Rawls 1975).

Allerdings gibt es Grenzen oder Nebenbedingungen für die Maximierung gesamtgesellschaftlicher Wohlfahrt. Aus den Gesetzen der Thermodynamik haben ökologische Ökonomen (vgl. Georgescu-Roegen 1976; Daly, Farley 2011) spezifische Annahmen für die Wirtschaftswissenschaften abgeleitet. Auch wenn Energie nicht geschaffen oder zerstört werden kann (1. Hauptsatz der Thermodynamik), gibt es bei Transformation von Energie Wandlungsverluste, beispielsweise unerwünschte Abgabe von Wärme und damit letztlich Grenzen in der Verfügbarkeit der Energie (2. Hauptsatz) (vgl. ebd.: 69f.). Auf die Wirtschaftswissenschaften übertragen bedeutet dies, dass keine Güter aus dem Nichts geschaffen werden können und alle wirtschaftlichen Aktivitäten auf natürliche Ressourcen angewiesen sind (vgl. ebd.: 69f.). Diese Ressourcen werden mittels Energie und menschlicher Arbeit in nutzbare Produkte transformiert. Darüber hinaus werden (noch) nicht nutzbare Abfälle produziert und müssen entsorgt beziehungsweise gelagert werden. Menschliche Aktivität und letztlich die gesellschaftliche Wohlfahrt ist damit durch die Verfügbarkeit von Energie, Ressourcen und der ökologischen Tragfähigkeit und Schadstoffaufnahmekapazität begrenzt⁶. Die ökologische Ökonomie betont darüber hinaus, dass soziale Systeme

⁴ Ergebnisse der Glücksforschung zeigen beispielsweise, dass Menschen in gleicher verteilten Gesellschaften oder Zeiten im Schnitt zufriedener sind (vgl. Frey, Stutzer 2002; Alesina et al. 2004; Oishi et al. 2011) .

⁵ Das Konzept Pareto-Effizienz trifft dabei keine Aussagen über Verteilungsgerechtigkeit. Das Kaldor-Hicks-Kriterium betrachtet darüber hinaus beispielsweise auch eine *potenzielle* Kompensation von Bessergestellten zu Schlechtergestellten und die Nettoveränderung der Gesamtwohlfahrt (vgl. Perman et al. 2011: 100f.).

⁶ Modelle menschlichen Wirkens in einem begrenzten ökologischen System haben zum Beispiel Ostrom (vgl. 2009) mit Bezug auf selbstorganisiertes, nachhaltiges Wirtschaften

im Ökosystem der Erde eingebettet sind. Die Wirtschaft wird dabei als Teilsystem des sozialen Systems verstanden. Somit gibt es ökologische Grenzen für soziales Handeln und soziale und kulturelle Grenzen für wirtschaftliches Handeln. Innerhalb dieser Grenzen lässt sich gesellschaftliche Wohlfahrt aus Perspektive der ökologischen Ökonomie optimieren. Die (ökologischen) Wirtschaftswissenschaften analysieren in diesem Sinne eine optimale Verteilung knapper Ressourcen entlang alternativer, konfligierender Handlungsziele (vgl. Farley et al. 2005).

Für eine Illustration des Konzeptes eines gesellschaftlichen Optimums lässt sich beispielsweise die Produktion eines Gutes betrachten. Eine partielle Gleichgewichtsanalyse der Produktion und des Konsums eines Gutes mit der Menge X besteht beispielsweise aus zwei Komponenten: 1) dem gesamten Nutzen aus dem Gut und 2) den gesamten (Opportunitäts-)Kosten der wirtschaftlichen Aktivität wie unter anderem Ressourcenentnahme und Schadstoffanreicherung (vgl. Perman et al. 2011: 107f.).

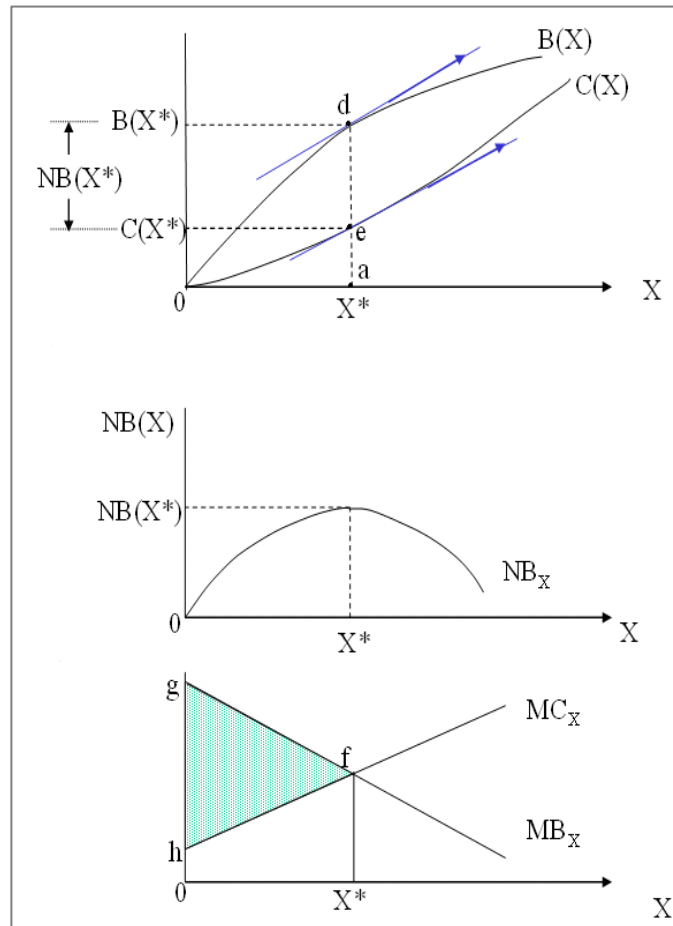


Abbildung 1: Umweltbezogener Nettonutzen

Quelle: Perman et al. 2011: 107.

einfacher Form wie folgt darstellen.

Die Nutzenfunktion B für ‚benefit‘ als Funktion der Menge X ,

$$B(X) \quad (1.1)$$

hat einen abnehmenden Grenznutzen (GN),

$$B'(X) > 0 \text{ und } B''(X) < 0. \quad (1.2)$$

Dies bedeutet, je mehr konsumiert beziehungsweise produziert wird, desto kleiner ist der jeweilige Nutzenzuwachs aus einer weiteren Einheit.

und Scholz (vgl. 2011) mit Bezug auf menschliche Anpassungs- und Lernfähigkeit bezüglich (selbstverursachter) Umweltveränderungen entwickelt.

Dagegen steigen die Grenzkosten (GK) der Schadensfunktion, C , für ‚cost‘.

$$C'(X) > 0 \quad (1.3)$$

hat folgende Eigenschaften:

$$C''(X) > 0 \text{ und } C'''(X) > 0. \quad (1.4)$$

Das bedeutet, dass zusätzliche Schadstoffemissionen umso größeren Schaden hervorrufen, je mehr bereits ausgestoßen wurde. Aus solch einer Formalisierung wird deutlich, dass es eine Eingriffstiefe in ökologische Systeme gibt, die im Vergleich zum Nutzen aus der entsprechenden Aktivität zu hohe Kosten mit sich bringt, um ein optimales Ergebnis zu gewährleisten. Bei geringer wirtschaftlicher Aktivität steigt die Nutzfunktion schneller als die Kostenfunktion und der Abstand ist noch nicht größtmöglich. Ab dem Optimum nimmt die Kostenfunktion schneller zu als die Nutzenfunktion. Maximal ist der Nettonutzen $NB(X)=B(X)-C(X)$ bei X^* und $GN=GK$, an der Stelle, wo die Steigungen von Nutzen- und Schadensfunktion gleich sind (vgl. Abbildung 1). Der Nettonutzen kann dabei auch als das schraffierte Dreieck ‚gfh‘ dargestellt werden. Gesellschaftliches Handeln, welches sozialen Nettonutzen aus zum Beispiel Naturschutzmaßnahmen⁷ maximiert, wäre effizient und kollektiv rational. Dazu müsste es allerdings eine Institution geben, welche dieses Optimum herstellen kann.

2.2. Öffentliche Güter, externe Effekte und Staatsversagen

Normalerweise wird innerhalb der Wirtschaftswissenschaften davon ausgegangen, dass der Markt eine besonders effiziente Methode darstellt, um gesellschaftliche Wohlfahrt zu optimieren. Dabei wird angenommen, dass eine zentrale Instanz nicht alle persönlichen Präferenzen kennen kann und dass dezentrale Märkte ein Instrument sind, diese Informationen auszutauschen (vgl. Perman et al. 2011: 103). Allerdings ist ein perfekt funktionierender Markt an eine Reihe von Bedingungen geknüpft, die selten in der Realität auftreten (ebd.: 110). Diese Bedingungen sind unter anderem, dass es für *alle* Güter und Dienstleistungen Märkte gibt (beziehungsweise *keine* öffentlichen Güter existieren), dass diese Märkte perfekt kompetitiv sind (keinerlei Monopolmacht), dass alle Akteure vollständige Informationen besitzen, rational handeln und dass keine Externalitäten existieren. Wenn diese „idealen“ Bedingungen nicht gegeben sind, produziert der Markt keine effizienten Allokationen und ein suboptimales Wohlfahrtsniveau. In solch einem realistischeren Fall wird von

⁷ Auch Naturschutz bringt theoretisch nur bis zu einem Maximum Wohlfahrtssteigerungen. Rechts des Optimums werden die Opportunitätskosten, also entgangene Einnahmen alternativer Nutzung im Verhältnis zum Nutzen zu hoch. Dabei sind allerdings aller Nutzen und alle Kosten zu erfassen, was bislang in der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung nur teilweise zum tragen kommt (vgl. Droste-Franke 2004).

Marktversagen gesprochen. Im Themenfeld Naturschutz sind insbesondere zwei dieser Bedingungen nicht gegeben. Aufgrund seines Charakters als öffentliches Gut ist Naturschutz in Deutschland Staatsaufgabe und damit kein marktfähiges Gut. Außerdem sind öffentliche Güter besonders prädestiniert für externe Effekte⁸.

Allgemein zeichnen sich öffentliche Güter gegenüber privaten Gütern durch zwei Eigenschaften aus (vgl. Perman et al. 2011: 113ff.): 1) Akteure sind nicht vom Konsum eines Gutes, respektive einer Dienstleistung auszuschließen und 2) es gibt keine Rivalität im Konsum, das heißt niemand, der ein Gut oder eine Dienstleistung konsumiert, nimmt anderen damit die Möglichkeit des Konsums. Natur lässt sich insofern als öffentliches Gut verstehen, da vom Nutzen bestimmter Ökosystemleistungen wie Luftreinhaltung, Kohlenstoffspeicherung oder der Bereitstellung von Artenvielfalt und unberührter Natur kaum jemand ausgeschlossen werden kann (Perman et al. 2011: 115). Zumindest so lange der Konsum dieser Leistungen relativ zur Leistungskapazität genügend gering ist, sind diese Ökosystemleistungen auch keiner Rivalität ausgesetzt (ebd.).

Externe Effekte sind unbeabsichtigte, nicht kompensierte Auswirkungen von Handlungen auf unbeteiligte Dritte (Perman et al. 2011: 121ff.). Bei positiven externen Effekten profitieren Dritte und bei negativen externen Effekten wird ihnen geschadet. Wenn keine Kompensation erfolgt, wird bei negativen externen Effekten zu viel des entsprechenden Gutes bereitgestellt und bei positiven externen Effekten zu wenig. Mit Mancur Olsons ‚Logik kollektiven Handelns‘ (1992) bestünde zwar ein kollektives Interesse an einer optimalen Bereitstellung eines öffentlichen Gutes, aber es fehlte ein genügender individueller Anreiz. Angenommen, es läge ein nicht kompensierter, positiver externer Effekt vor. Das hieße andere Akteure könnten von Handlungen eines einzelnen Akteurs profitieren, aber es gäbe keine Mechanismen solch einen potenziellen Wohlfahrtsgewinn angemessen zwischen Nutznießern und Kostenträger zu verteilen. Dieser Nutzen für andere wäre dann nicht (vollkommen) in das Nutzenkalkül des bereitstellenden Akteurs integriert⁹. Angenommen der Kostenträ-

⁸ Positive externe Effekte können im Naturschutz auftreten, wenn ein Gebiet unter Schutz gestellt wird und auch diejenigen davon (indirekt) profitieren, die keinen Kostenbeitrag leisten. Potenzieller Nutzen aus Naturschutz ergibt sich beispielsweise aus dem Erhalt der Artenvielfalt, Tourismus in Schutzgebieten und entsprechender Wertschöpfung oder der Wahrung von Handlungsmöglichkeiten für zukünftige Generationen. Die Kosten fallen allerdings bei einzelnen Akteuren an – in Deutschland unter anderem bei den Bundesländern. In Kapitel 3 wird genauer auf die Empirie von Kosten und Nutzen, und die tatsächlichen externen Effekte eingegangen, die an dieser Stelle in ihrer theoretischen Konzeption dargestellt werden.

⁹ Dieses Argument hält, solange man annimmt, dass ein Akteur zumindest *auch* den eigenen Nutzen rational verfolgt und *nicht vollkommen* altruistisch agiert, sein Handeln also *nur* am Nutzen anderer ausrichtet. Solange der Nutzen bzw. der Schaden anderer nicht

ger verhält sich rational und maximiert den eigenen Nutzen, dann wird nur soviel des Gutes bereitgestellt, wie bei gegebenem Haushalt möglich ist¹⁰. Solange die potenziellen Nutznießer den Kostenträger nicht für weitere Anstrengungen kompensieren, sprich sich an den Kosten beteiligen, würde letztlich weniger als gesellschaftlich optimal bereitgestellt. Individuelle Grenzkosten würden in diesem Fall über den sozialen Grenzkosten liegen. Aus der Perspektive der gängigen wirtschaftswissenschaftlichen und polit-ökonomischen Theorie liegt also der Schluss nahe, dass bei einem positiven und nicht kompensierten externen Effekt weniger eines Gutes, wie Naturschutz, bereitgestellt würde, als kollektiv rational oder optimal wäre (vgl. Olson 1992). Solch eine Suboptimalität ist beispielhaft illustriert in Abbildung 2. Individuelles Nutzenkalkül ohne Kompensation würde zu Punkt a führen. Gesellschaftlich optimal wäre Punkt b, denn dort ist die Fläche unter der Nachfragekurve (N) und über der Grenzkostenkurve und damit die gesellschaftliche Wohlfahrt größer als in a. Eine ausreichend hohe Kompensation würde die individuelle Grenzkostenkurve hin zum sozialen Optimum in b verschieben. Die entsprechende Menge Y^* wäre gesellschaftlich optimal.

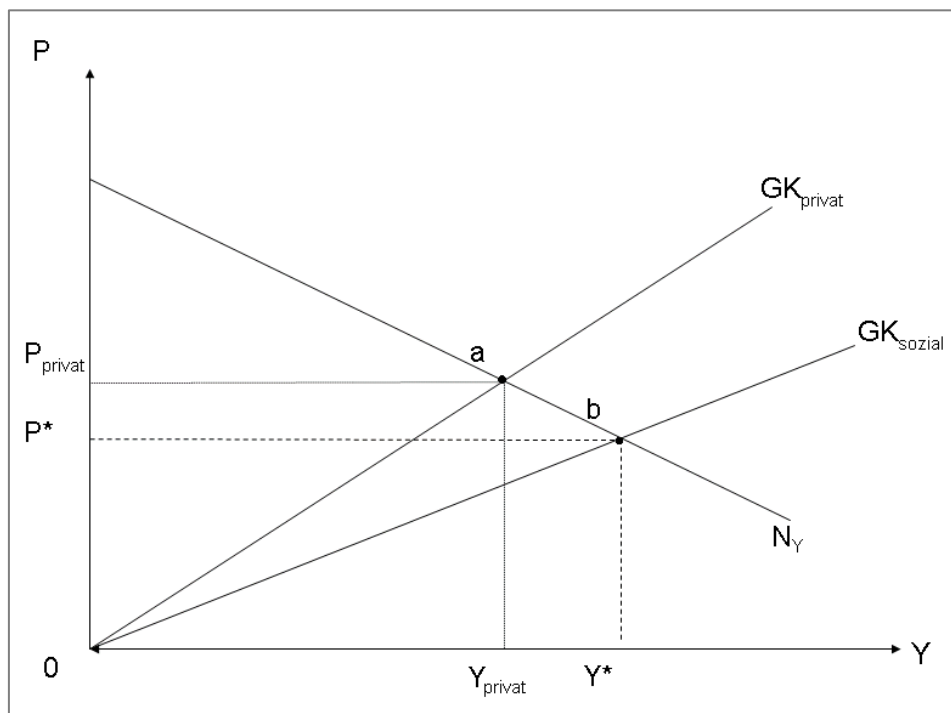


Abbildung 2: Positiver externer Effekt;

Quelle: eigene Darstellung nach Perman et al. 2011.

vollständig in das Nutzenkalkül eines rationalen Akteurs integriert ist, führt die Existenz externer Effekte theoretisch zu suboptimaler Wohlfahrt.

¹⁰ Das Konzept der Trittbrettfahrer (Olson 1992) bezieht sich auf den rationalen Anreiz für private Akteure, selbst von der Bereitstellung eines öffentlichen Gutes abzusehen, sich nicht an den Bereitstellungskosten zu beteiligen, aber Nutzen aus der Bereitstellung durch andere zu ziehen.

Häufig wird angenommen, dass der Staat für die Bereitstellung eines öffentlichen Gutes am geeignetsten ist¹¹. Aber auch der Staat funktioniert nicht immer perfekt. Von Staatsversagen würde in diesem Zusammenhang gesprochen werden, wenn eine suboptimale Anreizstruktur durch staatliche Regulierung und Instrumente hervorgerufen wird. Analog zum Begriff Marktversagens wird in solch einem Fall ein ineffizientes und suboptimales Ergebnis erzielt (vgl. Fritsch 2011: 369 ff.).

Ein Beispiel eines solchen Staatsversagens ist eine zu zentrale oder zu dezentrale Organisation der staatlichen Entscheidungsfindung. Wenn ein Hochwasser- oder Umweltschutz beispielsweise nur am Oberlauf eines Flusses stattfinden würde, wären externe Effekte auf die Bevölkerung am Unterlauf wahrscheinlich (vgl. Olson 1969). Eine politische Ebene, auf der die Interessen aller Anlieger des gesamten Flussraumes erfasst und berücksichtigt werden, wäre in solch einem Fall besser geeignet gesellschaftlich optimale Entscheidungen zu treffen. Die Präferenzen, die Kosten und der Nutzen aller Betroffenen wären in diesem Fall im politischen Entscheidungskalkül integriert. Allerdings wäre auch eine Entscheidung zum Hochwasserschutz, die von zu zentraler Ebene gefällt würde, suboptimal. Denn Kosten würden dann auch auf diejenige Bevölkerung übertragen, die nicht von einem integrierten Hochwasserschutz entlang der betroffenen Gebiete profitiert. Laut Olsons Prinzip der fiskalischen Äquivalenz sollten Entscheidungen auf derjenigen Ebene gefällt werden, auf der entsprechender Nutzen und entsprechende Kosten tatsächlich anfallen (Olson 1969: 483)¹². Damit könnten die Präferenzen der entsprechenden (de-)zentralen Ebene auch die Politik dieser Ebene bestimmen, externe Effekte internalisieren und gesellschaftliche Wohlfahrt optimieren¹³.

Bei positiven externen Effekten, wie beispielsweise im Bereich öffentlicher (Schul-)Bildung¹⁴, von der auch die Gesellschaft im Ganzen profitiert, würden die Nutzenkalküle zu weit dezentralisierter Ebenen den gesamtgesellschaftlichen Nutzen nicht genügend einbeziehen. Angenommen, aus bestimmten Gebieten würde die ausgebildete Bevölkerung beispielsweise in Gebiete mit mehr oder besser vergüteten Ar-

¹¹ Ostrom (1990) hat darüber hinaus kollektive, institutionelle Selbstorganisation für nachhaltigen Gebrauch von Allmendegütern als Lösung zwischen Staat und Markt untersucht und gezeigt, dass auch diese funktionieren können.

¹² Darüber hinaus könnten zentralere Ebenen ein entsprechendes öffentliches Gut eventuell mit geringeren Kosten bereitstellen, wenn dort Skaleneffekte auftreten, also abnehmende Stückkosten mit Ausweitung der Produktionsmenge (Olson 1969: 485). Dies wäre aus Effizienzgesichtspunkten ein Fall für zentralere Entscheidungsebenen. Negative Skaleneffekte, also steigende Stückkosten bei wachsender Produktionsmenge sind ein gegenteiliger Fall.

¹³ Tiebout (1956) hat diesbezüglich einen föderalen Wettbewerb um Wählerstimmen bei vollkommener Mobilität der Wahlberechtigten vorgeschlagen.

¹⁴ Naturschutz ist ein weiteres Beispiel. In Kapitel 3 werden die externen Effekte im Naturschutz untersucht.

beitsmöglichkeiten abwandern. Dann bestünde für diese Region ein geringer Anreiz hohe Bildungsausgaben zu tätigen, da sie selbst wenig profitierten würde. Es gäbe damit einen individuellen Anreiz, weniger als gesellschaftlich optimal auszugeben. In diesem Fall wäre eine Kompensation von zentraleren Ebenen angebracht, um das gesellschaftliche Optimum herzustellen (Olson 1969: 485f.). Eine Möglichkeit die gesellschaftliche Wohlfahrt zu optimieren, wäre entsprechend die Gestaltung eines Kompensationsinstrumentes um den positiven externen Effekt zu internalisieren, denn so entspräche die individuelle eher der kollektiven Rationalität.

2.3. Internalisierung von externen Effekten – ökonomische Instrumente

Politische Instrumente lassen sich in zwei allgemeine Kategorien unterteilen: 1) Command-and-Control Ansätze mittels regulativer Ordnungspolitik und 2) ökonomische Instrumente, die finanzielle Anreize für ein bestimmtes Verhalten gesellschaftlicher Akteure bieten (vgl. Perman et al. 2011: 131f.)¹⁵. Zur zweiten Kategorie gehören unter anderem steuerliche Instrumente, Subventionen, Abgaben und marktbasierte Instrumente wie handelbare Zertifikate. Ausgehend von einem sozialen Optimum als Zielgröße, können diese Instrumente unter anderem nach ihrer Effizienz beurteilt werden. Zudem ist die (ökologische) Effektivität oder Treffsicherheit eines Instrumentes von Bedeutung, also ob das Ziel auch in der Praxis erreicht werden kann (Perman et al. 2011: 178ff.).

Im Folgenden wird die Entwicklung umwelt- und naturschutzrelevanter Instrumente an einigen Beispielen skizziert. Dabei werden die jeweiligen Instrumente in Bezug auf ihre Voraussetzungen, insbesondere der Messbarkeit von externen Effekten, diskutiert. Auch wenn Ordnungsrecht im Naturschutz über die Ausweisung von Schutzgebieten durchaus eine Rolle spielt (vgl. Kap. 3), werden insbesondere die ergänzenden ökonomischen Instrumente vorgestellt, die auf Beseitigung externer Effekte abzielen.

Pigou (1920) hat am Beispiel einer luftverschmutzenden Produktionsanlage eine *Umweltsteuer* zur Behebung negativer externer Effekte vorgeschlagen. Dabei müsste zu einer vollständigen Internalisierung die Steuer pro Verschmutzungseinheit der Differenz zwischen sozialen und privaten Grenzschadenskosten¹⁶ entsprechen. Bei positiven externen Effekten wäre eine

¹⁵ Darüber hinaus kann es noch informationelle Instrumente, wie beispielsweise Umweltsiegel oder umweltrelevante Produktinformationen, und Bildungs- und Forschungsmaßnahmen geben, wie Umweltbildung oder institutionalisierte Schnittstellen zwischen Politik und Wissenschaft.

¹⁶ Grenzschadenskosten sind die Schadenskosten einer weiteren Verschmutzungseinheit und abhängig von der bereits ausgestoßenen Menge.

Subvention ein ähnlicher Ansatz¹⁷. Baumol und Oates (1971) haben, ausgehend von Pigous Ansatz, auf die Schwierigkeiten hingewiesen, private und soziale Grenzkosten eindeutig zu quantifizieren. Deshalb schlagen sie politische Zielgrößen als Referenzpunkte vor, die dann mittels ihres *Standard-Preis-Ansatzes* iterativ, das heißt durch schrittweise Anpassung der Abgabenhöhe kosteneffizient¹⁸ erreicht werden können (vgl. zudem Baumol, Oates 1992). Coase (1960) hat eine *Verhandlungslösung* für externe Effekte diskutiert. Dabei verhandeln Schädiger und Geschädigter über die Höhe der Kompensation. Unter Abwesenheit von Transaktionskosten¹⁹ würde, unabhängig von der anfänglichen Verteilung der Eigentumsrechte, die Verhandlung zu einer effizienten Allokation führen. Wenn Transaktionskosten entstehen, dann würde eine solche Umverteilung von Eigentumsrechten nur stattfinden, wenn der resultierende Wertzuwachs die Kosten übersteigt (ebd.: 15f).

Zu beachten ist zudem, dass einzelne Instrumente in ihrer Wirkung modelliert und analysiert werden können. Wenn sie aber in einem (wechselseitigen) Zusammenhang mit anderen Instrumenten und anderen Ineffizienzen stehen, werden sie unter Umständen kontraproduktiv. Das Konzept der zweitbesten Lösungen (Lipsey, Lancaster 1956) basiert auf der Erkenntnis, dass bei der Existenz mehrerer, gleichzeitiger Marktversagen (beispielsweise durch externe Effekte) nicht zwangsläufig die erstbeste Lösung (zum Beispiel eine Internalisierung) optimal ist. Die Herstellung einer weiteren, gegenläufigen Ineffizienz könnte auch ein Mittel sein, um die Wohlfahrtsverluste auszugleichen. Dabei diskutieren Lipsey und Lancaster insbesondere inwieweit (effizienz-verzerrende) staatliche Eingriffe in den ansonsten als pareto-effizient angesehenen Markt optimalere Bedingungen schaffen. Für diese Arbeit ist besonders die Beobachtung wichtig, dass verschiedene Ineffizienzen mit gegenläufigen Wirkungen bestehen können. Bei der Analyse eines einzelnen Instrumentes wären daher mögliche Interdependenzen mit anderen Instrumenten einzubeziehen (vgl. Kap. 5.4).

¹⁷ Subventionen können allerdings auch für die Verwendung umweltfreundlicher Technologie eingesetzt werden.

¹⁸ Bedingung für ein Kostenminimum ist dabei, dass alle Akteure die gleichen Grenzkosten haben, da dann niemand mehr günstiger als andere Emissionen verringern kann.

¹⁹ Transaktionskosten sind die Kosten für Informationsbeschaffung, Verhandlungen und andere Aktivitäten, die notwendig sind, um Markttransaktionen vorzunehmen (vgl. Coase 1960: 15f.). North (1992) hat argumentiert, dass Transaktionskosten unter anderem von der Ermittlung des Wertes eines Eigentumsrechtes, der Größe der Marktes, der Zahl der Marktteilnehmer und von weiteren Durchführungskosten abhängen. Transaktionskosten sind heute ein zentrales Element in der institutionenökonomischen Analyse.

Alle genannten Ansätze sollen Ineffizienzen beseitigen und die gesellschaftliche Wohlfahrt optimieren²⁰. Auch wenn die vorgeschlagenen Instrumente speziell auf private Akteure abzielen, könnte auf Ebene von Olsons Ansatz der „fiskalischen Äquivalenz“ (1969) ein ähnlicher Funktionsmechanismus für staatliche Akteure²¹ gedacht werden. Entscheidungen müssten auf Ebenen getroffen werden, die Nutznießer und Kostenträger berücksichtigen und auf denen beide beteiligt werden können. Denkbar wäre auch, dass für eine Internalisierung externer Effekte staatliche Akteure eine Art Abgabe oder finanzielle Unterstützung zahlen. Solch ein Instrument könnte den externen Effekt, ähnlich Pigous Idee, vollkommen ins Handlungskalkül integrieren. Für die Gestaltung eines entsprechenden Instrumentes zur Herstellung des sozialen Optimums wäre in vielen Fällen die Messbarkeit des externen Effekts beziehungsweise der Grenzkosten von Relevanz. Insbesondere im Bereich der Leistungen, die Ökosysteme dem Menschen bereitstellen, ist dies allerdings noch nicht umfassend gegeben. Dieser Aspekt wird im folgenden Abschnitt daher eingehender betrachtet, um darzulegen, mit welchen Konzeptionen und Methoden diese Werte erhoben werden könnten. Bei Unkenntnis der tatsächlichen Grenzkosten könnte die Abgabenhöhe auch schrittweise angepasst werden bis ein politisches Ziel erreicht ist. Dies wäre dem Ansatz von Baumol und Oates ähnlich²². Auch bei einem solchen Ansatz sollten die Transaktionskosten und die Interaktion mit anderen Instrumenten berücksichtigt werden.

2.4. Ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen

Eine zentrale Schwierigkeit bei einem effizienten Instrumentendesign im Naturschutz und bei der Erhebung der sozialen und privaten Grenzkosten ist, dass viele Leistungen der Natur keine Marktgüter sind. Sie haben somit keinen

²⁰ Darüber hinaus sind der Vollständigkeit halber noch marktbasierte (freiwillige) Verpflichtungen und Kompensationszahlungen für privaten Umwelt- und Naturschutz zu nennen, die allerdings an dieser Stelle nicht näher betrachtet werden, da der staatliche Naturschutz und ökonomische Instrumente, die entsprechende politische Akteure adressieren, im Fokus dieser Arbeit stehen. Beispielsweise haben Crocker (1966, zitiert in Stavins 1995) und Dales (1970) handelbare Verschmutzungsrechte als ein kosteneffizientes Instrument vorgeschlagen. Stavins hat in diesem Zusammenhang zudem auf die Existenz von Transaktionskosten und die entsprechend wichtige, anfängliche Allokation der Verschmutzungsrechte vor dem Handel hingewiesen. Für eine aktuelle Diskussion von (marktbasierten) Zahlungen für Ökosystemleistungen siehe unter anderem Engel et al. (2008) und Farley und Costanza (2010).

²¹ Hier werden vereinfachend staatliche Akteure, beispielsweise Bundesländer, als rationale Akteure verstanden. Zu beachten ist dabei, dass die Regierung eines Bundesland ein kollektiver Akteur ist, der nicht unbedingt einheitliche Präferenzen hat oder Handlungskalküle oder einstimmige Entscheidungen trifft.

²² Döring (2001) betont darüber hinaus, dass die wohlfahrtsökonomische Betrachtung politischer Kompetenzverteilung noch durch eine institutionenökonomische Perspektive ergänzt werden sollte.

Marktpreis, aus dem sich Kosten und Nutzen relativ einfach ermitteln lassen. Im Bereich des Naturschutzes wäre es für eine ökonomische Analyse hilfreich, (Grenz-)Kosten und (Grenz-)Nutzen für den Erhalt von Ökosystemen zu erheben. Es zeigt sich allerdings, dass diese Daten gerade erst erhoben werden und noch nicht in umfassender Form vorliegen. Damit wird es schwieriger, die externe Effekte zu quantifizieren.

Mit dem Millennium Ecosystem Assessment (2005) und der internationalen Studie zur Ökonomie von Ökosystemleistungen und Biodiversität (vgl. TEEB 2010a) hat die ökonomische Bewertung von Leistungen aus der Natur internationale Aufmerksamkeit erfahren. Einen konzeptionellen Überblick gibt Abbildung 3. Danach ergeben sich aus den biophysischen Prozessen (bspw. durch Mikroorganismen im Boden) Ökosystemfunktionen (bspw. Nährstoffbereitstellung), die wiederum Produkte und Dienstleistungen (bspw. Nahrungsmittel) ermöglichen. Aus diesen ergibt sich dann ein Nutzen für den Menschen (durch Konsum der Nahrung), derer dann ökonomisch bewertet werden kann (zum Beispiel über den Marktpreis).

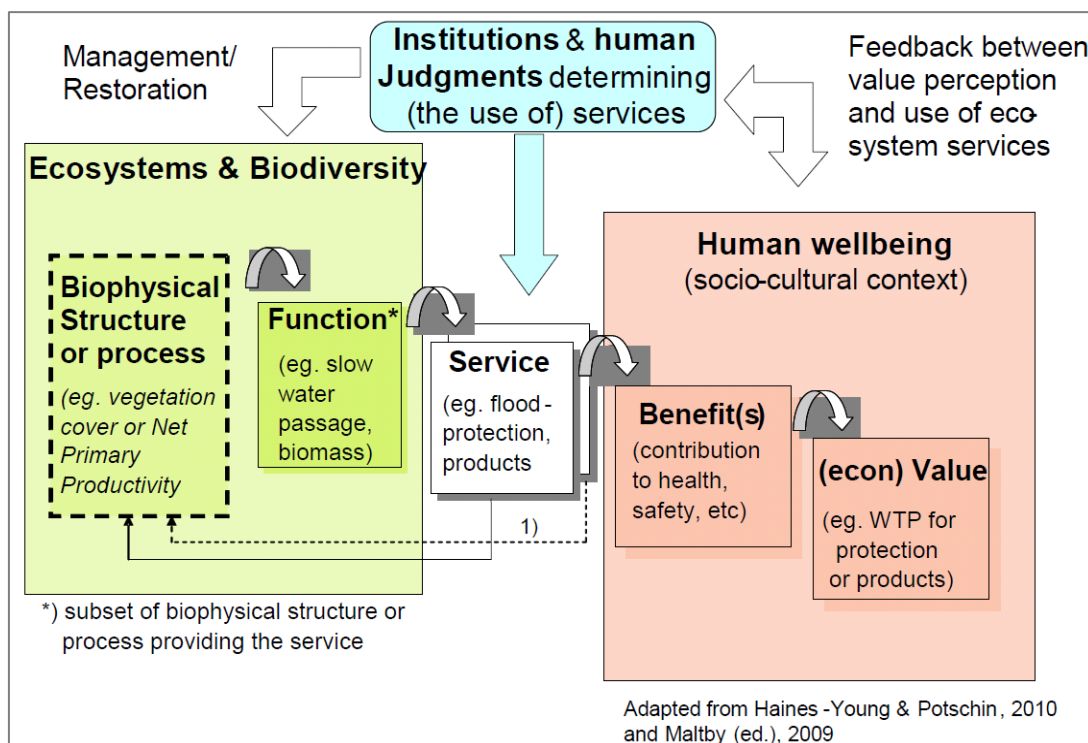


Abbildung 3: Ökosystemleistungen und menschliches Wohlergehen;

Quelle: TEEB 2010b: 11.

Im Sinne eines gesamtwirtschaftlichen Wertekonzeptes (Total Economic Value) gibt es Gebrauchswerte und Nicht-Gebrauchswerte (vgl. Pearce et al. 1994; MEA 2005). Gebrauchswerte sind unter anderem direkt konsumierbare und gebrauchsfähige Güter, wie Nahrungsmittel oder saubere Atemluft, und indirekter Nutzen wie

Schadstoffaufnahme oder Grundwasserfilterung. Philanthropische oder altruistische Nicht-Gebrauchswerte liegen zum Beispiel in einer Zufriedenheit über die (artenreiche) Existenz der Natur oder über den Erhalt der Natur für zukünftige Generationen. Für diese Ökosystemleistungen gibt es mittlerweile eine ganze Reihe Bewertungsmethoden, die teils auch monetäre Bewertungen ermöglichen. Das Projekt Naturkapital Deutschland (2012) schlägt beispielsweise drei Schritte vor, in denen erstens die Leistungen der Natur identifiziert, zweitens mit geeigneten Indikatoren erhoben und gemessen und drittens ökonomisch bewertet werden. Allgemein sind dabei die Gebrauchswerte leichter zu quantifizieren, da hierfür meist Marktwerte vorliegen. Marktbewertungsmethoden sind ökonomische Analysen anhand von Marktpreisen, Kosten von Umweltschäden, Kosten für den (menschengemachten) Ersatz von (natürlichen) Ökosystemleistungen oder Preise von Umweltgütern als Produktionsinput (vgl. Naturkapital Deutschland 2012: 57f.). Gibt es keine Marktpreise, lassen sich entweder über offenbarte oder geäußerte Präferenzen ökonomische Bewertungen vornehmen. Methoden für offenbarte Präferenzen erheben anhand eines bestimmten Verhaltens und Proxyvariablen einen Wert. Beispielsweise können die gezahlten Fahrtkosten der Besucher eines Naherholungsgebietes einen Schätzwert für die Zahlungsbereitschaft für den Naherholungswert darstellen. Ein anderes Beispiel sind Bewertungsmethoden, die hedonistische Motive berücksichtigen und über Preisunterschiede von Gütern, beispielsweise von Immobilien, die eine unterschiedliche Entfernung von einem Stadtpark haben, die Zahlungsbereitschaft für die Nähe des Parks erheben. Geäußerte Präferenzen liefern über Befragungen oder Wahlexperimente beispielsweise Zahlungsbereitschaften für die Bereitstellung einer Ökosystemleistung (ebd.). Die ökonomische Bewertung mittels offenbarten Präferenzen oder geäußerter Zahlungsbereitschaft ist trotz einigen Fortschritts in der Methodik noch mit Unsicherheiten²³ behaftet (vgl. Bateman et al. 2011: 209). Eine zusätzliche Schwierigkeit für die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen liegt darin, dass es Zielkonflikte zwischen verschiedenen Nutzungsarten gibt (vgl. Elmqvist et al. 2011). Während beispielsweise in einem Naturschutzgebiet wenig Nahrung zum Verzehr produziert wird, sind intensiv bewirtschaftete Landwirtschaftsflächen in der Regel weniger artenreich²⁴. Die

²³ Diese Unsicherheiten betreffen das Verständnis der Interaktionen zwischen Ökosystemen, der Interdependenzen von Mensch und Natur, und die Prozesse und Methoden interdisziplinärer Forschung (vgl. Bateman et al. 2011: 209).

²⁴ Zudem könnte über Kohlenstoffabbau das zukünftige Leistungsvermögen der Böden reduziert werden. Das heißt auch mögliche zukünftige Folgen und entstehende Kosten alternativer Nutzungen sind zu berücksichtigen.

Verluste an potenziell bereitgestellter Nahrung oder Artenvielfalt bei alternativer Nutzung können als Opportunitätskosten²⁵ verstanden werden. Eine singuläre Erhebung des Wertes einer einzelnen Ökosystemleistung würde entsprechend nicht den gesamten Nettonutzen bei einer marginalen Änderung abbilden, sondern es müssten auch diese Zielkonflikte und Opportunitätskosten quantifiziert werden. Im Sinne eines sozialen Optimums ginge es darum, diese Zielkonflikte und Opportunitätskosten in multifunktionalen Naturräumen gemäß sozialer Präferenzen zu minimieren (vgl. bzgl. Zielkonflikte Elmqvist et al. 2011). Für den Nettonutzen aus Naturschutz müsste beispielsweise der gesamte gesellschaftliche Nutzen gegenüber den gesamten anfallenden Kosten bei einer Veränderung der Nutzung von beispielsweise Landwirtschaft zu Naturschutzfläche betrachtet werden.

An dieser Stelle ist insbesondere relevant, dass zwar ein Konzept und Methoden zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen vorliegen, diese allerdings noch nicht volkswirtschaftlich erhoben wurden. Das Projekt Naturkapital Deutschland (2012) wird zum Beispiel die Forschung bezüglich einiger Bereiche wie klimarelevante Ökosystemleistungen, Ökosystemleistungen des ländlichen und des städtischen Raumes synthetisieren. Eine umfassende Erhebung ist aber nicht vorgesehen. Somit ist die empirische Quantifizierbarkeit von externen Effekten bei der Bereitstellung von Naturschutz gewissen Grenzen ausgesetzt. Zur detaillierten Untersuchung externer Effekte im Naturschutz wäre beispielsweise eine Analyse entlang verschiedener Ökosystemtypen, der räumlichen und zeitlichen Reichweite ihre jeweiligen Leistungen, möglichen Änderungen dieser Leistungen unter Naturschutz und entsprechenden Grenzkosten und Grenznutzen wünschenswert.

2.5. Zwischenfazit

In Kapitel 2 wurde aufgezeigt, dass in der umweltökonomischen Theorie und auch in der ökologischen Ökonomik ein soziales Optimum angenommen wird, das einen Zustand maximalen Nettonutzens innerhalb gesellschaftlicher und ökologischer Grenzen beschreibt. Um diese Zielgröße zu erreichen, wäre es erstens notwendig dieses Optimum bestimmen zu können. Zweitens müssten auf dieser Basis Instrumente und Methoden entwickelt werden, die das Ziel erreichen können. Aufgrund des öffentlichen Charakters zahlreicher Naturgüter und Ökosystemleistungen bietet sich ein Markt im Bereich Naturschutz in der Regel nicht als geeigneter Mechanismus an. Zudem können positive externe Effekte zu einem suboptimalen Wohlfahrtsniveau führen. Ökonomische Instrumente könnten

²⁵ Opportunitätskosten sind die entgangenen Einnahmen der nächstbesten alternativen Nutzung (vgl. Daly, Farley 2011: 15).

die externen Effekte theoretisch internalisieren. Voraussetzung oder ideale Bedingung dafür wäre eine Bestimmung sozialer und individueller Grenzkosten. Da die ökonomische Bewertung des Nutzens aus Ökosystemleistungen noch mit Unsicherheiten behaftet ist und Grenzkosten nicht immer eindeutig zu erheben sind, bietet sich im Feld von Naturschutz insbesondere ein Standard-Preis-Ansatz an (vgl. Baumol, Oates 1992). Dieser nimmt politische Ziele als Richtgröße und passt die Höhe der Abgabe oder Subvention iterativ an, bis das politische Ziel erreicht ist. Es kann also mit Hilfe eines solchen instrumentellen Designs auch ohne *genaue* Kenntnis der – schwierig zu bestimmenden – sozialer und individueller Grenzkosten ein politisches Ziel relativ treffsicher im Prozess der Anpassung erreicht werden. Dieses institutionelle Design hätte den Vorteil der Flexibilität und könnte die Interdependenzen mit anderen Instrumenten nicht nur berücksichtigen, sondern auch die unerwünschten Folgen in einer zweitbesten Welt minimieren (vgl. Lipsey, Lancaster 1956). Neu ist an dieser Stelle, den Standard-Preis Ansatz auch für staatliche Akteure entlang des Olsonschen Prinzips der fiskalischen Äquivalenz zu denken: Wenn Natur als hauptsächlich öffentliches Gut verstanden wird, sind staatliche Akteure entsprechender Ebene für die optimale Bereitstellung und die entsprechende Kompensation positiver externer Effekte zu adressieren. Im folgenden Kapitel wird nun Naturschutz als Staatsaufgabe in Deutschland vorgestellt und die politischen Strukturen werden auf externe Effekte untersucht. Falls positive externe Effekte vorliegen, verspräche deren Internalisierung eine optimalere Allokation.

3. Politische Realität – Naturschutz in Deutschland

In Deutschland ist Naturschutz Staatsaufgabe²⁶. Der Schutz der Natur ist im Grundgesetz verankert und in Naturschutzgesetzen von Bund und Ländern ausformuliert. Der Naturschutz unterliegt der konkurrierenden Gesetzgebung. Das heißt es gibt sowohl Kompetenzen auf Bundes- wie auf Landesebene (Art. 74 GG). Zentrales ordnungspolitisches Instrument des Naturschutzes ist in Deutschland die Ausweisung von Schutzgebieten²⁷ (siehe Kap. 3.2). Von Nationalparks, wo die „Natur Natur sein [ge]lassen [wird]“ (Nationalpark Bayerischer Wald 2013: 14) bis zu Landschaftsschutzgebieten oder Naturparks, in denen es relativ geringe Einschränkungen für die Landnutzung gibt, variieren dabei die Naturschutzauflagen

²⁶ Laut Hampicke (1991, zitiert in Marggraf 2001: 377) ist dies in der BRD stärker ausgeprägt als in anderen Ländern.

²⁷ Die Eingriffsregelung (EGR) regelt zudem Ausgleichsmaßnahmen für unvermeidbare Eingriffe in die Natur.

entlang verschiedener Schutzgebietskategorien. In diesem Kapitel wird nun untersucht,

- o welche Naturschutzziele bestehen und wie sich die gesetzlichen Verantwortlichkeiten verteilen (Kap. 3.1),
- o welche Naturschutzmaßnahmen ergriffen werden und in welchem Maß die Ziele umgesetzt werden (Kap. 3.2),
- o wie im Bereich Naturschutz Nutzen und Kosten verteilt sind und inwieweit es externe Effekte gibt, die es aus einer wohlfahrtstheoretischen Perspektive zu internalisieren gälte (Kapitel 3.3).

3.1. Naturschutz als Staatsziel

Seit 1994 ist im deutschen Grundgesetzes (GG) der Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen als Staatsziel definiert. Der Artikel 20a lautet:

„Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen und die Tiere im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung durch die Gesetzgebung und nach Maßgabe von Gesetz und Recht durch die vollziehende Gewalt und die Rechtsprechung.“

Aus einem Staatsziel lassen sich keine individuellen Rechtsansprüche geltend machen. Vielmehr verpflichtet sich der Staat zu einer bestimmten Aufgabe. Genauer spezifiziert diese Aufgabe das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG). Als allgemeines Ziel wird in § 1 BNatSchG definiert:

„Natur und Landschaft sind auf Grund ihres eigenen Wertes und als Grundlage für Leben und Gesundheit des Menschen auch in Verantwortung für die künftigen Generationen im besiedelten und unbesiedelten Bereich nach Maßgabe der nachfolgenden Absätze so zu schützen, dass

- 1. die biologische Vielfalt,*
- 2. die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter sowie*
- 3. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft auf Dauer gesichert sind; der Schutz umfasst auch die Pflege, die Entwicklung und, soweit erforderlich, die Wiederherstellung von Natur und Landschaft (allgemeiner Grundsatz).“*

Zur Verwirklichung dieser Aufgaben solle „jeder nach seinen Möglichkeiten“ beitragen (BNatSchG: § 2(1)) und die Behörden des Bundes und der Länder sollen diese „im Rahmen ihrer Zuständigkeiten“ unterstützen (ebd.: § 2 (2)). Laut Art. 75 (1) GG unterliegen der Naturschutz und die Landschaftspflege der konkurrierenden Gesetzgebung. Das bedeutet, dass seit der Föderalismusreform von 2006 der Bund auch Gesetzgebungskompetenz im Naturschutz hat, die Länder jedoch in weiten Bereichen abweichende Regelungen treffen können (Art. 72 GG).

Im Sinne des Konnexitätsprinzips ist mit der Entscheidungskompetenz von Bund und Ländern im Naturschutz auch die Umsetzung von entsprechenden Maßnahmen und die Übernahme der anfallenden Kosten verbunden (vgl. Marggraf 2001, 2003²⁸). Generell sind laut Bundesnaturschutzgesetz erhebliche Beeinträchtigungen der Natur zu vermeiden. Wenn dies nicht möglich ist, sind Ausgleichsmaßnahmen vorzunehmen, um „[n]icht vermeidbare erhebliche Beeinträchtigungen [...] zu kompensieren“ (§ 13 BNatSchG). Das heißt, der Bestand an Naturkapital soll soweit möglich konstant gehalten werden. Art 20a GG impliziert ein „ökologisches Verschlechterungsverbot“, wenn nicht ein „Verbesserungsgebot“ (Czybulka, Luttmann 2005: 81). Als ein konkretes Ziel des Naturschutzes legt die Novellierung des BNatSchG vom 29.07.2009 fest, dass auf „mindestens 10 Prozent der Fläche eines jeden Landes [...] ein Netz verbundener Biotop (Biotopverbund) geschaffen [wird]“ (§20 BNatSchG). Mit diesem Biotopnetzwerk sollen Lebensräume, Bewegungs- und Wiederbesiedlungsmöglichkeiten von wilden Tier- und Pflanzenpopulationen gesichert, geschaffen und entwickelt werden (vgl. § 21 BNatSchG). Zudem hat die Bundesregierung 2007 die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt verabschiedet. Die darin festgehaltenen 330 Zielvorgaben und 430 Maßnahmen sind mittels eines Indikatorensets auf ihre Umsetzung zu überprüfen. Zur Umsetzung sind eine interministeriale Arbeitsgruppe und verschiedene Dialogforen zur Einbindung zivilgesellschaftlicher Akteure ins Leben gerufen worden. Die Strategie ist für mindestens vier Legislaturperioden ausgelegt – teils bis zum Jahr 2050 – und für die gesamte Bundesregierung verpflichtend. Insgesamt steht sie in Bezug zu sowohl länderspezifischen Biodiversitätsstrategien, der EU Biodiversitätsstrategie und der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD). Konkrete Ziele sind unter anderem Halt und Trendwende des bisherigen Verlustes der Artenvielfalt in Deutschland oder Umkehr des Verlustes an wildlebenden Arten und Wildnis mit ungestörter Natur auf 2 Prozent der Fläche Deutschlands. Auch der genannte Biotopverbund und Schutz des nationalen Naturerbes mittels Schutzzonen gehören zu den Zielen der Strategie (vgl. BMU 2007). Im Folgenden werden beispielhaft Naturschutzmaßnahmen in Deutschland betrachtet und der Stand der Zielerreichung erörtert.

²⁸ Marggraf (2001, 2003) beschreibt allerdings den Zustand vor der Föderalismusreform. Dennoch gilt auch heute das Konnexitätsprinzip. Der Unterschied ist dabei, dass der Bund seit der Reform Gesetzgebungskompetenz und damit auch eine Finanzierungsverantwortung für Naturschutz hat.

3.2. Naturschutzmaßnahmen in Deutschland

Naturschutz findet in Deutschland über die Landschaftsplanung, dass heißt über die Ausweisung von rechtsverbindlichen Schutzgebieten mit verschiedenen Auflagen und über die Eingriffsregelung zur Vermeidung und Behebung schädlicher Eingriffe in die Natur statt. Die Schutzgebietskategorien gemäß BNatSchG § 23 - § 30 lauten: 1. Naturschutzgebiet, 2. Nationalpark oder Nationales Naturmonument, 3. Biosphärenreservat, 4. Landschaftsschutzgebiet, 5. Naturpark, 6. Naturdenkmal, 7. Landschaftsbestandteil und 8. Geschützte Biotop. Auch das europäische Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000 ist Teil des deutschen Naturschutzes. Entlang dieser Kategorien variieren Größe, Schutzzweck, Schutzziele und entsprechende Auflagen. Nationalparks, Biosphärenreservate und die Naturparks werden aufgrund ihrer räumlichen Ausdehnung auch als Großschutzgebiete bezeichnet. Naturdenkmäler und geschützte Landschaftsbestandteile sind kleinflächige Einzelschutzmaßnahmen für besondere Einzelschöpfungen der Natur oder schützenswerte Landschaftsteile. Bei der konkreten Ausgestaltung der Schutzgebiete und deren Auflagen gibt es bundeslandspezifische Unterschiede, bei denen allerdings die allgemeinen Grundsätze des BNatSchG nicht verletzt werden dürfen. Eine schematische Übersicht gibt Abbildung 4. Dort ist zu erkennen, dass 1) Naturschutz auf 100 Prozent der Bundesfläche möglich ist und auch in intensiv genutzten Gebieten Auflagen gelten können oder begleitende Naturschutzmaßnahmen durchgeführt werden; 2) die stärksten Auflagen mit eingeschränkter Landnutzung bis zum Ausschluss jeglicher wirtschaftlicher Nutzung im Gebietsschutz gelten.

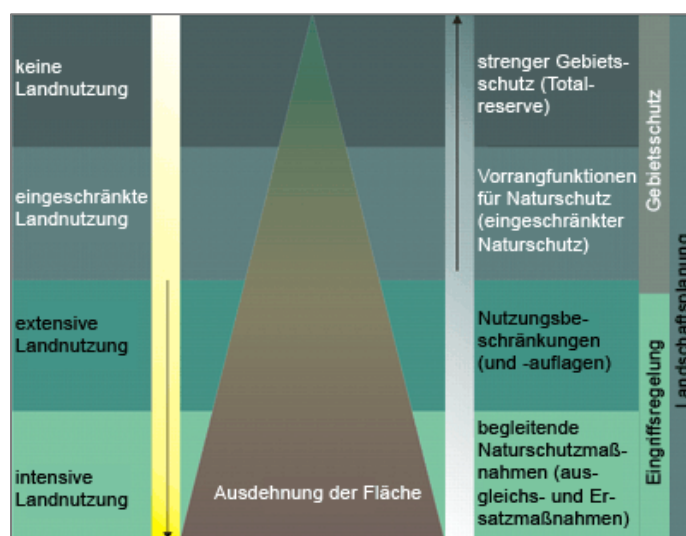


Abbildung 4: Landschaftsplanung

Quelle: http://www.bfn.de/0312_planung.html.

Insgesamt gibt es in den Nationalparks die stärksten Auflagen, dort ist in der Kernzone die wirtschaftliche Nutzung weitestgehend ausgeschlossen. Es gibt zurzeit in Deutschland 14 Nationalparks mit einer Gesamtfläche von 194.362 Hektar ohne Meeresflächen. Das sind circa 0,54 Prozent des Bundesgebietes (BfN 2012: 147). An zweiter Stelle haben die Naturschutzgebiete die stärksten rechtlichen Auflagen. In Deutschland gibt es 8501 Naturschutzgebiete mit insgesamt 1.313.137 ha, also 3,7 Prozent der terrestrischen Gesamtfläche (ebd.). Biosphärenreservate müssen (im Kerngebiet) mindestens die Auflagen eines Landschaftsschutzgebietes erfüllen und dienen auch als Modellregionen für nachhaltiges Wirtschaften (Deutsches Nationalkomitee für das UNESCO Programm Der Mensch und die Biosphäre 2007). Die 16 Biosphärenreservate in Deutschland haben eine Fläche von 1.312.258 ha (ohne Wasser- und Wattflächen), also 3,7 Prozent der Landfläche Deutschlands (BfN 2012: 141). Terrestrische Natura 2000 Gebiete sind auf 15,4 Prozent des Bundesgebietes ausgewiesen (BfN 2012: 164). Landschaftsschutzgebiete sind großflächige Gebiete mit geringeren Naturschutzauflagen, die auf Funktionsfähigkeit, nachhaltige Nutzbarkeit, Vielfalt und/oder Schönheit von Natur und Landschaft zielen. „Veränderungsverbote zielen darauf ab, den ‚Charakter‘ des Gebietes zu erhalten. Land- und Forstwirtschaft *können* eingeschränkt werden, sofern sie den Charakter des Gebietes verändern oder dem Schutzzweck zuwiderlaufen“ (BfN 2012: 153, eigene Hervorhebung). Insgesamt gibt es 7.409 Landschaftsschutzgebiete mit einer Fläche von ca. 10,2 Millionen Hektar (ca. 28,3 Prozent des Bundesgebietes) (BfN 2012: 153). In Deutschland gibt es zur Zeit 103 Naturparks, die 9,6 Millionen Hektar und damit circa 27% der Landesfläche umfassen (BfN 2012: 154). Abbildung 5 gibt einen Überblick über die Naturschutzflächen entlang der Bundesländer inklusive Meeresschutzgebiete. Hier kann man erkennen, dass der Großteil der Schutzgebietsflächen in den Flächenländern liegt²⁹. Da die Stadtstaaten kleine Gebietsflächen haben, ist dies nicht verwunderlich. Zur anteiligen Schutzgebietsfläche an der Landesfläche siehe Kap. 3.3.3.

²⁹ Zu beachten ist bei dieser Darstellung allerdings, dass die angegebenen Schutzgebietsflächen sich teils räumlich überschneiden und daher nicht aufsummiert werden können. Hier soll vielmehr die räumliche Verteilung entlang verschiedener Schutzgebietskategorien über die Bundesländer aufgezeigt werden.

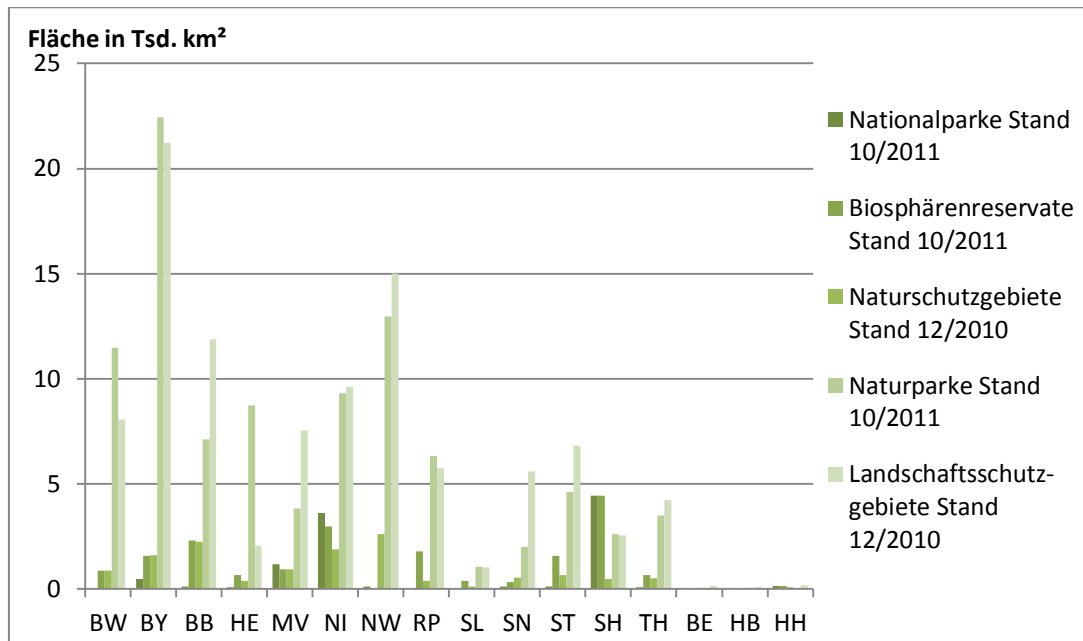


Abbildung 5: Naturschutzflächen in den Bundesländern; Quelle: eigene Darstellung nach BfN 2012: 140ff..

Bezüglich des herzustellenden Biotopverbundes heißt es: „Für alle Flächen, auch Flächen mit Schutzstatus, gilt, dass sie nur dann Bestandteil des Biotopverbundes sind, wenn sie zur Erreichung der in § 21 Abs.1 BNatSchG genannten Ziele – d.h. funktional – geeignet sind“ (BfN 2012: 176). Die wichtigsten Bestandteile für das Ziel der Biotopvernetzung auf 10 Prozent³⁰ der Landesfläche mittels Kernflächen, Verbindungsflächen und -elementen sind: Nationalparks, Naturschutzgebiete, Biosphärenreservate, die europäischen Natura 2000 Gebiete und geschützte Biotope (BNatSchG §21 (3)). Der Biotopverbund soll zudem das europäische Schutzgebietsnetz verbessern. Die Biosphärenreservate können von den Bundesländern ausgewiesen werden, deren Anerkennung liegt jedoch bei der Organisation der Vereinten Nationen für Erziehung, Wissenschaft und Kultur (UNESCO). Dabei gelten für die Anerkennung die Managementkategorien der International Union for Conservation of Nature (IUCN) und die Richtlinien der CBD (vgl. Dudley et al. 2008). Somit ist der Gebietsschutz in Deutschland auch Bestandteil internationaler Naturschutzanstrengungen. Für den Biotopverbund spielen Landschaftsschutzgebiete und Naturparks aufgrund der geringen Einschränkungen eine eher nachrangige Rolle³¹.

³⁰ Außerdem stellt die quantitative Vorgabe, 10 Prozent der jeweiligen Landesfläche bereitzustellen, nach „vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnissen den Minimalwert“ für den Aufbau eines Biotopverbundsystems dar (Deutscher Bundestag 2001: 37 f., vgl. zudem Fischer-Hüftle, Schumacher 2010: 114).

³¹ Biodiversitätsschutz findet in Deutschland auch durch Kompensationszahlungen für Artenschutzmaßnahmen statt, die Landnutzer (freiwillig) durchführen. Diese Zahlungen

Die Indikatoren der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt zeigen insgesamt, dass Naturschutz noch nicht mit dem beabsichtigten Erfolg durchgeführt wird: Von den insgesamt 19 Indikatoren (vgl. Anhang) entwickeln sich fünf „statistisch signifikant in Richtung auf das Ziel bzw. den Zielwert (...): Gebietsschutz, Flächeninanspruchnahme, Ökologischer Landbau, Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft und Nachhaltige Forstwirtschaft“ (BMU 2010: 75). Zudem gibt es Indikatoren beispielsweise im Bereich Komponenten der biologischen Vielfalt, die einen negativen Status und keinen erkennbaren Trend aufweisen. Dazu gehören unter anderem Artenvielfalt und Landschaftsqualität oder Erhaltungszustand der Fauna-Flora-Habitat (FFH) Lebensräume und FFH-Arten (vgl. ebd.: 78f.). Insgesamt gibt 5 Indikatoren mit positivem Trend, 1 mit negativem Trend, 1 ohne statistisch signifikanten Trend und 12 ohne Angabe. Der Indikator „Nachhaltige Forstwirtschaft“ weist einen Zielerreichungsgrad von 80% bis <90% auf, 6 Indikatoren haben einen Zielerreichungsgrad von 50% bis <80%, 5 Indikatoren erreichen unter 50% ihres Ziels und 7 haben keine Angabe (vgl. BMU 2010). „[A]n dem starken Auseinanderklaffen der aktuellen Werte und der Zielwerte [wird] deutlich, dass die gesetzten Ziele *nur unter sehr großen Anstrengungen* erreicht werden können.“ (BMU 2010: 75; eigene Hervorhebung). Hieraus lässt sich ein gewisser Bedarf für weitere, innovative Instrumente ableiten, die zu einem besseren Zielerreichungsgrad und erhöhter Effizienz der Naturschutzmaßnahmen in Deutschland führen.

3.3. Externe Effekte des Naturschutzes in Deutschland

Nachdem also ein weiterer Handlungsbedarf, gemessen an den politischen Zielen, beobachtet werden kann, wird in den folgenden zwei Unterkapiteln analysiert, wer Nutzen vom Naturschutz erfährt (Kap. 3.3.1) und welche Akteure die Kosten tragen (Kap. 3.3.2). Nicht kompensierte externe Effekte könnten ein suboptimales Angebot an Naturschutz und damit auch den geringen Zielerreichungsgrad der bisherigen politischen Maßnahmen zumindest teilweise erklären.

3.3.1. Nutzen von Naturschutz

Balmford et al. (2002) haben für den Schutz der verbleibenden Wildnis ein Kosten-Nutzen-Verhältnis von 1:100 geschätzt. Allerdings bezieht sich dies auf Wildnisgebiete über den gesamten Globus. Daraus lassen sich wenig spezifische

sind allerdings noch nicht an einer räumlichen Vernetzung der Biotope ausgerichtet (vgl. Wätzold 2008). Allerdings wird in der Literatur eine solche Ausrichtung bereits diskutiert, beispielsweise mittels eines Agglomerationsbonus bei entsprechend günstiger Anordnung innerhalb eines Biotopverbundes (vgl. Parkhurst et al. 2002).

Aussagen über Deutschland treffen. Urfei (2002) hat ein Rahmenwerk für die Analyse räumlicher Verteilung von Schutzgebieten in Deutschland entwickelt, und eine ungleiche räumliche Konzentration feststellen können. Entlang Olsons Prinzip der fiskalischen Äquivalenz gälte es zu identifizieren, welcher Nutzen in der Region verbleibt, welcher Nutzen eine nationale Reichweite hat und wer welche Schutzflächen bereitstellt beziehungsweise die Kosten trägt.

Eine erste zusammenfassende Studie zur Abschätzung des Nutzens und der Kosten der Schutzmaßnahmen in Natura 2000 Gebieten haben ten Brink et al. (2011) für die Europäische Kommission durchgeführt. In der vorbereitenden Studie werten Gantioler et al. (2010) über 100 strukturierte Interviews mit Experten aus 26 Mitgliedstaaten und aus Regierungen, NGOs, Wissenschaft und Anspruchsgruppen aus. Mittels dieser explorativen Studie konnten erste Ergebnisse des empfundenen Nutzens aus verschiedenen Ökosystemleistungen der Natura 2000 Schutzgebiete erhoben werden. Zudem wurde nach einer Einschätzung der räumlichen Reichweite des Nutzens (lokal, national oder international) auf einer Skala von 1-5 gefragt. Abbildung 6 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Befragung. Auch wenn sich zeigt, dass der empfundene Nutzen überwiegend in der Region verbleibt, so fällt nach Einschätzung der Experten auch ein Nutzen auf nationaler und internationaler Ebene an. National gesehen sind Tourismus, Erholungswerte und Wasserregulierung von besonders hohem Nutzen. Die Regulierung von Wasserhaushalt und Klima haben einen höheren Nutzen auf nationaler als auf

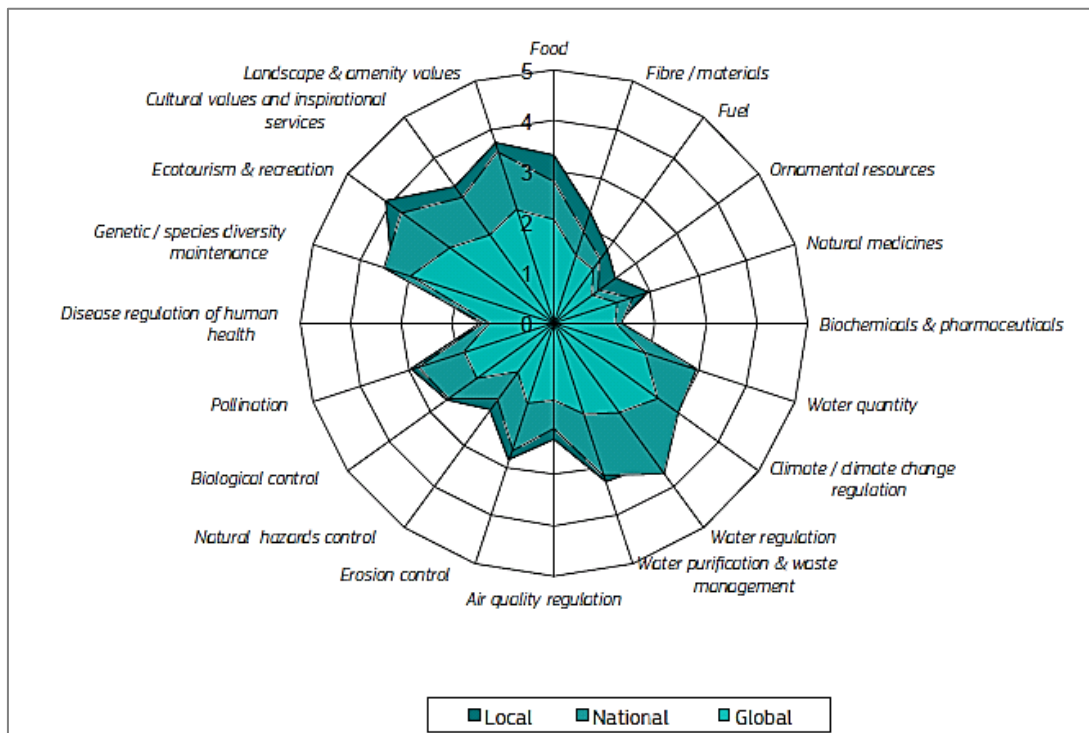


Abbildung 6: Der empfundene Nutzen unterschiedlicher Reichweite aus Natura 2000 Gebieten; Quelle: ten Brink, et al. 2011: 24, nach Gantioler et al. 2010.

regionaler Ebene. Der internationale Nutzen betrifft insbesondere den Erhalt von Artenvielfalt, Klimaregulationsleistungen, kulturelle Leistungen und Erholungswerte. Im Folgenden werden beispielhaft einige Möglichkeiten zur ökonomischen Bewertung des Nutzens durch Ökosystemleistungen in Schutzgebieten aufgezeigt. Sie stellen allerdings noch keine umfassende Erhebung dar, sondern illustrieren beispielhaft den monetären Nutzen aus Naturschutz. Die Speicherung von Kohlendioxid im Boden ließe sich etwa nach verschiedenen Emissionspreisen monetär bewerten (ten Brink et al. 2011: 25). Gegenüber Ackerland können Wälder, Feuchtgebiete und Grünland mit höherer Rate Kohlenstoff speichern (ebd.). Danach kann durch eine Extensivierung und/oder stärkere Naturschutzauflagen gegenüber einem Referenzszenario intensiver Landwirtschaft Kohlenstoff gespeichert werden. Dieser lässt sich dann nach Marktpreisen für Emissionen monetär erfassen³². Darüber hinaus sind naturbelassene Auen unter anderem Hochwasserretentionsflächen und schützen damit Anlieger (ebd.: 28). Hier könnte der Wert eines naturnahen Hochwasserschutzes mit vermiedenem Schaden an beispielsweise Immobilien und Infrastruktur gemessen werden (vgl. zudem Born et al. 2012). In Schutzgebieten kann zudem Regenwasser gefiltert und der Wasserhaushalt auf natürliche Weise reguliert werden. Während in Städten beispielsweise für technische Trinkwasseraufbereitung gezahlt wird, stellen geschützte Ökosysteme Grundwasser umsonst bereit (vgl. ten Brink et al. 2011: 32) – hier könnte man mittels Marktpreisen bewerten³³. Tourismus in naturnahen und geschützten Gebieten ermöglicht (Nah-)Erholung und schafft zudem regionales Einkommen (vgl. Job et al. 2013). Aber auch für Nahrungsmittel liefern Schutzgebiete einen wichtigen Beitrag. Durch den Schutz können sich sowohl Fischbestände erholen, als auch Bruträume für die in der Landwirtschaft zur Bestäubung wichtigen Insekten erhalten werden (vgl. ten Brink et al. 2011.: 37). Zudem tragen auch bestimmte, eher extensive landwirtschaftliche Nutzungen zum Erhalt bestimmter Ökosystemtypen bei, die sich aufgrund vorheriger Nutzung entwickelt haben und spezifischen Arten einen Lebensraum bieten (ebd.: 39). Auflagen wie beispielsweise späte Mahd können bestimmte Bodenbrüter schützen. Somit kann auch in Schutzgebieten unter naturschutzfachlichen Auflagen weiter Landwirtschaft betrieben werden. Diese kann gegebenenfalls sowohl bestimmte

³² Die Schätzungen für den Preis von Treibhausgassenkungen durch Naturschutz in allen europäischen Natura 2000 Gebieten variieren von 607 bis 1,130 Milliarden Euro für 2010 – je nach CO₂aq-Preisen (ten Brink et al. 2011: 25).

³³ Die Daten aus Berlin, München, Wien und Oslo ergeben pro Stadt Werte von 7 bis 16 Mio. Euro für Wasserfilterung und zwischen 12 und 91 Mio. Euro für Trinkwasserbereitstellung (ten Brink et al. 2011: 32 f.).

Arten oder Ökosysteme schützen als auch Nahrungsmittel produzieren. Es kann also durchaus Synergien zwischen Naturschutz und Landnutzung geben.

Die expertenbasierte Analyse von ten Brink et al. (2011) zeigt also am Beispiel von Natura 2000 Gebieten, dass a) sich gesellschaftlicher Nutzen aus dem Schutz der Natur ergibt und b) dieser Nutzen regional, national und international anfällt. Zwar wird skizziert, welche räumliche Ausdehnung bestimmte Ökosystemleistungen haben und wo somit welcher Nutzen anfällt, allerdings wird nicht nach Ökosystemtypen unterschieden. Eine Analyse welche Ökosystemtypen welche Ökosystemleistungen mit welcher räumlichen Ausweitung mit oder ohne Schutzaufgaben bereitstellen³⁴ wäre sicherlich wünschenswert, liegt aber in dieser Form noch nicht vor (vgl. Kapitel 2.4). Entscheidend ist aber an dieser Stelle, dass Naturschutz einen überregionalen Nutzen mit sich bringt. Wenn also beispielsweise ein Akteur lokal viel Naturschutz bereitstellt, nützt dies auch Akteuren in anderen Regionen. Aus der umweltökonomischen Theorie wäre eine Kompensationszahlung zur Internalisierung dieses positiven externen Effekt folgerichtig. Anschließend stellt sich die Frage, wer die Kosten für die Bereitstellung trägt, denn diese Kostenträger wären aus wohlfahrtstheoretischer Sicht zu kompensieren (Kap. 3.3.2) – und ob eine Kompensation vorliegt (Kap. 3.3.3).

3.3.2. Finanzierung und Kosten des Naturschutzes in Deutschland

Die Finanzierung des Naturschutzes in Deutschland speist sich aus unterschiedlichen Quellen. Sowohl die Europäische Union, als auch der Bund, die Länder, die Kommunen und private Akteure tragen einen Teil der Kosten. Abbildung 7 gibt einen schematischen, wenn auch nicht ganz aktuellen Überblick über die wichtigsten Finanzierungsquellen. LIFE-Natur war das europäische Finanzierungsinstrument für die Umsetzung der Vogelschutz und Fauna-Flora-Habitat (FFH) Richtlinien und umfasste drei Förderperioden. Im Rahmen der Novellierung und Beschluss des Folgeprogramms LIFE+ wurde das Programm für Natur und Biologische Vielfalt, beziehungsweise das Schutzgebietsnetz Natura 2000, zu einem eigenständigen Teilprogramm, bei dem 50-75% der Kosten von Einzelprojekten in Natura 2000 Gebieten gefördert werden können (EG-Verordnung

³⁴ So wäre beispielsweise naheliegend, dass ein geschützter Almsee andere Ökosystemtypen bereitstellt, als ein geschütztes Moor oder ein Mittelgebirgswald. Das heißt für eine umfassende Evaluierung des Nutzens aus Naturschutz müssten Ökosysteme klassifiziert werden, deren spezifische Leistungen mit ihrer jeweiligen räumlichen Ausdehnung und ihrer Lage erhoben und analysiert werden, welche Änderungen der Ökosystemleistungen unter alternativen Landnutzungen oder Schutzaufgaben stattfinden. Damit könnte dann der Nutzen aus Naturschutz angemessen differenziert dargestellt werden. Im Rahmen dieser Masterarbeit ist dies allerdings nicht zu bewältigen.

614/2007: Art. 5). Allerdings sind teilweise auch Zuschüsse über andere europäische Programme (EFRE, ELER, ESF, Kohäsionsfond) möglich (vgl. WWF 2005; siehe auch FFH-RL Art. 8).

Der Bund beteiligt sich an den Kosten für Naturschutz im Rahmen des Programmes „chance.natur -

Bundesförderung Naturschutz“ an Projekten des Schutzes und der dauerhaften Sicherung von Naturräumen mit „gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung“ (BfN 2012: 227)³⁵. Der Bund übernimmt dabei bis zu 75 Prozent der anfallenden Gesamtkosten eines solchen Projektes; das Bundesland

kofinanziert in der Regel 15

Prozent und der Projektträger übernimmt 10 Prozent (BfN 2012: 228). Die Projektträger sind in der Regel Landkreise, Gemeinden, Städte oder Naturschutzorganisationen (ebd.). Antragsberechtigt sind natürliche und juristische Personen mit Ausnahme der Bundesländer³⁶.

Die Länder müssen substanzielle Teile der finanziellen Ausgaben für Naturschutz tragen, weil die Übernahme staatlicher Aufgaben auch eine Finanzierungsverantwortung mit sich bringt (Konnexitätsprinzip). In den Artikeln 70ff., 83ff. und 104ff. des Grundgesetzes (GG) wird die Aufgabenteilung festgeschrieben

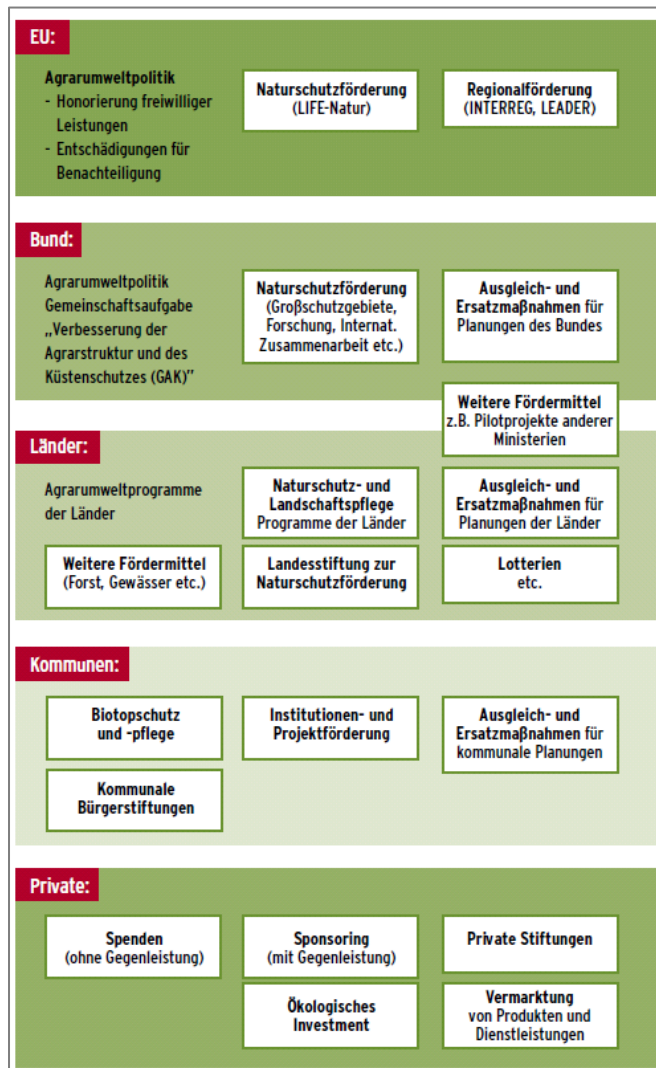


Abbildung 7: Die wichtigsten Finanzierungsquellen für Naturschutz; Quelle: BMU 2004: 10.

³⁵ Der Bund trägt auch die Kosten für die Verhandlung und Ratifizierung internationaler Übereinkommen.

³⁶ Auch im Bundesprogramm Biologische Vielfalt sind die Länder nicht antragsberechtigt (wie auch im chance.natur Programm ggf. mit Einzelfallausnahme für die Stadtstaaten). Das Programm zielt auf Vorhaben, die für die Strategie zur biologischen Vielfalt gesamtstaatlich repräsentativ sind und richtet sich an gemeinnützige Organisationen, Verbände, Stiftungen, kommunale Gebietskörperschaften, Zweckverbände [und] Privatpersonen“ (BfN 2013: <http://www.biologischevielfalt.de/verfahren.html>).

(vgl. zudem Marggraf 2001 : 378 ³⁷). Naturschutz ist Gegenstand der konkurrierenden Gesetzgebung (Art 74 (1) GG), das heißt die Länder können selbst dann abweichende Regelungen treffen, wenn der Bund von seiner Gesetzgebungskompetenz Gebrauch macht (Art 72 (3) GG). Laut Artikels 104a GG haben der Bund und die Länder gesondert die Ausgaben zu tragen, „die sich aus der Wahrnehmung ihrer Aufgaben ergeben“. Dies beschreibt das Konnexitätsprinzip. Das heißt, da die Bundesländer substanzielle Regelungen im Naturschutz treffen, haben sie in diesem Sinne dafür auch die Finanzierungsverantwortung (vgl. Marggraf 2001: 378). Für die Länder bedeutet dies die Übernahme der Ausgaben für Naturschutz abzüglich a) der EU-Kofinanzierung für die Natura 2000 Gebiete und b) der Kofinanzierung des Bundes für die Schutzgebiete gesamtgesellschaftlicher Relevanz. Hinzu kommen die laufenden Kosten nach Ablauf der Förderperiode in den beiden übergreifenden Förderprogrammen von EU und Bund. Abbildung 8 zeigt die individuellen Unterschiede der Nettoausgaben der Bundesländer für Umwelt- und Naturschutz im Schnitt über die Jahre 2002-2010. Über die Jahre sind insgesamt starke Schwankungen zu erkennen, die unter anderem mit der Wirtschaftskrise ab 2008 erklärbar sein könnten. Relevant sind an dieser Stelle die unterschiedlichen anteiligen Ausgabenhöhen³⁸.

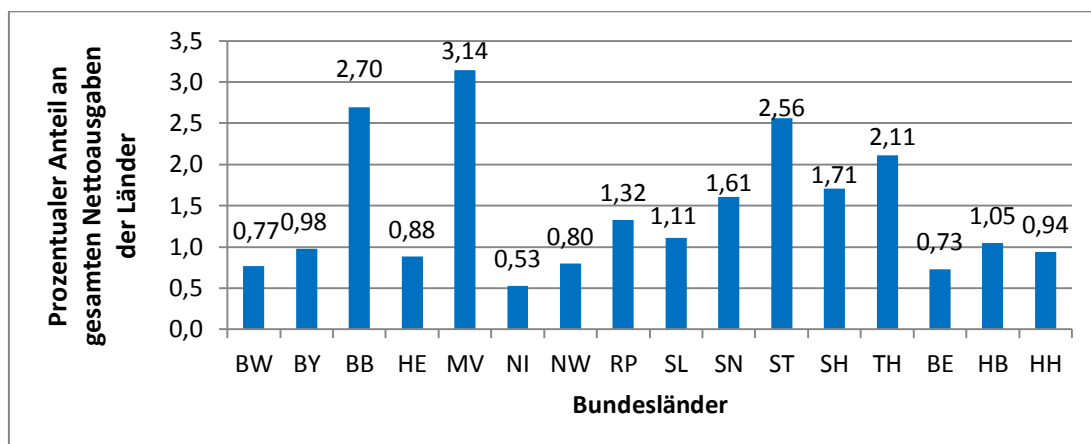


Abbildung 8: Anteilige Nettoausgaben der Bundesländer für Umwelt- und Naturschutz (2002-2010); Quelle: Eigene Darstellung nach Statistisches Bundesamt (2013).

Abbildung 9 zeigt beispielhaft die Ausgabenstruktur der Flächenländer im Naturschutz ohne Personalausgaben für das Jahr 2009. Es zeigt sich, dass Gebietsschutz mit Pflege und Entwicklungsmaßnahmen der größte Posten ist. Darauf folgen Entschädigungs- und Ausgleichszahlungen. Beispielhaft für die

³⁷ Marggraf (2001) beschreibt die Situation vor der letzten Föderalismusreform, aber das Konnexitätsprinzip gilt auch heute, wenn auch in veränderter Form, da nun auch der Bund Gesetzgebungskompetenz im Naturschutz hat.

³⁸ Im Schnitt über die Jahre 2002 bis 2010 und alle Bundesländer werden ca. 1 Prozent aller Ausgaben für Umwelt- und Naturschutz ausgegeben.

Kostenstruktur der Ausweisung und Einrichtung von Schutzgebieten zeigen Gantioler et al. (2010) für Natura 2000 Gebiete, dass im europäischen Durchschnitt ein Drittel der Kosten als einmalige Investitionen für Landkauf und Infrastrukturerrichtung anfallen und zwei Drittel laufende Kosten für Management und Planung darstellen. Bezüglich Nationalparks zeigt Heiland (2013), dass etwa die Hälfte der Nationalparkverwaltungen sich selbst als angemessen finanziert und eigenständig im Mitteleinsatz versteht. Job et al. (2013) zeigen am Beispiel des Nationalparks Bayerischer Wald, dass zu diesen direkten Kosten für Errichtung, Unterhalt und Management noch indirekte Kosten kommen. Indirekte Kosten sind unter anderem der Verbissschaden in forstwirtschaftlich genutzten Anliegerflächen durch im Nationalpark beheimatete Wildtiere oder auch Kosten durch Schädlinge wie den Borkenkäfer. Darüber hinaus gibt es noch Opportunitätskosten, also die entgangenen Einnahmen durch alternative Nutzungen wie Waldwirtschaft (ebd.). Balmford et al. (2003) zeigen, dass die Kosten für Naturschutz weltweit sehr stark variieren: von unter US\$ 0,1 bis über US\$ 1.000.000 pro geschütztem km². Je nach Gebiet, Arbeitslöhnen, Landpreisen und anderen Faktoren kostet Naturschutz unterschiedlich viel. In Deutschland sind die Kosten wahrscheinlich homogener verteilt als im globalen Vergleich, aber auch hier sind Unterschiede im Unterhalt von Schutzgebieten anzunehmen. Es lässt sich vermuten, dass Naturschutzausgaben mit ausgewiesener Schutzfläche steigen, da für größere Schutzgebiete wahrscheinlich der Umfang der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen und der Ausgleichszahlungen steigt (vgl. Abb. 9 und zur Empirie Kapitel 4.3). Diese Ausgaben haben zu einem substantiellen Teil die Bundesländer zu tragen.

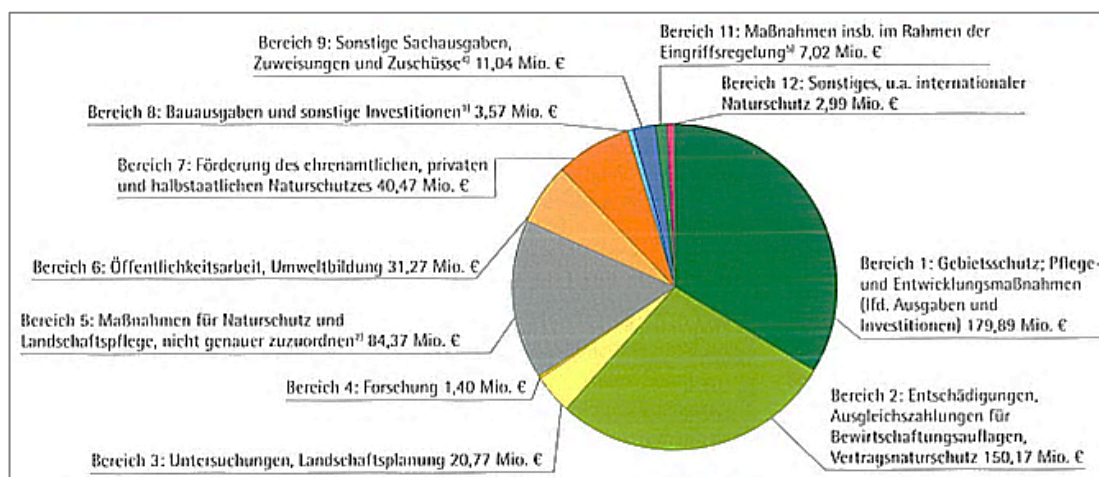


Abbildung 9: Ausgabenstruktur der Naturschutzausgaben der Flächenländer (2009);
Quelle BfN 2012: 241.

3.3.3. Externe Effekte in der Bereitstellung von Naturschutz

Selbst wenn man aufgrund der formalen Gesetzgebung davon ausgeht, dass die Länder insgesamt den Hauptteil dieser Naturschutzausgaben zu tragen haben, ist es schwierig einen externen Effekt aus den Bundesländern auf die Bundesrepublik und die internationale Ebene zu quantifizieren. Es gibt zwar nach Gantioler et al. (2010) einen Nutzenübertrag von Naturschutzmaßnahmen aus der Region auf die Nation und die Welt, allerdings gibt es auch Förderprogramme auf Ebene der BRD und der EU. Um die Existenz eines positiven externen Effektes untersuchen zu können, müsste sowohl der Nutzen auf regionaler, nationaler beziehungsweise internationaler Ebene, wie auch der Kostenbeitrag der entsprechenden politischen Ebene für Errichtung und Unterhalt von Schutzgebieten in vergleichbaren Einheiten messbar sein. Dies ist auch aufgrund der Unsicherheiten in der Bewertung von Ökosystemleistungen bislang noch schwer umfassend möglich (vgl. Brouwer et al. 2013).

Anders sieht es auf Ebene der Bundesländer aus, denn hier gibt es genügend Daten für eine eingehendere Analyse der Bereitstellung des öffentlichen Gutes Naturschutz. Gegenüber einem Vergleich von Kosten und Nutzen auf nationaler und internationaler Ebene hat diese horizontale Länderperspektive einen entscheidenden Vorteil. Verschiedene Akteure gleicher Ebene mit gleicher grundgesetzlicher Verantwortung für Naturschutz

können anhand ihres Beitrages verglichen werden³⁹. Urfei hat bereits 2002 eine ungleiche räumliche Verteilung von Schutzgebieten aufzeigen können. Allerdings



Abbildung 10: Anteilige Schutzgebietsflächen in Deutschland („Schutzgebiete gesamt“, „Landschaftsschutz“ und „Natur- und Artenschutz“ von oben nach unten); Quelle IÖR 2013, für eine höhere Auflösung siehe Anhang.

³⁹ Die Bundesländer sollten über den Länderfinanzausgleich auch tendentiell eine ähnliche finanzielle Ausstattung pro Einwohner zur Bereitstellung öffentlicher Dienste haben. Dazu mehr in Kapitel 4.

lagen ihm dabei noch keine Daten zur überschneidungsfreien Fläche von Schutzgebieten vor. Seit 2006 gibt das Leibniz Institut für ökologische Raumentwicklung mit seinem Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung die überschneidungsfreie (anteilige) Fläche ausgewiesener Schutzgebiete für „Landschaftsschutz“⁴⁰, „Natur- und Artenschutz“⁴¹ und für die gesamte Schutzgebietsfläche⁴² heraus (vgl. IÖR 2013). Ein erster Vergleich zeigt, dass sich die anteilige Fläche der Schutzgebiete ungleich zwischen den Bundesländern verteilt. Das Saarland und Nordrhein-Westfalen haben überdurchschnittlich viele Naturparks und Landschaftsschutzgebiete mit ‚allgemeinem Schutzstatus‘ ausgewiesen. Dagegen haben Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg überdurchschnittlich viel Nationalparks, Naturschutzgebiete und Natura 2000 Gebiete mit ‚strengem‘ Schutzstatus ausgewiesen. Abbildung 10 zeigt dies in grafischer und Tabelle 1 in numerischer Form. Manche Länder stellen also überdurchschnittlich viel Naturschutz⁴³ bereit – welches Bundesland welchen Beitrag liefert, variiert je nach Schutzgebietsstatus (bzgl. unterschiedlicher Kosten siehe Kap. 4.3). Aus wohlfahrtstheoretischer Perspektive liegt der Schluss nahe, dass diejenigen, die besonders viel Menge eines öffentlichen Gutes bereitstellen, von den anderen Bundesländern kompensiert werden sollten.

⁴⁰ „Der Indikator beschreibt den Stand der Ausweisung von Schutzgebieten für den (allgemeinen) Landschaftsschutz, bezogen auf die administrative Gebietsfläche (ohne Meeresgebiete). (...) Quotient aus Schutzgebietsfläche "Landschaftsschutz" (Naturparke (NP), Landschaftsschutzgebiete (LSG) sowie Biosphärenreservate (BIO) außerhalb der Kernzonen) und Gebietsfläche“ (IÖR 2013: http://www.ioer-monitor.de/svg_viewer/datenvisualisierung/kennblatt_einzelanzeige.php?ID_IND=L09RG)

⁴¹ „Der Indikator beschreibt den Stand der Ausweisung von Schutzgebieten für den (strengen) Natur- und Artenschutz, bezogen auf die administrative Gebietsfläche (ohne Meeresgebiete). Dabei sind die europäischen NATURA2000-Gebiete integriert. (...) Quotient aus Schutzgebietsfläche "Natur- und Artenschutz" (Nationalparke (NTP), Naturschutzgebiete (NSG), Fauna-Flora-Habitat-Gebiete (FFH) sowie Vogelschutzgebiete (SPA)) und Gebietsfläche“ (IÖR 2013: http://www.ioer-monitor.de/svg_viewer/datenvisualisierung/kennblatt_einzelanzeige.php?ID_IND=L08RG)

⁴² „Der Indikator beschreibt den Stand der Ausweisung von Schutzgebieten, bezogen auf die administrative Gebietsfläche (ohne Meeresgebiete). Aus funktionaler Sicht wird unterschieden in einen höheren Schutzstatus für den (strengen) Natur- und Artenschutz und einen geringeren Schutzstatus für den (allgemeinen) Landschaftsschutz. Zur ersten Kategorie zählen Nationalparke (NTP), Naturschutzgebiete (NSG), Fauna-Flora-Habitat-Gebiete (FFH) und Vogelschutzgebiete (SPA). Zur zweiten Kategorie zählen Naturparke (NP), Landschaftsschutzgebiete (LSG) und Biosphärenreservate (BIO) außerhalb der Kernzonen. (...) Quotient aus Schutzgebietsfläche gesamt (Vereinigung von Nationalparks, Naturschutzgebieten, Fauna-Flora-Habitat-Gebieten, Vogelschutzgebieten, Naturparks, Landschaftsschutzgebieten sowie Biosphärenreservaten) und Gebietsfläche“ (IÖR 2013: http://www.ioer-monitor.de/svg_viewer/datenvisualisierung/kennblatt_einzelanzeige.php?ID_IND=L01RG)

⁴³ Dies kann als auch Ausdruck unterschiedlicher Präferenzen und Kostenstrukturen verstanden werden (vgl. Tiebout 1956) und/oder als Ergebnis unterschiedlicher Kostenstrukturen.

Dadurch sollte sich nach der umweltökonomischen Theorie eine insgesamt optimalere Allokation und ein Mehr an produzierter Menge einstellen. Der Länderfinanzausgleich ist das zentrale Instrument um Steuereinnahmen zwischen den Ländern aufzuteilen. Dort sind bislang keine Naturschutzfaktoren integriert (vgl. Czybulka, Luttmann 2005). Da insofern keine Kompensation zwischen den Bundesländern stattfindet, lässt sich ein positiver externer Effekt annehmen. Aus einer ungleichen Bereitstellung einen externen Effekt zu schließen, beruht allerdings auf der vereinfachenden Annahme, dass der Nutzen aus verschiedenen geschützten Ökosystemen in den Bundesländern vergleichbar ist. Denn es bestünde die Möglichkeit, dass ein Bundesland zwar unterdurchschnittlich viel Naturschutz bereitstellt, aber genau solche geschützten Ökosysteme bereitstellt, die einen Nutzen über das Bundesland hinaus erbringen und somit überdurchschnittlich viel Nutzen für andere bereitstellen.

Bundesland	Anteil Gebiete „Landschaftsschutz“ an Landesfläche (2010) in %	Fläche Landschaftsschutz in km ²	Anteil Gebiete „Natur- und Artenschutz“ an Landesfläche (2010) in %	Fläche Natur- und Artenschutz in km ²	Anteil „Schutzgebiete gesamt“ an Landesfläche (2010) in %	Fläche Schutzgebiete gesamt in km ²	Landesfläche in km ²
BW	35,3	12.623,30	17,5	6.262,71	52,8	18.886,01	35.747,60
BY	35,6	25.135,74	11,4	8.047,88	47,0	33.183,62	70.542,10
BE	10,7	95,72	7,7	68,33	18,4	164,04	891,10
BB	26,2	7.762,93	26,5	7.868,38	52,7	15.631,31	29.653,50
HB	6,9	28,66	18,4	76,04	25,4	104,70	412,90
HH	18,4	138,91	10,6	79,61	29,0	218,52	753,10
HE	33,8	7.144,19	21,2	4.468,10	55,0	11.612,29	21.115,30
MV	14,0	3.269,43	30,1	7.006,28	44,2	10.275,71	23.271,80
NI	26,1	12.479,34	11,5	5.512,12	37,7	17.991,46	47.776,60
NW	51,6	17.588,04	11,2	3.820,07	62,8	21.408,11	34.112,50
RP	40,2	7.983,64	19,6	3.899,11	59,9	11.882,75	19.851,90
SL	60,7	1.560,77	12,3	316,52	73,0	1.877,29	2.571,00
SN	28,2	5.199,65	15,9	2.935,04	44,1	8.134,68	18.449,30
ST	32,8	6.742,48	11,7	2.399,59	44,5	9.142,07	20.556,20
SL	24,1	3.803,62	11,0	1.740,41	35,1	5.544,04	15.804,80
TH	25,6	4.141,28	17,0	2.756,27	42,6	6.897,55	16.202,40

Tabelle 1: Die anteiligen Schutzgebietsflächen der Bundesländer 2010; Quelle: IÖR 2013.

Auf der anderen Seite lässt sich dennoch ein positiver externer Effekts annehmen, so lange die Unterschiede in den geschützten Ökosystemen und des sich daraus ergebenden Nutzens nicht genau durch die unterschiedliche anteilige Bereitstellung

ausgeglichen wird. Anders gesagt, so lange aus mehr Naturschutz ein Mehr an Nutzen entsteht und sich dieser zumindest teilweise über die Bundeslandgrenzen erstreckt, dann tragen diejenigen Länder mehr zur gesellschaftlichen Wohlfahrt bei, die mehr Naturschutz bereitstellen. Dafür sollten Kompensationszahlungen geleistet werden, da diese Länder sonst einen Anreiz haben, weniger als gesellschaftlich optimal zu Verfügung zu stellen.

3.4. Zwischenfazit

Naturschutz ist in Deutschland Staatsaufgabe und unterliegt der konkurrierenden Gesetzgebung. Es gibt europäische, nationale und landesspezifische Naturschutzpolitiken. Hauptinstrument ist die regulative, landschaftsplanerische Ausweisung von Schutzgebieten mit unterschiedlich stark ausgeprägten Nutzungseinschränkungen bis zum Ausschluss wirtschaftlicher Nutzung in den Kernzonen der Nationalparks. Die Nationale Biodiversitätsstrategie und Bundesnaturschutzgesetz setzen politische Ziele beispielsweise für ein zu verbesserndes Management bezüglich des Verlustes an Artenvielfalt oder der Herstellung eines übergreifenden Biotopverbundes. Der Zielerreichungsgrad ist allerdings nicht besonders hoch. Dies zeigt einen Bedarf für Instrumente die Effektivität und Effizienz im Naturschutz erhöhen können. Eine mögliche Ursache dafür können positive externe Effekte des Naturschutzes sein. Die Kosten für Naturschutz haben, von europäischen Zuschüssen und bundesfinanzierten Beiträgen zu Großschutzgebieten mit gesamtstaatlicher Relevanz abgesehen, die Bundesländer (und Kommunen) zu tragen (vgl. zudem Kap. 4.3). Der Nutzen von Schutzgebieten erstreckt sich aber räumlich auch auf die nationale und die internationale Ebene (vgl. Gantioler et al. 2010). Insgesamt stellen einige Bundesländer überdurchschnittlich viel Schutzgebietsfläche und damit überregionalen Nutzen bereit und andere unterdurchschnittlich wenig. Im Sinne eines zu erwartenden Wohlfahrtszugewinnes durch Internalisierung des positiven externen Effektes aus Naturschutzmaßnahmen erscheint es rational, entsprechende finanzielle Kompensationsmöglichkeiten zu identifizieren und deren Auswirkungen abzuschätzen. Als bestehendes und gegebenenfalls zu modifizierendes Instrument bietet sich für eine solche Kompensation der Finanzausgleich an, da dort die Steuereinnahmen von Bund, Ländern und Kommunen (um)verteilt werden.

4. Ökologischer Länderfinanzausgleich

– Grundlagen und Modell

In diesem Kapitel wird der Länderfinanzausgleich (LFA) in seiner Zielsetzung und bisherigen Ausgestaltung vorgestellt (Kap. 4.1). Danach folgt eine kurze Vorstellung der Entwicklung der Idee des ökologischen Finanzausgleichs, um zentrale Elemente einer möglichen Begründung für die Integration ökologischer Indikatoren zu identifizieren (Kap. 4.2). In Kapitel 4.3 wird der Mehrbedarf für Natur- und Umweltschutzausgaben ökonometrisch aufgezeigt und die Integration ökologischer Faktoren in den Länderfinanzausgleich damit begründet. In Kapitel 4.4 wird ein Set möglicher ökologischer Indikatoren vorgestellt und zwei alternative Ausgestaltungsmöglichkeiten (pro Kopf und pro Gebietsfläche) werden diskutiert. Es schließt sich eine Überführung der ökologischen Indikatoren in eine Einwohnergewichtung (Kap. 4.5) an. Der Einfluss der unterschiedlichen Gewichtung von Natur- und Artenschutz und Landschaftsschutz wird in Kap. 4.6 aufgezeigt. Die Integration der ökologischen Indikatoren im LFA und eine monetäre Quantifizierung findet sich in Kap. 4.7. Danach werden die Ergebnisse verglichen und diskutiert (Kap. 4.8).

4.1. Der Länderfinanzausgleich

Das System des Finanzausgleichs ist das zentrale Instrument in Deutschland, um staatliche Einnahmen zwischen Bund, Ländern und Gemeinden zu verteilen. Damit erfüllt der Finanzausgleich zuvorderst eine distributive Funktion mit dem Ziel der „Herstellung gleichwertiger Lebensverhältnisse“ im gesamten Bundesgebiet (BMF 2013: 1, siehe auch GG Art. 106) unter Berücksichtigung der „Eigenstaatlichkeit der Länder“ und „Einbindung in die bundesstaatliche Solidargemeinschaft“ (MaßstG § 6, vgl. auch GG Art 107). Geregelt wird der Länderfinanzausgleich durch Artikel 107 GG, das Maßstäbengesetz (MaßstG)⁴⁴ und das Finanzausgleichsgesetz (FAG). Entlang verschiedener Stufen wird das gesamte Steueraufkommen verteilt. Eine schematische Übersicht gibt Abbildung 11 (vgl. Schröter-Schlaack et al 2013: 38). Auf der *ersten Stufe* findet eine vertikale Verteilung zwischen Bund, Ländern und Gemeinden statt. Das Grundgesetz (Finanzwesen Art. 104a-115) weist einige Steuern allen Ebenen gemeinschaftlich zu. Aufgeteilt werden die Gemeinschaftssteuern (Einkommensteuer, Körperschaftssteuer und Umsatzsteuer).

⁴⁴ Gesetz über verfassungskonkretisierende allgemeine Maßstäbe für die Verteilung des Umsatzsteueraufkommens, für den Finanzausgleich unter den Ländern sowie für die Gewährung von Bundesergänzungszuweisungen (Maßstäbengesetz – MaßstG).

Andere Steuerarten stehen vollständig einer Ebene zur Verfügung. Es gibt Bundessteuern (z.B. Verbrauchssteuern wie Energie- oder Tabaksteuer) und Landessteuern (u.a. Erbschaftssteuer, Grunderwerbssteuer). Die Gemeinden behalten größtenteils Gewerbesteuern und Grundsteuer. Auf der *zweiten Stufe* wird das den Ländern zustehende Steueraufkommen zwischen den einzelnen Ländern verteilt. Grundsätzlich steht den Ländern nach dem Prinzip des örtlichen Aufkommens das Steueraufkommen zu, das auf ihrem Gebiet vereinnahmt wird. Über Zerlegungsschlüssel werden Steuern, wie beispielsweise die Körperschaftssteuern, unter den Ländern verteilt, in denen ein Unternehmen sein Geschäft betreibt. Die Umsatzsteuer wird nicht nach örtlichem Aufkommen zugewiesen. 75 Prozent der Umsatzsteuer werden nach Einwohnerzahl auf die Länder verteilt. Die restlichen 25 Prozent nach Ergänzungsanteilen. Diejenigen Länder, die ein unterdurchschnittliches Steueraufkommen haben, bekommen einen solchen Ergänzungsanteil. Damit gibt es bereits teilweise ein finanzieller Ausgleich zu Gunsten steuerschwacher Länder statt. Auf der *dritten Stufe* findet dann der Länderfinanzausgleich statt. Finanzschwache Länder erhalten ausgleichende Zuweisungen von finanzstarken Ländern. Dafür werden Finanzkraft (Summe der Steuereinnahmen des Landes und 64 Prozent der Steuereinnahmen der Gemeinden) und Finanzbedarf gegenübergestellt (vgl. zudem Kap. 4.5).

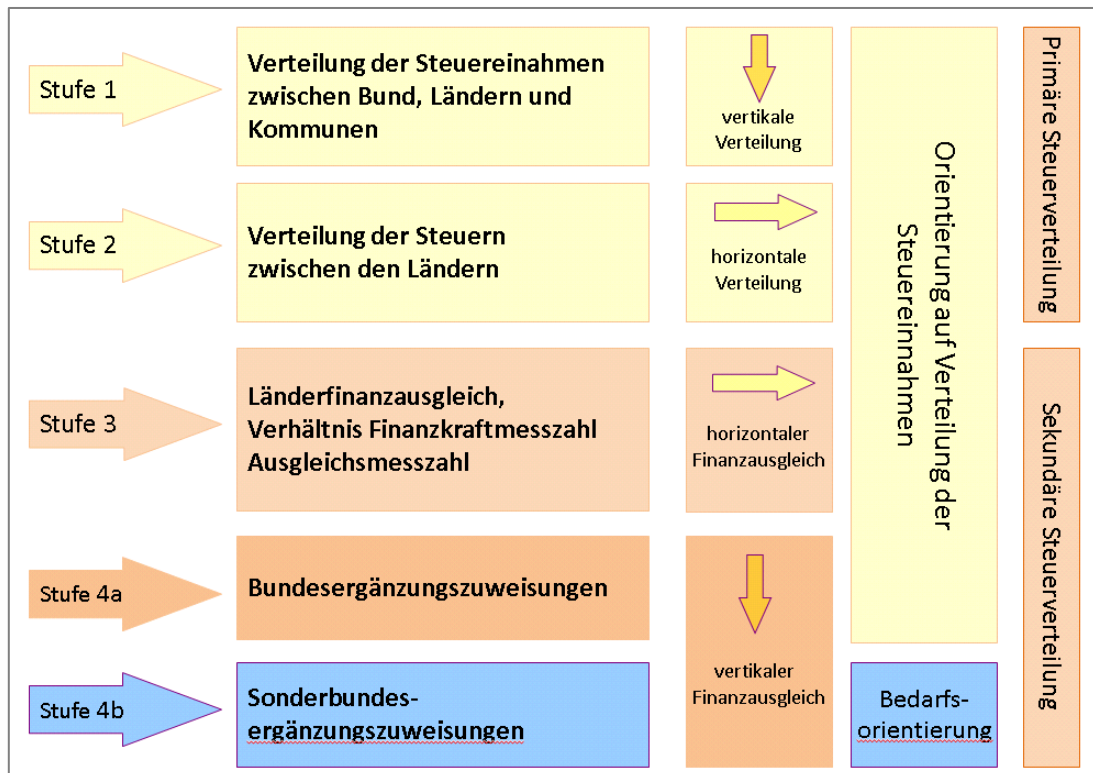


Abbildung 11: Schematische Darstellung des Finanzausgleichsystems;
 Quelle: Schröter-Schlaack et al. 2013: 38, eigene Übersetzung.

Allgemein wird dabei ein gleicher Finanzbedarf pro Einwohner für das gesamte Bundesgebiet angenommen. Der Finanzbedarf eines Bundeslandes ergibt sich somit aus dem durchschnittlichen Finanzbedarf pro Einwohner, der mit der Einwohnerzahl des jeweiligen Bundeslandes multipliziert wird. Die Einwohnerzahl wird für Stadtstaaten und die dünnbesiedelten Flächenländer aufgrund ihres durchschnittlich höheren Finanzbedarfs fiktiv hochgerechnet (mit dem Faktor 1,35 für die drei Stadtstaaten, 1,05 für Mecklenburg-Vorpommern, 1,03 für Brandenburg und 1,02 für Sachsen-Anhalt; vgl. zudem Kap. 4.3). Mittels eines linear-progressiven Auffüllungstarifes wird dann die Lücke einkommensschwacher Länder zum durchschnittlichen Finanzbedarf pro Einwohner geschlossen (BMF 2013: 3). Darüber hinaus gibt es an dieser Stelle ein Prämienmodell. Von über- oder unterdurchschnittlichen Steuermehreinnahmen gegenüber dem Vorjahr bleibt dem entsprechenden Land ein Eigenbehalt (vgl. Lenk 2003; MaßstG § 3).

Die entsprechenden Zahlungen müssen die finanzstarken Länder leisten, ebenfalls linear-progressiv gegenüber Durchschnitt. Auch wenn die Lücke nicht vollständig geschlossen wird, findet dennoch eine substanzielle Angleichung der finanziellen Ausstattung der Länder statt. Damit soll (finanzielle) Eigenverantwortung und Solidarität gewährleistet werden. Danach gibt es auf der *vierten Stufe* noch Bundesergänzungszuweisungen (BEZ) und Sonderbedarfs-Bundesergänzungszuweisungen (SoBEZ), bei denen der Bund finanzschwachen Ländern weitere Ausgleichszahlungen zuweist und besondere Belastungen, wie beispielsweise im Rahmen des Solidarpakts II für den Infrastrukturaufbau ostdeutscher Länder, auffängt (BMF 2013: 5). Im Maßstäbengesetz heißt es in § 8 (2), dass die Höhe der abstrakten Mehrbedarfe von Stadtstaaten und Flächenländern nach „objektivierbaren Indikatoren“ zu bestimmen ist. Als eingrenzende Regelung in MaßstG § 9 gilt, dass sowohl *„eine entscheidende Schwächung der Leistungsfähigkeit der ausgleichspflichtigen Länder als auch eine Nivellierung der Finanzkraft der Länder [auszuschließen ist]. Der Länderfinanzausgleich darf weder die Finanzkraftabstände zwischen einzelnen Ländern aufheben, noch zu einer Verkehrung der Finanzkraftreihenfolge unter den Ländern führen.“*

4.2. Ursprünge und Entwicklung des ökologischen Finanzausgleichs

Die Erweiterung des bestehenden Finanzausgleichsystems um ökologische Faktoren ist bereits 1996 vom Sachverständigen Rat für Umweltfragen vorgeschlagen worden. Aus regionalpolitischer Sicht bestünde „ein starker Anreiz zur gewerblich-infrastrukturellen Ausweisung und Nutzung von Gemeindeflächen“ (SRU 1996: 100). Damit sind die finanziellen Anreize gemeint,

die politischen Aktivitäten an Lohn-, Gewerbe- und Grundsteuer generierenden Flächennutzungen auszurichten. Bei einer Ausweisung von Schutzgebieten werden diese Steuereinnahmen dadurch minimiert, dass die (landwirtschaftliche) Betriebe Naturschutzaufgaben bekommen und bestimmte Flächennutzungen wie kommunale Ausweisungen von Bau- oder Gewerbegebieten nicht mehr möglich sind. Solche entgangenen Steuereinnahmen können als Opportunitätskosten des Naturschutzes verstanden werden. Für eine „dauerhaft umweltgerechte Landnutzung“ wird daher die Integration finanzieller Anreize für Naturschutz in den Länderfinanzausgleich empfohlen (SRU 1996).

In Brasilien und Portugal wurden und werden bereits ähnliche, ökologische Ausgleichssysteme im kommunalen Finanzausgleich politisch implementiert (vgl. Ring 2008b; Santos et al. 2012; Schröter-Schlaack et al. 2013). In Deutschland hat sich die Forschung ebenfalls hauptsächlich auf den kommunalen Finanzausgleich konzentriert (SRU 1996; Ring 2002, 2008a, 2008b; Unnerstall 2004; Perner, Thörne 2005). Erst jüngere Forschung konzentriert sich auf Kompetenzverteilung auf Bundesebene (vgl. Ring 2004) und den Länderfinanzausgleich (Czybulka, Luttmann 2005; Schröter-Schlaack et al. 2013). Zur Integration ökologischer Faktoren in den Finanzausgleich sowohl auf kommunaler wie auch bundestaatlicher Ebene liegen zudem Stellungnahmen und Gutachten vor. Während Seitz (2001) beispielsweise keinen Bedarf für die Integration ökologischer Faktoren sieht, argumentieren Czybulka und Luttmann (2005: 86, Hervorhebung original), dass es eine „*substantiierte* Vermutung“ eines abstrakten Mehrbedarfs dünn besiedelter Flächenländer gibt. Beide Perspektiven können zur Entwicklung und Begründung eines entsprechenden Instrumentes beitragen.

Seitz argumentiert in seiner vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) beauftragten „Stellungnahme zur Frage von Naturschutz und Länderfinanzausgleich (LFA)“ (2001: 8) letztlich, dass der ‚sinnvolle‘ Diskurs bezüglich eines grenzüberschreitenden Nutzens aus Naturschutzmaßnahmen besser in die „Mischfinanzierungsdebatte (auf Bundes- und/oder EU-Ebene)“ eingebracht werden sollte, da der LFA und das Maßstäbengesetz „mit Sicherheit das falsche Instrumentarium seien“. Seitz diskutiert dabei, die ausgewiesenen FFH-Gebiete als Indikator für einen abstrakten Mehrbedarf zu nutzen. Sein Argument, dass der LFA beziehungsweise die nachgelagerten Bundesergänzungszuweisungen (BEZ) nicht das richtige Instrumentarium seien, stützt sich insbesondere auf drei Punkte. Erstens hat das Bundesverfassungsgericht (BVerfGE) in seinem Urteil zum LFA festgestellt, dass

der Finanzbedarf nicht politisch beeinflussbar sein darf⁴⁵ und Seitz (2001) sieht solch eine Beeinflussbarkeit aber im Bereich Naturschutz gegeben, führt es allerdings nicht weiter aus. Zweitens, würde die EU bereits die Ausweisung von FFH-Gebieten fördern und eine Doppelförderung sei verboten⁴⁶ (vgl. Seitz 2001). Drittens, sei keine enge Beziehung zwischen der Ausweisung der FFH-Gebiete und der Einwohnerdichte festzustellen. Als zusätzliches Argument führt Seitz an, dass die Beträge des Mehraufwands pro Einwohner so marginal klein seien, dass die Einbeziehung dieser Mehrausgaben einen „vernachlässigbar geringen“ Mehrbedarf bedeuten würde (Seitz 2001: 7; vgl. zur Höhe der finanziellen Mehrbedarfe Kap. 4.3). Demgegenüber stellen Czybulka und Luttmann (vgl. 2005) in ihrem Gutachten, auf das Seitz auch Bezug nimmt, die rechtlichen Möglichkeiten und den Bedarf deutlich anders dar. Für sie ist der LFA das richtige Instrumentarium für die Refinanzierung der Mehrbedarfe der Länder aus Naturschutzmaßnahmen (Czybulka, Luttmann 2005: 79). Sie betonen, dass laut Maßstäbengesetz der abstrakte Mehrbedarf aufgrund struktureller Eigenarten der Länder und Gemeinden, insbesondere der Stadtstaaten und der dünnbesiedelten Ländern entlang „objektivierbarer“ Indikatoren zu bestimmen sei (ebd.). Der Artikel 20a des GG beinhaltet laut Czybulka und Luttmann (2005: 81) eine „objektiv-rechtliche Verpflichtung“ zum Schutz der Lebensgrundlagen. Dies bedeute ein „Verschlechterungsverbot“ und ein „Verbesserungsgebot“ (Czybulka, Luttmann 2005: 81). Eine entsprechende Refinanzierung von „öffentlichen Leistungen (...) mit ökologischer Wohlfahrtsfunktion“⁴⁷ ist für Czybulka und Luttmann (2005: 80) mit den abstrakten Mehrbedarfen und der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichtes konform. Als zu Begünstigende eines potenziellen ökologischen Ausgleichsfaktors sehen Czybulka und Luttmann (vgl. 2005: 82) insbesondere die dünn-besiedelten Bundesländer, da dort besonders viel schützenswerter Naturraum vorhanden sei. Entgegen Seitz (2001) sehen Czybulka und Luttmann rechtliche Möglichkeiten für die Integration der ökologischen Faktoren in den Länderfinanzausgleich. So sei das Prinzip der finanzpolitischen Neutralität der Finanzkraft, gemessen am abstrakten Indikator der Bevölkerungszahl, durch Einbeziehung ökologischer Faktoren nicht gefährdet (vgl. Czybulka, Luttmann 2005: 81). Vielmehr werde die Einwohnerzahl bereits für die Stadtstaaten und die dünn besiedelten Länder modifiziert (ebd.). Auch der Grundsatz der Gleichbehandlung

⁴⁵ Vgl. BVerfGE 101, 158, 230.

⁴⁶ Allerdings ist zu beachten, dass die Mittelzuweisungen aus dem Länderfinanzausgleich nicht zweckgebunden wären.

⁴⁷ Hinsichtlich ökologischer öffentlicher Aufgaben (ecological public functions) siehe auch Ring (2002).

der Länder durch den Bund sei insofern nicht gefährdet, als die Einwohnerveredelung (zu verstehen als Modifikation der Einwohnerzahl) vom Bundesverfassungsgericht nicht beanstandet worden sei (ebd.: 82). Es müssten „sachliche Gründe“ für eine ungleiche Behandlung vorliegen, beispielsweise strukturelle Eigenarten wie eine besonders geringe (oder hohe) Einwohnerdichte (ebd.). Insgesamt sind sich die Autoren nicht einig (vgl. Seitz 2001; Czybulka, Luttmann 2005), ob es rechtliche Möglichkeiten gäbe, ökologische Faktoren in den Länderfinanzausgleich mit einzubeziehen. Eine der Streitfragen ist, ob es einen Zusammenhang von Einwohnerdichte und Naturschutz gibt. Seitz (2001) bestreitet es, Czybulka und Luttmann (2005) nehmen es an. Eine empirische Analyse kann hier weiter helfen (vgl. Kap. 4.3).

Als weitere Möglichkeit nennen Czybulka und Luttmann die Bundesergänzungszuweisungen (BEZ). Der Bund könnte für die leistungsschwachen Länder, die auch nach einem ökologischen Länderfinanzausgleich leistungsschwach blieben, weitere Zahlungen für einen entsprechenden Ausgleich leisten (Czybulka, Luttmann 2005: 86). Dies sieht Seitz allerdings anders: die BEZ seien für finanzschwache Länder gedacht und nicht für „Aufwendungen im Zuge des Naturschutzes“, die darüber hinaus auch politisch beeinflussbar seien (2001: 4). Czybulka und Luttmann (2005: 85) sehen die Gestaltung objektivierbarer Indikatoren als geringes Problem und schlagen darüber hinaus vor, die Indikatoren jährlich zu überprüfen und anzupassen, damit eine „Verbesserung (...) und Verschlechterung (...) der geschützten Flächen“ finanzielle Berücksichtigung finde. Damit wird eine dynamische Perspektive aufgezeigt, die eine gewisse Anreizwirkung haben könnte⁴⁸.

Insgesamt lassen sich aus den beiden Analysen also zwei potenzielle Ansatzpunkte identifizieren, um ökologische Faktoren in den bestehenden Länderfinanzausgleich zu integrieren. Zum einen der horizontale Ausgleich zwischen den Ländern auf Stufe 3 via Einwohnerveredelung oder eine Kompensation von Bundesebene mittels BEZ. In den folgenden Kapiteln wird insbesondere die Integration auf Stufe 3 des Finanzausgleichs analysiert und diskutiert. Die BEZ werden erst wieder in Kapitel 5.4 aufgenommen. Bevor allerdings die konkreten Ausgestaltungsmöglichkeiten aufgezeigt werden, lohnt sich ein Blick auf die bisherigen Begründungen von Einwohnermodifikationen und ein Vergleich mit der Datenlage in Sachen Naturschutz⁴⁹.

⁴⁸ Zur dynamischen Anreizwirkung siehe Kap 5.2

⁴⁹ Auch die politische Beeinflussbarkeit entsprechender Indikatoren wird betrachtet.

4.3. Abstrakte Mehrbedarfe für Umwelt- und Naturschutz

Allgemein gilt im Länderfinanzausgleich ein gleicher Finanzbedarf pro Einwohner. Allerdings wurden nach Klagen vor dem Bundesverfassungsgericht (BVerfGE 72, 330; BVerfGE 86, 148; BVerfGE 101, 158) in den in Auftrag gegebenen Gutachten überdurchschnittlich hohe Finanzbedarfe in den Stadtstaaten⁵⁰ (Hummel, Leibfritz 1987) und den besonders dünn besiedelten Bundesländern festgestellt (vgl. Eltges et al. 2001; Seitz 2002). Um diesen Mehrausgaben gerecht zu werden, wird die Einwohnerzahl der Stadtstaaten und der dünnbesiedelten Länder fiktiv erhöht.

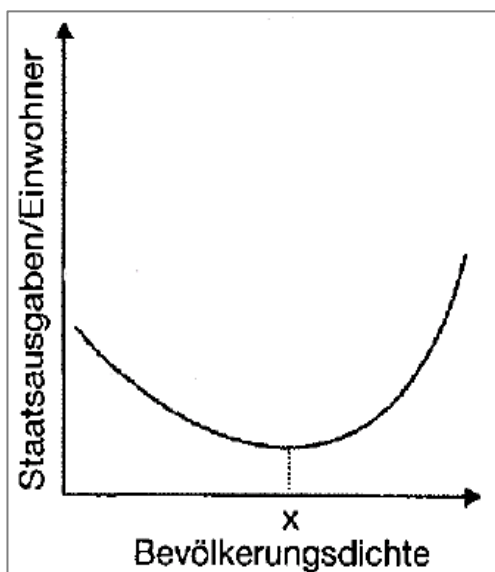


Abbildung 12: Staatsausgaben in Bezug zur Bevölkerungsdichte;
Quelle Eltges et al. 2001: 326.

Generell zeigt sich damit ein U-förmiger Verlauf der öffentlichen Ausgaben in Abhängigkeit von der Einwohnerdichte (vgl. Abbildung 12). In den bisherigen Gutachten ist Naturschutz nicht untersucht worden. Allerdings ist die Datenlage auch nicht besonders ergiebig. Die Daten des Statistischen Bundesamtes liefern nur aggregierte Nettoausgaben der Bundesländer für Umwelt- und Naturschutz entlang der Funktionsnummern 33 (Umwelt- und Naturschutz), 331 (Umwelt- und Naturschutzbehörden) und 332 (Maßnahmen des Umwelt- und Naturschutzes). Mit Eltges et al. (2001) sind als Mehrausgaben die „Differenz zwischen den Bruttoausgaben und den Bruttoeinnahmen“ zu verstehen und stellen einen Indikator für nicht durch eigene Einnahmen gedeckte Mehrbedarfe der Bundesländer dar. Die Nettoausgaben für Umwelt- und Naturschutz können als entsprechende Vergleichsgröße verwendet werden. Allerdings sind Naturschutzmaßnahmen nicht mit Umweltschutzmaßnahmen gleichzusetzen, auch wenn in der Praxis eine Trennung oft schwierig ist. Abgesehen davon liegen die Daten nur in aggregierter Form vor⁵¹. Auch wenn a) eine Dekomposition in Naturschutzmaßnahmen und Umweltschutzmaßnahmen und b) eine höhere Auflösung entlang kommunaler Ausgaben und damit eine höhere Zahl an Beobachtungen wünschenswert wäre,

⁵⁰ Die Annahme, dass Agglomerationen höhere pro Kopf Ausgaben haben, wird auch das Brecht'sche Gesetz genannt (vgl. Seitz 2002: 7f.). Es wurde erst in den frühen 2000er Jahren empirisch untersucht (vgl. ebd.) und letztlich revidiert beziehungsweise um die höheren Ausgaben in dünnbesiedelten Gebieten ergänzt.

⁵¹ Für die Schwierigkeit, aus aggregierten Funktionen und gegebenenfalls anderen Aufgabenbereichen die naturschutzspezifischen Ausgaben zu erheben, siehe Marggraf (2001, 2003).

liefert eine ökonometrische Analyse der Korrelation zwischen Einwohnerdichte und Umwelt- und Naturschutzausgaben eine erste Annäherung an einen bislang empirisch kaum untersuchten Sachverhalt⁵².

Um aufzuzeigen, dass abstrakte Mehrbedarfe keine Fiktion sind, haben Eltges et al. (2001) im Wirtschaftsdienst eine deskriptive Statistik der Mehrausgaben⁵³ angegeben. Dabei geben sie die Durchschnittswerte, die Standardabweichung und die Variationskoeffizienten in Prozent für die alten Bundesländer und die neuen Bundesländer an. Dies rechnen Eltges et al. (2001: 328) zur „Verdeutlichung struktureller Besonderheiten“ für die alten Bundesländer mit und ohne Stadtstaaten und für die neuen Bundesländer mit und ohne die dünnbesiedelten Bundesländer MV und BB. Sie schließen aus kleineren Variationskoeffizienten, also einem geringeren Streuungsmaß, wenn man die Stadtstaaten heraus nimmt, dass dies „die Besonderheiten der Stadtstaaten und die damit einhergehenden hohen Mehrausgaben dokumentiert“ (Eltges et al. 2001: 330). Auch wenn die neuen Bundesländer nicht ohne die „spezifischen Besonderheiten des Aufbauprozesses“ beurteilt werden können, so zeige auch hier der kleinere Variationskoeffizient bei Herausnahme von MV und BB die „Besonderheiten der extrem dünn besiedelten Flächenländer“ (ebd.). Eine Reproduktion dieser Analyse für die Mehrausgaben beziehungsweise Nettoausgaben⁵⁴ im Umwelt- und Naturschutz und die als Bedarfsindikatoren verstandene Schutzgebietsfläche nach IÖR Indikatoren (2013)⁵⁵ zeigt auch in diesem Feld einen entsprechenden

⁵² Urfei (2002) hat zwar eine ungleiche räumliche Verteilung von Naturschutz über die Bundesländer beobachtet, diese allerdings nicht in Bezug zu den entsprechenden Ausgaben gesetzt. Adelaja et al. (2007) haben die erklärenden Variablen für staatliche Naturschutzausgaben in den USA untersucht und hauptsächlich sozio-ökonomische Variablen als signifikant gefunden, dabei aber die Einwohnerdichte nicht untersucht. Seitz (2002) und Eltges et al. (2001) untersuchten den Einfluss der Einwohnerdichte auf Staatsausgaben, aber nicht im Bereich Naturschutz.

⁵³ Nach Eltges et al. (2001: 327) geben Mehrausgaben „Auskunft darüber, in welchem Umfang einzelne Aufgabenbereiche auf Deckung ihrer Ausgaben aus der allgemeinen Finanzwirtschaft, also im Wesentlichen Einnahmen aus Steuern, allgemeinen Zuweisungen oder Schuldenaufnahme angewiesen sind“.

⁵⁴ Nettoausgaben sind in der Finanzstatistik die um Zahlungen der selben Ebene bereinigten Bruttoausgaben minus Zahlungen von anderen öffentlichen Bereichen (vgl. Statistisches Bundesamt 2013).

⁵⁵ Hier lässt sich eine gewisse Endogenität vermuten, weil Schutzgebietsfläche auch mit anderen Variablen unter anderem landespolitischen Entscheidungen zusammenhängt. Nach Eltges et al. (2001) sollte solch ein Indikator nicht unreflektiert verwendet werden. Allerdings ist die Schutzgebietsfläche für Arten- und Naturschutz nach IÖR (2013) nicht vollkommen landespolitischen Entscheidungen ausgesetzt, da hier auch die europäischen Natura 2000 und Großschutzgebiete mit gesamtgesellschaftlicher Relevanz, die vom Bund kofinanziert werden, einbezogen werden. Letztlich sind öffentliche Ausgaben nie vollkommen unabhängig von Bedarfsindikatoren – außer vielleicht, wenn die Schutzwürdigkeit der Natur objektiv erhebbare wäre. Transparenz in der Auswahl und Begründung der Indikatoren ist daher wichtig.

Sachverhalt ⁵⁶ . Die Variationskoeffizienten werden bei Herausnahme der Stadtstaaten und Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg ebenfalls kleiner und zeigen somit die jeweiligen Besonderheiten dieser Länder (vgl. Tabelle 2) ⁵⁷ . Im Bereich Umwelt- und Naturschutz zeigt sich, dass sich der Variationskoeffizient für die Ausgaben in den alten Bundesländern bei Herausnahme der Stadtstaaten kaum kleiner wird. Das heißt, dass die Ausgaben entlang der alten Bundesländer relativ homogen verteilt sind. Die vermutete U-förmige Verteilung der Ausgaben wäre in diesem Fall eher L-förmig ⁵⁸ . Außerdem lässt sich beobachten, dass in den neuen Bundesländern im Schnitt sowohl mehr Schutzgebietsfläche pro Kopf ausgewiesen wurde und mehr Ausgaben pro Kopf für Umwelt- und Naturschutz getätigt wurden (vgl. Tab 2).

Tabelle 2: Variationskoeffizienten von Mehrausgaben und Bedarfsindikatoren; Quelle eigene Berechnung nach Eltges et al. 2001 mit Daten des Statistischen Bundesamtes (2013).

Mehrausgaben und Bedarfsindikatoren	Alte Länder (inkl. BE)				Neue Länder			
	Mittelwert	Standardabweichung	Variationskoeffizient in %	Variationskoeffizient in % ohne Stadtstaaten	Mittelwert	Standardabweichung	Variationskoeffizient in %	Variationskoeffizient in % ohne MV und BB
Ausgaben Umwelt- und Naturschutz pro Kopf in €	35,61	20,28	56,96	56,94	58,60	22,48	38,36	27,66
Schutzgebietsfläche gesamt pro Kopf in m ²	1.505,03	968,55	64,35	25,40	4.083,67	1725,69	42,26	28,21
Fläche Natur- und Artenschutz pro Kopf in m ²	437,06	299,62	68,55	38,69	1.955,87	1311,52	67,06	23,11
Fläche Landschaftsschutz pro Kopf in m ²	1.068,24	698,31	65,37	23,97	2.127,80	706,47	33,20	37,25

Zudem kommentiert Eltges die Korrelationskoeffizienten von Bedarfsindikatoren und beobachteten Mehrausgaben. Diese geben Auskunft darüber, „wie gut die ermittelten Bedarfsindikatoren die beobachteten Mehrausgaben erklären“ (Eltges et al 2001: 328). Analog zu Eltges' Analyse lassen sich auch im Bereich Umwelt- und Naturschutz positive Vorzeichen zwischen den Bedarfsindikatoren und Nettoausgaben feststellen. Das Maß der Korrelation von Schutzgebietsfläche pro Kopf und den Nettoausgaben für Umwelt- und Naturschutz pro Kopf ist nicht ganz

⁵⁶ Als Datengrundlage für ein kleines, ausgeglichenes Panel sind die Nettoausgaben für Umwelt- und Naturschutz vom Statistischen Bundesamt (2013) und die Schutzgebietsindikatoren des IÖR (2013) verwendet worden. Der Datensatz findet sich im Anhang.

⁵⁷ Der Landschaftsschutzindikator stellt eine Ausnahme dar. Der Variationskoeffizient zeigt, dass die Streuung größer ist, wenn MV und BB dabei sind. Dies liegt an MV, das um 14 Prozent der Landesfläche unter Landschaftsschutz gestellt hat. In BB, SN, ST, TH sind es je über 25 Prozent (vgl. Tabelle 1).

⁵⁸ Insbesondere Bremen stellt hier eine Ausnahme dar (vgl. Abbildung 14).

so hoch wie bei den von Eltges untersuchten Indikatoren und besonders gering bei der Korrelation von Landschaftsschutzfläche pro Kopf und den pro Kopf Ausgaben. Zudem ist die Irrtumswahrscheinlichkeit für diesen Indikator recht hoch (vgl. p-Werte in Tabelle 3). Aber die Ausgaben pro Kopf korrelieren signifikant mit einem Koeffizienten von 0,57 mit der pro Kopf-Fläche Natur- und Artenschutz Gebietsschutz und noch mit 0,42 mit dem pro Kopf-Fläche aller Schutzgebiete (vgl. Tabelle 3)⁵⁹. Damit lassen sich analog zu Eltges Nachweis auch im Bereich Umwelt- und Naturschutz abstrakte Mehrbedarfe zeigen. Die dünn besiedelten Bundesländer geben im Schnitt mehr für Umwelt- und Naturschutz pro Kopf aus.

Tabelle 3: Korrelation von Schutzgebietsflächen pro Kopf und Nettoausgaben für Umwelt- und Naturschutz pro Kopf; Quelle: eigene Berechnungen nach Eltges et al. 2001 mit Daten des statistischen Bundesamtes (2013), Methode: Pearson.

Korrelationskoeffizienten	Nettoausgaben Umwelt- und Naturschutz in € pro Kopf	p-Wert
Fläche Schutzgebiete gesamt in m ² /Kopf	0,42	0,00002
Fläche Natur- und Artenschutz in m ² /Kopf	0,57	0,003
Fläche Landschaftsschutz in m ² /Kopf	0,15	0,31

Eine andere Methode für den Nachweis durchschnittlich höherer Ausgaben in dünnbesiedelten Bundesländern hat Seitz (2002) verwendet. In seinem Gutachten zum „Einfluss der Bevölkerungsdichte auf die Kosten der öffentlichen Leistungserstellung“ werden einige Aufgabenbereiche auf ihre Korrelation mit der Bevölkerungsdichte untersucht. Dabei abstrahiert Seitz erst von Ausgaben und untersucht den Zusammenhang zwischen dem Angebot öffentlicher Güter und der Siedlungsdichte (2002: 9). Danach werden die Ausgaben dafür betrachtet. Seitz arbeitet soweit möglich mit Daten kommunaler Ebenen. Für Naturschutz wird in dieser Arbeit auf Länderebene gerechnet. Auch wenn der IÖR Monitor Daten auch auf kommunaler Ebene liefert, so sind die Daten des Statistischen Bundesamtes Länderdaten (Ausgaben Natur- und Umweltschutz) oder nicht für die entsprechenden Zeitschnitte vorhanden (Einwohnerdichte). Allerdings zeigen sich dennoch interessante Ergebnisse. Das logarithmische Modell der Regression lautet⁶⁰:

⁵⁹ Beispielsweise reichen Eltges et al. (2001: 330) Korrelationskoeffizienten von 0,52 und 0,66 für „Straßen“ und „Einrichtungen und Maßnahmen des Gesundheitswesens“ um die „Erklärungskraft der Indikatoren“ zu belegen.

⁶⁰ Eine ausführliche Dokumentation verschiedener Spezifikationen und der Mikropanel Datensatz finden sich im Anhang. Dabei ist allgemein bei nur einer erklärenden Variable die Vermutung einer Verzerrung durch ausgelassene Variablen naheliegend. Allerdings ermöglicht die verwendete Random-Effects Schätzung eine Kontrolle auf Unterschiede zwischen Individuen und Jahren. Um vergleichbare Ergebnisse zu

$$\log(\text{Natur\&Artenschutzfläche}) = \text{Konstante} + \beta * \log(\text{Einwohnerdichte}) \\ + \text{Länderkontrollvariablen} + \text{Jahreskontrollvariablen} + \text{Fehlerterm}$$

Es zeigt sich, dass die ausgewiesene Natur- und Artenschutzfläche (vgl. IÖR 2013) über alle Bundesländer und drei Zeitschnitte (2006, 2008, 2010) signifikant und negativ mit der Einwohnerdichte korreliert ist. Bei geringerer Einwohnerdichte findet im Schnitt mehr Naturschutz statt. Bei Kontrolle auf individuelle und zeitliche Unterschiede bleibt die Einwohnerdichte signifikant und das Modell erklärt knapp 50 Prozent der Streuung bei 48 Beobachtungen.

Koeffizienten:

	Schätzwert	Standardfehler	t-Wert	Pr(> t)
(Achsenabschnitt)	14.62116	1.08158	13.5184	<2.2e-16
log(EWDichte)	-1.25677	0.18514	-6.7882	1.895e-08

R² : 0.50043

Adj. R² : 0.47958

F-Statistik: 46.0798, p-Wert: 1.8948e-08

Quelle: Eigene Berechnung mit R; Daten: Statistisches Bundesamt (2013); IÖR (2013).

Dieses Verhältnis findet sich insofern differenzierter in der Ausweisung von Schutzgebieten entlang der Bundesländer wieder, als dass NW und SL, abgesehen von den Stadtstaaten, die höchste Bevölkerungsdichte haben und am meisten Landschaftsschutzgebiete mit schwächerem Schutzstatus ausgewiesen haben. Dagegen haben MV und BB, die Länder mit der geringsten Einwohnerdichte, den höchsten prozentualen Flächenanteil mit dem strengeren Natur- und Artenschutz. Diese Verteilung ist soweit intuitiv, als dass es in dünn besiedelten Gebieten mehr Naturräume gibt, damit mehr Flächen zur landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen oder baulichen Nutzung verfügbar sind (vgl. Czybulka, Luttmann 2005). Das Angebot ist größer und der Preis entsprechend niedriger. Die Opportunitätskosten alternativer Nutzung gegenüber Natur- und Artenschutz sind somit wahrscheinlich niedriger, weil es in dünnbesiedelten Gebieten mehr Fläche pro Kopf zur Auswahl gibt und Grenzertragsflächen nicht wirtschaftlich genutzt werden müssen, aber zu relativ geringen Kosten geschützt werden können. Die geringen Einschränkungen aus allgemeinem Gebietsschutz ermöglichen dagegen eine intensivere landwirtschaftliche oder forstwirtschaftliche Nutzung und bieten sich damit eher in

generieren, wurde an dieser Stelle Seitz (2002) Modell so genau wie möglich für Umwelt- und Naturschutz nachgebildet. Bei Seitz (2002) gibt es häufig auch nur eine erklärende Variable und individuelle bzw. zeitliche Kontrollvariablen. Der Koeffizient "β" der Einwohnerdichte bedeutet in diesem Fall die durchschnittliche prozentuale Änderung (-1,25%) von Natur- und Artenschutzflächen bei einer 1-prozentigen Änderung der Einwohnerdichte. Heteroskedastizitätsrobuste Standardfehler finden sich im Anhang.

dichter besiedelten Gebieten an. Eine solche ungleiche räumliche Verteilung von Schutzgebieten mit unterschiedlichem Schutzstatus wäre insofern Resultat naturräumlicher und sozio-ökonomischer Strukturen wie verfügbarem Naturraum, Siedlungsdichte und wirtschaftlichen Ballungsräumen⁶¹. Es kann daher sein, dass dieser unterschiedliche Beitrag zum Naturschutz aus individuellen „Möglichkeiten“ (vgl. §2 BNatSchG) entsteht. Allerdings lässt sich zeigen, dass insbesondere MV, BB aber auch HB in Relation zu ihrer Bevölkerungszahl besonders hohe Ausgaben für Umwelt- und Naturschutz haben und damit auch finanziell einen überdurchschnittlich hohen Beitrag leisten (vgl. zur Korrelation von Ausgaben und Schutzgebietsflächen Tabelle 3). Abbildung 13 zeigt die Nettoausgaben pro Kopf der Bundesländer für Umwelt- und Naturschutz und die ausgewiesene, überschneidungsfreie Fläche aller Schutzgebietskategorien beziehungsweise Natur- und Artenschutzgebiete pro Kopf.

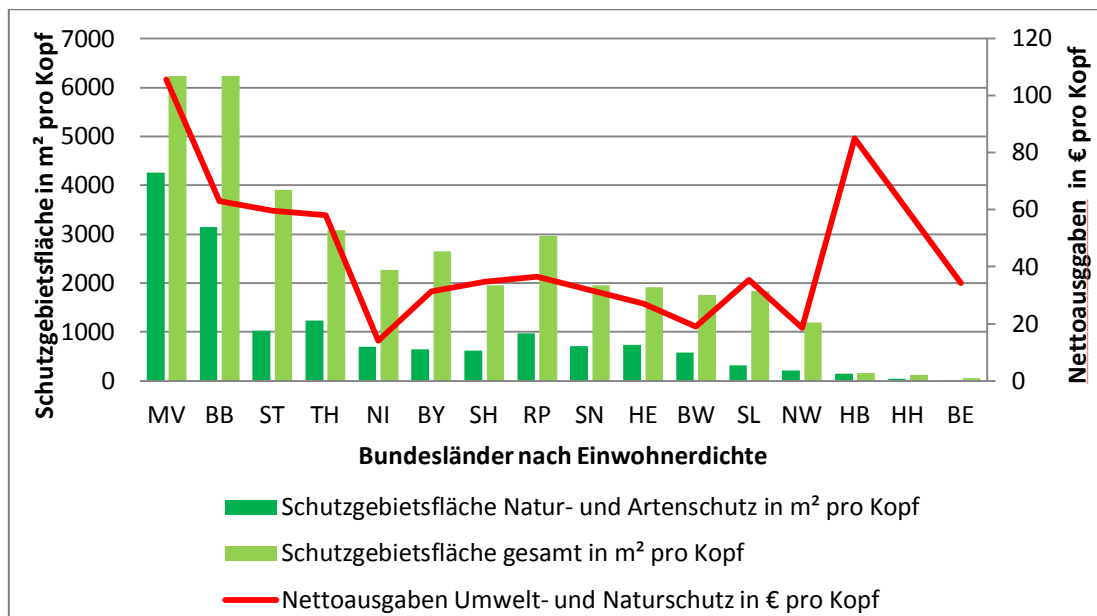


Abbildung 13: Schutzgebietsfläche und Umwelt- und Naturschutzausgaben (netto) pro Kopf Quelle: IÖR (2013) und Statistisches Bundesamt (2013).

Es lässt sich damit zeigen, dass die dünnbesiedelten Länder einen überdurchschnittlichen hohen Finanzbedarf pro Kopf für ihre Naturschutzmaßnahmen haben. Diese Ausgaben sind nicht im Detail nach Kosten für Landschaftsschutz oder Natur- und Artenschutz zu unterscheiden. Aufgrund der stärkeren Korrelation von pro Kopf Nettoausgaben zu Natur- und Artenschutzfläche im Vergleich zur Korrelation mit Landschaftsschutzfläche pro Kopf lässt sich

⁶¹ Weitere mögliche Gründe für überdurchschnittlich hohe Ausweisungen von Natur- und Artenschutzflächen könnten sein, dass aufgrund der Kofinanzierung von Bund und Europäischer Union (vgl. Kap. 3.3) und den möglichen Einnahmen aus Naturtourismus (vgl. Job et al. 2013) die Grenzkosten in beispielsweise MV und BB relativ gering sind. Dieser Gedanke wird in der Diskussion erneut aufgegriffen (vgl. Kap. 5.2).

vermuten, dass die Kosten für Natur- und Artenschutz die Kosten für Landschaftsschutz übersteigen. Die Höhe der pro Kopf Nettausgaben kann auch mit der Finanzkraft zusammenhängen. Seitz (2002) hat bereits gezeigt, dass die besonders dünn besiedelten Bundesländer aufgrund einer unterdurchschnittlichen Ausstattung mit hochproduktiven Ballungsräumen zu den finanzschwächsten Ländern gehören. Tabelle 4 zeigt, wie viel die Bundesländer im Jahr 2010 für Umwelt- und Naturschutz insgesamt und pro Kopf netto ausgegeben haben, wie sie damit gegenüber dem Durchschnitt stehen und welche Mehrausgaben die Bundesländer geschätzt haben. Es zeigt sich, dass sowohl Stadtstaaten und dünnbesiedelte Bundesländer (MV, BB, ST) im Verhältnis zum Durchschnitt der Bundesländer höhere pro Kopf Nettausgaben für Umwelt- und Naturschutz haben. Die dünn besiedelten Bundesländer sind zudem relativ finanzschwach und geben dennoch mehr für Naturschutz aus. Multipliziert man die Nettausgaben abzüglich des Durchschnitts mit der Bevölkerungszahl, ergibt sich ein abgeschätzter Ausgleichsbedarf für die Bundesländer⁶².

Bundesland	Umwelt- und Naturschutzausgaben netto 2010 in Mio. €	Bevölkerung in 2010	Nettausgaben Natur- und Umweltschutz in € pro Kopf	Nettausgaben pro Kopf in Prozent des Durchschnitts	Nettausgaben pro Kopf abzüglich Bundesdurchschnitt	(Nettausgaben abzüglich Bundesdurchschnitt) mal Bevölkerung in Mio. €
BW	205	10.753.880	19,06	62,36	-11,51	-124
BY	392	12.538.696	31,26	102,27	0,70	9
BE	118	3.460.725	34,10	111,54	3,53	12
BB	158	2.503.273	63,12	206,48	32,55	81
HE	164	6.067.021	27,03	88,43	-3,54	-21
HB	56	660.706	84,76	277,27	54,19	36
HH	106	1.786.448	59,34	194,11	28,77	51
MV	174	1.642.327	105,95	346,59	75,38	124
NI	112	7.918.293	14,14	46,27	-16,42	-130
NW	332	17.845.154	18,60	60,86	-11,96	-213
RP	146	4.003.745	36,47	119,29	5,90	24
SL	36	1.017.567	35,38	115,74	4,81	5
SN	132	4.149.477	31,81	104,07	1,24	5
ST	140	2.335.006	59,96	196,14	29,39	69
SH	98	2.834.259	34,58	113,11	4,01	11
TH	130	2.235.025	58,16	190,28	27,60	62
Bund	156,19	5109475,13	30,57	100,00	0,00	0,00

⁶² Für Mecklenburg würde dieser überdurchschnittliche Bedarf circa 3 Prozent der gesamten Nettausgaben ausmachen. Seitz (2001) Argument, dass sich vernachlässigbare Transferzahlungen ergeben würden, ist also fraglich.

4.4. Indikatorensets für Naturschutzleistungen pro Fläche und pro Kopf

Der Länderfinanzausgleich ist ein (re-)distributives Instrument für die Herstellung gleicher Lebensverhältnisse im Bundesgebiet (vgl. BMF 2013: 1; GG Art. 107). Dabei gilt es sowohl Finanzautonomie beziehungsweise Eigenstaatlichkeit und bundestaatlicher Solidarität zu berücksichtigen. Allgemein wird ein gleicher Bedarf pro Einwohner angenommen, aber dünnbesiedelte Flächenländer und Stadtstaaten haben durchschnittlich höhere pro Kopf Ausgaben. Vor diesem Hintergrund können mit Eltges et al. (2001) die Mehrausgaben als abstrakter Indikator gelten. Ein solcher abstrakter Mehrbedarf lässt sich auch für Natur- und Umweltschutz zeigen – insbesondere für die dünnbesiedelten Länder MV, BB und Stadtstaaten wie HB.

An dieser Stelle wird bereits deutlich, dass sich die Begründung für die Integration ökologischer Faktoren aus i) dem gesetzestechnischen Aufbau und der bisherigen Entwicklung Länderfinanzausgleichs gegenüber ii) einer (umwelt-)ökonomischen Analyse externer Effekte des Naturschutzes unterscheiden. Wie in Kapitel 2.4 diskutiert ist aus umweltökonomischer Perspektive entscheidend, wer wie viel eines öffentlichen Gutes mit positiven externen Effekten bereitstellt – in diesem Fall die Schutzgebietsflächen. Damit können diejenigen identifiziert werden, die im Sinne eines gesellschaftlichen Optimums für ihre Bereitstellung kompensiert werden sollten. Es sind diejenigen die mehr bereitstellen und nicht diejenigen, die mehr dafür ausgeben. Aus der gesetzestechnischen Gestaltung des Länderfinanzausgleichs (vgl. Kap 4.1-4.3) ist es dagegen relevant wer strukturell bedingte Mehrausgaben respektive -bedarfe pro Kopf hat. Dies resultiert aus dem grundlegenden Prinzip, dass generell gleiche Lebensverhältnisse für alle Einwohner im Bundesgebiet hergestellt werden sollen und die Bundesländer daher mit ähnlichen Finanzmitteln für die Wahrnehmung ihrer öffentlichen Aufgaben ausgestattet werden sollen. Dies impliziert eine institutionalisierte Gerechtigkeitsperspektive und ist in der Gestaltung eines ökologischen Finanzausgleichs mitzudenken.

Zur Ausgestaltung eines ökologischen Länderfinanzausgleichs werden im Folgenden zwei Möglichkeiten vorgestellt und diskutiert. Zum einen, analog zur umweltökonomischen Vermutung allokativ-effizienzsteigernder Wirkungen einer Kompensation derjenigen, die überdurchschnittlich viel Naturschutz bereitstellen, ein auf Schutzgebietsfläche als Anteil der Landesfläche der Bundesländer normierter Indikator. Zum andern ein auf Schutzgebietsfläche pro Kopf normierter Indikator analog zum abstrakten, finanzwissenschaftlichen Bedarfsindikator der

Einwohnerzahl im Länderfinanzausgleich⁶³. In beiden Indikatoren ist eine Gerechtigkeitsperspektive integriert. Beide Indikatoren vergleichen nicht die absolut bereitgestellte Menge, sondern den relativen Beitrag pro Kopf oder pro Fläche. Das könnte theoretisch von jedem Bundesland im selben Maße erbracht werden. Gegenüber der abgeschätzten Bedarfssumme ist zu beachten, dass es sich um ökologische Leistungsindikatoren handelt, also das Ergebnis von Naturschutzmaßnahmen und nicht direkt den finanziellen Bedarf vergleicht. Wenn die Naturschutzleistung honoriert werden soll, dann ist solch ein Leistungsindikator angemessen. Allerdings wurde in Kapitel 4.3 deutlich, dass insbesondere Natur- und Artenschutzfläche mit den Ausgaben für Umwelt- und Naturschutz korreliert. Dadurch ist anzunehmen, dass mehr Natur- und Artenschutzfläche auch höhere Ausgaben erfordert und als Leistungsindikator somit indirekt einen finanziellen Bedarf anzeigt. Ein Vergleich zwischen potenziell erforderlichen finanziellen Transfers auf der Basis solcher Leistungsindikatoren mit dem geschätzten finanziellen Mehrbedarf (vgl. Tabelle 4) kann außerdem zeigen, ob die entsprechenden Zahlungen auch den finanziellen Bedarf decken beziehungsweise überschreiten würden⁶⁴.

Zuerst wird in diesem Kapitel der allgemeine Aufbau vorgestellt, bevor dann auf die unterschiedlichen Bezugsgrößen (pro Fläche und pro Kopf) eingegangen wird (vgl. Kap. 4.5). Die grundlegende Struktur möglicher Indikatoren wurde von Schröter-Schlaack et al. (2013) vorgeschlagen. In dieser Arbeit werden die vorgeschlagenen anteiligen Schutzgebietsflächen durch die pro Kopf-Indikatoren ergänzt und die Ergebnisse verglichen (vgl. Kap. 4.5). Am Anfang werden dabei Natura 2000 Gebiete stehen, dann folgt der überschneidungsfreie Indikator für „Natur- und Artenschutz“⁶⁵ und schließlich der Indikator für Landschaftsschutz des IÖR Monitors. Natur- und Artenschutz und Landschaftsschutz werden später untereinander gewichtet, um der unterschiedlichen Qualität der Schutzgebiete zu entsprechen. In dieser Arbeit wird über Schröter-Schlaack et al. (2013) hinaus noch ein ungewichteter Indikator „Schutzgebietsfläche gesamt“ gegenübergestellt, um die Gewichtung von Natur- und Artenschutz zu Landschaftsschutz in ihrer Wirkung einschätzen zu können (vgl. Kap. 4.7). Deckungsgleich sind dann wiederum die

⁶³ Hier geht es prinzipiell nicht darum, dass finanzwissenschaftliche und beispielsweise umweltökonomische Perspektiven Unterschiede und Gemeinsamkeiten aufweisen, sondern um die Gestaltung der ökologischen Indikatoren entlang zweier Vergleichsgrößen: pro Kopf und pro Landesfläche

⁶⁴ Allerdings kann damit noch keine Aussage darüber getroffen werden, ob dieser finanzielle Bedarf dem tatsächlich bereitgestellten Nutzen aus Naturschutz entspricht und insofern allokativ effizient wäre beziehungsweise den externen Effekt vollständig integriert. Dazu siehe auch Kapitel 5.

⁶⁵ Natur- und Artenschutz beinhaltet auch die Natura 2000 Flächen.

letzten beiden Indikatoren: ein Indikator zur Zerschneidung um naturschutzfachlich wichtige Korridore und Biotopverbünde berücksichtigen zu können und ein Indikator nationaler Verantwortung der Bundesländer entlang Artenschutzmaßnahmen für besonders relevante Arten. In Kapitel 4.4.5 wird gezeigt, wie die verschiedenen Indikatoren zu einem übergreifenden Indikatorenset aggregiert werden können.

4.4.1. Natura 2000 Gebiete

Natura 2000 Gebiete umfassen die europäischen Schutzgebiete der Fauna-Flora-Habitat (FFH) Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie (VRL). Ziel der entsprechenden europäischen Richtlinien zu FFH und Vogelschutz ist „Wiederherstellung oder Wahrung eines günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensräume und der Arten von gemeinschaftlichem Interesse“ (FFH-RL: Erwägungsgründe) und der „Wiederherstellung (...) [und] Neuschaffung von Lebensstätten“ (VRL Art. 3). Die Bundesländer haben diese Gebiete – wenn auch nicht ohne Verzögerungen – ausgewiesen und sind für deren Management und die Umsetzung der Ziele verantwortlich⁶⁶. Das Natura 2000 Schutzgebietsnetzwerk ist mit entsprechenden Nachmeldungen Deutschlands an die EU mittlerweile vollständig (vgl. BfN 2012: 166 ff.). Das Ziel einer Herstellung eines übergreifenden, europaweiten Schutzgebietsnetzwerkes wird im Bundesnaturschutzgesetz für Deutschland ausformuliert. Nach §20 BNatSchG wird auf mindestens 10% der Fläche ein Biotopverbund geschaffen, so dass ökologische „Wechselbeziehungen“ in ihrer Funktionsfähigkeit bewahrt, wiederhergestellt und entwickelt werden. Natura 2000 Gebiete spielen für diesen Biotopverbund eine wichtige Rolle. Tabelle 5 gibt einen Überblick über die terrestrischen und marinen Natura 2000 Gebiete. Den höchsten Anteil an terrestrischen Natura 2000 Gebieten weisen Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern auf. Schleswig-Holstein hat bei weitem das größte Gebiet an mariner Natura 2000 Fläche. Nimmt man terrestrische und marine Natura 2000 Gebiete zusammen, hat Schleswig-Holstein den größten Teil der Landesfläche als Natura 2000 Gebiete ausgewiesen (58,31%), gefolgt von Mecklenburg-Vorpommern (46,30%). Insgesamt hat Deutschland ca. 15 % seiner terrestrischen Fläche als Natura 2000 Gebiete ausgewiesen und liegt damit knapp unter europäischem Durchschnitt von 17.5% (vgl. Natura 2000 Barometer 2013). Unter anderem wurde von Czybulka und Luttmann (2005: 85, vgl. zudem Schröter-Schlaack et al. 2013) vorgeschlagen, die Fläche der Natura 2000 Gebiete als Indikator für Naturschutz im ökologischen Länderfinanzausgleich zu berücksichtigen.

⁶⁶ Koordination, Monitoring und Berichtspflichten werden zudem vom BfN unterstützt (vgl. BfN 2012: 166).

Zum einen seien die Daten relativ einfach verfügbar, da die Länder die Liste mit den jeweiligen Natura 2000 Gebieten an das Bundesamt für Naturschutz (BfN) kommunizieren, damit das BfN diese an die Europäische Kommission weiterleiten kann. Es gibt also von einigen Details abgesehen (vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013) eine große Transparenz, Replizierbarkeit und Datenverfügbarkeit. Diesem Vorschlag folgend kommentieren Schröter-Schlaack et al. (2013: 48) als weiteren Vorteil eines entsprechenden Indikators, dass die Nutzungseinschränkungen europaweit harmonisiert sind. Dies impliziert allerdings die möglicherweise problematische Annahme einer vergleichbaren Qualität aller Natura 2000 Schutzgebiete (ebd.). Insgesamt ließe sich aufgrund der europaweiten Richtlinien auch eine politische Beeinflussbarkeit durch einzelne Landesregierungen ausschließen. Dies ist aufgrund der gesetzesthechnischen Regelung des Länderfinanzausgleichs und entsprechenden Urteilen des Bundesverfassungsgerichtes von Bedeutung. Tabelle 5 zeigt die Natura 2000 Flächen nach Bundesländern.

Tabelle 5: Natura 2000 Gebiete in den Bundesländern (2010);

Quelle: Schröter-Schlaack et al 2013: 49.

Bundesland	Gesamtfläche in km ²	Anteilige Fläche am Bundesgebiet	Fläche der terrestrischen Natura 2000 Gebiete in km ²	Fläche mariner Natura 2000 Gebiete in km ²	Fläche der gesamten Natura 2000 Gebiete in km ²	Anteilige Fläche der terrestrischen Natura 2000 Gebiete an der Landesfläche	Anteilige Fläche der gesamten Natura 2000 Gebiete an der Landesfläche
BW	35.751,5	10,01	6.332,1	0,0	6.332,1	17,71	17,71
BY	70.550,0	19,76	8.021,8	0,0	8.021,8	11,37	11,37
BE	891,5	0,25	63,2	0,0	63,2	7,09	7,09
BB	29.482,0	8,26	7.779,6	0,0	7.779,6	26,39	26,39
HB	404,3	0,11	84,4	16,8	101,2	20,87	25,03
HH	755,2	0,21	64,7	137,5	202,2	8,57	26,78
HE	21.114,9	5,91	4.437,5	0,0	4.437,5	21,02	21,02
MV	23.189,0	6,49	5.562,6	5.173,8	10.736,4	23,99	46,30
NI	47.635,0	13,34	4.637,5	3.977,5	8.615,0	9,74	18,09
NW	34.088,0	9,55	2.869,5	0,0	2.869,5	8,42	8,42
RP	19.853,6	5,56	3.846,9	0,0	3.846,9	19,38	19,38
SL	2.568,7	0,72	299,4	0,0	299,4	11,66	11,66
SN	18.419,7	5,16	2.927,3	0,0	2.927,3	15,89	15,89
ST	20.448,9	5,73	2.320,1	0,0	2.320,1	11,35	11,35
SH	15.799,1	4,42	1.118,4	8.092,5	9.210,9	7,08	58,30
TH	16.172,4	4,53	2.721,9	0,0	2.721,9	16,83	16,83
Bund	357.123,5	100,0	53.086,9	17.398,2	70.485,1	14,87	19,7

4.4.2. Natur- und Artenschutz, Landschaftsschutz und Schutzgebiete gesamt

Der Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung des Leibniz Instituts für ökologische Raumentwicklung (IÖR 2013) veröffentlicht drei Indikatoren in der Kategorie Landschafts- und Naturschutz. Diese geben jeweils die überschneidungsfreie Fläche beziehungsweise deren Anteil an der gesamten Gebietsfläche für „Natur- und Artenschutz“, „Landschaftsschutz“ und die „Schutzgebiete gesamt“ an. Der Indikator für strengen Gebietsschutz oder „Natur- und Artenschutz“ umfasst dabei Nationalparks, Naturschutzgebiete und Natura 2000 Gebiete. Der Indikator für allgemeinen Gebietsschutz oder „Landschaftsschutz“ umfasst Naturparks, Landschaftsschutzgebiete und Biosphärenreservate außerhalb der Kernzone. Der Indikator für die „Schutzgebiete gesamt“ umfasst die Summe der beiden genannten Indikatoren. Bei der Betrachtung der Indikatoren ist zu beachten, dass Flächen, die mit strengem Schutzstatus ausgewiesen sind, nicht mehr zum „Landschaftsschutz“ gerechnet werden, selbst wenn sie gleichzeitig als solche ausgewiesen sind (vgl. IÖR 2013). Bundesländer, die entsprechend viel Gebietsfläche unter Natur- und Artenschutz gestellt haben, werden prozentual weniger Landschaftsschutz bereitstellen, als Länder, die hauptsächlich Landschaftsschutzflächen ausgewiesen haben (vgl. IÖR 2013).

Tabelle 6 zeigt, dass Mecklenburg-Vorpommern mit über 30 Prozent und Brandenburg mit über 26 Prozent Nationalparks, Naturschutzgebiete oder Natura 2000 Gebiete ausgeschrieben haben. Dagegen haben Berlin mit knapp 8 Prozent und Hamburg 10,6 Prozent anteilig deutlich weniger Natur- und Artenschutz auf ihren Landesflächen ausgewiesen. Der Indikator für Landschaftsschutz zeigt, dass sich auch diese Gebiete ungleich auf das Bundesgebiet verteilen (vgl. Tabelle 6). Während beispielsweise das Saarland über 60 Prozent und Nordrhein-Westfalen über 50 Prozent des jeweiligen Landesgebietes als Naturpark oder Landschaftsschutzgebiet ausgeschrieben haben, haben Bremen (6,9 Prozent) und Mecklenburg-Vorpommern (14 Prozent) anteilig deutlich weniger ausgeschrieben. Beim Indikator „Anteil Schutzgebietsflächen gesamt“ zeigt sich, dass das Saarland mit über 70 Prozent und Nordrhein-Westfalen mit über 60 Prozent insgesamt am meisten Schutzgebietsfläche ausgewiesen haben.

Nun lässt sich annehmen, dass die stärkeren Nutzungseinschränkungen in Gebieten mit höherem Schutzstatus mehr effektiven Nutzen für die Naturschutzziele erbringen, während in Naturparks und Landschaftsschutzgebieten teils kaum Einschränkungen gängiger landwirtschaftlicher oder forstwirtschaftlicher Nutzung vorliegen. Einer solchen Annahme folgend, würde eine stärkere Gewichtung des

Indikatoren für Natur- und Artenschutz aus Naturschutzperspektive Sinn ergeben. Aus umweltökonomischer Perspektive sind mit stärkeren Nutzungseinschränkungen wahrscheinlich höhere Opportunitätskosten verbunden (vgl. Kap. 4.3).

Tabelle 6: Schutzgebiete in den Bundesländern; Quelle: IÖR 2013.

Bundes-land	Fläche in km ²	Anteil Gebiete "Landschaftsschutz" in %			Anteil Gebiete "Natur- und Artenschutz" in %			Anteil "Schutzgebiete gesamt" in %		
		2006	2008	2010	2006	2008	2010	2006	2008	2010
BW	35.751,5	36,0	34,5	35,3	13,3	17,5	17,5	49,3	52	52,8
BY	70.550,0	35,1	34,9	35,6	11,3	11,3	11,4	46,4	46,3	47,0
BE	891,5	9,4	9,4	10,7	7,7	7,8	7,7	17,1	17,2	18,4
BB	29.482,0	25,8	25,8	26,2	26,5	26,5	26,5	52,3	52,3	52,7
HB	404,3	7,5	7,5	6,9	22,8	22,8	18,4	30,3	30,3	25,4
HH	755,2	18,7	18,5	18,4	10,4	10,4	10,6	29,0	28,9	29
HE	21.114,9	37,8	33,8	33,8	21,2	21,2	21,2	59,0	55,0	55,0
MV	23.189,0	16,2	14,1	14,0	21,2	30,0	30,1	37,5	44,1	44,2
NI	47.635,0	26,3	26,0	26,1	10,3	11,4	11,5	36,7	37,5	37,7
NW	34.088,0	49,2	51,4	51,6	10,6	10,9	11,2	59,8	62,3	62,8
RP	19.853,6	38,7	38,2	40,2	17,6	19,2	19,6	56,2	57,4	59,9
SL	2.568,7	54,0	60,2	60,7	12,0	12,3	12,3	65,9	72,5	73,0
SN	18.419,7	27,7	28	28,2	15,9	15,9	15,9	43,6	43,9	44,1
ST	20.448,9	31,1	31,3	32,8	11,6	11,7	11,7	42,7	43	44,5
SH	15.799,1	22,2	24	24,1	10,5	10,5	11,0	32,7	34,4	35,1
TH	16.172,4	20,0	21,9	25,6	17,0	17,0	17,0	36,9	38,9	42,6

4.4.3. Zerschneidung

Für ein integriertes Schutzgebietsmanagement sind Arten- und Naturschutznetzwerke beziehungsweise Biotopverbünde von entscheidender Bedeutung. Dies betrifft vor allem die die Ausbreitungsfähigkeit und Überlebensfähigkeit einiger Arten (vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013). Zerschneidung der Landschaft ist ein Hauptgrund für den Verlust der Artenvielfalt und der nachlassenden Resilienz von Ökosystemen (vgl. Tschardt et al., 2005, Kraus et al., 2010). Das IÖR (2013) stellt auch hier entsprechende Daten zur Verfügung. Der IÖR-Indikator⁶⁷ misst die Wahrscheinlichkeit, mit der zwei beliebige

⁶⁷ „Der Indikator ist ein Maß für die Landschaftszerschneidung durch technische Elemente. Er entspricht der Wahrscheinlichkeit, dass zwei beliebig ausgewählte Punkte in einer Fläche nach der Zerschneidung dieser Fläche noch gemeinsam in derselben Teilfläche liegen. Zerschneidungselemente bilden die Trassen des überörtlichen Verkehrsnetzes von Straße (alle Kreis- und höher klassifizierten Straßen) und Schiene (alle zwei- und mehrgleisigen Strecken sowie elektrifizierten eingleisigen Strecken, jeweils in Betrieb). Je größer die effektive Maschenweite in einem Gebiet, desto weniger ist dessen Landschaft zerschnitten. Relativ hohe Werte treten v. a. in dünnbesiedelten Regionen auf, was aus landschaftsökologischer Sicht positiv zu bewerten ist“ (IÖR 2013: http://www.ioer-monitor.de/svg_viewer/datenvisualisierung/kennblatt_einzelanzeige.php?ID_IND=U02KG).

Punkte in einer nicht durch Verkehrsstrassen zerschnittenen Landschaft liegen. Je höher der Indikator, desto mehr unzerschnittene Fläche liegt vor. Insofern misst der Indikator die Größe der zusammenhängenden Naturräume. Tabelle 7 zeigt, dass die Zerschneidung zwischen 2008 und 2010 relativ konstant geblieben ist. In manchen Ländern nimmt die Zerschneidung sogar ab – was in diesem Fall ein steigender Indikatorwert anzeigt.

Die Methodik des Indikators wurde von Jaeger (2002) entwickelt und von Moser, Jaeger et al. (2005) modifiziert. Vorgeschlagen wurde die Aufnahme des Indikators in einen ökologischen Länderfinanzausgleich von Schröter-Schlaack et al. (2013). Die effektive Maschenweite wird dabei in folgender Form mathematisch definiert:

$$m_{eff} = A_{total} * \sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_{total}} \right)^2 = \frac{1}{A_{total}} \sum_{i=1}^n A_i^3 \quad (4.1)$$

Dabei ist ‚n‘ die Nummer der Landschaftsräume der Beobachtungsfläche mit (i = 1, ..., n). A_{total} ist die gesamte beobachtete Fläche. Der Wert der effektiven Maschenweite wird dabei zwischen 0 und dem Wert der Gesamtfläche liegen (A_{total}). Abbildung 14 zeigt, dass Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Bremen die am wenigsten zerschnittene Landschaft haben. Die hohen Werte für die Stadtstaaten (HB, HH) könnten beispielsweise damit erklärt werden, dass die beobachteten Flächen nicht das gesamte Fläche eines Bundeslandes, sondern die Freiflächen sind. Auch wenn das gesamte Stadtgebiet kaum freien Naturraum bietet, so kann doch der Indikator hohe Werte annehmen, wenn die Freiflächen relativ unzerschnitten sind. Der Indikator würde damit nicht deutlich zeigen, welche Bundesländer besonders viel schützenswerten Raum haben, sondern wie zerschnitten die Freiräume unabhängig von deren Menge oder Größe sind. Insofern stellt der Indikator kaum Naturschutzanstrengungen dar und ist wenig für eine Integration in einen ökologischen Länderfinanzausgleich geeignet⁶⁸.

⁶⁸ Vielleicht liegt allerdings auch ein Rechenfehler vor, aber sowohl Bremen als auch Hamburg haben hohe Werte. Hier wären weitere Recherchen notwendig. Zudem ist anzumerken, dass an dieser Stelle die aktuellen Werte des IÖR (2013) angegeben sind, bei der quantitativen Modellierung (vgl. Kap. 4.5 ff.) wurden jedoch die Werte verwendet, die Schröter-Schlaack et al. (2013) im Vorjahr vom IÖR bezogen hatten.

Tabelle 7: Effektive Maschenweite der Freiräume; Quelle: IÖR 2013.

	Effektive Maschenweite der Freiräume in km ²	
	2008	2010
BW	21,25	21,20
BY	33,97	33,87
BE	12,86	12,84
BB	56,80	58,20
HB	47,96	54,56
HH	78,71	80,80
HE	20,04	20,01
MV	59,31	59,37
NI	37,34	38,14
NW	14,06	14,09
RP	18,27	18,25
SL	14,24	14,26
SN	20,08	20,16
ST	46,26	46,12
SH	49,21	50,10
TH	31,23	31,80

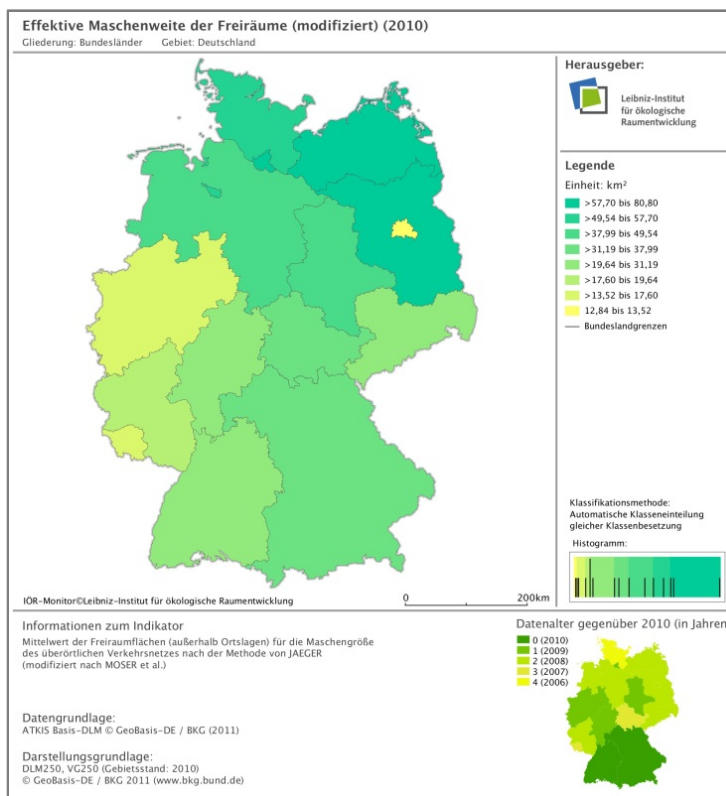


Abbildung 14: Effektive Maschenweite der Freiräume in Deutschland; Quelle: IÖR 2013, höhere Auflösung im Anhang.

4.4.4. Nationale Verantwortung

Ein weiterer zur Verfügung stehender Indikator für die Qualität von Naturschutzmaßnahmen misst die wahrgenommene Verantwortung für den Schutz besonders bedrohter Arten (Schmeller et al. 2008) und Habitate (Schmeller et al. 2012)⁶⁹.

Das Bundesnaturschutzgesetz verpflichtet zum Schutz der bedrohten Arten im Bundesgebiet (BNatSchG §54). Das Konzept der nationalen Verantwortung zeigt, wie weit der Verlust einer spezifischen Art in einem bestimmten Gebiet – beispielsweise Deutschland – Einfluss auf das globale Vorhandensein dieser Art hat (vgl. Schmeller et al. 2012). Somit kann gemessen werden, für welche der im Bundesgebiet vorkommenden Arten Deutschland global gesehen eine besondere Verantwortung hat. Dies kann auf die Bundesländer übertragen werden. Die Rote Liste der bedrohten Arten zeigt zwar, welche der in Deutschland vorkommenden Arten besonders gefährdet sind. Allerdings kann daraus noch nicht gesehen werden, welche Arten davon insbesondere zu schützen sind, weil sie beispielsweise nur in

⁶⁹ Auch dieser Indikator wurde von Schröter-Schlaack et al. (2013) vorgeschlagen, für diese Arbeit nachrecherchiert und ebenfalls verwendet.

Deutschland oder in einem Bundesland vorkommen. In diesem Sinne ist ein Indikator für nationale Verantwortung kein Ersatz, sondern eine Ergänzung zur Roten Liste (vgl. Gruttke 2004). Im Rahmen des EU-Mon Projektes (Biodiversitätsmonitoring) wurde ein Indikator entwickelt, der es ermöglicht, bestimmte Gebiete (Regionen, Nationen, Bundesländer, etc.) direkt zu vergleichen. Zudem würden Naturschutzentscheidungen insgesamt transparenter und die knappen finanziellen Mittel für Naturschutz könnten effektiver für besonders schützenswerte Arten eingesetzt werden (Schmeller et al. 2008). Abbildung 15 zeigt die generelle Struktur in der Analyse nationaler – oder bundesstaatlicher Verantwortung.

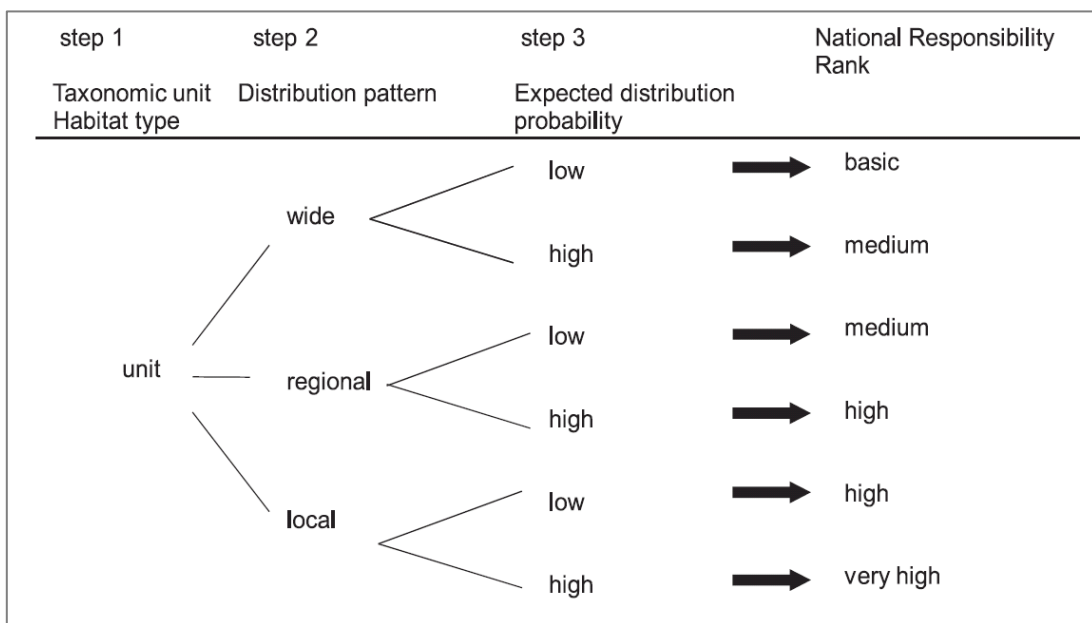


Abbildung 15: Entscheidungsbaum zur Bestimmung nationaler Verantwortlichkeiten;
Quelle: Schmeller et al. 2012: 24.

Im ersten Schritt wird die taxonomische Einheit oder das Habitat von Interesse ausgewählt. Im zweiten Schritt wird analysiert, wie oft und wo es vorkommt. Im dritten Schritt wird die erwartete Aufkommenswahrscheinlichkeit errechnet und auf die beobachtete bezogen (Schmeller et al. 2012). Die erwartete Aufkommenswahrscheinlichkeit bildet das Verhältnis des gesamten Aufkommens zur Fläche eines Referenzgebietes ab. Die beobachtete Aufkommenswahrscheinlichkeit bildet das Verhältnis von Aufkommen im beobachteten Gebiet zur Fläche des beobachteten Gebietes ab. Wenn die beobachtete Aufkommenswahrscheinlichkeit doppelt so hoch ist, wie die erwartete, dann wird die entsprechende Art mit hoher Wahrscheinlichkeit in diesem Gebiet vorkommen. Wenn die beobachtete Aufkommenswahrscheinlichkeit kleiner als zweimal so groß wie die erwartete ist, dann wird angenommen, dass die Art nur mit geringer Wahrscheinlichkeit in diesem

Gebiet vorkommt. Schröter-Schlaack et al. (2013: 52ff.) haben diese Methodik leicht abgewandelt und errechnen das Verhältnis erwarteter und beobachteter Wahrscheinlichkeiten. Wenn sich also Werte von 1 ergeben, dann ist die Art gleichmäßig zwischen Referenzgebiet (Bundesgebiet) und beobachtetem Gebiet (Bundesland) verteilt. Bei Werten unter 1 wäre das Aufkommen im Referenzgebiet höher als im beobachteten Gebiet und bei Werten über 1 käme es häufiger im beobachteten Gebiet vor als im Referenzgebiet.

Tabelle 8: Nationale Verantwortung der Bundesländer anhand von Amphibienarten;
Quelle: Schröter-Schlaack et al. 2013: 54.

Bundesland	Landesfläche in km ²	Spezies 1 (Triturus alpestris)	Spezies 2 (Bombina variegata)	Spezies 3 (Bufo calamita)	Spezies 4 (Rana kl. esculenta)	Bundesland Index
BW	35.751,45	1,21	1,69	1,00	1,00	122,6
BY	70.549,97	1,21	1,64	1,00	1,00	121,1
BE	891,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0
BB	29.481,95	0,43	0,00	1,00	1,00	81,1
HB	404,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0
HH	755,16	1,21	0,00	1,00	1,00	107,0
HE	21.114,91	1,21	1,69	1,00	1,00	122,6
MV	23.188,98	0,12	0,00	1,00	1,00	70,7
NI	47.634,98	1,15	0,53	1,00	1,00	92,0
NW	34.088,01	1,21	1,21	1,00	1,00	110,5
RP	19.853,58	1,21	1,69	1,00	1,00	122,6
SL	2.568,66	1,21	1,69	1,00	1,00	122,6
SN	18.419,70	1,21	0,28	1,00	1,00	87,3
ST	20.448,86	0,86	0,24	1,00	1,00	77,7
SH	15.799,07	0,40	0,00	1,00	1,00	80,1
TH	16.172,41	1,21	1,69	1,00	1,00	122,6

Für die ersten Beispielrechnungen auf Bundeslandebene haben Schröter-Schlaack et al. (2013) Amphibienarten gewählt, da für diese das Aufkommen relativ genau erhoben wurde und die Verantwortung für den Schutz dieser Arten bereits untersucht wurde (vgl. Henle und Gruttke 2004). Tabelle 8 zeigt die Resultate dieser Beispielrechnung. Nach Schröter-Schlaack et al. (2013) wäre dieser Indikator eine passende Ergänzung zu den bisherigen Indikatoren, weil sich am Beispiel Amphibien zeigt, in wie weit einzelne Bundesländer Verantwortung für den Schutz bestimmter Arten haben. Unter zwei Annahmen würde dieser Indikator indirekt den finanziellen Bedarf zeigen, den einzelne Bundesländer für Naturschutzmaßnahmen haben. Zum einen müsste gelten, dass eine höheren Verantwortung mit mehr

entsprechenden Schutzmaßnahmen korrespondiert. Zum anderen müssten damit im Regelfall auch höheren Kosten verbunden sein. Allerdings weisen Schröter-Schlaack et al. (2013: 53) auch darauf hin, dass das natürliche Habitat der untersuchten Arten insbesondere in Süddeutschland liegt und daher weitere Untersuchungen diese Verzerrung auflösen sollten. Auch bei diesem Indikator wäre entsprechend weitere Recherche notwendig.

4.4.5. *Schrittweiser Aufbau des Indikatorensets*

Um diese Indikatoren in die Modellierung eines ökologischen Länderfinanzausgleichs zu integrieren, haben Schröter-Schlaack et al. (2013: 56 ff.) einen schrittweisen Aufbau der Indikatoren entworfen. Somit ist transparent, nach welchen Kriterien und Indikatoren der ökologische Länderfinanzausgleich aufgebaut sein könnte (ebd.). Stufe 1 sind die Flächen der terrestrischen (und marinen) Natura 2000 Gebiete. Stufe 2 beinhaltet über die terrestrischen Natura 2000 Gebiete hinaus auch die Flächen für Nationalparks und Naturschutzgebiete. Stufe 3 beinhaltet darüber hinaus noch die Flächen mit allgemeinem Schutzstatus wie Naturparks und Landschaftsschutzgebiete. Dabei gibt sich die Möglichkeit einer Gewichtung (vgl. Kap. 4.5). Dazu kommt gegenüber Schröter-Schlaack et al. (2013) auf dieser Stufe noch der Indikator für die gesamte Naturschutzfläche – der beide Schutzgebietskategorien gleichwertig einbezieht. Auf Stufe 4 wird zusätzlich die Zerschneidung der Landesfläche berücksichtigt. Auf Stufe 5 schließlich wird noch die Verantwortung der Bundesländer für den Erhalt und Schutz bestimmter Arten mit einbezogen. Somit gibt es verschiedene Alternativen, um einen ökologischen Länderfinanzausgleich zu gestalten und in Kapitel 4.5 werden diese Indikatoren jeweils in Bezug zur jeweiligen Landesfläche (vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013) und zur Bevölkerungszahl gesetzt. Damit ergeben sich einige Szenarien, die in ihrer jeweiligen Auswirkung auf den bestehenden Länderfinanzausgleich quantitativ modelliert werden können (vgl. Kap. 4.6). Abbildung 16 zeigt diesen schrittweisen Aufbau grafisch.

Stufe 1	Natura 2000 1 a terrestrisch 1 b terrestrisch & marin		
Stufe 2	Natur- und Artenschutz terrestrisch		
Stufe 3 a	Natur- und Artenschutz terrestrisch	Landschaftsschutz terrestrisch	
Stufe 3 b	Schutzgebiete gesamt terrestrisch		
Stufe 4 a	Natur- und Artenschutz terrestrisch	Landschaftsschutz terrestrisch	Landschaftszerschneidung
Stufe 4 b	Schutzgebiete gesamt terrestrisch		Landschaftszerschneidung
Stufe 5 a	Natur- und Artenschutz terrestrisch	Landschaftsschutz terrestrisch	Landschaftszerschneidung
Stufe 5 b	Schutzgebiete gesamt terrestrisch		Nationale Verantwortlichkeit

Abbildung 16: Schrittweiser Aufbau eines Indikatorensets für Naturschutz;

Quelle: eigene Modifikation nach Schröter-Schlaack et al. 2013: 56.

4.5. Die Naturschutzfaktoren im ökologischen Länderfinanzausgleich

Es hat sich gezeigt, dass die bisherigen Veränderungen des Länderfinanzausgleiches über eine fiktive Modifikation der als generelles und abstraktes Bedarfskriterium geltenden Einwohnerzahlen erfolgten (vgl. Kap. 4.3). Daher werden auch für eine ökologische Modifikation des Länderfinanzausgleiches die vorgestellten Naturschutzindikatoren in eine Einwohnergewichtung überführt (vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013). Generelles Vorgehen für die Ermittlung der Naturschutzfaktoren ist, den jeweiligen Bundesdurchschnitt der Bereitstellung zu ermitteln und den jeweiligen Landesanteil mit dem Bundesdurchschnitt zu vergleichen. Somit zeigt sich, welche Länder je nach Indikator überdurchschnittlich viel Naturschutz bereitstellen. Diese überdurchschnittliche Bereitstellung wird dann wiederum in eine entsprechende Einwohnergewichtung überführt. Dabei werden in den folgenden Beispielen die Naturschutzmaßnahmen zu 10 Prozent ⁷⁰ ihrer Ausprägung in Einwohnerzahlen übersetzt. Wenn also ein Bundesland beispielsweise 120 Prozent des durchschnittlichen Naturschutzes in Deutschland bereitstellt, dann würde sich eine Einwohnergewichtung mit einem Faktor von 1,02

⁷⁰ Diese Gewichtung haben Schröter-Schlaack et al. (2013) verwendet und um eine Vergleichbarkeit mit den pro Kopf Indikatoren zu gewährleisten wurde sie auch hier verwendet.

ergeben. Gleichung 4.2 zeigt dies formal (vgl. hierzu Schröter-Schlaack et al. 2013: 57)

$$\text{Naturschutzfaktor} = 1 + \left(\frac{\text{Maßnahmen Bundesland}}{\text{Durchschnitt der Maßnahmen aller Bundesländer}} - 1 \right) * 0,1 \quad (4.2)$$

Diese prozentuale Überführung von Naturschutz in Einwohnergewichtung stellt eine weitere Stellschraube bei der Gestaltung eines ökologischen Länderfinanzausgleichs dar. Im Anschluss zeigt ein Vergleich mit dem abgeschätzten abstrakten Mehrbedarf, in wie weit sich die 10 prozentige Gewichtung der ökologischen Leistungsindikatoren mit dem finanziellen Bedarf deckt (vgl. Kap. 4.7). Im Folgenden werden die Ergebnisse in Tabellenform (vgl. Tabellen 9 – 14) wiedergegeben und besondere Auffälligkeiten jeweils herausgestellt. Dabei werden jeweils die beiden Ergebnisse pro Kopf und pro Landesfläche einander gegenübergestellt. Zudem werden die Einwohnergewichtungsfaktoren bei dem schrittweisen Aufbau schließlich gewichtet (vgl. zudem Kap. 4.6)⁷¹.

⁷¹ Für den Einfluss der Gewichtung unterschiedlichen Gebietsschutzes siehe Kap. 4.7.

Natura 2000

Tabelle 9: Anteil Natura 2000 Gebiete an Landesfläche (2010); Quelle: Schröter-Schlaack et al. (2013: 58ff.).

Bundesland	Landesfläche in km ²	Fläche der terrestrischen Natura 2000 Gebiete in km ²	Anteilige Fläche der terrestrischen Natura 2000 Gebiete an der Landesfläche	Relative Position im Vergleich zum Bundesdurchschnitt	Naturschutzfaktor	Fläche mariner Natura 2000 Gebiete in km ²	Fläche der gesamten Natura 2000 Gebiete in km ²	Anteilige Fläche der gesamten Natura 2000 Gebiete an der Landesfläche	Relative Position im Vergleich zum Bundesdurchschnitt	Naturschutzfaktor
BW	35.751,45	6.332,11	17,71	19,15	1,019	0,00	6.332,11	17,71	-10,26	0,990
BY	70.549,97	8.021,83	11,37	-23,51	0,976	0,00	8.021,83	11,37	-42,39	0,958
BE	891,54	63,23	7,09	-52,29	0,948	0,00	63,23	7,09	-64,06	0,936
BB	29.481,95	7.779,65	26,39	77,51	1,078	0,00	7.779,65	26,39	33,70	1,034
HB	404,28	84,35	20,87	40,36	1,040	16,84	101,19	25,03	26,82	1,027
HH	755,16	64,69	8,57	-42,37	0,958	137,54	202,23	26,78	35,69	1,036
HE	21.114,91	4.437,46	21,02	41,38	1,041	0,00	4.437,46	21,02	6,48	1,006
MV	23.188,98	5.562,60	23,99	61,37	1,061	5.173,78	10.736,38	46,30	134,58	1,135
NI	47.634,98	4.637,55	9,74	-34,51	0,965	3.977,50	8.615,05	18,09	-8,37	0,992
NW	34.088,01	2.869,52	8,42	-43,37	0,957	0,00	2.869,52	8,42	-57,35	0,943
RP	19.853,58	3.846,87	19,38	30,35	1,030	0,00	3.846,87	19,38	-1,83	0,998
SL	2.568,66	299,44	11,66	-21,58	0,978	0,00	299,44	11,66	-40,94	0,959
SN	18.419,70	2.927,28	15,89	6,91	1,007	0,00	2.927,28	15,89	-19,48	0,981
ST	20.448,86	2.320,13	11,35	-23,67	0,976	0,00	2.320,13	11,35	-42,51	0,957
SH	15.799,07	1.118,35	7,08	-52,38	0,948	8.092,53	9.210,88	58,30	195,39	1,195
TH	16.172,41	2.721,87	16,83	13,22	1,013	0,00	2.721,87	16,83	-14,73	0,985
Bund	357.123,51	53.086,95	14,87			17.398,19	70.485,14	19,74		

Tabelle 10: Fläche Natura 2000 Gebiete pro Einwohner (2010); Quelle: eigene Berechnungen nach Schröter-Schlaack et al. (2013: 58ff.).

Bundesland	Bevölkerung	Anteil an der Gesamtbevölkerung	terr. Fläche Natura 2000-Gebiete in km ²	mar. Fläche Natura 2000-Gebiete in km ²	terr. Natura 2000-Gebiete in m ² / je Kopf	ges. Natura 2000-Gebiete in m ² / je Kopf	relative Position zum Bundesschnitt in % (terr.)	relative Position zum Bundesschnitt in % (ges.)	Naturschutzfaktor terr.	Naturschutzfaktor ges.
BW	10.753.880	13,2	6.332,1	0,0	588,8	588,8	-9,3	-31,7	0,991	0,968
BY	12.538.696	15,3	8.021,8	0,0	639,8	639,8	-1,5	-25,8	0,999	0,974
BE	3.460.725	4,2	63,2	0,0	18,3	18,3	-97,2	-97,9	0,903	0,902
BB	2.503.273	3,1	7.779,6	0,0	3.107,8	3.107,8	378,6	260,5	1,379	1,260
HB	660.706	0,8	84,4	16,8	127,7	153,2	-80,3	-82,2	0,920	0,918
HH	1.786.448	2,2	64,7	137,5	36,2	113,2	-94,4	-86,9	0,906	0,913
HE	6.067.021	7,4	4.437,5	0,0	731,4	731,4	12,6	-15,2	1,013	0,985
MV	1.642.327	2,0	5.562,6	5.173,8	3.387,0	6.537,3	421,6	658,2	1,422	1,658
NI	7.918.293	9,7	4.637,5	3.977,5	585,7	1.088,0	-9,8	26,2	0,990	1,026
NW	17.845.154	21,8	2.869,5	0,0	160,8	160,8	-75,2	-81,3	0,925	0,919
RP	4.003.745	4,9	3.846,9	0,0	960,8	960,8	48,0	11,4	1,048	1,011
SL	1.017.567	1,2	299,4	0,0	294,3	294,3	-54,7	-65,9	0,945	0,934
SN	4.149.477	5,1	2.927,3	0,0	705,5	705,5	8,6	-18,2	1,009	0,982
ST	2.335.006	2,9	2.320,1	0,0	993,6	993,6	53,0	15,2	1,053	1,015
SH	2.834.259	3,5	1.118,4	8.092,5	394,6	3.249,8	-39,2	276,9	0,961	1,277
TH	2.235.025	2,7	2.721,9	0,0	1.217,8	1.217,8	87,5	41,2	1,088	1,041
Bund	81.751.602	100,0	53.086,9	17.398,2	649,4	862,2				

Insgesamt fällt auf, dass Schleswig-Holstein aufgrund der großen Meeresschutzgebiete von deren Integration profitiert. Zudem haben die einwohnerbasierten Veredlungsfaktoren stärkere Streuung als die flächenbasierten.

Natur- und Artenschutz, Landschaftsschutz und Schutzgebiete gesamt

Tabelle 11: Anteil Schutzgebietsfläche (Natur- und Artenschutz, Landschaftsschutz, Schutzgebiete gesamt) an Landesfläche (2010); Quelle: eigene Berechnungen nach Schröter-Schlaack et al. (2013: 59f.) und IÖR (2013).

Bundesland	Fläche in km ²	Fläche Gebiete "Natur und Artenschutz" in km ²	Flächenanteil Gebiete "Natur- und Arten-schutz" in %	relative Position zum Bundesschnitt in %	Naturschutzfaktor	Fläche Gebiete "Landschaftsschutz" in km ²	Anteil Gebiete "Landschaftsschutz" in %	relative Position zum Bundesschnitt in %	Naturschutzfaktor	Fläche "Schutzgebiete gesamt" in km ²	Anteil "Schutzgebiete gesamt" in %	relative Position zum Bundesschnitt in %	Naturschutzfaktor
BW	35.751,45	6.256,5	17,5	9,4	1,009	12.620,3	35,3	9,1	1,009	18.876,8	52,8	9,2	1,009
BY	70.549,97	8.042,7	11,4	-28,7	0,971	25.115,8	35,6	10,1	1,010	33.158,5	47,0	-2,8	0,997
BE	891,54	68,6	7,7	-51,8	0,948	95,4	10,7	-66,9	0,933	164,0	18,4	-62,0	0,938
BB	29.481,95	7.812,7	26,5	65,7	1,066	7.724,3	26,2	-19,0	0,981	15.537,0	52,7	9,0	1,009
HB	404,28	74,4	18,4	15,1	1,015	27,9	6,9	-78,7	0,921	102,7	25,4	-47,5	0,953
HH	755,16	80,0	10,6	-33,7	0,966	138,9	18,4	-43,1	0,957	219,0	29,0	-40,0	0,960
HE	21.114,91	4.476,4	21,2	32,6	1,033	7.136,8	33,8	4,5	1,004	11.613,2	55,0	13,7	1,014
MV	23.188,98	6.979,9	30,1	88,2	1,088	3.246,5	14,0	-56,7	0,943	10.249,5	44,2	-8,6	0,991
NI	47.634,98	5.478,0	11,5	-28,1	0,972	12.432,7	26,1	-19,3	0,981	17.958,4	37,7	-22,0	0,978
NW	34.088,01	3.817,9	11,2	-30,0	0,970	17.589,4	51,6	59,5	1,060	21.407,3	62,8	29,9	1,030
RP	19.853,58	3.891,3	19,6	22,6	1,023	7.981,1	40,2	24,3	1,024	11.892,3	59,9	23,9	1,024
SL	2.568,66	315,9	12,3	-23,1	0,977	1.559,2	60,7	87,7	1,088	1.875,1	73,0	50,9	1,051
SN	18.419,70	2.928,7	15,9	-0,6	0,999	5.194,4	28,2	-12,8	0,987	8.123,1	44,1	-8,8	0,991
ST	20.448,86	2.392,5	11,7	-26,8	0,973	6.707,2	32,8	1,4	1,001	9.099,7	44,5	-8,0	0,992
SH	15.799,07	1.737,9	11,0	-31,2	0,969	3.807,6	24,1	-25,5	0,975	5.545,5	35,1	-27,4	0,973
TH	16.172,41	2.749,3	17,0	6,3	1,006	4.140,1	25,6	-20,9	0,979	6.889,4	42,6	-11,9	0,988
Bund	357.123,51	57.102,8	16,0			115.517,6	32,3			172.711,5	48,4		

Tabelle 12: Schutzgebietsfläche (Natur- und Artenschutz, Landschaftsschutz, Schutzgebiete gesamt) pro Einwohner; Quelle: eigene Berechnungen nach Schröter-Schlaack et al. (2013: 59f.) und IÖR (2013).

Bundesland	Bevölkerung	Fläche Gebiete "Natur- und Artenschutz" in km ²	Fläche Gebiete "Natur- und Artenschutz" in m / Kopf	relative Position zum Bundesschnitt in %	Naturschutzfaktor	Fläche Gebiete "Landschaftsschutz" in km ²	Anteil Gebiete "Landschaftsschutz" in %	Fläche Gebiete "Landschaftsschutz" in m ² / Kopf	relative Position zum Bundesschnitt in %	Naturschutzfaktor	Fläche "Schutzgebiete gesamt" in km ²	Anteil Gebiete "Schutzgebiete gesamt" in %	Fläche "Schutzgebiete gesamt" in m ² / Kopf	relative Position zum Bundesschnitt in %	Naturschutzfaktor
BW	10.753.880	6.256,5	582	-16,7	0,983	12.620,3	35,3	1.174	-16,9	0,983	18.876,77	52,8	1.755	-16,9	0,983
BY	12.538.696	8.042,7	641	-8,2	0,992	25.115,8	35,6	2.003	41,8	1,042	33.158,49	47	2.644	25,2	1,025
BE	3.460.725	68,6	20	-97,2	0,903	95,4	10,7	28	-98,0	0,902	164,04	18,4	47	-97,8	0,902
BB	2.503.273	7.812,7	3.121	346,8	1,347	7.724,3	26,2	3.086	118,4	1,118	15.536,99	52,7	6.207	193,8	1,194
HB	660.706	74,4	113	-83,9	0,916	27,9	6,9	42	-97,0	0,903	102,69	25,4	155	-92,6	0,907
HH	1.786.448	80,0	45	-93,6	0,906	138,9	18,4	78	-94,5	0,906	219,00	29	123	-94,2	0,906
HE	6.067.021	4.476,4	738	5,6	1,006	7.136,8	33,8	1.176	-16,8	0,983	11.613,20	55	1.914	-9,4	0,991
MV	1.642.327	6.979,9	4.250	508,5	1,508	3.246,5	14	1.977	39,9	1,040	10.249,53	44,2	6.241	195,4	1,195
NI	7.918.293	5.478,0	692	-1,0	0,999	12.432,7	26,1	1.570	11,1	1,011	17.958,39	37,7	2.268	7,4	1,007
NW	17.845.154	3.817,9	214	-69,4	0,931	17.589,4	51,6	986	-30,2	0,970	21.407,27	62,8	1.200	-43,2	0,957
RP	4.003.745	3.891,3	972	39,1	1,039	7.981,1	40,2	1.993	41,1	1,041	11.892,29	59,9	2.970	40,6	1,041
SL	1.017.567	315,9	310	-55,5	0,944	1.559,2	60,7	1.532	8,4	1,008	1.875,12	73	1.843	-12,8	0,987
SN	4.149.477	2.928,7	706	1,0	1,001	5.194,4	28,2	1.252	-11,4	0,989	8.123,09	44,1	1.958	-7,3	0,993
ST	2.335.006	2.392,5	1.025	46,7	1,047	6.707,2	32,8	2.872	103,3	1,103	9.099,74	44,5	3.897	84,5	1,084
SH	2.834.259	1.737,9	613	-12,2	0,988	3.807,6	24,1	1.343	-4,9	0,995	5.545,47	35,1	1.957	-7,4	0,993
TH	2.235.025	2.749,3	1.230	76,1	1,076	4.140,1	25,6	1.852	31,1	1,031	6.889,45	42,6	3.082	45,9	1,046
Bund	81.751.602	57.102,8	698			115.517,6	32,3	1413			172.711,5	48,4	2113	0,0	1,0

Auch bei den Naturschutzfaktoren für ‚Natur- und Artenschutz‘, ‚Landschaftsschutz‘ und ‚Schutzgebiete‘ allgemein haben die einwohnerbasierten Faktoren stärkere Ausprägungen als die flächenbasierten Faktoren. Zudem fällt auf, dass die Faktoren für ‚Natur- und Artenschutz‘ höher sind als die für ‚Landschaftsschutz‘. ‚Schutzgebiete gesamt‘ haben eine mittlere Ausprägung. Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg profitieren bei einwohnerbasierten und flächenbasierten Faktoren für ‚Arten- und Naturschutz‘ stärker als alle anderen Bundesländer. Auch bei den einwohnerbasierten Faktoren für ‚Landschaftsschutz‘ und ‚Schutzgebiete gesamt‘ stehen die dünnbesiedelten Bundesländer am besten da. Während beim flächenbasierten Faktor für ‚Landschaftsschutzgebiet‘ und ‚Schutzgebiete gesamt‘ das Saarland und Nordrhein-Westfalen profitieren, verändert sich dies Verhältnis zugunsten Mecklenburg-Vorpommerns und Brandenburgs bei den einwohnerbasierten Faktoren.

Effektive Maschenweite

Die „Effektive Maschenweite“ wird nicht in Verbindung zur Landesfläche oder zur Einwohnerzahl gesetzt, da der Indikator bereits entsprechende räumlich-strukturelle Unterschiede aufzeigt. Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg haben insgesamt die geringste Zerschneidung⁷².

Tabelle 13: Effektive Maschenweite der Freiräume in den Bundesländern; Quelle: Schröter-Schlaack et al. (2013: 60).

Bundesland	Effektive Maschenweite in km ²	relative Position zum Bundesschnitt in %	Naturschutzfaktor
BW	21,3	-35,0	0,965
BY	33,8	3,3	1,003
BE	12,3	-62,3	0,938
BB	54,4	66,2	1,066
HB	43,5	33,0	1,033
HH	0,0	-100,0	0,900
HE	20,1	-38,7	0,961
MV	58,5	78,8	1,079
NI	36,0	9,9	1,010
NW	13,9	-57,5	0,942
RP	18,3	-44,1	0,956
SL	14,3	-56,4	0,944
SN	20,3	-37,9	0,962
ST	45,6	39,3	1,039
SH	44,7	36,6	1,037
TH	32,1	-1,8	0,998
Bund	32,7		

⁷² Hier wurden die Indikatoren nicht nach IÖR (2013) aktualisiert, sondern von Schröter-Schlaack et al. (2013: 60) übernommen. Dies Zahlen weichen von denen in Kap. 4.4.3 ab.

Nationale Verantwortlichkeit

Tabelle 14: Nationale Verantwortung der Bundesländer für Artenschutz; Quelle: Schröter-Schlaack et al. (2013: 60).

Bundesland	Fläche in km ²	Spezies 1 (Triturus alpestris)	Spezies 2 (Bombina variegata)	Spezies 3 (Bufo calamita)	Spezies 4 (Rana kl. esculenta)	Bundesland- index	relative Position zum Bundesschnitt in %	Naturschutz- faktor
BW	35.751,45	1,21	1,69	1,00	1,00	122,6	22,6	1,023
BY	70.549,97	1,21	1,64	1,00	1,00	121,1	21,1	1,021
BE	891,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	-100,0	0,900
BB	29.481,95	0,43	0,00	1,00	1,00	81,1	-18,9	0,981
HB	404,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	-100,0	0,900
HH	755,16	1,21	0,00	1,00	1,00	107,0	7,0	1,007
HE	21.114,91	1,21	1,69	1,00	1,00	122,6	22,6	1,023
MV	23.188,98	0,12	0,00	1,00	1,00	70,7	-29,3	0,971
NI	47.634,98	1,15	0,53	1,00	1,00	92,0	-8,0	0,992
NW	34.088,01	1,21	1,21	1,00	1,00	110,5	10,5	1,011
RP	19.853,58	1,21	1,69	1,00	1,00	122,6	22,6	1,023
SL	2.568,66	1,21	1,69	1,00	1,00	122,6	22,6	1,023
SN	18.419,70	1,21	0,28	1,00	1,00	87,3	-12,7	0,987
ST	20.448,86	0,86	0,24	1,00	1,00	77,7	-22,3	0,978
SH	15.799,07	0,40	0,00	1,00	1,00	80,1	-19,9	0,980
TH	16.172,41	1,21	1,69	1,00	1,00	122,6	22,6	1,023
Bund	357.123,51							

Gewichtung der Indikatoren

Wie eingangs dieses Unterkapitels beschrieben, können die einzelnen Gewichtungsfaktoren der jeweiligen Stufen zu einem übergreifenden Gewichtungsfaktor für die Modifikation der Einwohnerzahlen aggregiert werden (vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013). Im Indikator auf Stufe 1 wird die Fläche der terrestrischen (und marinen) Natura 2000 Gebiete in Bezug zur Landesfläche beziehungsweise zu den Einwohnern gesetzt. Im Indikator auf Stufe 2 sind die Natura 2000 Gebiete bereits in der überschneidungsfreien Fläche mit Natur- und Artenschutz integriert. In Stufe 3 werden die Gebiete mit allgemeinem Schutzstatus unter einer Gewichtung von 80 (Natur- und Artenschutz) zu 20 (Landschaftsschutz) ebenfalls einbezogen. Demgegenüber steht auf Stufe 3b die gewichtungsfreie gesamte Fläche unter Naturschutz. Auf Stufe 4 wird – und dies ist in den flächen- wie einwohnerbezogenen Gewichtungsfaktoren identisch – die effektive Maschenweite mit einer Gewichtung von 10 Prozent hinzugezogen. Auf Stufe 5 wird

als letztes der Indikator für nationale Verantwortung mit einer Gewichtung von ebenfalls 10 Prozent integriert. Bei den beiden letzten Stufen ist dabei zu beachten, dass mit ihrer Integration sich zwar die Gewichtung für Stufe 3 abschwächt, aber das Verhältnis von Natur- und Artenschutz zu Landschaftsschutz bestehen bleibt. Diese Gewichtung ist eine Stellschraube. Sie kann und sollte in über diese Beispielrechnungen hinaus auf ihre theoretische Grundlegung untersucht werden. Im folgenden Unterkapitel wird der Einfluss unterschiedlicher Gewichtung aufgezeigt.

Tabelle 15: Flächenbezogene ökologische Gewichtungsfaktoren; Quelle: eigene Berechnungen nach Schröter-Schlaack et al. (2013).

Bundesland	Stufe 1a: Natura 2000-Gebiete (terr.)	Stufe 1b: Natura 2000 (mar.+ terr.)	Stufe 2: Natur- und Artenschutz	Landschaftsschutz	Stufe 3a: Stufe 2 + Landschafts-schutz	Stufe 3b: Schutzgebiete gesamt	Effektive Maschenweite	Stufe 4a: Stufe 3a + Eff. MW	Stufe 4b: Stufe 3b + Eff. MW	Nationale Verantwortlichkeit	Stufe 5a: Stufe 4a + NV	Stufe 5b: Stufe 4b + NV
BW	1,019	0,990	1,009	1,009	1,009	1,009	0,965	1,005	1,005	1,023	1,006	1,008
BY	0,976	0,958	0,971	1,010	0,979	0,997	1,003	0,981	0,998	1,021	0,986	0,996
BE	0,948	0,936	0,948	0,933	0,945	0,938	0,938	0,944	0,938	0,900	0,940	0,938
BB	1,078	1,034	1,066	0,981	1,049	1,009	1,066	1,051	1,015	0,981	1,044	1,013
HB	1,040	1,027	1,015	0,921	0,996	0,953	1,033	1,000	0,961	0,900	0,990	0,957
HH	0,958	1,036	0,966	0,957	0,964	0,960	0,900	0,958	0,954	1,007	0,962	0,960
HE	1,041	1,006	1,033	1,004	1,027	1,014	0,961	1,020	1,008	1,023	1,020	1,014
MV	1,061	1,135	1,088	0,943	1,059	0,991	1,079	1,061	1,000	0,971	1,052	0,998
NI	0,965	0,992	0,972	0,981	0,974	0,978	1,010	0,977	0,981	0,992	0,979	0,978
NW	0,957	0,943	0,970	1,060	0,988	1,030	0,942	0,983	1,021	1,011	0,986	1,025
RP	1,030	0,998	1,023	1,024	1,023	1,024	0,956	1,016	1,017	1,023	1,016	1,022
SL	0,978	0,959	0,977	1,088	0,999	1,051	0,944	0,994	1,040	1,023	0,996	1,044
SN	1,007	0,981	0,999	0,987	0,997	0,991	0,962	0,994	0,988	0,987	0,993	0,991
ST	0,976	0,957	0,973	1,001	0,979	0,992	1,039	0,985	0,997	0,978	0,985	0,992
SH	0,948	1,195	0,969	0,975	0,970	0,973	1,037	0,977	0,979	0,980	0,978	0,974
TH	1,013	0,985	1,006	0,979	1,001	0,988	0,998	1,001	0,989	1,023	1,003	0,990
Kontrollwert = 1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Basis-szenario	Gewichtungsfaktoren	Stufe 3a	Stufe 3b	Stufe 4a	Stufe 4b	Stufe 5a	Stufe 5b
	Natur- und Artenschutz	0,8	0	0,72	0	0,64	0
	Landschaftsschutz	0,2	0	0,18	0	0,16	0
	Schutzgebiete gesamt	0	1	0	0,9	0	0,8
	Effektive Maschenweite	0	0	0,1	0,1	0,1	0,1
	Nationale Verantwortung	0	0	0	0	0,1	0,1
	Kontrollwert = 1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Tabelle 16: Einwohnerbezogene ökologische Gewichtungsfaktoren; Quelle: eigene Berechnungen nach Schröter-Schlaack et al. (2013).

Bundesland	Stufe 1: Natura 2000-Gebiete (terr.)	Stufe 1: Natura 2000-Gebiete (mar.+ terr.)	Stufe 2: Natur- und Artenschutz	Landschaftsschutz	Stufe 3: Stufe 2 + Landschafts-schutz	Stufe 3b: Schutzgebiete gesamt	Effektive Maschenweite	Stufe 4a: Stufe 3a + Eff. MW	Stufe 4b: Stufe 3b + Eff. MW	Nationale Verantwortlichkeit	Stufe 5a: Stufe 4a + NV	Stufe 5b: Stufe 4b + NV
BW	0,991	0,968	0,983	0,983	0,983	0,983	0,965	0,981	0,981	1,023	0,985	0,983
BY	0,999	0,974	0,992	1,042	1,002	1,025	1,003	1,002	1,023	1,021	1,004	1,023
BE	0,903	0,902	0,903	0,902	0,903	0,902	0,938	0,906	0,906	0,900	0,906	0,903
BB	1,379	1,260	1,347	1,118	1,301	1,194	1,066	1,278	1,181	0,981	1,246	1,198
HB	0,920	0,918	0,916	0,903	0,913	0,907	1,033	0,925	0,920	0,900	0,924	0,910
HH	0,906	0,913	0,906	0,906	0,906	0,906	0,900	0,906	0,905	1,007	0,916	0,907
HE	1,013	0,985	1,006	0,983	1,001	0,991	0,961	0,997	0,988	1,023	0,999	0,991
MV	1,422	1,658	1,508	1,040	1,415	1,195	1,079	1,381	1,184	0,971	1,337	1,208
NI	0,990	1,026	0,999	1,011	1,001	1,007	1,010	1,002	1,008	0,992	1,001	1,007
NW	0,925	0,919	0,931	0,970	0,938	0,957	0,942	0,939	0,955	1,011	0,946	0,956
RP	1,048	1,011	1,039	1,041	1,040	1,041	0,956	1,031	1,032	1,023	1,029	1,039
SL	0,945	0,934	0,944	1,008	0,957	0,987	0,944	0,956	0,983	1,023	0,962	0,984
SN	1,009	0,982	1,001	0,989	0,999	0,993	0,962	0,995	0,990	0,987	0,994	0,992
ST	1,053	1,015	1,047	1,103	1,058	1,084	1,039	1,056	1,080	0,978	1,048	1,080
SH	0,961	1,277	0,988	0,995	0,989	0,993	1,037	0,994	0,997	0,980	0,993	0,993
TH	1,088	1,041	1,076	1,031	1,067	1,046	0,998	1,060	1,041	1,023	1,056	1,046
Kontrollwert = 1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Basis
sze-
nario

Gewichtungsfaktoren	Stufe 3	Stufe 3b	Stufe 4a	Stufe 4b	Stufe 5a	Stufe 5b
Natur- und Artenschutz	0,8	0	0,72	0	0,64	0
Landschaftsschutz	0,2	0	0,18	0	0,16	0
Schutzgebiete gesamt	0	1	0	0,9	0	0,8
Effektive Maschenweite	0	0	0,1	0,1	0,1	0,1
Nationale Verantwortung	0	0	0	0	0,1	0,1
Kontrollwert = 1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

4.6. Der Einfluss der Gewichtung von Schutzgebietskategorien

Da festgestellt werden kann, dass die Gewichtung von Landschaftsschutz und Natur- und Artenschutz die Ergebnisse entscheidend beeinflusst (vgl. zudem Kap. 4.8), soll die Einflussgröße dieser Gewichtung aufgezeigt werden. Da sich dieses Phänomen besonders unter den flächenbezogenen Szenarien zeigt (vgl. ebd.), während es unter einwohnerbezogenen Szenarien nicht so stark auftaucht, bezieht sich die Analyse nur auf die flächenbezogenen Szenarien.

Dabei lässt sich beobachten, dass mit einer abnehmenden Gewichtung des strengen Gebietsschutzes die Ergebnisse denen der Szenarien mit „Schutzgebiete gesamt“ immer ähnlicher werden. Bei einer Gewichtung von circa 0,3 (Natur- und Artenschutz) zu 0,7 (Landschaftsschutz) sind die Ergebnisse annähernd gleich⁷³. Dies liegt daran, dass insgesamt ungefähr doppelt soviel Fläche in Deutschland unter Landschaftsschutz gestellt ist (115.517,6 km²) wie unter Natur- und Artenschutz (57.102,8 km²). Wenn dieses Verhältnis in den Indikatoren widergespiegelt ist, zeigen sich entsprechend ähnliche Ergebnisse. Zu beachten ist, dass die „a“-Szenarien eine stärkere Gewichtung für ‚Arten- und Naturschutz‘ haben, während die „b“-Szenarien mit ‚Schutzgebiete gesamt‘ errechnet wurden, welche ungewichtet ist.

Tabelle 17: Flächenbezogene Gewichtungsfaktoren im ökologischen LFA (verwendet); Quelle: eigene Berechnung nach Schröter-Schlaack et al. (2013).

Gewichtungsfaktoren	Stufe 3a	Stufe 3b	Stufe 4a	Stufe 4b	Stufe 5a	Stufe 5b
Natur- und Artenschutz	0,8	0	0,72	0	0,64	0
Landschaftsschutz	0,2	0	0,18	0	0,16	0
Schutzgebiete gesamt	0	1	0	0,9	0	0,8
Effektive Maschenweite	0	0	0,1	0,1	0,1	0,1
Nationale Verantwortung	0	0	0	0	0,1	0,1
Kontrollwert = 1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

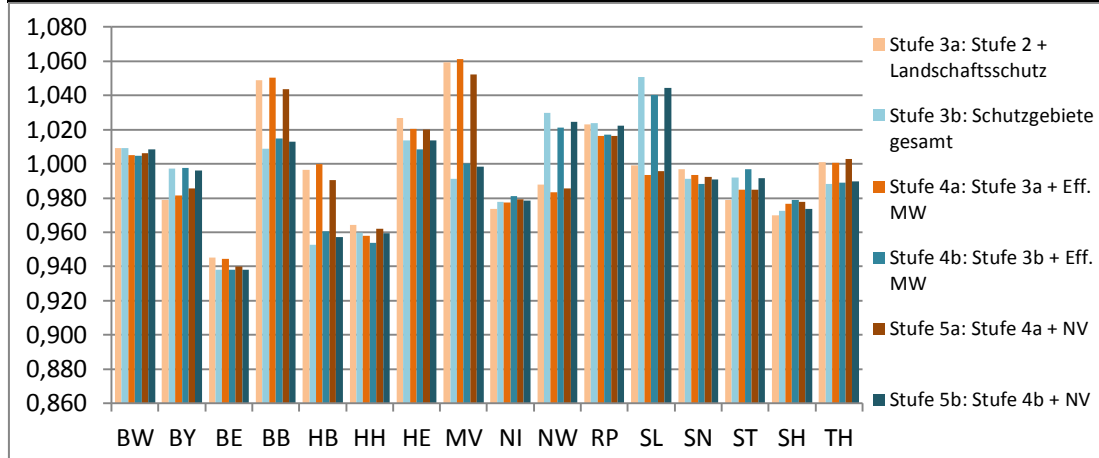


Abbildung 17: Flächenbezogene Gewichtungsfaktoren im ökologischen LFA (verwendet); Quelle: eigene Berechnung nach Schröter-Schlaack et al. (2013).

⁷³ Die Ergebnisse sind nicht identisch, da eine gewichtete Summe einer ungewichteten gegenüber steht.

In Abbildung 17 und Tabelle 17 ist die bisherige Gewichtung von 80 zu 20 zu finden, und in Abbildung 18 und Tabelle 18 die Gewichtung von 1/3 zu 2/3, bei der sich die Ergebnisse von strengem Schutzgebiet und allgemeinem Schutzgebiet ähneln. Dazwischen findet ein Prozess der Angleichung statt. Es lässt sich also für den Einfluss der Gewichtung auf die Ergebnisse festhalten: Je stärker die Gewichtung ist, desto mehr profitieren die Bundesländer, die überdurchschnittlich viel Natur- und Artenschutzflächen bereitstellen. Schwächt man die Gewichtung ab, profitieren diejenigen Bundesländer, die überdurchschnittlich viel Landschaftsschutzflächen ausgewiesen haben.

Tabelle 18: Flächenbezogene Gewichtungsfaktoren im ökologischen LFA (~gleichgewichtig); Quelle eigene Berechnung nach Schröter-Schlaack et al. (2013).

Gewichtungsfaktoren	Stufe 3a	Stufe 3b	Stufe 4	Stufe 4b	Stufe 5	Stufe 5b
Natur- und Artenschutz	0,33	0	0,297	0	0,264	0
Landschaftsschutz	0,67	0	0,603	0	0,536	0
Schutzgebiete gesamt	0	1	0	0,9	0	0,8
Effektive Maschenweite	0	0	0,1	0,1	0,1	0,1
Nationale Verantwortung	0	0	0	0	0,1	0,1
Kontrollwert = 1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

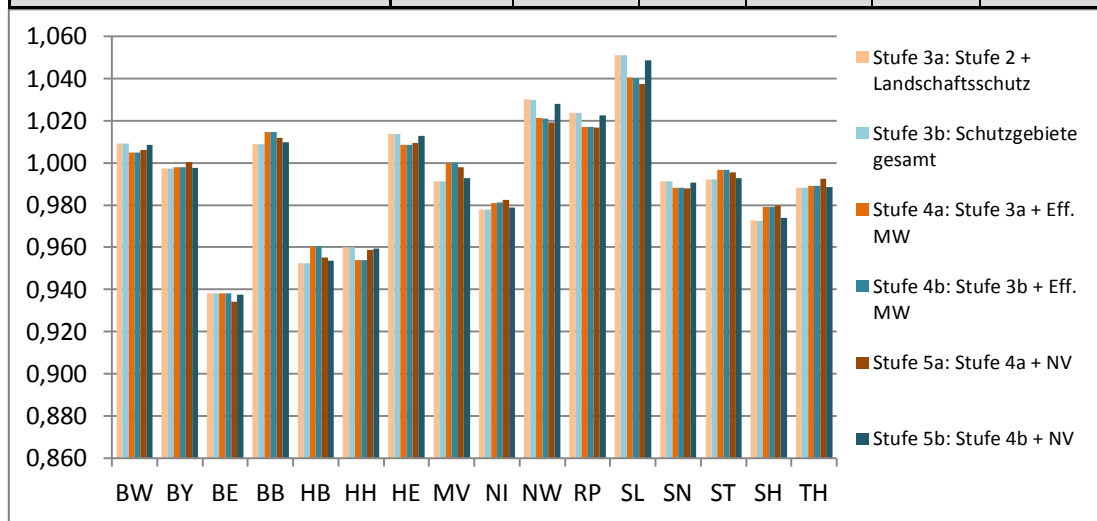


Abbildung 18: Flächenbezogene Gewichtungsfaktoren im ökologischen LFA (~gleichgewichtig); Quelle: eigene Berechnung nach Schröter-Schlaack et al. (2013).

4.7. Integration der Naturschutzfaktoren in den Länderfinanzausgleich

Die Naturschutzfaktoren können, unabhängig vom Einfluss der Gewichtung verschiedener Schutzgebietskategorien, in relativ einfacher Form in den Länderfinanzausgleich integriert werden (vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013). Auf Stufe 3 des Länderfinanzausgleiches wird die Finanzkraft der Länder ihrer Ausgleichsmesszahl gegenüber gestellt, um daraufhin entsprechende Ausgleichssummen zu bestimmen, die die finanzielle Ausstattung über die Länder

hinweg angleichen, aber die Unterschiede nicht nivellieren. Auf Stufe 3 des Länderfinanzausgleichs finden zudem die bestehenden Gewichtungsfaktoren für die Einwohnerveredelung von 1,35 für die Stadtstaaten und 1,05 für Mecklenburg-Vorpommern, 1,03 für Brandenburg und 1,02 für Sachsen-Anhalt Anwendung.

Die Finanzkraft ergibt sich aus der folgenden Formel:

$$FK_{Li} = \sum Steuern_{Li} + \sum_{k=1}^n 0,64 * Steuern_{Ki} \quad (4.3)$$

mit:

FK_{Li} Finanzkraftmesszahl Bundesland i
 $Steuern_{Li}$ Steuereinnahmen Bundesland i
 $Steuern_{Ki}$ Steuereinnahmen der Kommunen k in Bundesland i.

Da allgemein ein gleicher Finanzbedarf pro Einwohner angenommen wird, ist die Einwohnerzahl als abstraktes Bedarfskriterium zu verstehen. Die Ausgleichsmesszahl wird dementsprechend aus der durchschnittlichen Finanzkraft pro gewichtetem Einwohner multipliziert mit den (gewichteten) Einwohnern eines Bundeslandes und seiner Kommunen gebildet:

$$AM_{Li} = \underbrace{\frac{\sum_{i=1}^{16} Steuern_{Li}}{\sum_{i=1}^{16} g_1 EW_{Li}} * g_1 EW_{Li}}_{\text{= Ausgleichsmesszahl auf Landesebene}} + \underbrace{\frac{\sum_{j=1}^m Steuern_{Kj}}{\sum_{j=1}^m g_2 EW_{Kj}} * g_2 EW_{Ki}}_{\text{+ Ausgleichsmesszahl auf kommunaler Ebene}} \quad (4.4)$$

mit:

AM_{Li} Ausgleichsmesszahl Bundesland i
 $Steuern_{Li}$ Steuereinnahmen Bundesland i
 EW_{Li} Einwohnerzahl Bundesland i
 g_1 Gewichtungsfaktor für Stadtstaaten 1,35, andere Länder 1,0
 $Steuern_{Kj}$ Steuereinnahmen der Kommunen j im Bundesgebiet
 EW_{Kj} Einwohnerzahl der Kommunen j im Bundesgebiet
 EW_{Ki} Einwohnerzahl aller Kommunen k in Bundesland i
 g_2 Gewichtungsfaktor 1,35 für Stadtstaaten, 1,05 MV, 1,03 BB, 1,02 ST und 1,0 andere Länder

Für die Bemessung der Ausgleichszuweisungen findet ein linear progressiver Auffüllungstarif Anwendung (vgl. BMF 2013). Für die Länder wird über eine Umverteilung der Steuereinnahmen der Abstand zum durchschnittlichen Steuereinkommen verringert. Wenn ein Land eine größere Finanzkraft als Ausgleichsmesszahl hat, ist es zahlungspflichtig und wenn die Ausgleichsmesszahl

größer ist, als die Finanzkraftmesszahl, ist das Land ausgleichsberechtigt. Das heißt die finanzschwachen Länder bekommen Ausgleichszahlungen und die finanzstarken Länder müssen dafür aufkommen. Für die Stadtstaaten und die dünn besiedelten Länder findet eine fiktive Erhöhung der Einwohnerzahlen statt. Damit wird ihre Ausgleichsmesszahl und somit die Wahrscheinlichkeit für eine Ausgleichsberechtigung größer beziehungsweise der gegebenenfalls zu zahlende Ausgleichsbetrag kleiner. Anders gesagt, wird der Finanzbedarf pro Einwohner für diese Länder künstlich hoch gesetzt.

Die Gewichtungsfaktoren g_1 respektive g_2 können durch entsprechende Gewichtungsfaktoren aus den ökologischen Indikatoren ergänzt werden. Für diese Arbeit soll, insbesondere weil die Einwohnergewichtung für die dünn besiedelten Länder nur in g_2 einfließt, auch der Naturschutzfaktor auf dieser Ebene integriert werden. Durch die Integration der Naturschutzfaktoren $g_{ök}$ (vgl. Gleichung 4.2: Naturschutzfaktor) findet eine zusätzliche fiktive Modifikation der Einwohnerzahl jedes einzelnen Bundeslandes statt. Damit wird die Ausgleichsmesszahl größer, wenn ein Land überdurchschnittlich viel Naturschutz bereitstellt oder kleiner, wenn ein Land unterdurchschnittlich viel Naturschutz bereitstellt. Dies bedeutet, dass ein Land wahrscheinlicher ausgleichsberechtigt wird, wenn es überdurchschnittlich viel Naturschutz bereitstellt. Formal lässt sich dies in folgender Form darstellen:

$$AM_{Li} = \frac{\sum_{i=1}^{16} Steuern_{Li}}{\sum_{i=1}^{16} g_1 EW_{Li}} * g_1 EW_{Li} + \frac{\sum_{j=1}^m Steuern_{Kj}}{\sum_{j=1}^m g_2 * g_{ök} * EW_{Kj}} * g_2 * g_{ök} * EW_{Ki} \quad (4.5)$$

mit:

$g_{ök}$: Einwohnergewichtung durch Naturschutzfaktoren
sonst wie Formel 4.4

Für die Modellierung eines ökologischen Finanzausgleichs wird das Jahr 2010 als Basisjahr angenommen, weil die Daten für dieses Jahr entsprechend vorliegen. Der Länderfinanzausgleich wird für das Jahr 2010 mit den naturschutzrelevanten Einwohnermodifikationen neu gerechnet. Somit wird zum einen ein Vergleich zum Status Quo von 2010 möglich. Zum anderen lassen sich die finanziellen Zahlungen aus der Berücksichtigung flächen- und einwohnerbezogener Indikatoren vergleichen. Nicht zuletzt kann ein Vergleich mit dem abgeschätzten finanziellen Mehrbedarf (vgl. Tabelle 4) zeigen, ob die Größenordnung der zusätzlichen finanziellen Transfers stimmt.

Tabelle 19: Modellierung eines flächenbezogenen ökologischen LFA (Stufen 1-3); Quelle: Modellierung Thomas Lenk, nach Indikatoren eigener Berechnung und nach Schröter-Schlaack et al (2013).

Bundesland	Steuereinnahmen pro Kopf - Flächenbezogene Indikatoren ⁷⁴													
	Steueraufkommen vor LFA pro Kopf in €	Steueraufkommen nach LFA (Status Quo) pro Kopf in €	Ausgleich LFA absolut pro Kopf in €	Veränderung LFA relativ in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %
	Status Quo				1a		1b		2		3a		3b	
BW	3.441	3.282	-159	-4,6	-150	5,9	-158	0,6	-153	3,9	-154	3,4	-156	2,1
BY	3.611	3.331	-280	-7,8	-290	-3,5	-294	-4,7	-291	-3,7	-288	-2,7	-281	-0,3
BE	2.835	3.942	1107	39,0	1.087	-1,8	1.083	-2,1	1.086	-1,8	1.082	-2,2	1.073	-3,0
BB	2.777	3.007	230	8,3	276	19,8	256	11,0	269	17,0	259	12,3	234	1,5
HB	3.152	4.048	896	28,4	924	3,2	920	2,7	910	1,6	898	0,3	870	-2,9
HH	4.377	4.340	-37	-0,9	-46	-24,1	-22	41,2	-44	-17,1	-45	-21,8	-50	-32,8
HE	3.643	3.354	-289	-7,9	-272	5,9	-282	2,5	-274	5,2	-277	4,2	-283	2,0
MV	2.622	2.960	338	12,9	375	11,1	416	23,2	389	15,1	372	10,0	332	-1,7
NI	3.018	3.067	49	1,6	37	-24,6	52	6,5	40	-18,7	39	-20,5	37	-24,3
NW	3.077	3.103	26	0,9	11	-58,8	8	-68,4	17	-37,7	24	-11,0	40	50,8
RP	2.953	3.055	102	3,5	123	20,1	109	6,4	119	15,9	117	14,3	113	10,6
SL	2.908	3.041	133	4,6	127	-4,3	120	-10,1	126	-5,2	136	2,0	158	18,6
SN	2.664	2.954	290	10,9	299	3,1	287	-0,9	295	1,6	291	0,5	284	-1,9
ST	2.663	2.961	298	11,2	291	-2,3	284	-4,8	289	-3,0	291	-2,6	293	-1,8
SH	3.022	3.076	54	1,8	33	-38,7	161	198,0	43	-19,8	42	-22,0	39	-26,9
TH	2.647	2.944	297	11,2	309	4,1	297	-0,0	305	2,8	300	1,2	289	-2,4

⁷⁴ An dieser Stelle werden nur die Änderungen der Steuereinnahmen pro Kopf angegeben. Für absolute Änderungen siehe Anhang.

Tabelle 20: Modellierung eines einwohnerbezogenen ökologischen LFA (Stufen 1-3); Quelle: Modellierung Thomas Lenk, nach Indikatoren eigener Berechnung und nach Schröter-Schlaack et al (2013).

Bundesland	Steuereinnahmen pro Kopf - Einwohnerbezogene Indikatoren													
	Steueraufkommen vor LFA pro Kopf in €	Steueraufkommen nach LFA (Status Quo) pro Kopf in €	Ausgleich LFA absolut pro Kopf in €	Veränderung LFA relativ in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %
	Status Quo				1a		1b		2		3a		3b	
BW	3.441	3.282	-159	-4,6	-167	-5,3	-175	-10,1	-170	-6,7	-169	-6,4	-168	-5,7
BY	3.611	3.331	-280	-7,8	-289	-3,2	-297	-5,9	-291	-3,7	-286	-1,9	-274	2,3
BE	2.835	3.942	1.107	39,0	1.056	-4,5	1.056	-4,6	1.056	-4,5	1.056	-4,5	1.056	-4,6
BB	2.777	3.007	230	8,3	425	84,5	364	58,1	408	77,4	385	67,1	329	43,2
HB	3.152	4.048	896	28,4	854	-4,6	853	-4,7	852	-4,8	851	-5,0	848	-5,3
HH	4.377	4.340	-37	-0,9	-67	-80,7	-64	-72,7	-67	-79,2	-67	-78,8	-66	-77,8
HE	3.643	3.354	-289	-7,9	-292	-1,1	-301	-4,2	-294	-1,7	-295	-2,0	-297	-2,8
MV	2.622	2.960	338	12,9	555	64,3	677	100,4	600	77,5	552	63,2	438	29,7
NI	3.018	3.067	49	1,6	44	-10,0	62	26,4	48	-1,0	49	1,4	52	7,4
NW	3.077	3.103	26	0,9	0	-98,6	-1	-104,2	2	-93,2	4	-85,9	8	-68,4
RP	2.953	3.055	102	3,5	127	23,5	108	5,6	122	19,1	122	19,3	123	19,9
SL	2.908	3.041	133	4,6	106	-20,7	100	-24,9	105	-21,0	112	-16,2	127	-4,9
SN	2.664	2.954	290	10,9	294	1,5	280	-3,2	290	0,2	289	-0,3	286	-1,3
ST	2.663	2.961	298	11,2	325	9,1	306	2,6	322	8,0	328	10,0	342	14,5
SH	3.022	3.076	54	1,8	106	-20,7	100	-24,9	105	-21,0	112	-16,2	127	-4,9
TH	2.647	2.944	297	11,2	341	15,1	318	7,1	336	13,2	331	11,6	320	7,9

Tabelle 21: Modellierung eines flächenbezogenen ökologischen LFA (Stufen 4-5); Quelle: Modellierung Thomas Lenk, nach Indikatoren eigener Berechnung und nach Schröter-Schlaack et al (2013).

Bundesland	Steuereinnahmen pro Kopf in € - Flächenbezogene Indikatoren											
	Steueraufkommen vor LFA pro Kopf in €	Steueraufkommen nach LFA (Status Quo) pro Kopf in €	Ausgleich LFA absolut pro Kopf in €	Veränderung LFA relativ in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %
	Status Quo				4a		4b		5a		5b	
BW	3.441	3.282	-159	-4,6	-155	2,6	-157	1,5	-155	2,8	-156	2,1
BY	3.611	3.331	-280	-7,8	-286	-2,1	-280	0,0	-285	-1,6	-282	-0,4
BE	2.835	3.942	1107	39,0	1.083	-2,1	1.075	-2,9	1.081	-2,3	1.074	-2,9
BB	2.777	3.007	230	8,3	260	13,1	238	3,3	257	11,8	236	2,6
HB	3.152	4.048	896	28,4	901	0,6	875	-2,3	895	-0,0	873	-2,6
HH	4.377	4.340	-37	-0,9	-47	-25,4	-50	-35,3	-46	-22,9	-49	-32,1
HE	3.643	3.354	-289	-7,9	-279	3,5	-285	1,5	-279	3,3	-283	2,1
MV	2.622	2.960	338	12,9	374	10,6	338	0,0	370	9,4	337	-0,4
NI	3.018	3.067	49	1,6	41	-15,3	40	-18,8	42	-14,4	38	-22,8
NW	3.077	3.103	26	0,9	22	-16,6	37	39,2	23	-14,2	38	43,2
RP	2.953	3.055	102	3,5	115	11,7	111	8,4	114	11,3	113	10,4
SL	2.908	3.041	133	4,6	134	0,4	154	15,4	134	0,8	155	16,5
SN	2.664	2.954	290	10,9	290	0,2	284	-2,0	289	-0,1	285	-1,8
ST	2.663	2.961	298	11,2	294	-1,3	297	-0,5	294	-1,5	293	-1,6
SH	3.022	3.076	54	1,8	46	-14,5	44	-19,0	46	-14,4	41	-24,9
TH	2.647	2.944	297	11,2	301	1,4	291	-1,9	301	1,6	291	-2,0

Tabelle 22: Modellierung eines einwohnerbezogenen ökologischen LFA (Stufen 4-5); Quelle: Modellierung Thomas Lenk, nach Indikatoren eigener Berechnung und nach Schröter-Schlaack et al (2013)

Bundesland	Steuereinnahmen pro Kopf in € - Einwohnerbezogene Indikatoren											
	Steueraufkomme n vor LFA pro Kopf in €	Steueraufkomme n nach LFA (Status Quo) pro Kopf in €	Ausgleich LFA absolut pro Kopf in €	Veränderung LFA relativ in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %	Ausgleich ÖLFA absolut pro Kopf in €	Veränderung ÖLFA relativ gegenüber Status Quo in %
	Status Quo				4a		4b		5a		5b	
BW	3.441	3.282	-159	-4,6	-169	-6,2	-168	-5,6	-167	-5,0	-168	-5,6
BY	3.611	3.331	-280	-7,8	-284	-1,4	-274	2,3	-283	-0,9	-275	2,0
BE	2.835	3.942	1.107	39,0	1.059	-4,3	1.059	-4,3	1.059	-4,3	1.057	-4,5
BB	2.777	3.007	230	8,3	374	62,5	324	40,9	361	57,0	332	44,2
HB	3.152	4.048	896	28,4	859	-4,1	856	-4,5	858	-4,2	850	-5,1
HH	4.377	4.340	-37	-0,9	-66	-76,8	-66	-75,9	-63	-68,1	-66	-76,7
HE	3.643	3.354	-289	-7,9	-295	-2,1	-297	-2,8	-294	-1,6	-297	-2,7
MV	2.622	2.960	338	12,9	536	58,6	434	28,4	518	53,2	445	31,8
NI	3.018	3.067	49	1,6	51	4,4	54	9,8	50	3,1	52	7,2
NW	3.077	3.103	26	0,9	4	-83,6	9	-67,8	6	-77,0	8	-69,2
RP	2.953	3.055	102	3,5	119	16,3	120	16,8	118	15,3	122	19,1
SL	2.908	3.041	133	4,6	112	-16,0	125	-5,7	114	-14,3	125	-5,8
SN	2.664	2.954	290	10,9	288	-0,5	286	-1,5	288	-0,8	286	-1,3
ST	2.663	2.961	298	11,2	328	10,0	341	14,2	324	8,6	340	13,9
SH	3.022	3.076	54	1,8	112	-16,0	125	-5,7	114	-14,3	125	-5,8
TH	2.647	2.944	297	11,2	329	10,8	319	7,5	326	10,0	321	8,1

4.8. Vergleich der Ergebnisse

Bei einem Vergleich der Ergebnisse einer beispielhaften Modellierung eines ökologischen Länderfinanzausgleichs entlang der flächen- und einwohnerbasierten Indikatoren fällt insbesondere auf, dass die dünnbesiedelten Länder Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg in den meisten Modellrechnungen die hauptsächlich Ausgleichsberechtigten sind. Die Bundesländer, die mehr zu zahlen hätten, wären in den meisten Szenarien die finanzstarken Bundesländer Bayern und Hamburg. Berlin und Schleswig-Holsten würden zudem in den meisten Szenarien weniger Ausgleichszahlungen erhalten.

Zudem fällt auf, dass die Gewichtung von Natur- und Artenschutz und Landschaftsschutz eine entscheidende Größe darstellt. Gegenüber den „a-Szenarien verändern sich unter den jeweiligen „b“-Szenarien, also jenen mit „Schutzgebietsfläche gesamt“ ohne Gewichtung, häufig Empfänger und Zahlende. Dies liegt daran, dass beispielsweise Nordrhein-Westfalen und das Saarland weit überdurchschnittliche Anteile ihrer Landesfläche unter Landschaftsschutz gestellt haben. Diese Ausweisungen von Naturparks oder Landschaftsschutzgebieten zeigt sich dann ebenfalls in den überdurchschnittlichen Bereitstellungen von allgemeinem Naturschutz. Zu beachten ist, dass beide Länder unterdurchschnittlich wenig strengen Gebietsschutz ausgewiesen haben. Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg haben überdurchschnittlich viel Natur- und Artenschutzflächen ausgewiesen. Wenn Natur- und Artenschutz stärker gewichtet wird, profitieren diese beiden Länder gegenüber dem Saarland und Nordrhein-Westfalen.

Wenn die flächenbezogenen Szenarien mit den einwohnerbezogenen verglichen werden, fällt auf, dass bei den einwohnerbezogenen Modellrechnungen eine unterschiedliche Gewichtung zwischen strengem und allgemeinem Gebietsschutz keinen großen Einfluss auf die Ergebnisse hat. Aufgrund ihrer hohen Einwohnerdichte hat der überdurchschnittliche allgemeine Gebietsschutz in Nordrhein-Westfalen und dem Saarland einen deutlich geringeren Einfluss auf die Einwohnermodifikation. Darüber hinaus fällt auf, dass unter einwohnerbezogenen Szenarien manche der dicht besiedelten Bundesländer noch stärker zahlungspflichtig im ökologischen Länderfinanzausgleichs würden. Dies betrifft insbesondere Hamburg und Nordrhein-Westfalen. Während Hamburg auch unter flächenbezogenen Indikatoren mehr Ausgleichszahlungen zu erbringen hätte, wäre Nordrhein-Westfalen in einigen flächenbezogenen Szenarien ausgleichsberechtigt. Ähnlich verhält es sich mit dem Saarland. In Bezug auf Szenario 1b, das die marinen Natura 2000 Gebiete einbezieht, lässt sich beobachten, dass Schleswig-Holstein stark ausgleichsberechtigt würde – besonders unter

einwohnerbezogenen Szenarien – auch wenn es unter allen übrigen Szenarien gegenüber dem Status Quo verlieren würde.

In den unterschiedlichen, modellierten Szenarien gibt es teils deutliche Verschiebungen zwischen Ausgleichsberechtigten und Ausgleichspflichtigen. Aber zusammenfassend kann als Resultat des Vergleichs dennoch der Schluss gezogen werden, dass die grundsätzlichen Ergebnisse der flächen- und der einwohnerbezogenen Szenarien relativ deckungsgleich sind. Es lassen sich über fast alle Szenarien – von Ausnahmen abgesehen ⁷⁵ – je zwei stärker ausgleichsberechtigte und stärker ausgleichspflichtige Bundesländer identifizieren. In den meisten Fällen würden die dünnbesiedelten, finanzschwachen Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg stärker ausgleichsberechtigt und die finanzstarken Bundesländer Hamburg und Bayern stärker ausgleichspflichtig. Ein Vergleich mit dem abgeschätzten Mehrbedarf (vgl. Kap. 4.3) zeigt, dass die Indikatoren mit 10 prozentiger Stärke mehr oder weniger der Höhe der modellierten ökologischen Finanztransfers entspricht. Der Mehrbedarf pro Kopf liegt zwischen € -11,51 und € 75,38 (vgl. Kap. 3.3). Die Transfers pro Kopf entlang der ökologischen Leistungsindikatoren liegen zwischen € -30,07 und € 194,38 (vgl. Kap. 4.7). Diese 10 prozentige Gewichtung könnte bei Bedarf angepasst werden.

4.9. Zwischenfazit

Der Länderfinanzausgleich soll gleichwertige Lebensverhältnisse im Bundesgebiet ermöglichen. Unter Berücksichtigung der eigenstaatlichen Verantwortung der Bundesländer und ihrer Einbindung in die Solidargemeinschaft sollen mit dem Finanzausgleich die finanziellen Ausstattungen der Länder angeglichen wenn auch nicht nivelliert werden (vgl. Czybulka, Luttman 2005; Möckel 2013). Als abstrakter Bedarfsindikator wird ein gleicher Bedarf pro Einwohner und damit die Einwohnerzahl der Bundesländer angenommen (und für Stadtstaaten und dünn besiedelte Länder aufgrund struktureller Gegebenheiten modifiziert). Die Berücksichtigung ökologischer Faktoren wurde bereits einige Male vorgeschlagen (vgl. u.a. Czybulka, Luttman 2005; Schröter-Schlaack et al. 2013). Eine ungeklärte Frage hinsichtlich einer möglichen Begründung war, ob es einen Zusammenhang zwischen Einwohnerdichte und Schutzgebietsflächen gibt und ob daher abstrakte Mehrbedarfe bestehen (vgl. Seitz 2001, Czybulka, Luttmann 2005). Eine ökonometrische Analyse zeigte zum einen, dass es eine höhere, signifikante Korrelation zwischen Natur- und Artenschutzfläche pro Kopf und den

⁷⁵ Eine dieser Ausnahmen stellt beispielsweise Schleswig-Holstein auf Stufe 1b dar. Durch die Integration der Meeresschutzgebiete wird SL deutlich stärker ausgleichsberechtigt. Wie mit Meeresschutzgebieten umzugehen ist, müsste in weiteren Arbeiten geklärt werden.

Nettoausgaben pro Kopf für Umwelt- und Naturschutz gibt, als zwischen Landschaftsschutzfläche pro Kopf und den Nettoausgaben pro Kopf (vgl. zum Vorgehen Eltges et al. 2001)⁷⁶. Das heißt im Durchschnitt über alle Bundesländer ist strengerer Naturschutz teurer. Zum anderen konnte ein statistisch signifikanter, negativer Zusammenhang zwischen Natur- und Artenschutzflächen und der Einwohnerdichte über die Bundesländer und drei Zeitschnitte (2006, 2008, 2010) aufgezeigt werden (vgl. zum Vorgehen Seitz 2001). Das heißt im Durchschnitt über alle Bundesländer und die drei Zeitschnitte findet mehr Natur- und Artenschutz in dünn besiedelten Bundesländern statt. In Kombination bedeuten beide Ergebnisse, dass die dünn besiedelten Bundesländer im Durchschnitt über alle Bundesländer mehr Natur- und Artenschutzflächen ausgewiesen haben und dafür im Schnitt höhere pro Kopf Ausgaben für Umwelt- und Naturschutz tätigen müssen. Länder, die dagegen viel Landschaftsschutzflächen ausgewiesen haben, tragen weniger Kosten pro Kopf. Damit liegt ein strukturell bedingter, naturräumlicher Mehrbedarf vor. Der bestehende Länderfinanzausgleich hat sich entlang eines als gleich angenommenen pro Kopf Bedarfs und der Modifikationen der Einwohnerzahlen aufgrund von Mehrbedarfen der Stadtstaaten und dünnbesiedelten Länder entwickelt. Aus dieser der gesetzes-technischen, finanzwissenschaftlichen Perspektive erscheint ein ökologischer Leistungsindikator der Schutzgebietsfläche pro Kopf angemessen. Ein Vergleich mit einem flächenbezogenen Indikator, der sich aus einer umweltökonomischen Perspektive der überdurchschnittlichen, anteiligen Bereitstellung von Schutzgebietsfläche ergibt, zeigt jedoch relativ deckungsgleiche Ergebnisse. Entlang eines Kataloges von ökologischen Indikatoren (Natura 2000 Gebieten, Landschaftsschutz, Natur- und Artenschutz und Schutzgebiete gesamt, effektive Maschenweite⁷⁷ und nationale Verantwortung⁷³) lässt sich eine objektivierbare, transparente Modifikation der Einwohnerzahlen vornehmen (vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013). Dabei werden beispielsweise Schutzgebietsflächen eines Bundeslandes mit dem Bundesdurchschnitt verglichen, um eine relative Position zu ermitteln. Die entsprechenden Transferzahlungen für überdurchschnittliche Naturschutzmaßnahmen wurden mittels einer Modellrechnung aufbauend auf Schröter-Schlaack et al. (2013) quantifiziert. Dabei deckt sich die Höhe der finanziellen Transferzahlungen ungefähr mit den abgeschätzten Mehrbedarfen (vgl. Kap. 4.3).

⁷⁶ Zudem war der Zusammenhang zwischen Landschaftsschutzfläche pro Kopf und netto Umwelt- und Naturschutzausgaben pro Kopf entlang der Bundesländer nicht signifikant. Dies kann auch an einer möglichen Verzerrung durch die aggregierten Daten von Umwelt- und Naturschutzausgaben liegen.

⁷⁷ Diese Indikatoren bräuchten allerdings weitere Recherchen. Zu diesem Zeitpunkt erscheint eine Integration dieser Indikatoren noch nicht sinnvoll (vgl. Kap. 4.4.3 und 4.4.4).

5. Diskussion: Ökonomische Gesichtspunkte eines ökologischen Länderfinanzausgleichs

Es hat sich gezeigt, dass sich ein ökologischer Länderfinanzausgleich sowohl aus der umweltökonomischen Theorie mit externen Effekten wie auch aus dem gesetzestechnischem, Aufbau und der finanzwissenschaftlichen Entwicklung des Finanzausgleichssystems entlang abstrakter Mehrbedarfe begründen ließe. Nun soll untersucht werden, welche Effekte sich durch einen ökologischen Länderfinanzausgleich einstellen könnten. Die Hypothesen sind, dass sich durch eine Integration ökologischer Indikatoren in den bestehenden Länderfinanzausgleich a) alloкатive Effizienzgewinne einstellen und b) Kosteneffizienz hergestellt wird. Für die Diskussion wird im Folgenden erst zusammenfassend auf eine mögliche Internalisierung externer Effekte im Naturschutz eingegangen (Kap. 5.1). Es folgt, im Rückgriff auf die in Kapitel 2 erläuterten ökonomischen Kriterien und (umwelt-)politischen Instrumente, eine Diskussion der Bedingungen für die Hypothesen. Dabei werden Effizienzwirkungen (Kap. 5.2), mögliche Standard-Preis-Mechanismen (Kap. 5.3) und Interdependenzen in einer Welt zweitbesten Lösungen (Kap. 5.4) diskutiert. Zudem wird ein Blick auf mögliche entstehende (Transaktions-)Kosten bei der Einrichtung eines ökologischen Länderfinanzausgleichs geworfen (Kap. 5.5).

5.1. Internalisierung externer Effekte

Die umweltökonomische Theorie führt zu der Annahme, dass eine Internalisierung externer Effekte die gesellschaftliche Wohlfahrt steigert. Wenn wirtschaftliches Handeln nützliche oder schädliche Auswirkungen auf Dritte hat und diese nicht in das Entscheidungskalkül des verursachenden Akteurs integriert werden, fallen individuelle und soziale Grenzkosten auseinander. Somit führt individuelles Handeln zu einem gesellschaftlich suboptimalen Ergebnis.

Durch Auflagen in Schutzgebieten wird eine natürliche Entwicklung der Gebiete angestrebt, um so die Funktionsfähigkeit der betroffenen Ökosysteme und deren Leistungsvermögen zu bewahren und zu unterstützen. Aus den Leistungen der Ökosysteme ergibt sich ein Nutzen für den Menschen – so die Aussage der internationalen Studie zur Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität (TEEB 2010a). Wird ein Gebiet unter Schutz gestellt, können Veränderungen in den Ökosystemleistungen auftreten und zusätzlichen Nutzen generieren (vgl. Elmqvist et al. 2011: 11). Mit einer explorativen Studie haben Gantioler et al. (2010; vgl. zudem ten Brink et al. 2011) gezeigt, dass europäische Naturschutzexperten einen

grenzüberschreitenden Nutzen aus den Natura 2000 Schutzgebieten sehen. Dieser Nutzen ist mit den Ergebnissen der Befragung zudem näherungsweise in seiner räumlichen Reichweite einzuschätzen. Grenzüberschreitend sind beispielsweise die Speicherung von Treibhausgasen, die Regulation des Wasserhaushalts und der Schutz der Artenvielfalt (vgl. ebd.). Allerdings bleibt unbeantwortet, welche spezifischen Ökosysteme welche Leistungen mit welcher räumlichen Reichweite und welchem Nutzen erbringen und wie sich der Nutzen für den Menschen ändert, wenn sie unter Schutz gestellt werden. Dennoch unterstützt die Untersuchung von Gantioler et al. (2010) die Annahme, dass Naturschutz einen Nutzen für den Menschen hat und dass dieser sich zumindest teilweise auch über regionale und nationale Grenzen hinaus erstreckt. In der politökonomischen respektive finanzwissenschaftlichen Theorie gibt es die Annahme, dass Entscheidungen so dezentral wie möglich getroffen werden sollten, um regionale Präferenzen politisch umzusetzen (vgl. Olson 1969; oder bezüglich eines kompetitiven Wettbewerbs von Gebietskörperschaften um Steuerzahler, Tiebout 1956). Erst wenn Kosten und Nutzen räumlich auseinanderfallen, sollten höhere Ebenen in die Entscheidung eingebunden werden um externe Effekte zu internalisieren (vgl. Olson 1969). Es würde sich eine effiziente Verteilung von Verantwortlichkeiten ergeben. Die Nutzenkalküle der entsprechenden Akteure würden mögliche grenzüberschreitende Effekte internalisieren, wenn sowohl die Präferenzen der Kostenträger als auch der Nutznießer in die Entscheidung einfließen. Insbesondere wenn economies of scale⁷⁸ vorliegen, ist eine Kompensation/Re-allokation durch eine höherer Ebene sinnvoll – in diesem Sinne auch länderübergreifend beziehungsweise zwischen den Bundesländern. Daran schließt sich die Frage an, ob in der Organisation des Naturschutzes im föderalen System Deutschlands externe Effekte vorliegen.

In Deutschland ist Naturschutz Staatsziel (GG Art. 20a) und die Verantwortung für die Umsetzung europäischer Naturschutzpolitik und nationaler Ziele liegt hauptsächlich bei den Bundesländern (GG Art. 70-72). Allerdings erfolgt auch eine europäische und bundesstaatliche Kofinanzierung für die entsprechenden Naturschutzmaßnahmen. Ohne die Möglichkeit einer Quantifizierung des Nutzens und der Kosten der EU, des Bundes und der Länder kann ein politische Ebenen übergreifender externer Effekt zwar vermutet, aber nicht empirisch belegt werden. Auf Ebene der Bundesländer lässt sich allerdings ein horizontaler Vergleich des Beitrags der Länder zum Staatsziel ziehen. Es lässt sich beobachten, dass manche

⁷⁸ Steigende Skalenerträge stellen überproportional steigenden Output mit zunehmendem Faktoreinsatz dar. Mit Blick auf die Bereitstellungskosten öffentlicher Güter in Bezug zur Bevölkerungsdichte formuliert Seitz (2001: 18) dies als (dis)economies of density, allerdings mit einer U-förmigen Funktion der Kosten zur Einwohnerdichte.

Bundesländer überdurchschnittlich viel Naturschutz bereitstellen. Somit wird hier – unter der vereinfachenden Annahme, dass sich mit dem Schutz verschiedener Ökosystemtypen oder Habitaten in den Bundesländern ein ähnlicher Nutzen für die jeweils anderen Bundesländer ergibt – ein positiver, externer Effekt sichtbar. Eine Kompensation für eine solche überdurchschnittliche Bereitstellung findet bislang nicht statt. Im redistributiven System des Finanzausgleichs sind bislang keine Indikatoren für Naturschutz integriert (Czybulka, Luttmann 2005). Damit liegt aus wirtschaftswissenschaftlicher Perspektive der individuelle Anreiz vor, weniger Naturschutz bereitzustellen, als gesellschaftlich optimal und somit kollektiv rational wäre. Es liegt damit der Schluss nahe, dass eine Integration ökologischer Faktoren in den Länderfinanzausgleich – eine Internalisierung – die gesellschaftliche Wohlfahrt steigert. Dieser und weitere Effekte werden im Folgenden diskutiert.

5.2. Effizienzgewinne

Aus ökonomischer Perspektive sind alloкатive Effizienz und Kosteneffizienz die gängigen Beurteilungskriterien eines politischen Instruments (vgl. Perman et al. 2011). Zudem kann sich über potenzielle Anreize auch eine dynamische Effizienz ergeben (ebd.)⁷⁹.

Allokative Effizienz: Die empirischen Befunde zeigen, dass einige Bundesländer überdurchschnittlich viel Naturschutzfläche bereitstellen (vgl. IÖR 2013) und sich daraus auch überregionaler Nutzen ergibt (vgl. Gantioler et al. 2010). Damit liegt eine begründete Annahme vor, dass durch eine Integration ökologischer Faktoren in den Länderfinanzausgleich positive externe Effekt des Naturschutzes internalisiert und somit ein höheres Wohlfahrtsniveau erreicht werden kann. Allerdings ist eine Umverteilung bestehender finanzieller Ressourcen über den Finanzausgleich im engeren Sinne nicht pareto-effizient, denn dafür müsste gelten, dass keiner mehr besser gestellt werden könnte *ohne* einen anderen schlechter zu stellen. Wenn nun eine gegebene Geldmenge im Länderfinanzausgleich umverteilt wird, erhalten manche Länder mehr Ausgleichszahlungen und andere Länder müssen die entsprechenden Summen aufbringen. Letzere würden ex-post schlechter dastehen. Umverteilung wäre daher in solch einem monetären Sinne nicht pareto-effizient (vgl. zudem Calabresi 1991). Unter der Annahme, dass sich die Bereitstellung von Naturschutz noch links des Optimums befindet (vgl. Kap. 2.1), ergibt sich aus zusätzlichem Naturschutz ein Zuwachs gesellschaftlichen Nutzens und eine

⁷⁹ Außerdem wird auch in umweltökonomischen Lehrbüchern Gerechtigkeit beziehungsweise Fairness erwähnt (vgl. Perman et al. 2011: 100).

Bewegung in Richtung Optimum⁸⁰. Durch die Internalisierung eines positiven externen Effekts würde dann insgesamt mehr Naturschutz bereitgestellt und entsprechende Wohlfahrtsgewinne produziert. Die Länder die bisher überdurchschnittlich viel Schutzgebietsfläche bereitstellen, würden mit mehr Finanzmitteln ausgestattet. Bei gegebenen Präferenzen und Mittelverteilungen (vgl. Abbildung 8) ist ceteris paribus mit einer Verschiebung der Budgetgeraden auch ein Mehr an Naturschutz zu erwarten. Ob ein ökologischer Finanzausgleich dann pareto-effizient ist, hängt unter anderem vom Nettonutzen der ausgleichspflichtigen Länder ab. Wenn deren individueller Nutzen aus dem Mehr an bereitgestelltem Naturschutz ihren Verlust durch erhöhte Zahlungen übertrifft, wäre ein ökologischer Länderfinanzausgleich auch pareto-effizient. Nach dem Kaldor-Hicks Kriterium wäre die neue Allokation effizient, wenn der gesamte Wohlfahrtsgewinn theoretisch eine Kompensation derjenigen Bundesländer ermöglichen würde, die im Vergleich zum Status Quo nach einem ökologischen Länderfinanzausgleich schlechter gestellt wären⁸¹. Dafür wäre allerdings eine Quantifizierbarkeit des Nutzens notwendig und diese Daten liegen noch nicht vor. Es kann daher an dieser Stelle nur eine substantielle Vermutung allokativer Effizienzgewinne durch eine Integration ökologischer Faktoren in den Länderfinanzausgleich geäußert werden.

Kosteneffizienz⁸²: Eine notwendige Bedingung für Kosteneffizienz ist, dass die Grenzkosten für alle adressierten Akteure gleich sind (vgl. Perman et al. 2011: 179ff.). So lange ein Bundesland, nehmen wir Land A, noch eine weitere Einheit Naturschutz günstiger als andere Bundesländer bereitstellen kann, können Kosteneinsparungen durch Naturschutzmaßnahmen in Land A erzielt werden. Erst wenn kein Land mehr Naturschutzmaßnahmen günstiger als andere bereitstellen kann, sind keine weiteren Kosteneinsparungen mehr möglich. Dies impliziert für das Kostenminimum, dass die Grenzkosten (Kosten für eine weitere Einheit, abhängig von bereits bereitgestellter Menge: $C'(X)$) für alle Akteure gleich sind. Ein ökologischer Finanzausgleich könnte also ein kosteneffizientes Instrument sein, wenn durch einen entsprechenden Indikator die Grenzkosten des Naturschutzes über alle Bundesländer angeglichen werden. Dann wäre es mit Baumol and Oates (1971) nicht mehr möglich, durch eine (weitere) redistributive Allokation von Naturschutzmaßnahmen die aggregierten Kosten weiter zu senken. Dies bedeutet

⁸⁰ Diese Annahme liegt allerdings nahe, da es sich bei geschützter Natur um ein öffentliches Gut mit Nutzen für andere Akteure handelt. Aus der Theorie positiver externer Effekte lässt sich schließen, dass zu wenig des entsprechenden Gutes produziert wird.

⁸¹ Nach Rawls Theorie der Gerechtigkeit (1975) ist eine Besserstellung der finanzschwächsten Länder zudem gerecht.

⁸² Kosteneffizienz meint, dass kein anderes Instrument das Erreichen eines Ziels zu geringeren Kosten ermöglicht (vgl. Perman et al. 2011: 178). Das Konzept trifft keine Aussagen über die naturschutzfachliche Qualität von Schutzmaßnahmen.

nicht, dass alle Länder gleich viel Naturschutz bereitstellen müssen. Vielmehr bedeutet es, dass diejenigen Bundesländer, die Naturschutz am günstigsten bereitstellen können, den meisten Naturschutz bereitstellen. Empirisch zeigt sich, dass Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg zwar relativ den größten Anteil ihrer Landesfläche unter Naturschutz bereitstellen (vgl. Tabelle 1), aber überdurchschnittliche hohe Kosten pro Kopf haben (vgl. Kap. 4.3). Diese hohen pro Kopf Ausgaben, die eine Kompensation aus einem ökologischen Länderfinanzausgleich gesetzestechisch rechtfertigen können (vgl. Kap. 4.3), bedeuten allerdings nicht, dass sie teuren Naturschutz betreiben. Ein Vergleich der Länderausgaben für Umwelt- und Naturschutz (vgl. Tabelle 4 und Abb. 8) mit den bereitgestellten Schutzgebieten (vgl. Tabelle 1) ist insofern schwierig, da die Daten nicht die tatsächlichen (Grenz-)Kosten pro bereitgestellter Naturschutzfläche liefern. Da die Relation von Umwelt- und Naturschutzausgaben nicht genau bekannt ist, kann nicht mit Sicherheit festgestellt werden, wo der Naturschutz teuer und wo er günstig ist. Allerdings wäre folgende Überlegung möglich: In Mecklenburg-Vorpommern und in Brandenburg leben relativ wenig Menschen. Im Vergleich zu anderen Bundesländern ist also mehr Natur pro Mensch und seinem Flächenverbrauch vorhanden. Damit liegt die Vermutung nahe, dass die Opportunitätskosten alternativer Landnutzungen des Naturschutzes (vgl. Naidoo et al. 2006) dort relativ gering sind (vgl. Kap. 4.3: 45f.). Wenn die Einwohnerdichte als Proxyvariable für Opportunitätskosten des Naturschutzes verstanden werden kann⁸³, dann ließe sich folgern, dass die Bundesländer mit geringer Einwohnerdichte die geringsten Grenzkosten für Naturschutz haben. Einer solchen Überlegung folgend, könnten – unter Unkenntnis der tatsächlichen (Grenz-)Kosten – theoretisch weitere Kosteneinsparungen durch mehr Naturschutz in den Bundesländern mit den geringsten Grenzkosten erreicht werden. Es ließen sich noch Kosteneinsparungen im Naturschutz erreichen, wenn die dünn besiedelten Länder mit mehr Finanzmitteln ausgestattet würden. Ein ökologischer Länderfinanzausgleich wäre dann insofern ein kosteneffizientes Instrument, als dass jene Bundesländer am meisten Naturschutz bereitstellen, bei denen die Grenzkosten geringer sind. Naturschutz würde dort stattfinden, wo weitere Einheiten Naturschutz relativ günstig ist beziehungsweise Opportunitätskosten besonders gering sind.

⁸³ Diese Annahme wäre eine mögliche Erklärung dafür, warum in Deutschland Natur- und Artenschutzfläche mit der Einwohnerdichte signifikant negativ korreliert ist. Weitere mögliche Faktoren sind beispielsweise die Kofinanzierung von Bund und Europäischer Union (vgl. Kap. 3.3) und mögliche Steuereinnahmen aus naturtouristischen Angeboten (vgl. Job et al. 2013). Es ist anzunehmen, dass das individuelle Optimum für bspw. MV und BB bei einer größeren (anteiligen) Menge ausgewiesener Natur- und Artenschutzflächen liegt, als in anderen Bundesländern und Naturschutz dort entsprechend relativ günstig ist.

Dynamische Effizienz⁸⁴: Durch eine Kompensation der positiven, externen Effekte aus dem Naturschutz bestünden für die profitierenden Länder prinzipiell Anreize, mehr Schutzgebiete bereitzustellen⁸⁵. Bei einer einmaligen Modifikation des bestehenden Länderfinanzausgleiches⁸⁶ würde sich solch eine Wirkung zwar einstellen, allerdings nur bis bei größerer finanzieller Ausstattung die entsprechenden Länder ihre Grenzkosten dem Grenznutzen angeglichen haben. Damit sich eine dynamische Effizienz einstellt, müsste, wie Czybulka und Luttmann (2005: 85) vorgeschlagen haben, eine wiederholende Reevaluierung der Naturschutzmaßnahmen der Bundesländer erfolgen. Durch solch ein Design eines (ökologischen) Länderfinanzausgleichs würde sich eine Art Wettbewerbssituation unter den Ländern einstellen. Wenn die Länder in Runde 1 mehr Gelder aus dem Länderfinanzausgleich bekommen, die bisher überdurchschnittlich viel Naturschutz bereitgestellt haben, würden sie entsprechend ihre Anstrengungen verstärken, bis ihr Grenznutzen und ihre Grenzkosten gleich sind. Damit würden sie in Runde 2, *ceteris paribus*, noch mehr Zahlungen bekommen. Somit würden die Opportunitätskosten wirtschaftlicher Nutzung gegenüber Naturschutz für die anderen Länder höher, da sie, wenn sie gleich viel Schutzgebietsfläche wie in Runde 1 bereitstellen würden, mehr Ausgleichszahlungen zu leisten hätten. Es würde sich über mehrere Runden ein Punkt einstellen, an dem die Einnahmeverluste durch unterdurchschnittlichen Naturschutz gleich oder höher dem Nutzen aus alternativen Landnutzungen sind. Ab diesem Punkt würde sich ein Mehr an Naturschutz auch für diese Länder rentieren. Aus einer dynamischen Perspektive erscheint daher eine stetige Evaluierung der Naturschutzmaßnahmen der Bundesländer effizient⁸⁷. Darüber hinaus könnten beispielsweise strategische Verhaltensweisen, spieltheoretisch betrachtet werden. Es handelt sich bei den vorgestellten Indikatoren um ein Vergleich über einen gleitenden durchschnittlichen Wert. Somit könnten individuelle Handlungen, wie die Ausweisungen weiterer Schutzgebiete, einen Einfluss auf den Durchschnitt und letztlich auf die

⁸⁴ Dynamische Effizienz meint, dass ökonomische Anreize gesetzt werden, die Bereitstellungsprozesse zu optimieren (vgl. Perman et al. 2011: 178).

⁸⁵ Dieser Anreiz würde sich auf Stufe 1-3 des vorgeschlagenen institutionellen Designs auf die (anteilige) Menge der Schutzgebietsfläche (pro Kopf) beziehen und nicht auf die Qualität von Naturschutzmaßnahmen. Wenn Anreize für Qualität gesetzt werden sollen, könnte dies mittels eher qualitativen Indikatoren für naturschutzfachliche Qualität geschehen.

⁸⁶ Beispielsweise durch eine einmalige Aufwertung des Einwohnergewichtungsfaktors für die dünn besiedelten Bundesländer.

⁸⁷ Ein solcher kontinuierlicher Mechanismus würde eine Art Konkurrenzsituation oder Wettbewerbsföderalismus zwischen den Bundesländern ergeben. Dies ist von Tiebout (1956) vorgeschlagen worden und in den 1990ern Jahren in Deutschland vermehrt gefordert worden (vgl. Möckel 2013), hat sich aber bisher nicht durchgesetzt (ebd.). Farley und Costanza (2010) argumentieren zudem, dass Dilemasituationen in der Bereitstellung öffentlicher Umweltgüter eher mit Kooperation als mit Konkurrenz begegnet werden sollte.

Auszahlungen haben. Rationale Akteure, würden solch eine Auswirkungen in ihr Handlungskalkül mit einbeziehen. Im Rahmen dieser Masterarbeit ist allerdings eine entsprechende Modellierung nicht möglich gewesen.

5.3. Standard-Preis-Mechanismen

Ein Standard-Preis-Ansatz nach Baumol und Oates (1971) könnte eine entsprechende Möglichkeit sein, solche Anpassungen beziehungsweise stetige Evaluierungen der Naturschutzmaßnahmen der Länder unter Unkenntnis der tatsächlichen Grenzkosten vorzunehmen. Als Zielgröße würde dabei eine politisch gesetzte Vorgabe (vgl. Kap. 3.2) gelten und das Instrument in der Höhe der Abgabe oder Zuschüsse schrittweise angepasst, bis das Ziel erreicht ist. Welches Ziel dabei verfolgt wird, bliebe eine politische Entscheidung. Als Beispiel könnten die Indikatoren aus der Biodiversitätsstrategie gelten. Angenommen mehr Schutzgebiete halten den Verlust an Artenvielfalt auf, dann könnte ein ökologischer Länderfinanzausgleich ein (kosten-)effizientes Instrument zur Erreichung dieses Ziels darstellen.

5.4. Interdependenzen in einer Welt zweitbesten Lösungen

Wie bereits die Überlegungen von Lipsey und Lancaster (1956) gezeigt haben, kann es mehrere simultane Marktversagen geben. Analog dazu könnten gleichzeitige Staatsversagen in einzelnen Bereichen vorliegen. Die theoretischen Grundlagen verweisen damit auf die notwendige Betrachtung von Interdependenzen verschiedener politischer Instrumente (vgl. zudem Barton et al. 2010). Beispielsweise können Kompensationszahlungen an Landnutzer, die (freiwillig) Nutzungseinschränkungen hinnehmen, Synergien mit der Ausweisung von Schutzgebieten haben. Außerdem kann mit solch ökonomischen Anreizen kosteneffizienter Naturschutz betrieben werden (vgl. Engel et al. 2008)⁸⁸. In Bezug auf den untersuchten ökologischen Länderfinanzausgleich sind Interdependenzen mit anderen politischen Zielen durchaus denkbar. Eine Kompensation durch einen ökologischen Länderfinanzausgleich kann gewisse Anreize setzen, dort Naturschutz bereitzustellen, wo er besonders günstig ist. Aber es gibt gleichzeitig politische Ziele, die einen gleichmäßig verteilten Naturschutz notwendig machen. Dazu gehört insbesondere das Ziel eines übergreifenden Biotopverbundes. Alle Bundesländer sind mit dem Bundesnaturschutzgesetz dazu verpflichtet, auf mindestens 10 Prozent ihrer Landesfläche einen Biotopverbund herzustellen. Dieses Ziel kann mit den Auswirkungen eines ökologischen Länderfinanzausgleichs in Konflikt stehen.

⁸⁸ Siehe auch Farley und Costanza (2010) bezüglich Kooperation und Konkurrenz im (marktbasierten) Naturschutz über Zahlungen für Ökosystemleistungen.

Angenommen der ökologische Länderfinanzausgleich würde die dünn besiedelten Länder mit mehr Finanzmitteln ausstatten, dann würden diese bei gegebenen Präferenzen mehr Naturschutz betreiben. Die Länder, deren Opportunitätskosten noch über dem, sich aus dem ökologischen Länderfinanzausgleich ergebenden, Nutzen liegen, hätten keinen Anreiz mehr Naturschutz bereitzustellen. In diesen Bundesländern gäbe es insofern keine ökonomischen Anreize zur Herstellung eines übergreifenden Biotopverbundes. Dies ist eine potenziell konflikträchtige Implikation eines ökologischen Länderfinanzausgleichs. Somit müsste hier eventuell ein weiteres politisches Instrument diesem Konflikt entgegenwirken. Dies könnte, ähnlich den Vorschlägen von Czybulka und Luttmann (2005), Schröter-Schlaack et al. (2013) oder Möckel (2013), durch Bundesergänzungszuweisungen innerhalb des Finanzausgleichssystems⁸⁹ geschehen oder durch andere mögliche Instrumente.

5.5. Kosten für die Implementation eines ökologischen Länderfinanzausgleichs

Mit dem Transaktionskostenansatz der Institutionenökonomie (vgl. Coase 1960) können die gegebenenfalls entstehenden Kosten für die Einrichtung eines ökologischen Länderfinanzausgleichs gut umrissen werden. Es ist anzunehmen, dass für die Einrichtung eines ökologischen Länderfinanzausgleichs politische Verhandlungen über die strukturelle Notwendigkeit, die genaue Höhe des Ausgleichszuweisungen oder die Kosten und Nutzen von Naturschutz notwendig wären. Diese Kosten könnten zusammenfassend als Transaktionskosten verstanden werden. Zu bemerken ist zudem, dass insgesamt nicht mehr Ausgaben getätigt werden würden, sondern eine neue Allokation der entsprechenden Finanzmittel stattfinden würde. Damit ist zu vermuten, dass die Höhe der Einrichtungskosten maßgeblich – wenn nicht ausschließlich – die Transaktionskosten bestimmen. Insgesamt wäre eine einmalige Modifikation der Einwohnerzahl für die dünn besiedelten Bundesländer wahrscheinlich die kostengünstigste Lösung. Allerdings würden sich bestimmte Effizienzgewinne erst bei einer kontinuierlichen Anreizwirkung entfalten (vgl. Kap. 5.2). Solch ein System wäre wahrscheinlich mit höheren Verhandlungskosten verbunden. Auf der anderen Seite hat Ring (2008b) argumentiert, dass die Verwendung von (jährlich aktualisierbaren) Schutzgebietsflächen als ökologischer Indikator eine Integration in den bestehenden Länderfinanzausgleich relativ einfach macht.

⁸⁹ Allerdings ist das Finanzausgleichssystem hauptsächlich für die Umverteilung der Steuereinnahmen gedacht, um gleiche Lebensverhältnisse in den Ländern herzustellen. Über die Internalisierung positiver externer Effekte und eine mögliche Steigerung der Gesamtwohlfahrt hinaus, sind andere Instrumente möglicherweise besser geeignet um Naturschutzziele umzusetzen.

6. Schlusswort

Die vorliegende Arbeit hat die Frage untersucht welche theoretischen und empirischen Grundlagen für einen ökologischen Länderfinanzausgleich bestehen. Es zeigt sich, dass die wirtschaftswissenschaftlichen Theorien zur Analyse von sozialen Optima und externen Effekten genutzt werden können und einige Instrumente zur Verfügung stehen (u.a. Steuern, Subventionen, handelbare Lizenzen). Allerdings adressieren diese Instrumente bisher hauptsächlich private und kaum staatliche Akteure. Hier kann die institutionenökonomische und finanzwissenschaftliche Theorie relevante Beiträge liefern. Mit dem Prinzip der fiskalischen Äquivalenz (vgl. Olson 1969) sollten Kosten- und Nutzenträger bestimmter Maßnahmen eine Entscheidungseinheit bilden um effiziente, rationale Entscheidungen zu treffen und externe Effekte zu internalisieren.

Empirisch zeigt sich, dass Naturschutzexperten einen überregionalen Nutzen von Naturschutzmaßnahmen sehen (vgl. Gantioler et al. 2010). Die Kosten dafür tragen, abzüglich der Kofinanzierung von EU und Bund, die Bundesländer. Externe Effekte aus Naturschutzmaßnahmen lassen sich zwar nicht bezüglich europäischer, nationaler und regionaler Ebenen quantifizieren, aber die ungleiche räumliche Bereitstellung der Bundesländern legt die Annahme dort nahe. Als mögliches Instrument für eine Kompensation naturschutzbedingter externe Effekte wurde der Länderfinanzausgleich auf seine Ausgestaltung und Möglichkeiten der Integration ökologischer Indikatoren untersucht (vgl. SRU 1996; Czybulka, Luttmann 2005; Schröter-Schlaack et al. 2013). Mit einer empirischen Analyse konnte ökonometrisch gezeigt werden, dass es strukturell bedingte Mehrbedarfe für Umwelt- und Naturschutz gibt. Davon betroffen sind insbesondere die dünn besiedelten Bundesländer. Eine mögliche Struktur eines ökologischen Länderfinanzausgleichs wurde mit Hilfe verschiedener Leistungsindikatoren (Natura 2000, Natur- und Artenschutz, Landschaftsschutz, Schutzgebiete gesamt, Landschaftszerschneidung und nationale Verantwortung) aufgezeigt und in Einwohnergewichtungen überführt. Zudem wurde mittels einer Modellierung einer Integration der entsprechenden Gewichtungen die finanziellen Wirkungen quantifiziert. Dabei zeigte ein Vergleich, dass – unabhängig von flächenbasierten oder einwohnerbasierten Indikatoren – in den meisten Modellrechnungen besonders Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg profitieren. Weitgehend ließ sich eine Kongruenz von einwohnerbasierten und flächenbasierten Indikatoren beobachten.

Die zu untersuchenden Hypothesen waren, ob sich durch eine Integration ökologischer Indikatoren in den bestehenden Länderfinanzausgleich allokativer Effizienzgewinne einstellen, also die gesellschaftliche Wohlfahrt optimiert wird, und

Anreize für kosteneffizienten Naturschutz gesetzt werden können. Da Nutzen und Kosten von Naturschutz noch nicht volkswirtschaftlich quantifiziert werden können, sind die notwendigen Annahmen diskutiert worden, unter denen die Hypothesen zutreffen würden. Angenommen, es ergibt sich ein vergleichbarer, überregionaler Nutzen aus Naturschutz und angenommen es gibt zusätzlichen Nettonutzen aus Naturschutz, dann verspricht die Internalisierung der externen Effekte einen allokativen Effizienzgewinn. Aufgrund der beobachtbaren, ungleichen (anteiligen) Bereitstellung von Naturschutz lässt sich ein positiver externer Effekt begründet annehmen. Als Konsequenz einer Kompensation würde vermutlich mehr Naturschutz betrieben. Die Länder, die bisher überdurchschnittlich viel Naturschutz bereitstellen, würden mit mehr Finanzmitteln ausgestattet. Bei gegebenen Präferenzen würden *ceteris paribus* zusätzliche Mittel zumindest teilweise für Naturschutzmaßnahmen verwendet – und zwar zu einem stärkeren Anteil als in anderen Bundesländern. Pareto-effizient wäre ein ökologischer Länderfinanzausgleich, wenn die ausgleichspflichtigen Bundesländer mehr Nettonutzen aus dem Mehr an Naturschutz erfahren würden, als sie durch die zu leistenden Zahlungen verlieren. Unter der Voraussetzung, dass Naturschutz dort wenig Opportunitätskosten hat, wo die Einwohnerdichte gering ist, lassen sich aus der umweltökonomischen Theorie Kosteneinsparungen vermuten, wenn die dünn besiedelten Länder mit mehr finanziellem Mittel ausgestattet würden. Geringe Opportunitätskosten können eine mögliche Erklärung dafür sein, dass in den dünn besiedelten Bundesländern bereits mehr Natur- und Artenschutzfläche ausgewiesen wurden. Es würde mehr Naturschutz stattfinden und zwar dort wo er günstiger ist. Ein Kostenminimum würde sich aber erst einstellen, wenn die Grenzkosten für Naturschutz durch einen ökologischen Länderfinanzausgleich für alle Bundesländer angeglichen werden. Im Sinne eines Standard-Preis-Ansatzes für staatliche Akteure könnte allerdings ein ökologischer Finanzausgleich somit auch unter Unkenntnis der tatsächlichen Grenzkosten helfen, politische Zielgrößen im Naturschutz kosteneffizient umzusetzen. Dynamische Effizienz könnte sich über jährlich neu erhobene Zuweisungen einstellen, beispielsweise entlang der (anteilig) bereitgestellten Menge Natur- und Artenschutzfläche im Vergleich zum Durchschnitt. Zudem lassen sich konfligierende Interdependenzen eines ökologischen Länderfinanzausgleichs mit anderen Zielen, wie der Herstellung eines länderübergreifenden Biotopverbundes vermuten. Daher sollten diese Wirkungen, genauer als im Rahmen dieser Arbeit möglich, abgeschätzt und wo möglich quantifiziert werden.

Zusammenfassend lässt sich also die Hypothese, dass ein ökologischer Länderfinanzausgleich Effizienzgewinne ergibt, zwar ausreichend empirisch belegen, aber nicht quantifizieren. Insgesamt wären mehr Daten⁹⁰ über die tatsächlichen (Grenz-)Kosten und den sich ergebenden (Grenz-)Nutzen von Naturschutzmaßnahmen notwendig, um eine quantifizierbare Aussage über die Effizienzwirkungen eines ökologischen Länderfinanzausgleichs zu treffen. Dennoch lassen die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit einen ökologischen Länderfinanzausgleich aus ökonomischer Perspektive kollektiv rational und gesamtgesellschaftlich wohlfahrtssteigernd erscheinen.

⁹⁰ Diese Daten liegen zumindest teilweise bald vor. Die Europäische Biodiversitätsstrategie (Europäische Kommission 2011: 14) formuliert als Maßnahme 5 – Verbesserung der Kenntnisse über Ökosysteme und Ökosystemdienstleistungen in der EU: „Die Mitgliedstaaten werden mit Unterstützung der Kommission den Zustand der Ökosysteme und Ökosystemdienstleistungen in ihrem nationalen Hoheitsgebiet bis 2014 kartieren und bewerten, den wirtschaftlichen Wert derartiger Dienstleistungen prüfen und die Einbeziehung dieser Werte in die Rechnungslegungs- und Berichterstattungssysteme auf EU- und nationaler Ebene bis 2020 fördern.“ Allerdings wären dann noch detailliertere Daten über die räumliche und zeitliche Reichweite der Ökosystemleistungen, ihre Veränderungen gegenüber einem bspw. landwirtschaftlichen Referenzszenario und die Kosten von Naturschutzmaßnahmen entlang verschiedener politischer Ebenen zu erheben.

Quellen

- Adelaja, S., Hailu, Y. G., Kuntzsch, R., Lake, M. B., Fulkerson, M., McKeown, C., Racevskis, L., Griswold, N. (2007). State conservation spending in the U.S. – a political economy analysis. *Land Policy Institute Report 2007-08*. Michigan State University. Verfügbar unter: http://www.landpolicy.msu.edu/modules.php?name=Documents&op=viewlive&sp_id=440 (Zugriff am 06.08.2013).
- Alesina, A., Di Tella, R., MacCulloch R. (2004). Inequality and happiness: are Europeans and Americans different?. *Journal of Public Economics* 88(9): 2009-2042.
- Andreoni, J. (1990). Impure Altruism and Donations to Public-Goods - a Theory of Warm-Glow Giving. *Economic Journal* 100(401): 464-477.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R. E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N. Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., Turner, R. K. (2002). Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* 297: 950-953.
- Balmford, A. Gaston, K. J., Blyth, S., James, A., Kapos, V. (2003). Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)* 100(3): 1046–1050.
- Barton, D., Ring, I. Rusch, G., May, P., DeClerck, F., Vignola, R., Vivan, J. L., Ansink, E., Unnerstall, H., Santos, R., Antunes, P., Brouwer, R., Grieg-Gran, M., Similä, J., Primmer, E., Romeiro, A., Ibrahim, M. (2010). *Assessing the Role of Economic Instruments in a Policy Mix for Biodiversity Conservation and Ecosystem Services Provision: A Review of Some Methodological Challenges*. Policymix Discussion Paper 1-2010. Verfügbar unter: <http://policymix.nina.no/Publications.aspx> (Zugriff am 05.09.2013).
- Baumol, W. J., Oates, W. E. (1971). The use of standards and prices for protection of the environment. *The Swedish Journal of Economics* 73(1): 42-54.
- Baumol, W. J., Oates, W. E. (1992). *The theory of environmental policy*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Bateman, I. J., Mace, G. M., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, K. (2011). Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environmental and Resource Economics* 48(2): 177-218.
- Born, W., Meyer, V., Scholz, M., Kasperidus, H.D., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Hansjürgens, B. (2012). Ökonomische Bewertung von Ökosystemfunktionen in Flussauen. In: Scholz, M., Born, W., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.D., Henle, K., (Hrsg.). *Ökosystemfunktionen von Flussauen : Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion*. Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3508 850 100). Naturschutz und biologische Vielfalt 124. Bonn, Bundesamt für Naturschutz (BfN): 147-168.
- Brouwer R., Oosterhuis, F. H., Ansink, J. H., Barton, D. N., Lienhoop, N. (2011): *Guidelines for estimating costs and benefits of policy instruments for biodiversity conservation*. Policymix Working Paper 4. Verfügbar unter: <http://policymix.nina.no/Publications.aspx> (Zugriff am 05.09.2013)
- Brouwer , R., Brander, L., Kuik, O., Papyrakis, E., Bateman, I. (2013). A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB. TEEB follow-up study for Europe - Final Report. Vrije Universiteit University Amsterdam. Verfügbar unter: <http://lukebrander.com/wp-content/uploads/2012/05/Brouwer-et-al-2013-A-synthesis-of-approaches-to-assess-and-value-ecosystem-services-in-the-EU-in-the-context-of-TEEB.pdf> (Zugriff am 07.08.2013).
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2012). *Daten zur Natur*. Bonn, BfN.

- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2013). *Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. leben.natur.vielfalt – die Strategie*. Verfügbar unter: <http://www.biologischedielfalt.de> (Zugriff am 02.09.2013).
- Bundesministerium für Finanzen (BMF) (2013). *Der bundesstaatliche Finanzausgleich*. Verfügbar unter: http://www.bundesfinanzministerium.de/Content/DE/Standardartikel/Themen/Oeffentliche_Finanzen/Foederale_Finanzbeziehungen/Laenderfinanzausgleich/Der-bundesstaatliche-Finanzausgleich-.pdf?__blob=publicationFile&v=1 (Zugriff am 06.08.2013).
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2004). *Finanzierungshandbuch für Naturschutzmaßnahmen*. Berlin, BMU.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2007). *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt*. Berlin, BMU.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2010). *Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt*. Berlin, BMU.
- Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.
- Bundesverfassungsgericht (BVerfGE) 72, 330. Finanzausgleich I, Urteil vom 24. Juni 1986, Az. 2 BvF 1, 5, 6/83, 1/84 und 1, 2/85. Verfügbar unter: <http://www.servat.unibe.ch/dfr/bv072330.html#> (Zugriff am 08.08.2013).
- Bundesverfassungsgericht (BVerfGE) 86, 148. Finanzausgleich II Urteil vom 27. Mai 1992, Az. 2 BvF 1, 2/88, 1/89 und 1/90. Verfügbar unter: <http://www.servat.unibe.ch/dfr/bv086148.html#> (Zugriff am 08.08.2013).
- Bundesverfassungsgericht (BVerfGE) 101, 158. Finanzausgleich III. Urteil vom 11. November 1999, Az. 2 BvF 2, 3/98, 1, 2/99. Verfügbar unter: <http://www.servat.unibe.ch/dfr/bv101158.html#> (Zugriff 08.08.2013).
- Calabresi, Guido (1991). The Pointlessness of Pareto: Carrying Coase Further. *The Yale Law Journal* 100: 1211-1238.
- Coase, R. H. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law & Economics* 3(Oct): 1-44.
- Crocker, T. D. (1966). The structuring of atmospheric pollution control systems. In: H. Wolozin (Hrsg.). *The economics of air pollution*. New York, Norton: 61-86.
- Czybulka, D., M. Luttmann (2005). Die Berücksichtigung von Leistungen der Länder für das Naturerbe im Finanzausgleichssystem des Bundes. *Natur und Recht* 2: 79-86.
- Daily, G., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ricketts, T. H., Salzman, J., Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 21–28.
- Dales, J. H. (1970). *Pollution, property and prices; an essay in policy-making and economics*. Toronto, University of Toronto Press.
- Daly, H. E. and J. Farley (2011). *Ecological economics: principles and applications*. Washington, D.C, Island Press.
- Deutscher Bundestag (2001). *Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchGNeuregG)*. Gesetzentwurf der Fraktionen SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Drucksache 14/6378.
- Deutsches Nationalkomitee für das UNESCO Programm Der Mensch und die Biosphäre (2007). *Kriterien für die Anerkennung und Überprüfung von Biosphärenreservaten der UNESCO in Deutschland*. Bonn, Bundesamt für Naturschutz.
- Döring, T. (2001). *Institutionenökonomische Fundierung finanzwissenschaftlicher Politikberatung: Grundfragen und Anwendungsfall der Reform des bundesstaatlichen Finanzausgleichsystems in Deutschland*. Marburg, Metropolis Verlag.

- Droste-Franke, B. (2004). *Quantifizierung von Umweltschäden als Beitrag zu umweltökonomischen Gesamtrechnungen*. Von der Fakultät Maschinenbau der Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde eines Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung. Verfügbar unter: http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2005/2204/pdf/Dissertation_B_Droste_Franke.pdf (Zugriff am 13.09.2013).
- Dudley, N. (Hrsg.). (2008). *Guidelines for applying protected area management categories*. Gland, IUCN.
- EG-Verordnung 614/2007. *Verordnung (EG) Nr. 614/2007 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Mai 2007 über das Finanzierungsinstrument für die Umwelt (LIFE+)*. Verfügbar unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32007R0614:DE:HTML> (Zugriff am 13.06.2013).
- Elmqvist T., Tuwendal M., Krishnaswamy J., Hylander K. (2011). *Managing Trade-offs in Ecosystem Services*. Ecosystem Services Economics (ESE) Working Paper Series 4. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP).
- Eltges, M., Zarth, M., Jakubowski, P. (2001). Abstrakte Mehrbedarfe sind keine Fiktion. *Wirtschaftsdienst* 81(6): 323-330.
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. *Ecological Economics* 65(4), 663–674.
- Europäische Kommission (2011). *Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020*. Verfügbar unter: http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/2020/comm_2011_244/1_DE_ACT_part1_v2.pdf (Zugriff am 09.08.2013).
- Farley, J., Erickson, J. D., Daly, H. E. (2005). *Ecological Economics – a workbook for problem-based learning*. Washington: Island Press.
- Farley, J., Costanza, R. (2010). Payments for ecosystem services: from local to global. *Ecological Economics*, 69(11), 2060-2068.
- Finanzausgleichsgesetz vom 20. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3955, 3956), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 15. Juli 2013 (BGBl. I S. 2401) geändert worden ist.
- Fischer-Hüftle, P., Schumacher, A. (Hrsg.) (2003). *Bundesnaturschutzgesetz*. Stuttgart: Kohlhammer.
- Fisher, B., Turner, R. K., Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643-653.
- Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt Nr. L 206 vom 22/07/1992 S. 0007 – 0050. Verfügbar unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:DE:HTML> (Zugriff am 14.07.2013).
- Frey, B. S., Stutzer, A. (2002). What can economists learn from happiness research?. *Journal of Economic literature* 40(2): 402-435.
- Fritsch, M. (2011). *Marktversagen und Wirtschaftspolitik*. 8. überarbeitete Auflage. München: Vahlen.
- Gantioler, S., Rayment, M., Bassi, S., Kettunen, M., McConville, A., Landgrebe, R., Gerdes, H., ten Brink, P. (2010). *Costs and socio-economic benefits associated with the Natura 2000 network*. Final report to the European Commission, DG Environment on Contract ENV.B.2/SER/2008/0038. Brussels, Institute for European Environmental Policy / GHK / Ecologic.
- Georgescu-Roegen, N. (1976). *Energy and Economic Myths: Institutional and Analytic Economic Essays*. New York, Pergamon Press.

- Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland in der im Bundesgesetzblatt Teil III, Gliederungsnummer 100-1, veröffentlichten bereinigten Fassung, das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 11. Juli 2012 (BGBl. I S. 1478) geändert worden ist
- Gruttke, H. (Bearb.) (2004). Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 8. Münster: Landwirtschaftsverlag.
- Heiland, S. (2013). Managementqualität deutscher Nationalparks. Berlin: EUOPARC Deutschland e. V..
- Henle, K., Gruttke, H. (2004). Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten: Methodendiskussion und 1. Überarbeitung. In: Gruttke (Hrsg.). Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 8. Münster: Landwirtschaftsverlag.
- Hummel, M., Leibfritz, W. (1987). Die Stadtstaaten im Länderfinanzausgleich. Gutachten im Auftrag des Bundesministers der Finanzen. München, Ifo – Institut für Wirtschaftsforschung.
- IÖR 2013 → siehe Leibniz Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR).
- Jaeger, J. (2002). *Landschaftszerschneidung. Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung*. Stuttgart, Eugen Ulmer.
- Job, H., Mayer, M. Woltering, M. (2013). Nationalparks und Opportunitätskosten: Das Beispiel Bayerischer Wald. Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. In: Ring, I. (Hrsg.). *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemdienstleistungen für die Naturschutzpraxis*. BfN Skripten 334. Bonn, BfN.
- Kahnemann, D. (2003). Maps of Bounded Rationality: Psychology for Behavioral Economics. *American Economic Review* 93(5): 1449-1475.
- Kraus, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Pöry, J., Raatikainen, K. M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and timedelayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13: 597–605.
- Lammerant, J. (2011). Recognizing Natura 2000 benefits and demonstrating the economic benefits of conservation measures – Development of a Tool for Valuing Conservation Measures. Final Report to the European Commission. Antwerpen: ARCADIS. Verfügbar unter: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/financing/docs/Recognizing_Natura2000_benefits.pdf (Zugriff am 03.06.2013).
- Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) (2013). *Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung (IÖR - Monitor)*. Verfügbar unter: www.ioer-monitor.de (Zugriff am 01.05.2013).
- Lenk, T. (2003). Die Finanzkraftreihenfolge im bundesstaatlichen Finanzausgleich. *Wirtschaftsdienst* 8: 524-530.
- Lipsey, R. G., Lancaster, K. (1956). The General Theory of Second Best. *The Review of Economic Studies* 24(1): 11-32.
- Marggraf, R., unter Mitarbeit von Stratmann, U. (2001). Ökonomische Aspekte der Biodiversitätsbewertung. In: Janich, P.; Gutmann, M.; Prieß, K. (Hrsg.). *Biodiversität*. Berlin und Heidelberg, Springer: 357-415.
- Marggraf, R. (2003). Naturschutz aus ökonomischer Sicht. In: Oldiges, M. (Hrsg.). *Perspektiven des Naturschutzes*. Baden-Baden, Nomos: 145-155.
- Maßstäbengesetz vom 9. September 2001 (BGBl. I S. 2302), das zuletzt durch Artikel 8 des Gesetzes vom 29. Mai 2009 (BGBl. I S. 1170) geändert worden ist.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, Island Press.

- Möckel, S. (2013). Berücksichtigung von Umwelt- und Naturschutzaufgaben bei der Verteilung von Staatsfinanzen zwischen Bund- und Ländern – Erfordernissen und Möglichkeiten im Rahmen des Finanzausgleichs, der Bundesauftrags- und bundeseigener Verwaltung oder den Gemeinschaftsaufgaben. *Zeitschrift für Europäisches Umwelt- und Planungsrecht (EurUP)* 2: 85-94.
- Moser, B., Jaeger, J. A. G., Tappeiner, U., Tasser, E., Eiselt, B. (2007). Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology* 22 (3): 447-459.
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P.J., Polasky, S., Ricketts, T. H., Rouget, M. (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21 (12): 681-687.
- Nationalpark Bayerischer Wald (2013). *Jahresbericht 2012*. Verfügbar unter: http://www.nationalpark-bayerischer-wald.de/doc/service/downloads/jahresbericht/jahresbericht_2012_ba.pdf (Zugriff am 24.05.2013).
- Natura 2000 Barometer (2013). *Natura 2000 sites*. Verfügbar unter: <http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/barometer/> (Zugriff 06.08.2013).
- Naturkapital Deutschland - TEEB DE (2012). *Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft*. München, Ifuplan, Leipzig, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Bonn, Bundesamt für Naturschutz.
- North, D. C. (1992). *Transaction costs, institutions, and economic performance*. International Center for Economic Growth Occasional papers 30. San Francisco, ICS Press.
- Oishi, S., Kesebir, S., Diener, E. (2011). Income inequality and happiness. *Psychological science* 22(9): 1095-1100.
- Olson, M. (1969). The Principle of Fiscal Equivalence - Division of Responsibilities among Different Levels of Government. *American Economic Review* 59(2): 479-487.
- Olson, M. (1992). *Die Logik des kollektiven Handelns: Kollektivgüter und die Theorie der Gruppen*. Tübingen, Mohr.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the Commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325 (5939): 419-422.
- Parkhurst, G. M., Shogren, J., Bastian, P., Kivi, J., Donner, J., Smith, R. B. W. (2002). Agglomeration Bonus: An Incentive Mechanism to Reunite Fragmented Habitat for Biodiversity Conservation. *Ecological Economics* 41: 305-328.
- Pearce, D. W., Moran, D. (1994). *The economic value of biodiversity*. London, Earthscan.
- Perman, R., Y. Ma, Common, M., Maddison, D., McGilvray, J. (2011). *Natural resource and environmental economics*. Harlow, Addison Wesley.
- Perner, A., Thöne, M. (2007): *Naturschutz im kommunalen Finanzausgleich – Anreize für eine nachhaltige Flächennutzung*. BfN-Skripten 192. Bonn, BfN.
- Pigou, A. C. (1920). *The economics of welfare*. London, Macmillan.
- Rawls, J. (1975). *Eine Theorie der Gerechtigkeit*. Frankfurt, Suhrkamp.
- Ring, I. (2002). Ecological public functions and fiscal equalisation at the local level in Germany. *Ecological Economics* 42(3): 415-427.
- Ring, I. (2004). Naturschutz in der föderalen Aufgabenteilung: Zur Notwendigkeit einer Bundeskompetenz aus ökonomischer Perspektive. *Natur und Landschaft* 79(11): 494-500.
- Ring, I. (2008a). Compensating municipalities for protected areas. Fiscal transfers for biodiversity conservation in Saxony, Germany. *GAIA* 17(S1): 143-151.
- Ring, I. (2008b). Integrating local ecological services into intergovernmental fiscal transfers: The case of the ecological ICMS in Brazil. *Land Use Policy* 25(4): 485-497.

- Rodríguez, J. P., Beard, T. D., Bennett, E. M., Cumming, G. S., Cork, S., Agard, J., Dobson, A. P., Peterson, G. D. (2006). Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11(1): 28.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1996). *Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen*. Wiesbaden, Sachverständigen Rat für Umweltfragen (SRU).
- Santos, R., Ring, I., Antunes, P., Clemente, O. (2012). Fiscal transfers for biodiversity conservation: The Portuguese Local Finances Law. *Land Use Policy* 29: 261-273.
- Schmeller, D., Gruber, B., Budrys, E., Framsted, E., Lengyel, S., Henle, K. (2008). National responsibilities in European species conservation: A methodological review. *Conservation Biology* 22(3): 593-601.
- Schmeller, D., Maier, A., Evans, D. Henle, K. (2010). National responsibilities for conserving habitats – a freely scalable method. *Nature Conservation* 3: 21-44.
- Scholz, R. (2011). *Environmental literacy in science and society: from knowledge to decisions*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Schröter-Schlaack, C., Ring, I., Möckel, S., Schulz-Zunkel, C., Lienhoop, N., Klenke, R., Lenk, T. (2013). *Assessment of existing and proposed policy instruments for biodiversity conservation in Germany - The role of ecological fiscal transfers*. Policymix Report 1/2013. Verfügbar unter: <http://policymix.nina.no/Publications/Reports.aspx> (Zugriff am 07.08.2013).
- Seitz, H. (2001). *Kurze Stellungnahme zur Frage von Naturschutz und Länderfinanzausgleich (LFA)*. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn. Europa-Universität, Frankfurt/Oder.
- Seitz, H. (2002). *Der Einfluss der Bevölkerungsdichte auf die Kosten der öffentlichen Leistungserstellung*. Berlin, Duncker & Humblot.
- Sen, A. K. (1977). Rational Fools – Critique of Behavioral Foundations of Economic Theory. *Philosophy and Public Affairs* 6(4): 317-344.
- Simon, H. (1955). A Behavioral Model of Rational Choice. *The Quarterly Journal of Economics* 69 (1). 99-118.
- Statistisches Bundesamt (2013): Daten zur Funktionsnummer 33, 331 und 332 von 2002-2010. Auf Anfrage zugesendet. Andere Daten verfügbar unter: <https://www.destatis.de/DE/Startseite.html> (Zugriff am 13.08.2013).
- Stavins, R. N. (1995). Transaction Costs and Tradeable Permits. *Journal of Environmental Economics and Management* 29(2): 133-148.
- TEEB (2010a). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. Verfügbar unter: <http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf> (Zugriff am 13.08.2013).
- TEEB (2010b). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Herausgegeben von Kumar, P.. London, Earthscan.
- TEEB (2011). *The economics of ecosystems and biodiversity in national and international policy making*. Herausgegeben von ten Brink, P.. London, Earthscan.
- ten Brink, P., Bassi, S., Badura, T., Gantioler, S., Kettunen, M., Mazza, L., Hart, K., Rayment, M., Pieterse, M., Daly, E., Gerdes, H., Lago, M., Lang, S., Markandya, A., Nunes, P., Ding, H., Tinch, R., Dickie, I. (2011). *The Economic benefits of the Natura 2000 Network. Synthesis Report*. Brussels, EU.
- Tiebout, C.M. (1956). A pure theory of local expenditures. *Journal of Political Economy* 64: 416-424.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.

- Turner, R. K., Daily, G. C. (2008). The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resource Economics* 39: 25-35.
- Unnerstall, H. (2004). Rechtliche Grundlagen gegenwärtiger und zukünftiger ökonomischer Instrumente im Naturschutz und in der Flächenhaushaltspolitik. In: Döring, R., Rühls, M. (Hrsg.), *Ökonomische Rationalität und praktische Vernunft. Gerechtigkeit, Ökologische Ökonomie und Naturschutz*. Würzburg, Verlag Königshausen und Neumann: 249-274.
- Urfei, G. (2002). Regionale Verteilung von Schutzgebieten in Deutschland. Eine empirisch gestützte Bewertung der räumlichen Implikationen des Natur- und Landschaftsschutzes per Ordnungsrecht. *Agrarwirtschaft* 51(5): 249-258.
- Vogelschutz-Richtlinie (VRL). Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. Amtsblatt Nr. L 103 vom 25/04/1979 S. 0001 - 0018. Verfügbar unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31979L0409:DE:HTML> (Zugriff am 14.07.2013).
- Wätzold, F. (2008). *Der Effizienzgedanke im Naturschutz. Grundlegende Überlegungen und Überblick über das Skript*. Hampicke, U., Wätzold, F. (Hrsg.). Ökonomische Effizienz im Naturschutz. Beiträge zur Tagung „Workshopreihe ‚Naturschutz und Ökonomie‘, Teil II: Effizienz“ an der Internationalen Naturschutzakademie, Insel Vilm vom 10.-13. Oktober 2006. Bonn, BfN: 9-18.
- WWF (2005): *EU-Förderung für die Umwelt - Ein Handbuch für den Programmplanungszeitraum 2007–2013*. Frankfurt, WWF.

Anhang

Indikatorenspiegel zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt

Indikator	Gemessene oder beobachtete Größe	Letzter berichteter Wert	Ziel/ Zielwert	Status	Trend	Indikatoren-system	Kernaussage
Komponenten der biologischen Vielfalt							
Artenvielfalt und Landschaftsqualität	Index (Maßzahl in %) über die bundesweiten Bestandsgrößen von 59 repräsentativen Vogelarten in sechs Hauptlebensraum- und Landschaftstypen	69 % (Stand: 2008)	100 % im Jahr 2015	—	~	NHS, KIS, LIKI, SEBI	Die Indikatorwerte liegen nach wie vor weit vom Zielwert entfernt. Einzig der Teilindikator für die Wälder liegt knapp über 80 % und damit in der Nähe des Zielbereiches. Bei gleich bleibender Entwicklung kann das Ziel von 100 % im Jahr 2015 nicht ohne erhebliche zusätzliche Anstrengungen von Bund, Ländern und auf kommunaler Ebene in möglichst allen betroffenen Politikfeldern erreicht werden.
Gefährdete Arten	Index (Maßzahl in %) über die Einstufung von Arten ausgewählter Artengruppen in die Rote-Liste-Kategorien bundesweiter Roter Listen	23 % (Stand: 2009)	16 % im Jahr 2020	—	—	KIS, SEBI	Für das Jahr 2009 beträgt der vorläufig nur für die Gruppe der Wirbeltiere ohne die Meeresfische berechnete Indikatorwert 23 %. Um den Zielwert von 16 % bis 2020 zu erreichen, sind große Anstrengungen im Artenschutz notwendig.
Erhaltungszustand der FFH-Lebensräume und FFH-Arten	Index (Maßzahl in %) über die Bewertungen des Erhaltungszustands der Lebensraumtypen des Anhangs I und der Arten der Anhänge II, IV und V der FFH-Richtlinie in den biogeographischen Regionen in Deutschland	48 % (Stand: 2001-2006)	80 % im Jahr 2020	—	—	SEBI	Für die letzte Berichtsperiode (2001-2006) beträgt der Indikatorwert 48 %. Er liegt noch weit vom Zielwert entfernt. Bei einem Großteil der Schutzgüter sind daher erhebliche Anstrengungen erforderlich, um deren Erhaltungszustand zu verbessern.
Invasive Arten	Anzahl der Arten der Schwarzen Liste invasiver Arten getrennt nach der Aktions- und der Managementliste	6/40 Arten (Stand: 2010)	Keine weitere Zunahme der gelisteten Arten	—	—	KIS, SEBI	In 2010 gefährden 40 Arten der vorläufigen Managementliste der Schwarzen Liste invasiver Arten die biologische Vielfalt. Gegen sechs Arten der vorläufigen Aktionsliste sind Sofortmaßnahmen zu ergreifen.
Gebietsschutz	Flächenanteil streng geschützter Gebiete (Naturschutzgebiete, Nationalparke) an der Landfläche Deutschlands	4,1 % (Stand: 2008)	—	—	↗	KIS, LIKI, SEBI	Der Flächenanteil streng geschützter Gebiete ist von 2000 bis 2008 von 3,2 % auf 4,1 % der Landfläche Deutschlands gestiegen.
Ökologischer Gewässerzustand	Anteil der Wasserkörper der Flüsse, Bäche, Seen, Übergangs- und Küstengewässer, die sich in einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand befinden, an der Gesamtanzahl aller bewerteten Wasserkörper	10 % (Stand: 2009)	100 % im Jahr 2015	—	—	LIKI, SEBI	Nur 10 % der Wasserkörper befanden sich im Jahr 2009 in einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand. Die häufigsten Ursachen für Beeinträchtigungen sind Veränderungen der Gewässerstruktur und hohe Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft.
Zustand der Flussauen	Index (Maßzahl in %) über die Bewertungen des Auenzustands von 79 im Auenzustandsbericht erfassten Flussauen	19 % (Stand: 2009)	29 % im Jahr 2020	—	—	—	Die größeren Flussauen in Deutschland sind insgesamt stark beeinträchtigt (Indikatorwert im Jahr 2009 beträgt 19 %). Um die biologische Vielfalt in Flussauen zu schützen und zu entwickeln, bedarf es auch künftig großer Anstrengungen.
Siedlung und Verkehr							
Flächeninanspruchnahme	Durchschnittliche Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche in ha pro Tag (gleitendes Vierjahresmittel)	94 ha (Stand: 2009)	30 ha im Jahr 2020	—	↗	NHS, KIS, LIKI	Das gleitende Vierjahresmittel ist von 129 ha pro Tag im Jahr 2000 auf 94 ha pro Tag im Jahr 2009 gesunken. Trotz des positiven Trends ist der aktuelle Wert noch sehr weit vom Zielwert entfernt. Daher müssen Instrumente zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme gestärkt und konsequent angewandt werden.
Landschaftszerschneidung	Flächenanteil unzerschnittener verkehrsarmer Räume $\geq 100 \text{ km}^2$ (UZVR) an der Landfläche Deutschlands und effektive Maschenweite (M_{eff})	25,4 % (Stand: 2005)	Keine Veränderung gegenüber 2005	—	—	KIS, LIKI, SEBI	Der Flächenanteil der UZVR $\geq 100 \text{ km}^2$ ist zwischen 2000 und 2005 von 26,5 % auf 25,4 % gesunken, die effektive Maschenweite (M_{eff}) von 84 km^2 auf 81 km^2 . Künftig soll der Schwerpunkt der Investitionen auf das Netz bestehender Verkehrsachsen gelegt werden.

Indikator	Gemessene oder beobachtete Größe	Letzter berichteter Wert	Ziel/ Zielwert	Status	Trend	Indikatoren-system	Kernaussage
Wirtschaftliche Nutzungen							
Agrarumweltmaßnahmen	Gesamtfläche der durch Agrarumweltmaßnahmen geförderten Flächen und Höhe der dafür gewährten Finanzmittel	4,8 Mio. ha 603 Mio. € (Stand: 2007)	–	–	–	KIS	Nach einem leichten Anstieg während der vergangenen Förderperiode zeichnet sich in der aktuellen Förderperiode ein Rückgang der Fördermittel ab. Künftig muss die Förderung verstärkt auf den Schutz und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt ausgerichtet werden.
Ökologischer Landbau	Anteil der Flächen mit ökologischem Landbau an der landwirtschaftlich genutzten Fläche	5,6 % (Stand: 2009)	20 % ohne Zieljahr	–	↗	NHS, KIS, LIKI, SEBI	Zwar nehmen die Flächen mit ökologischem Landbau kontinuierlich zu (5,6 % Flächenanteil im Jahr 2009). Das 20 %-Ziel ist jedoch bei weitem noch nicht erreicht. Es ist beabsichtigt, die Rahmenbedingungen für den Umstieg auf den ökologischen Landbau so zu gestalten, dass in den nächsten Jahren die Fläche des ökologischen Landbaus auf 20 % der LF steigen kann.
Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert	Anteil der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert (HNV Farmland, High Nature Value Farmland) an der gesamten Landwirtschaftsfläche	13,0 % (Stand: 2009)	19 % im Jahr 2015	–	–	SEBI	Im Jahr 2009 betrug der Anteil der Landwirtschaftsflächen mit äußerst hohem Naturwert 2,2 %, mit sehr hohem Naturwert 4,5 % und mit mäßig hohem Naturwert 6,3 % (HNV-Farmland-Flächen mit einem Gesamtanteil von 13,0 %). Um das Ziel bis zum Jahr 2015 zu erreichen, müssen gezielt Maßnahmen zur Förderung der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft ergriffen werden.
Genetische Vielfalt in der Landwirtschaft	Prozentualer Anteil gefährdeter einheimischer Nutztierassen der Pferde, Rinder, Schweine, Schafe und Ziegen	83 % (Stand: 2010)	Verringerung der Gefährdung der Nutztierassen	–	–	SEBI	Der Anteil gefährdeter einheimischer Rassen (BEO, ERH, PERH) ist im Jahr 2010 mit etwas mehr als 83 % sehr hoch. Es müssen gezielt Maßnahmen zur Verringerung der Gefährdungssituation ergriffen werden.
Gentechnik in der Landwirtschaft	Für den Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen (GVP) gemeldete Flächen	0 ha (Stand: 2009)	–	–	–	KIS, LIKI	Nach kontinuierlichem Zuwachs in den Jahren 2005 bis 2008 sind die GVP-Anbauflächen im Jahr 2009 aufgrund des Ruhens der Zulassung von Bt-Mais der Sorte MON 810 wieder auf Null gesunken.
Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft	Differenz zwischen Stickstoffflüssen in die Landwirtschaft und Stickstoffflüssen aus der Landwirtschaft (Gesamtbilanz)	105 kg/ha*a (Stand: 2007)	80 kg/ha*a im Jahr 2010	–	↗	NHS, KIS, LIKI, SEBI	Von 1991 bis 2007 ist der Stickstoffüberschuss von 132 kg/ha und Jahr auf 105 kg/ha und Jahr gesunken (gleitendes Dreijahresmittel). Der aktuelle Wert liegt noch weit über dem angestrebten Zielwert von 80 kg/ha und Jahr.
Eutrophierende Stickstoffeinträge	Flächenanteil ohne Überschreitungen ökosystem-spezifischer Belastungsgrenzen für eutrophierende Stickstoffeinträge (Critical Loads of Nutrient Nitrogen)	4,3 % (Stand: 2004)	100 % im Jahr 2020	–	–	KIS, SEBI	Im Jahr 2004 wurden nur auf 4,3 % der bewerteten Flächen empfindlicher Ökosysteme die Belastungsgrenzen eingehalten. Während luftgetragene Stickstoffeinträge aus Verkehr und Industrie von 1990 bis 2004 abgenommen haben, weisen die Ammoniakemissionen und daraus folgende Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft bislang keinen Abwärtstrend auf.
Nachhaltige Forstwirtschaft	Anteil der nach PEFC bzw. FSC zertifizierten Waldflächen an der gesamten Waldfläche	69 % / 4 % (Stand: 2009)	80 % im Jahr 2010	+	↗	KIS	Im Jahr 2009 waren 69 % der Waldfläche nach PEFC und 4 % der Waldfläche nach FSC zertifiziert. Der Gesamtwert liegt in der Nähe des Zielbereiches. Um das Ziel von 80 % zu erreichen, bedarf es weiterer Zertifizierungen nach hochwertigen ökologischen Standards.
Klimawandel							
Klimawandel und Frühlingsbeginn	Verschiebung des Beginns der Apfelblüte infolge des Klimawandels (deutschlandweiter Mittelwert des Termins für den Beginn der Apfelblüte)	20. April (Stand: 2009)	Keine weitere Verfrühung des Beginns des phänologischen Vollfrühlings	–	↘	KIS, LIKI	Seit dem Ende der 1980er Jahre zeigt sich eine deutliche Verfrühung des Beginns des phänologischen Vollfrühlings. Dieser Termin fiel im Jahr 2009 auf den 20. April und lag damit nur einen Tag nach dem frühesten Blütebeginn im Bilanzierungszeitraum von 1951 bis 2009.
Gesellschaftliches Bewusstsein							
Bewusstsein für biologische Vielfalt	Anteil der deutschsprachigen Wohnbevölkerung über 18 Jahre, der in Bezug auf die biologische Vielfalt in den drei Teilbereichen „Wissen“, „Einstellung“ und „Verhaltensbereitschaft“ bestimmte Mindestanforderungen erfüllt	22 % (Stand: 2009)	75 % im Jahr 2015	–	–	SEBI	Im Jahr 2009 haben 22 % der Bevölkerung ein mindestens ausreichendes Bewusstsein für die biologische Vielfalt. Da der aktuelle Wert noch sehr weit vom Zielwert entfernt liegt, muss die Bedeutung biologischer Vielfalt verstärkt zielgruppengerecht vermittelt werden.

Legende zum Status

	Zielerreichungsgrad ≥ 90 %	Der aktuelle Wert liegt innerhalb des Zielbereiches.
	Zielerreichungsgrad 80 % bis < 90 %	Der aktuelle Wert liegt in der Nähe des Zielbereiches.
	Zielerreichungsgrad 50 % bis < 80 %	Der aktuelle Wert liegt noch weit vom Zielbereich entfernt.
	Zielerreichungsgrad < 50 %	Der aktuelle Wert liegt noch sehr weit vom Zielbereich entfernt.

Legende zum Trend

	Statistisch signifikanter Trend hin zum Ziel bzw. Zielwert
	Kein statistisch signifikanter Trend feststellbar (keine Signifikanz für ansteigenden oder abfallenden Trend)
	Statistisch signifikanter Trend weg vom Ziel bzw. Zielwert

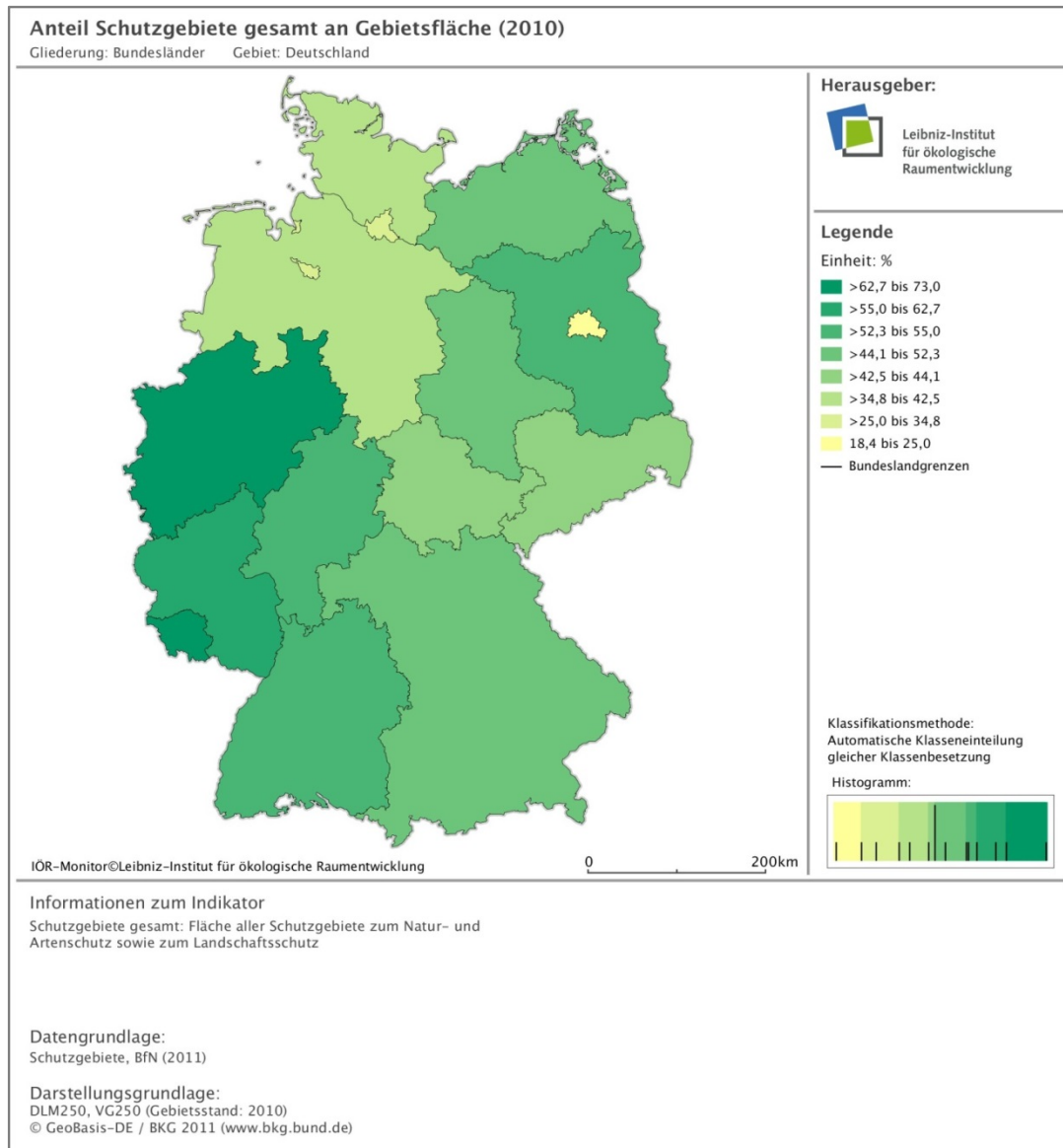
Legende zu den Indikatorensystemen

SEBI	<i>Streamlining European Biodiversity Indicators</i>
NHS	Nationale Nachhaltigkeitsstrategie
KIS	Kernindikatorensystem Umwelt
LIKI	Länderinitiative Kernindikatoren (umweltbezogene Nachhaltigkeitsindikatoren)

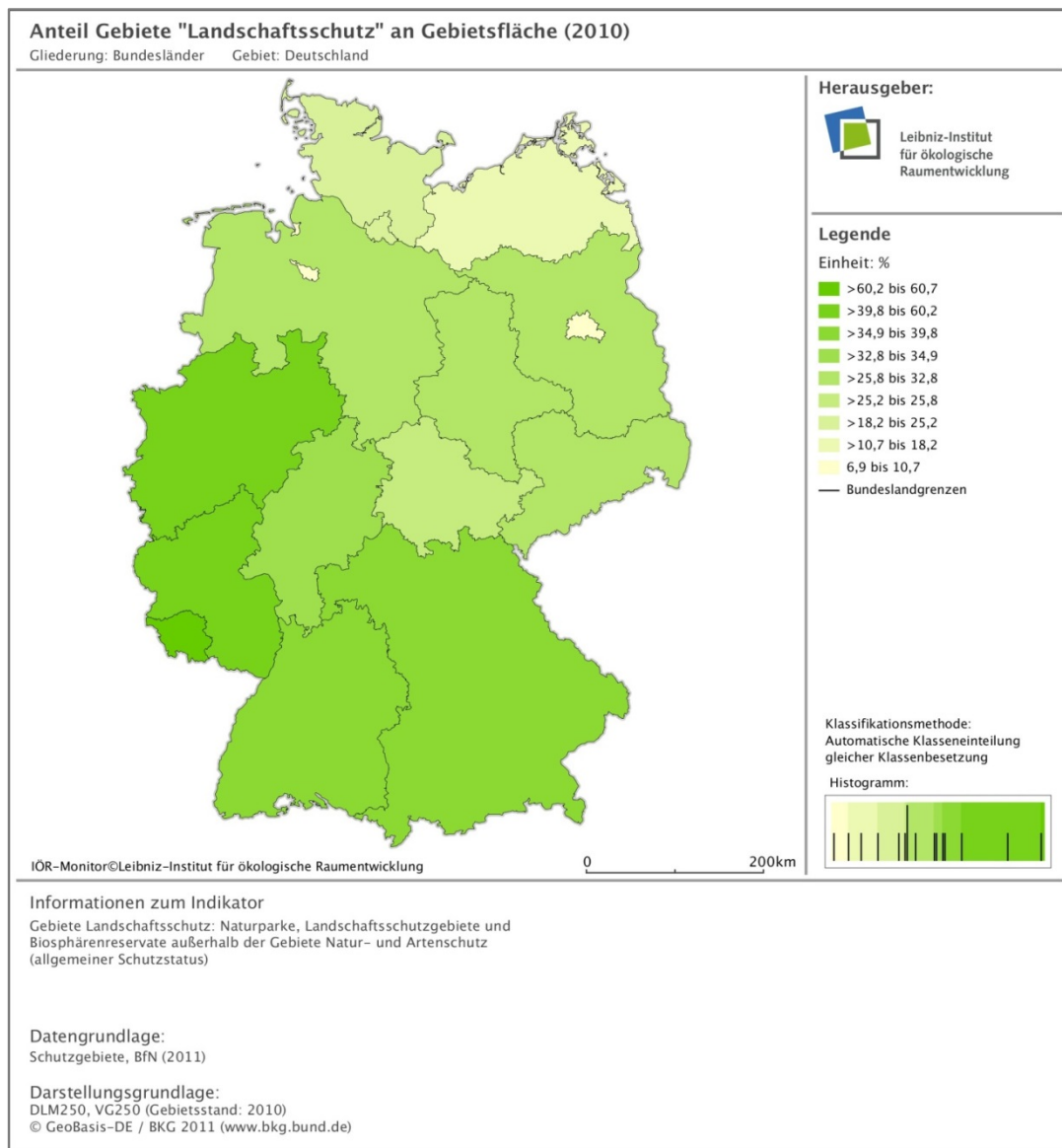
Einzelne Indikatoren wurden aus bestehenden Indikatorensystemen ggf. in modifizierter Form übernommen.

Quelle: BMU (2010: 77ff.).

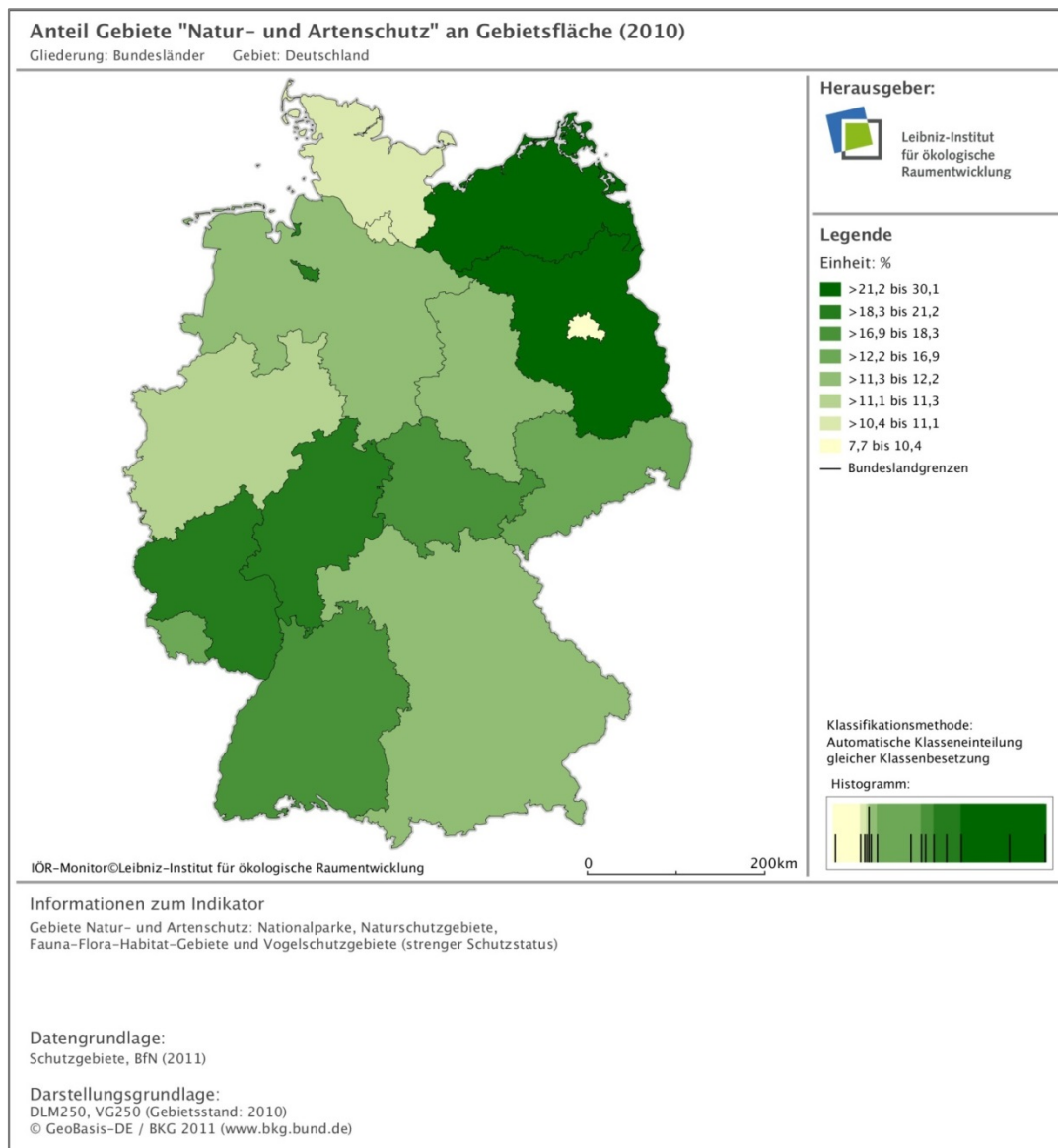
Anteilige Schutzgebietsfläche



Quelle: IÖR (2013: <http://www.ioer-monitor.de/karten/karten/>).

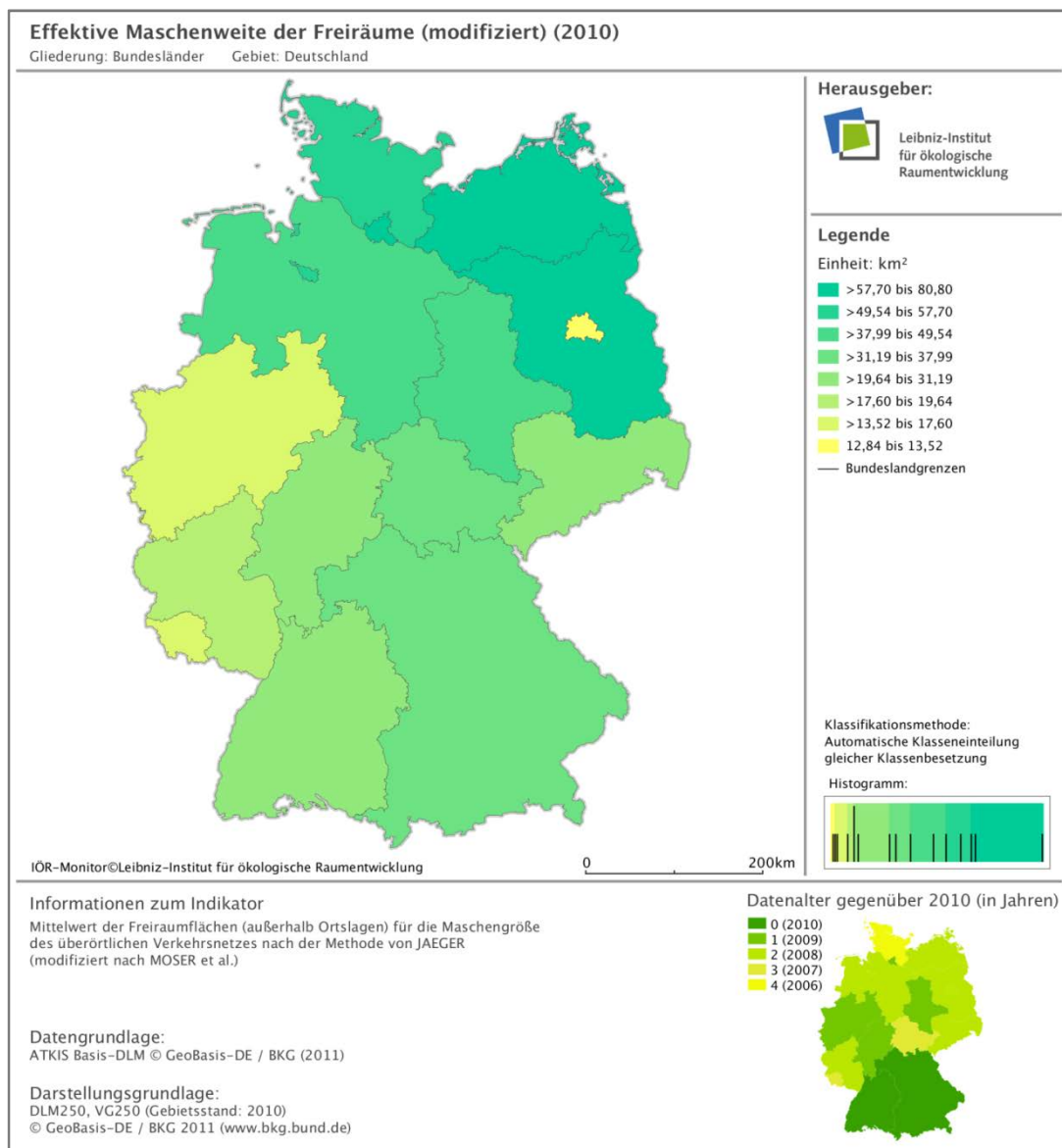


Quelle: IÖR (2013: <http://www.ioer-monitor.de/karten/karten/>).



Quelle: IÖR (2013: <http://www.ioer-monitor.de/karten/karten/>).

Effektive Maschenweite



Quelle: IÖR (2013: <http://www.ioer-monitor.de/karten/karten/>).

Das verwendete Modell:

Finanzkraftmesszahl

$$FK_{Li} = \sum \text{Steuern}_{Li} + \sum_{k=1}^n 0,64 * \text{Steuern}_{Ki}$$

mit:

FK_{Li} : Finanzkraftmesszahl Bundesland i

Steuern_{Li} : Steuerneinnahmen Bundesland i

Steuern_{Ki} : Steuereinnahmen der Kommunen k in Bundesland i

(vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013: 62).

Ausgleichsmesszahl

$$AM_{Li} = \underbrace{\frac{\sum_{i=1}^{16} \text{Steuern}_{Li}}{\sum_{i=1}^{16} g_1 EW_{Li}} * g_1 EW_{Li}}_{\text{Ausgleichsmesszahl auf Landesebene}} + \underbrace{\frac{\sum_{j=1}^m \text{Steuern}_{Kj}}{\sum_{j=1}^m g_2 EW_{Kj}} * g_2 EW_{Ki}}_{\text{Ausgleichsmesszahl auf kommunaler Ebene}}$$

Ausgleichsmesszahl auf Landesebene

Ausgleichsmesszahl auf kommunaler Ebene

mit:

AM_{Li} : Ausgleichsmesszahl Bundesland i

Steuern_{Li} : Steuerneinnahmen des Bundesland i

EW_{Li} : Einwohnerzahl Bundesland i

g_1 : Gewichtungsfaktor für Stadtstaaten 1,35, andere Länder 1,0

Steuern_{Kj} : Steuereinnahmen der Kommunen j im Bundesgebiet

EW_{Kj} : Einwohnerzahl der Kommunen j im Bundesgebiet

EW_{Ki} : Einwohnerzahl aller Kommunen k in Bundesland i

g_2 : Gewichtungsfaktor für 1,35 Stadtstaaten, 1,05 MV, 1,03 BB, 1,02 ST und 1,0 andere Länder

(vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013: 62).

Abstrakte Mehrbedarfe für Umwelt- und Naturschutz

$$\text{Mehrbedarf}_{Land i} = \left(\frac{\text{Ausgaben}_{Land i}}{EW_{Land i}} - \frac{\sum_{i=1}^{16} \text{Ausgaben}_{Land i}}{\sum_{i=1}^{16} EW_{Land i}} \right) * EW_{Land i}$$

Mit:

Ausgaben = Nettoausgaben Umwelt – und Naturschutz

EW = Einwohner

Naturschutzfaktor

$$\text{Naturschutzfaktor} = 1 + \left(\frac{\text{MaßnahmenBundesland}}{\text{Durchschnitt der Maßnahmen aller Bundesländer}} - 1 \right) * 0,1$$

(vgl. Schröter-Schlaack et al. 2013: 57).

Ökologische Modifikation der Einwohnerzahlen

$$AM_{Li} = \frac{\sum_{i=1}^{16} \text{Steuern}_{Li}}{\sum_{i=1}^{16} g_1 EW_{Li}} * g_1 EW_{Li} + \frac{\sum_{j=1}^m \text{Steuern}_{Kj}}{\sum_{j=1}^m g_2 * g_{ök} * EW_{Kj}} * g_2 * g_{ök} * EW_{Ki} \quad (4.5)$$

mit:

AM_{Li} Ausgleichsmesszahl Bundesland i

Steuern_{Li} Steuerneinnahmen des Bundesland i

EW_{Li} Einwohnerzahl Bundesland i

g_1 Gewichtungsfaktor für Stadtstaaten 1,35, andere Länder 1,0

Steuern_{Kj} Steuereinnahmen der Kommunen j im Bundesgebiet

EW_{Kj} Einwohnerzahl der Kommunen j im Bundesgebiet

EW_{Ki} Einwohnerzahl aller Kommunen k in Bundesland i

g_2 Gewichtungsfaktor für 1,35 Stadtstaaten, 1,05 MV, 1,03 BB, 1,02 ST und 1,0 andere Länder

$g_{ök}$ Einwohnergewichtung durch Naturschutzfaktor

Mikropaneldatensatz

LAND.name	LAND	Jahr	NatSch.Ausg	NatSch.schw	NatSch.st	NatSch.ges	EW Dichte	Landesflaeche	AnteilNatSch.ges	AnteilNatSch.st	AnteilNatSch.schw	Ausgaben.Kopf	NatSch.Kopf.schw	NatSch.Kopf.st	NatSch.Kopf.ges
			Mill. €	km²	km²	km²	EW/km²	km²	%	%	%	€/Kopf	M²/Kopf	m²/Kopf	m²/Kopf
BW	1	2010	205	12623	6266	18886	301	35748	53	18	35	19	1173	582	1755
BW	1	2008	196	12334	6249	18582	301	35748	52	17	35	18	1146	581	1727
BW	1	2006	208	12877	4743	17620	300	35748	49	13	36	19	1201	442	1643
BY	2	2010	392	25136	8048	33184	178	70542	47	11	36	31	2002	641	2643
BY	2	2008	378	24642	8003	32645	177	70542	46	11	35	30	1974	641	2615
BY	2	2006	420	24760	8001	32761	177	70542	46	11	35	34	1983	641	2624
BB	3	2010	158	7763	7874	15631	85	29654	53	27	26	63	3080	3124	6201
BB	3	2008	148	7654	7863	15518	86	29654	52	27	26	58	3001	3083	6085
BB	3	2006	162	7659	7862	15521	86	29654	52	27	26	64	3003	3083	6086
HE	4	2010	164	7144	4480	11612	287	21115	55	21	34	27	1179	739	1916
HE	4	2008	184	7142	4468	11610	287	21115	55	21	34	30	1179	737	1916
HE	4	2006	142	7988	4468	12456	288	21115	59	21	38	23	1314	735	2048
MV	5	2010	174	3269	7006	10276	71	23272	44	30	14	105	1978	4240	6219
MV	5	2008	167	3275	6988	10263	72	23272	44	30	14	100	1955	4170	6125
MV	5	2006	132	3775	4940	8715	73	23272	37	21	16	78	2222	2908	5130
NI	6	2010	112	12479	5512	17991	166	47777	38	12	26	14	1573	695	2268
NI	6	2008	92	12446	5460	17907	167	47777	37	11	26	12	1560	684	2244
NI	6	2006	80	12592	4940	17532	168	47777	37	10	26	10	1569	615	2184
NW	7	2010	332	17588	3820	21408	523	34113	63	11	52	19	986	214	1200
NW	7	2008	216	17529	3729	21259	526	34113	62	11	51	12	977	208	1185
NW	7	2006	426	16775	3616	20391	529	34113	60	11	49	24	930	200	1130
RP	8	2010	146	7984	3899	11883	202	19852	60	20	40	36	1991	972	2963
RP	8	2008	138	7575	3819	11394	203	19852	57	19	38	34	1880	948	2827
RP	8	2006	142	7675	3485	11160	204	19852	56	18	39	35	1895	861	2756

SL	9	2010	36	1561	317	1877	396	2571	73	12	61	35	1533	311	1844
SL	9	2008	33	1548	315	1864	401	2571	73	12	60	32	1501	306	1808
SL	9	2006	95	1387	308	1695	406	2571	66	12	60	91	1329	295	1624
SN	10	2010	132	5200	2935	8135	225	18449	44	16	28	32	1253	707	1960
SN	10	2008	140	5171	2935	8106	228	18449	44	16	28	33	1229	698	1927
SN	10	2006	126	5109	2934	8043	231	18449	44	16	28	30	1199	688	1887
ST	11	2010	140	6742	2400	9142	114	20556	44	12	33	60	2877	1024	3901
ST	11	2008	86	6437	2397	8834	116	20556	43	12	31	36	2700	1005	3705
ST	11	2006	141	6386	2385	8771	119	20556	43	12	31	58	2611	975	3586
SH	12	2010	98	3804	1740	5544	179	15805	35	11	24	35	1345	615	1960
SH	12	2008	100	3786	1655	5441	179	15805	34	10	24	35	1338	585	1923
SH	12	2006	134	3510	1654	5164	179	15805	33	10	22	47	1241	585	1825
TH	13	2010	130	4141	2756	6898	138	16202	43	17	26	58	1852	1233	3085
TH	13	2008	118	3543	2752	6295	140	16202	39	17	22	52	1562	1213	2775
TH	13	2006	120	3233	2751	5984	143	16202	37	17	20	52	1395	1187	2583
BE	14	2010	118	96	69	164	3881	891	18	8	11	34	28	20	47
BE	14	2008	86	84	69	153	3849	891	17	8	9	25	24	20	45
BE	14	2006	116	84	69	153	3818	891	17	8	9	34	25	20	45
HB	15	2010	56	29	76	105	1576	413	25	18	7	86	45	117	161
HB	15	2008	55	32	94	125	1637	413	30	23	8	81	47	139	185
HB	15	2006	31	31	94	125	1642	413	30	23	8	46	46	139	184
HH	16	2010	106	139	81	219	2365	753	29	11	18	60	78	45	123
HH	16	2008	80	139	79	218	2346	753	29	10	19	45	79	45	123
HH	16	2006	89	141	78	219	2322	753	29	10	19	51	81	45	125

Variablen:

Land.name: Abkürzung Bundesland
Land: laufende Nummer Bundesland
Jahr: Jahreszahl
NatSch.Ausg: Nettoaussgaben Umwelt- und Naturschutz in Mio. €
 (Quelle: Stat. Bundesamt 2013)
NatSch.schw: „Landschaftsschutz“-Gebietsfläche
 in km² (Quelle: IÖR 2013)
NatSch.st: „Arten- und Naturschutz“-Gebietsfläche
 in km² (Quelle: IÖR: 2013)
NatSch.ges: „Schutzgebietsfläche“ gesamt in km²
 (Quelle: IÖR: 2013)
Einwohnerdichte: Einwohner pro km² (Quelle: Stat. Bundesamt 2013)
Landesfläche: Gebietsfläche Bundesland in km² (Quelle: IÖR: 2013)

AnteilNatSch.st: Anteil „Natur- und Artenschutz“-fläche an Landesfläche in %
 (Quelle: IÖR 2013)
AnteilNatSch.schw: Anteil „Landschaftsschutzfläche“ an Landesfläche
 in % (Quelle: IÖR 2013)
Ausgaben.Kopf: Nettoaussgaben Umwelt- und Naturschutz pro Kopf (Quelle:
 Stat. Bundesamt 2013)
NatSch.Kopf.schw: Fläche „Landschaftsschutz“ in m² pro Kopf (Quelle: IÖR
 2013; Stat. Bundesamt 2013)
NatSch.Kopf.st: Fläche „Natur- und Artenschutz“ in m² pro Kopf (Quelle:
 IÖR 2013; Stat. Bundesamt 2013)
NatSch.Kopf.ges: Fläche „Schutzgebiete gesamt“ in m² pro Kopf (Quelle:
 IÖR 2013; Stat. Bundesamt 2013)

Ökonometrische Analyse

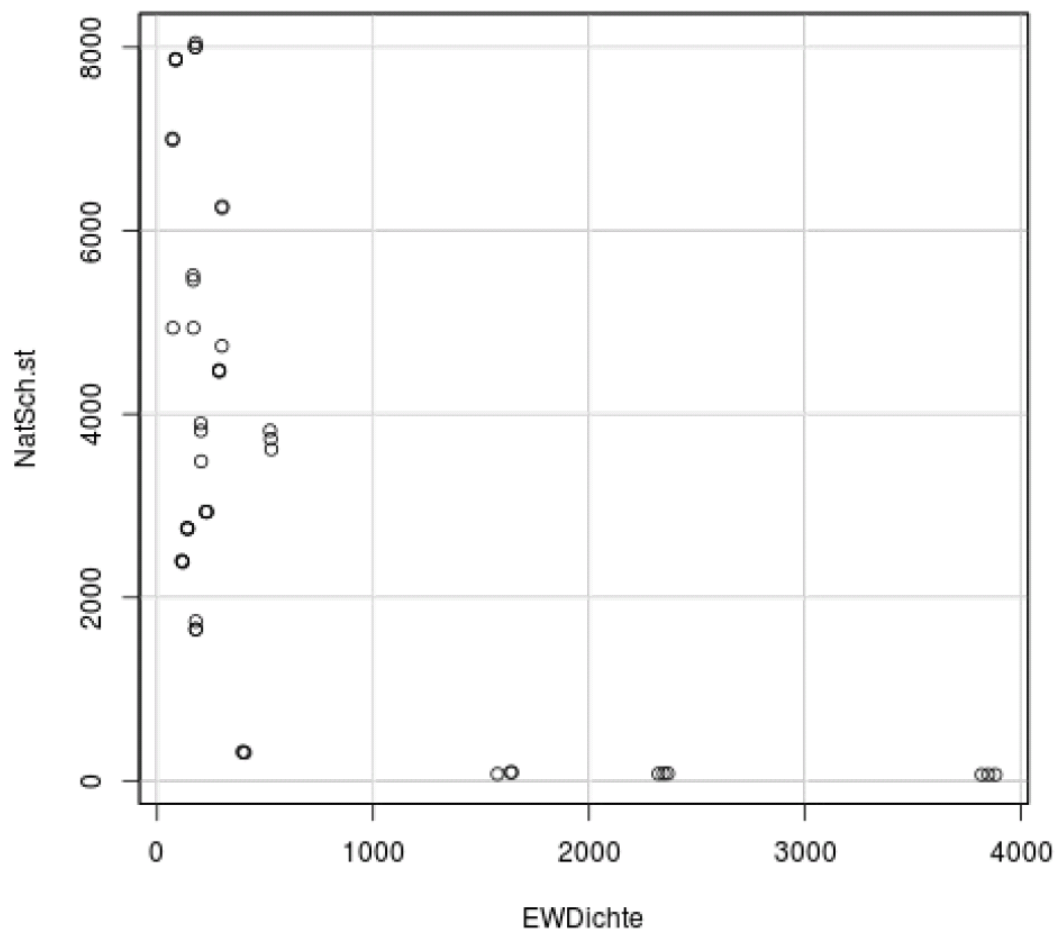
RKward output initialized on Sun Aug 11 16:13:55 2013

```
## Eine ökonometrische Mikropanel-Analyse des Zusammenhang von
'Natur- und Artenschutzgebieten im km2' und Einwohnerdichte entlang
der Bundesländer (n=16) in drei Perioden (2006,2008,2010)

## #Zum Vorgehen vgl. Torres-Reyna, O. (2011): Getting Started in
Fixed/Random Effects Models using R. Verfügbar unter:
http://dss.princeton.edu/training/Panel101R.pdf (Zugriff 11.08.2013).

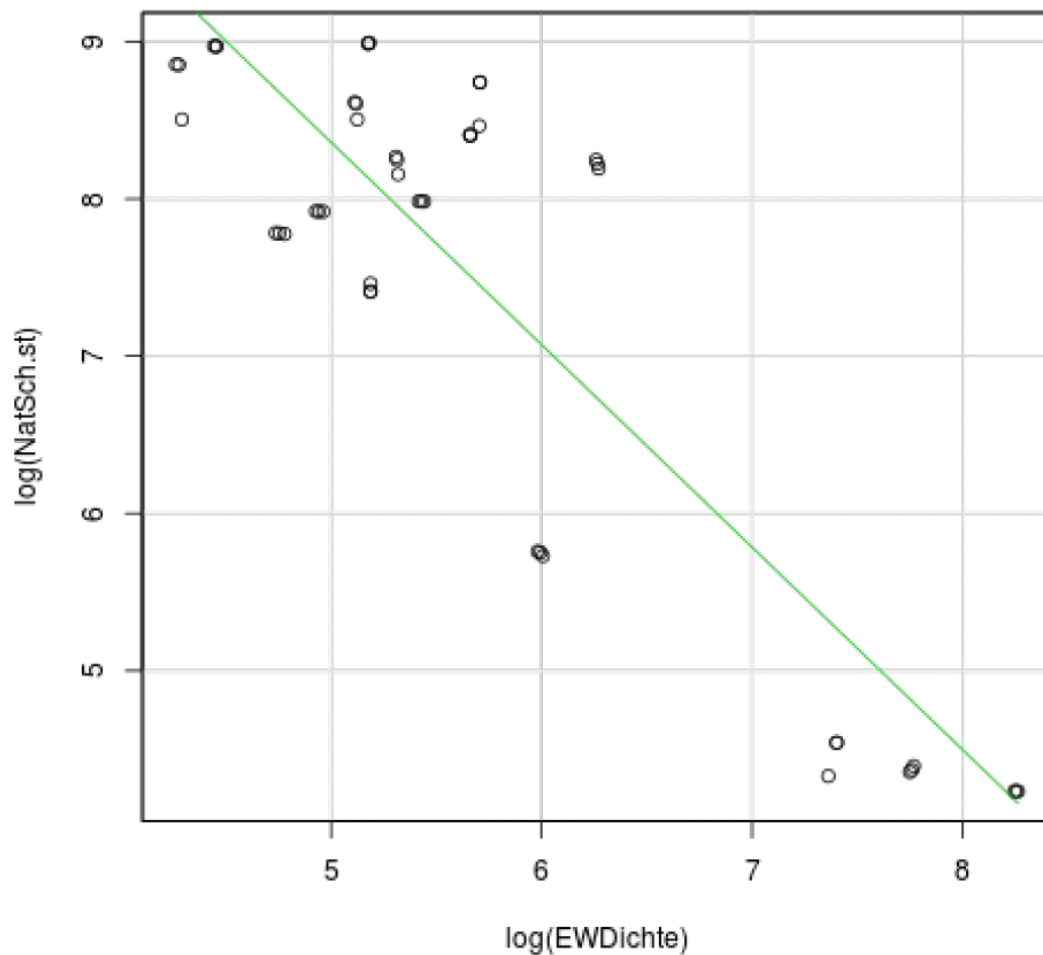
## #1 Grafische Darstellung der Beobachtungen

> scatterplot(NatSch.st~EWDichte, meine.daten, boxplot=FALSE,
reg.line=FALSE, smooth=FALSE)
```



```
## #1.1 Die grafische Darstellung lässt einen logarithmischen
Zusammenhang vermuten
```

```
> scatterplot(log(NatSch.st)~log(EWDichte), meine.daten,
boxplot=FALSE, smooth=FALSE)
```



#1.2 Ein Log-Log Zusammenhang scheint grafisch vorzuliegen

#2 Ein Vergleich von lin-lin, lin-log, log-lin und log-log Modell-Spezifikationen für das Jahr 2010 zeigt: ...

#2.1 lin-lin

```
> summary(lm(NatSch.st~EWDichte, meine.daten, subset=(Jahr==2010)))
```

Call:

```
lm(formula = NatSch.st ~ EWDichte, data = meine.daten, subset =
(Jahr ==
2010))
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3690.4	-1755.4	-200.6	1682.0	3697.9

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	4629.8604	685.1463	6.757	9.21e-06 ***
EWDichte	-1.5719	0.5598	-2.808	0.014 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 2297 on 14 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.3603, Adjusted R-squared: 0.3146

F-statistic: 7.885 on 1 and 14 DF, p-value: 0.01396

#2.2 lin-log

```
> summary(lm(NatSch.st~log(EWDichte), meine.daten,
subset=(Jahr==2010)))
```

Call:

```
lm(formula = NatSch.st ~ log(EWDichte), data = meine.daten, subset =
(Jahr ==
2010))
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2832.5	-1407.0	322.5	1024.1	3563.6

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	13135.2	2656.2	4.945	0.000215	***
log(EWDichte)	-1669.5	455.4	-3.666	0.002541	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 2051 on 14 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.4898, Adjusted R-squared: 0.4534

F-statistic: 13.44 on 1 and 14 DF, p-value: 0.002541

#2.3 log-lin

```
> summary(lm(log(NatSch.st)~EWDichte, meine.daten,
subset=(Jahr==2010)))
```

Call:

```
lm(formula = log(NatSch.st) ~ EWDichte, data = meine.daten, subset =
(Jahr ==2010))
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.0478	-0.4666	0.3245	0.6460	1.1834

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	8.347140	0.292490	28.538	8.31e-14 ***
EWDichte	-0.001365	0.000239	-5.711	5.38e-05 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.9804 on 14 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.6997, Adjusted R-squared: 0.6782

F-statistic: 32.61 on 1 and 14 DF, p-value: 5.382e-05

#2.3 log-log

```
> summary(lm(log(NatSch.st)~log(EWDichte), meine.daten,
subset=(Jahr==2010)))
```

Call:

```
lm(formula = log(NatSch.st) ~ log(EWDichte), data = meine.daten,
subset = (Jahr == 2010))
```

Residuals:

	Min	1Q	Median	3Q	Max
	-1.34130	-0.58019	-0.01385	0.50095	1.50961

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	14.8802	1.1208	13.276	2.53e-09 ***
log(EWDichte)	-1.3007	0.1921	-6.769	9.03e-06 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.8654 on 14 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.766, Adjusted R-squared: 0.7493

F-statistic: 45.83 on 1 and 14 DF, p-value: 9.031e-06

#2.4 ... dass, die Einwohnerdichte in allen Modellen signifikant negativ korreliert mit 'Natur- und Artenschutzgebieten' ist. Die log-log Spezifikation hat den höchsten Erklärungsgehalt.

#3 Zur Kontrolle auf individuelle Unterschiede gibt es fixed-effects und random-effects Modelle

#3.1 Fixed-Effects Modell

```
> fixed<-plm(log(NatSch.st)~log(EWDichte), meine.daten,
model="within", index=c("LAND", "Jahr"))
```

```
> summary(fixed)
```

Oneway (individual) effect Within Model

Call:

```
plm(formula = log(NatSch.st) ~ log(EWDichte), data = meine.daten,
     model = "within", index = c("LAND", "Jahr"))
```

Balanced Panel: n=16, T=3, N=48

Residuals :

Min.	1st Qu.	Median	3rd Qu.	Max.
-0.23100	-0.00202	0.00024	0.02210	0.11600

Coefficients :

	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)
log(EWDichte)	-0.078595	1.168453	-0.0673	0.9468

Total Sum of Squares: 0.18107

Residual Sum of Squares: 0.18104

R-Squared : 0.00014593

Adj. R-Squared : 9.4245e-05

F-statistic: 0.00452442 on 1 and 31 DF, p-value: 0.9468

#3.1.1 Hier gibt es keinen signifikanten Zusammenhang

#3.2 Random-Effects Modell

```
> random<-plm(log(NatSch.st)~log(EWDichte), meine.daten,
               model="random", index=c("LAND", "Jahr"))
```

```
> summary(random)
```

Oneway (individual) effect Random Effect Model

(Swamy-Arora's transformation)

Call:

```
plm(formula = log(NatSch.st) ~ log(EWDichte), data = meine.daten,
     model = "random", index = c("LAND", "Jahr"))
```

Balanced Panel: n=16, T=3, N=48

Effects:

	var	std.dev	share
idiosyncratic	0.00584	0.07642	0.008

```
individual      0.70640 0.84048 0.992
theta: 0.9476
```

Residuals :

```
      Min.   1st Qu.   Median   3rd Qu.    Max.
-0.24100 -0.04580  0.00139  0.04790  0.15800
```

Coefficients :

```
              Estimate Std. Error t-value Pr(>|t|)
(Intercept)  14.62116     1.08158 13.5184 < 2.2e-16 ***
log(EWDichte) -1.25677     0.18514 -6.7882 1.895e-08 ***
---

```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Total Sum of Squares: 0.53826

Residual Sum of Squares: 0.2689

R-Squared : 0.50043

Adj. R-Squared : 0.47958

F-statistic: 46.0798 on 1 and 46 DF, p-value: 1.8948e-08

#3.2.1 Hier ist ein negativer, signifikanter Zusammenhang von 'Natur- und Artenschutz' und Einwohnerdichte zu beobachten.

#3.3 Fixed oder Random Effects Modell?

#3.3.1 Der Hausman Test hat die Null Hypothese, dass Random-Effects das präferierte Modell gegenüber dem alternativen Fixed-Effects ist.

> **phtest**(fixed, random)

Hausman Test

data: log(NatSch.st) ~ log(EWDichte)

chisq = 1.0429, df = 1, p-value = 0.3071

alternative hypothesis: one model is inconsistent

#3.3.2 Da der P-Wert größer als 0.05 ist, sollte die Null-Hypothese nicht verworfen werden und das Random-Effects-Modell verwendet werden

#3.4 LM Test auf Random-Effects gegenüber OLS-Schätzung

#3.4.1 Reguläres OLS (pooling model)

```
> pool<-plm(log(NatSch.st)~log(EWDichte), meine.daten,
model="pooling", index=c("LAND","Jahr"))
```

summary(pool)

Oneway (individual) effect Pooling Model

Call:

```
plm(formula = log(NatSch.st) ~ log(EWDichte), data = meine.daten,
     model = "pooling", index = c("LAND", "Jahr"))
```

Balanced Panel: n=16, T=3, N=48

Residuals :

Min.	1st Qu.	Median	3rd Qu.	Max.
-1.3400	-0.6690	-0.0187	0.5130	1.5100

Coefficients :

	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	14.79436	0.60562	24.429	< 2.2e-16 ***
log(EWDichte)	-1.28700	0.10372	-12.409	2.774e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Total Sum of Squares: 130.15

Residual Sum of Squares: 29.938

R-Squared : 0.76998

Adj. R-Squared : 0.73789

F-statistic: 153.979 on 1 and 46 DF, p-value: 2.7739e-16

#3.4.2 Breusch-Pagan Lagrange Multiplier für Random-Effects. Null Hypothese ist: es gibt keine Panel Effekte (OLS ist besser).

```
> plmtest(pool, type=c("bp"))
```

Lagrange Multiplier Test - (Breusch-Pagan)

data: log(NatSch.st) ~ log(EWDichte)

chisq = 47.1034, df = 1, p-value = 6.734e-12

alternative hypothesis: significant effects

#3.4.3 Der P-Wert ist klein genug, um die Null-Hypothese zu verwerfen -> es gibt Panel Effekte (Random-Effects-Modell ist besser geeignet)

#3.5 Auf Heteroskedastizität kontrollieren

```
> coeftest(random) #originale Koeffizienten
```

t test of coefficients:

Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
----------	------------	---------	----------


```
(Intercept) 14.62116 1.08158 13.5184 < 2.2e-16 ***
log(EWDichte) -1.25677 0.18514 -6.7882 1.895e-08 ***
---
```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```
> coeftest(random, vcovHC) #Heteroskedastizitätskonsistente
Koeffizienten
```

t test of coefficients:

```
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 14.621155 0.546496 26.754 < 2.2e-16 ***
log(EWDichte) -1.256773 0.092197 -13.631 < 2.2e-16 ***
---
```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

#3.5.1 Folgendes zeigt den HC Standardfehler der Koeffizienten

```
> t(sapply(c("HC0", "HC1", "HC2", "HC3", "HC4"), function(x)
sqrt(diag(vcovHC(random, type = x)))))
```

```
(Intercept) log(EWDichte)
HC0 0.5464963 0.09219709
HC1 0.5582502 0.09418005
HC2 0.5571401 0.09402435
HC3 0.5681603 0.09592119
HC4 0.5575286 0.09413952
```

Modellierung Ökologischer Finanzausgleich – flächenbezogene Indikatoren: Veränderungen absolut in Mio. Euro

Quelle: LFA-Modell Thomas Lenk, ökologische Indikatoren nach Schröter-Schlaack et al. (2013) und eigenen Berechnungen.

Ergebnisse nach geltendem Recht																			
Jahr 2010	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.039	-5.523	5.523	354	-3.511	-1.709	259	-1.752	854	267	497	101	472	401	399	89	2.900	-66	445
AlIBEZ	2.624	634	1.990	119	0	0	127	0	350	144	202	51	192	176	157	46	912	0	146
		-4.889	7.513	473	-3.511	-1.709	387	-1.752	1.204	411	699	153	665	577	556	136	3.812	-66	591

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 1a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-6.972	-5.640	5.640	195	-3.634	-1.608	203	-1.648	882	323	485	67	493	488	447	85	2.846	-82	459
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.509	480	2.029	0	0	0	88	0	359	171	199	27	199	204	172	45	897	0	150
		-5.159	7.669	195	-3.634	-1.608	291	-1.648	1.241	493	683	94	692	692	618	130	3.743	-82	609
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-66	-117	117	-159	-123	101	-56	104	28	56	-12	-35	21	86	47	-4	-54	-16	15
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	-115	-154	39	-119	0	0	-39	0	9	26	-4	-24	7	28	14	-2	-15	0	4
gesamt		-270	156	-278	-123	101	-95	104	37	83	-16	-59	27	114	62	-6	-69	-16	19

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 1b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.123	-5.574	5.574	150	-3.675	-1.699	274	-1.709	846	284	471	303	472	449	498	80	2.837	-39	457
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.641	634	2.007	0	0	0	138	0	348	153	194	152	192	192	187	42	894	0	150
		-4.941	7.582	150	-3.675	-1.699	412	-1.709	1.194	437	666	455	665	641	685	122	3.732	-39	607
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-84	-51	51	-205	-164	9	15	43	-8	18	-26	202	-0	48	99	-10	-63	27	13
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	17	-0	18	-119	0	0	10	0	-2	9	-8	100	-0	16	30	-4	-17	0	3
gesamt		-52	69	-323	-164	9	25	43	-10	26	-34	302	-0	64	129	-14	-80	27	16

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 2																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.023	-5.621	5.621	256	-3.642	-1.642	217	-1.662	869	311	481	83	486	475	464	84	2.845	-78	452
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.556	534	2.022	39	0	0	98	0	355	165	197	39	197	200	177	44	897	0	148
		-5.087	7.643	295	-3.642	-1.642	314	-1.662	1.223	476	679	122	683	675	641	129	3.742	-78	600
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-15	-97	97	-99	-131	67	-43	91	15	44	-16	-18	14	74	65	-5	-55	-11	8
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	-68	-100	33	-79	0	0	-30	0	5	21	-5	-12	4	24	20	-2	-15	0	2
gesamt		-198	130	-178	-131	67	-72	91	20	65	-21	-30	19	98	84	-7	-70	-11	10

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 3a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.014	-5.552	5.552	325	-3.605	-1.651	213	-1.678	859	306	483	81	478	455	442	91	2.834	-81	446
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.586	585	2.001	96	0	0	95	0	352	163	198	38	194	194	170	47	894	0	146
		-4.967	7.553	421	-3.605	-1.651	307	-1.678	1.211	469	681	119	673	648	612	138	3.728	-81	592
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-24	-29	29	-29	-93	58	-46	74	5	40	-14	-20	6	54	43	2	-65	-14	1
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	-38	-49	12	-23	0	0	-33	0	2	19	-4	-14	2	17	13	1	-18	0	0
gesamt		-78	40	-52	-93	58	-79	74	7	59	-18	-34	8	71	56	3	-83	-14	2

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 3b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.000	-5.393	5.393	492	-3.522	-1.673	204	-1.717	836	296	488	77	460	408	392	107	2.810	-88	431
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.651	699	1.952	222	0	0	89	0	344	158	199	35	188	178	155	53	887	0	142
		-4.694	7.345	713	-3.522	-1.673	293	-1.717	1.181	454	687	112	648	586	547	161	3.696	-88	574
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-38	130	-130	137	-11	36	-55	35	-18	29	-9	-24	-12	6	-7	18	-90	-22	-13
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	27	65	-37	103	0	0	-39	0	-6	14	-3	-17	-4	2	-2	7	-25	0	-4

gesamt		195	-168	240	-11	36	-94	35	-23	43	-12	-41	-16	9	-9	25	-115	-22	-17
--------	--	-----	------	-----	-----	----	-----	----	-----	----	-----	-----	-----	---	----	----	------	-----	-----

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 4a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.023	-5.564	5.564	310	-3.585	-1.664	224	-1.691	856	299	490	88	479	458	444	90	2.836	-83	448
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.588	583	2.005	84	0	0	103	0	351	160	200	42	195	195	171	47	894	0	147
		-4.982	7.569	394	-3.585	-1.664	327	-1.691	1.206	459	690	131	674	653	615	136	3.730	-83	594
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-15	-41	41	-44	-74	45	-35	61	2	33	-7	-13	7	57	45	0	-64	-17	3
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	-36	-51	15	-35	0	0	-24	0	1	16	-2	-9	2	19	14	0	-18	0	1
gesamt		-92	56	-79	-74	45	-59	61	2	48	-9	-22	10	76	59	1	-81	-17	4

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 4b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.009	-5.421	5.421	460	-3.511	-1.683	216	-1.726	835	290	494	84	463	415	399	104	2.814	-90	434
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.647	686	1.961	198	0	0	97	0	344	155	201	40	189	181	157	52	888	0	143
		-4.734	7.382	658	-3.511	-1.683	314	-1.726	1.179	445	696	124	652	596	557	157	3.702	-90	577
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-29	103	-103	105	0	26	-43	27	-19	23	-3	-17	-9	14	0	15	-86	-23	-10
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	24	52	-29	80	0	0	-30	0	-6	11	-1	-12	-3	5	0	6	-24	0	-3
gesamt		155	-131	185	0	26	-73	27	-25	35	-4	-29	-12	19	0	21	-110	-23	-13

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 5a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.003	-5.539	5.539	317	-3.566	-1.661	226	-1.694	853	298	489	88	481	450	438	90	2.828	-81	445
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.586	588	1.998	89	0	0	105	0	350	159	200	43	195	195	171	47	894	0	146
		-4.951	7.537	406	-3.566	-1.661	331	-1.694	1.202	457	689	131	676	645	609	137	3.722	-81	591
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-36	-16	16	-38	-55	48	-33	59	-1	31	-8	-13	8	49	39	1	-72	-15	-0

Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	-38	-46	8	-30	0	0	-23	0	-0	15	-2	-9	3	19	14	0	-18	0	-0
gesamt		-62	24	-67	-55	48	-56	59	-2	46	-10	-22	11	68	53	1	-89	-15	-0

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 5b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.001	-5.410	5.410	471	-3.525	-1.672	207	-1.715	838	295	488	79	462	413	397	105	2.812	-88	433
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.645	687	1.958	206	0	0	91	0	345	158	200	36	189	180	157	53	887	0	143
		-4.723	7.368	677	-3.525	-1.672	298	-1.715	1.183	454	688	115	651	592	554	158	3.699	-88	576
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-38	113	-113	116	-14	36	-52	37	-16	29	-9	-22	-10	12	-2	16	-88	-21	-12
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	21	53	-32	88	0	0	-36	0	-5	14	-3	-16	-3	4	-1	6	-24	0	-3
gesamt		166	-145	204	-14	36	-88	37	-21	43	-11	-38	-13	15	-2	22	-112	-21	-15

Modellierung Ökologischer Finanzausgleich – flächenbezogene Indikatoren: Veränderungen €/Einwohner

Quelle: LFA-Modell Thomas Lenk, ökologische Indikatoren nach Schröter-Schlaack et al. (2013) und eigenen Berechnungen.

Einwohner in 1.000		81751	65413	16338	17851	12519	10750	7932	6064	4154	4007	2345	2831	2241	2508	1647	1020	3444	1779	660
Ergebnisse nach geltendem Recht																				
Jahr 2010	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB	
Länderfinanzausgleich	+/-2.789	151,06	1.872,54	19,85	-280,46	-158,96	32,66	-288,98	205,57	66,54	211,98	35,75	210,70	159,93	242,42	87,59	841,94	-37,27	674,33	
ALLBEZ	1.031	343,73	686,82	6,64	0,00	0,00	16,07	0,00	84,27	35,95	86,30	18,16	85,83	70,21	95,52	45,51	264,69	0,00	221,39	
		494,79	2.559,36	26,49	-280,46	-158,96	48,73	-288,98	289,85	102,50	298,28	53,91	296,53	230,13	337,94	133,10	1.106,63	-37,27	895,73	

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 1a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.852	162,84	1.930,97	10,93	-290,28	-149,55	25,65	-271,83	212,36	80,55	206,78	23,53	220,00	194,41	271,19	83,55	826,23	-46,24	696,54
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.040	334,51	705,78	0,00	0,00	0,00	11,10	0,00	86,41	42,57	84,67	9,55	88,74	81,36	104,24	43,79	260,36	0,00	227,51
		497,35	2.636,75	10,93	-290,28	-149,55	36,75	-271,83	298,77	123,12	291,45	33,07	308,73	275,77	375,44	127,34	1.086,59	-46,24	924,05

Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-142	11,78	58,43	-8,92	-9,82	9,41	-7,02	17,15	6,79	14,01	-5,20	-12,22	9,29	34,49	28,78	-4,05	-15,71	-8,97	22,20
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	10	-9,22	18,95	-6,64	0,00	0,00	-4,97	0,00	2,13	6,61	-1,63	-8,62	2,91	11,15	8,72	-1,72	-4,33	0,00	6,11
gesamt		2,56	77,39	-15,56	-9,82	9,41	-11,99	17,15	8,92	20,62	-6,83	-20,84	12,20	45,63	37,50	-5,76	-20,04	-8,97	28,32

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 1b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.914	237,32	1.920,97	8,38	-293,59	-158,09	34,54	-281,81	203,68	70,93	201,08	107,15	210,69	179,09	302,67	78,22	823,76	-21,93	693,51
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.079	377,10	702,09	0,00	0,00	0,00	17,35	0,00	83,68	38,11	82,87	53,53	85,83	76,44	113,59	41,44	259,68	0,00	226,67
		614,42	2.623,05	8,38	-293,59	-158,09	51,89	-281,81	287,36	109,04	283,95	160,68	296,52	255,53	416,26	119,66	1.083,44	-21,93	920,19
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-200	86,26	48,43	-11,47	-13,13	0,88	1,88	7,17	-1,89	4,39	-10,90	71,40	-0,01	19,16	60,25	-9,38	-18,18	15,34	19,18
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	49	33,37	15,27	-6,64	0,00	0,00	1,28	0,00	-0,60	2,15	-3,43	35,37	-0,00	6,23	18,07	-4,06	-5,01	0,00	5,28
gesamt		119,64	63,69	-18,11	-13,13	0,88	3,16	7,17	-2,49	6,54	-14,34	106,77	-0,02	25,40	78,32	-13,44	-23,18	15,34	24,46

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 2																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.846	155,83	1.928,60	14,32	-290,90	-152,76	27,30	-274,06	209,15	77,58	205,27	29,40	217,00	189,50	281,64	82,78	826,05	-43,64	685,81
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.042	337,56	704,86	2,20	0,00	0,00	12,30	0,00	85,40	41,23	84,19	13,82	87,80	79,78	107,37	43,46	260,31	0,00	224,55
		493,39	2.633,46	16,51	-290,90	-152,76	39,60	-274,06	294,55	118,81	289,47	43,21	304,80	269,28	389,01	126,24	1.086,36	-43,64	910,36
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-122	4,77	56,06	-5,53	-10,44	6,20	-5,36	14,92	3,57	11,04	-6,71	-6,35	6,29	29,57	39,22	-4,81	-15,89	-6,37	11,48
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	12	-6,17	18,04	-4,44	0,00	0,00	-3,77	0,00	1,12	5,27	-2,11	-4,35	1,97	9,58	11,85	-2,05	-4,37	0,00	3,16
gesamt		-1,40	74,10	-9,98	-10,44	6,20	-9,13	14,92	4,70	16,32	-8,82	-10,70	8,26	39,15	51,07	-6,86	-20,26	-6,37	14,64

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 3a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.815	152,18	1.899,07	18,21	-287,92	-153,58	26,81	-276,74	206,78	76,43	206,10	28,73	213,44	181,35	268,47	89,45	822,93	-45,40	676,18

Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.035	339,52	695,84	5,35	0,00	0,00	11,95	0,00	84,65	40,70	84,45	13,34	86,69	77,17	103,42	46,27	259,46	0,00	221,90
		491,70	2.594,91	23,56	-287,92	-153,58	38,75	-276,74	291,44	117,14	290,55	42,07	300,13	258,52	371,89	135,72	1.082,38	-45,40	898,09
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-83	1,13	26,53	-1,64	-7,46	5,38	-5,86	12,24	1,21	9,89	-5,88	-7,02	2,74	21,42	26,05	1,86	-19,01	-8,13	1,85
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	5	-4,21	9,02	-1,29	0,00	0,00	-4,12	0,00	0,38	4,75	-1,85	-4,82	0,86	6,96	7,91	0,77	-5,23	0,00	0,51
gesamt		-3,08	35,55	-2,93	-7,46	5,38	-9,98	12,24	1,59	14,64	-7,73	-11,84	3,60	28,38	33,96	2,62	-24,24	-8,13	2,36

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 3b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.744	143,99	1.830,82	27,55	-281,37	-155,60	25,72	-283,14	201,29	73,84	207,99	27,18	205,20	162,51	238,13	105,37	815,70	-49,50	653,95
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.018	343,49	674,80	12,41	0,00	0,00	11,16	0,00	82,92	39,49	85,05	12,23	84,10	71,05	94,21	52,42	257,46	0,00	215,78
		487,48	2.505,62	39,96	-281,37	-155,60	36,88	-283,14	284,21	113,33	293,04	39,41	289,30	233,56	332,34	157,79	1.073,16	-49,50	869,72
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-45	-7,07	-41,71	7,70	-0,90	3,36	-6,94	5,84	-4,29	7,30	-3,99	-8,57	-5,50	2,58	-4,28	17,78	-26,24	-12,23	-20,39
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	-12	-0,24	-12,03	5,77	0,00	0,00	-4,91	0,00	-1,35	3,54	-1,25	-5,93	-1,73	0,84	-1,31	6,91	-7,22	0,00	-5,61
gesamt		-7,30	-53,74	13,47	-0,90	3,36	-11,85	5,84	-5,64	10,83	-5,24	-14,50	-7,23	3,43	-5,60	24,69	-33,46	-12,23	-26,00

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 4a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.823	151,19	1.905,07	17,38	-286,38	-154,77	28,27	-278,87	206,01	74,66	209,08	31,09	213,94	182,68	269,92	88,00	823,43	-46,72	678,53
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.039	340,80	697,70	4,69	0,00	0,00	13,00	0,00	84,41	39,88	85,39	15,00	86,85	77,59	103,86	45,67	259,59	0,00	222,55
		491,99	2.602,77	22,08	-286,38	-154,77	41,28	-278,87	290,42	114,53	294,47	46,10	300,79	260,27	373,79	133,68	1.083,03	-46,72	901,07
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-81	0,13	32,53	-2,46	-5,92	4,19	-4,39	10,11	0,44	8,12	-2,90	-4,65	3,24	22,75	27,51	0,41	-18,50	-9,45	4,19
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	8	-2,93	10,88	-1,95	0,00	0,00	-3,07	0,00	0,14	3,92	-0,91	-3,16	1,02	7,39	8,34	0,17	-5,09	0,00	1,15
gesamt		-2,80	43,41	-4,41	-5,92	4,19	-7,46	10,11	0,57	12,04	-3,81	-7,81	4,26	30,14	35,85	0,58	-23,60	-9,45	5,35

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 4b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.759	143,77	1.843,44	25,76	-280,44	-156,55	27,28	-284,59	201,06	72,34	210,77	29,66	206,51	165,66	242,53	102,29	816,91	-50,42	658,45
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.023	344,50	678,72	11,11	0,00	0,00	12,29	0,00	82,85	38,78	85,92	14,00	84,51	72,08	95,55	51,29	257,80	0,00	217,02
		488,27	2.522,16	36,87	-280,44	-156,55	39,57	-284,59	283,91	111,12	296,69	43,67	291,02	237,74	338,08	153,58	1.074,71	-50,42	875,46
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-39	-7,28	-29,10	5,91	0,02	2,41	-5,38	4,39	-4,51	5,80	-1,21	-6,09	-4,20	5,73	0,11	14,70	-25,03	-13,15	-15,89
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	-7	0,77	-8,11	4,47	0,00	0,00	-3,78	0,00	-1,42	2,83	-0,38	-4,16	-1,32	1,87	0,03	5,78	-6,89	0,00	-4,37
gesamt		-6,52	-37,21	10,38	0,02	2,41	-9,17	4,39	-5,94	8,63	-1,59	-10,25	-5,52	7,61	0,15	20,48	-31,92	-13,15	-20,26

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 5a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.809	149,78	1.895,06	17,75	-284,88	-154,54	28,54	-279,30	205,26	74,31	208,66	31,12	214,43	179,64	265,98	88,51	821,09	-45,80	674,08
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.037	339,91	697,48	4,98	0,00	0,00	13,19	0,00	84,18	39,72	85,26	15,02	87,00	77,59	103,86	45,67	259,59	0,00	221,32
		489,70	2.592,54	22,73	-284,88	-154,54	41,73	-279,30	289,44	114,03	293,92	46,15	301,42	257,23	369,84	134,19	1.080,69	-45,80	895,40
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-70	-1,27	22,52	-2,10	-4,41	4,42	-4,13	9,68	-0,31	7,77	-3,32	-4,63	3,72	19,71	23,56	0,92	-20,84	-8,53	-0,26
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	7	-3,82	10,66	-1,66	0,00	0,00	-2,88	0,00	-0,10	3,76	-1,04	-3,14	1,17	7,39	8,34	0,17	-5,09	0,00	-0,07
gesamt		-5,09	33,18	-3,76	-4,41	4,42	-7,01	9,68	-0,41	11,54	-4,36	-7,77	4,89	27,10	31,91	1,09	-25,94	-8,53	-0,33

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 5b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.752	144,53	1.838,45	26,37	-281,60	-155,58	26,16	-282,89	201,66	73,73	208,34	27,81	206,25	164,52	241,33	103,36	816,35	-49,22	656,39
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.020	343,31	677,17	11,56	0,00	0,00	11,47	0,00	83,04	39,45	85,16	12,69	84,43	71,71	95,19	51,68	257,65	0,00	216,45
		487,84	2.515,62	37,94	-281,60	-155,58	37,63	-282,89	284,70	113,18	293,50	40,50	290,68	236,23	336,51	155,04	1.074,00	-49,22	872,84
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-44	-6,53	-34,09	6,52	-1,14	3,38	-6,51	6,09	-3,92	7,19	-3,64	-7,94	-4,46	4,59	-1,09	15,76	-25,58	-11,95	-17,94

Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	-10	-0,42	-9,66	4,92	0,00	0,00	-4,60	0,00	-1,24	3,49	-1,14	-5,47	-1,40	1,50	-0,33	6,18	-7,04	0,00	-4,94
gesamt		-6,95	-43,75	11,45	-1,14	3,38	-11,11	6,09	-5,15	10,68	-4,79	-13,41	-5,86	6,09	-1,42	21,94	-32,63	-11,95	-22,88

Modellierung Ökologischer Finanzausgleich – einwohnerbezogene Indikatoren: Veränderungen absolut in Mio. Euro

Quelle: LFA-Modell Thomas Lenk, ökologische Indikatoren nach Schröter-Schlaack et al. (2013) und eigenen Berechnungen.

Ergebnisse nach geltendem Recht																			
Jahr 2010	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.039	-5.523	5.523	354	-3.511	-1.709	259	-1.752	854	267	497	101	472	401	399	89	2.900	-66	445
AlIBEZ	2.624	634	1.990	119	0	0	127	0	350	144	202	51	192	176	157	46	912	0	146
		-4.889	7.513	473	-3.511	-1.709	387	-1.752	1.204	411	699	153	665	577	556	136	3.812	-66	591

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 1a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.314	-6.176	6.176	7	-3.622	-1.800	236	-1.772	868	332	546	69	549	773	676	70	2.764	-120	423
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.685	493	2.192	0	0	0	112	0	354	175	217	29	216	292	238	38	874	0	140
		-5.683	8.368	7	-3.622	-1.800	348	-1.772	1.222	507	763	98	765	1.065	914	108	3.639	-120	563
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-275	-653	653	-348	-111	-91	-23	-19	14	66	49	-32	77	372	277	-19	-136	-54	-21
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	61	-141	202	-119	0	0	-16	0	4	31	15	-23	24	116	80	-9	-37	0	-6
gesamt		-794	855	-466	-111	-91	-38	-19	18	96	64	-55	101	487	358	-28	-173	-54	-27

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 1b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.560	-6.097	6.097	-20	-3.718	-1.881	321	-1.827	824	282	511	372	508	656	834	66	2.763	-114	423
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.833	671	2.163	0	0	0	168	0	341	152	207	175	204	256	281	36	874	0	140
		-5.426	8.259	-20	-3.718	-1.881	489	-1.827	1.165	434	718	547	712	912	1.115	102	3.637	-114	563
Differenz zum geltendem Recht																			

Länderfinanzausgleich	+/-521	-573	573	-374	-207	-172	61	-74	-30	15	14	271	36	255	435	-23	-137	-48	-22
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	209	37	173	-119	0	0	41	0	-9	8	4	124	11	80	124	-11	-38	0	-6
gesamt		-537	746	-493	-207	-172	102	-74	-39	23	18	394	47	335	559	-34	-174	-48	-28

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 2																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.366	-6.174	6.174	32	-3.641	-1.824	257	-1.782	855	320	540	91	539	741	734	70	2.764	-119	422
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.706	517	2.189	0	0	0	126	0	351	169	216	45	213	282	254	38	874	0	140
		-5.657	8.364	32	-3.641	-1.824	383	-1.782	1.206	489	755	136	752	1.024	988	107	3.639	-119	562
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-327	-651	651	-322	-130	-115	-2	-29	2	53	43	-10	67	340	335	-20	-136	-53	-22
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	83	-117	200	-119	0	0	-2	0	0	25	13	-7	21	106	96	-9	-37	0	-6
Gesamt		-768	851	-441	-130	-115	-4	-29	2	79	56	-17	88	446	431	-29	-173	-53	-29

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 3a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.302	-6.065	6.065	67	-3.578	-1.818	262	-1.787	851	321	550	92	531	696	672	74	2.764	-119	422
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.682	524	2.158	0	0	0	130	0	349	170	219	45	211	269	236	40	874	0	140
		-5.541	8.223	67	-3.578	-1.818	392	-1.787	1.201	490	769	138	742	965	908	114	3.638	-119	561
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-264	-541	541	-287	-67	-110	3	-35	-2	54	53	-9	59	295	273	-15	-136	-52	-23
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	58	-110	168	-119	0	0	2	0	-1	25	17	-6	18	93	79	-7	-37	0	-6
Gesamt		-651	710	-406	-67	-110	5	-35	-3	79	70	-15	77	387	352	-22	-173	-52	-30

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 3b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.156	-5.809	5.809	150	-3.432	-1.806	276	-1.801	842	322	575	95	512	590	527	85	2.763	-118	420
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.623	540	2.083	0	0	0	139	0	346	170	226	47	205	236	195	44	874	0	139
		-5.269	7.892	150	-3.432	-1.806	415	-1.801	1.188	492	801	142	717	826	722	129	3.638	-118	559

Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-118	-286	286	-205	80	-97	17	-49	-12	55	78	-6	40	189	127	-5	-136	-52	-25
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	-0	-94	93	-119	0	0	11	0	-4	26	24	-4	13	60	38	-2	-38	0	-7
Gesamt		-380	379	-323	80	-97	28	-49	-16	82	102	-10	53	249	166	-7	-174	-52	-32

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 4a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.283	-6.026	6.026	78	-3.561	-1.815	269	-1.790	849	312	551	98	527	675	651	74	2.773	-117	426
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.677	530	2.147	0	0	0	134	0	348	166	219	49	209	262	231	40	877	0	141
		-5.496	8.173	78	-3.561	-1.815	404	-1.790	1.197	478	770	147	736	938	882	114	3.649	-117	
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-244	-503	503	-277	-50	-106	10	-37	-5	45	54	-3	55	274	252	-15	-127	-51	-19
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	53	-104	157	-119	0	0	7	0	-2	22	17	-2	17	86	73	-7	-35	0	-5
Gesamt		-607	660	-395	-50	-106	17	-37	-6	67	70	-6	72	361	326	-22	-162	-51	-24

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 4b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.152	-5.796	5.796	152	-3.430	-1.804	282	-1.802	840	313	573	100	510	580	521	84	2.772	-117	424
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.623	544	2.079	0	0	0	143	0	346	166	226	51	204	233	194	44	877	0	140
		-5.252	7.875	152	-3.430	-1.804	424	-1.802	1.186	480	798	151	714	813	714	128	3.649	-117	564
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-113	-273	273	-202	82	-95	23	-50	-13	47	76	-1	38	179	122	-5	-128	-50	-21
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	-0	-90	89	-119	0	0	15	0	-4	22	23	-1	12	57	36	-2	-35	0	-6
Gesamt		-362	362	-320	82	-95	38	-50	-18	69	99	-1	50	236	158	-8	-163	-50	-26

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 5a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.232	-5.949	5.949	109	-3.544	-1.795	266	-1.781	847	309	543	97	523	643	622	77	2.772	-111	425
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.651	527	2.124	0	0	0	132	0	348	164	217	49	208	262	231	40	877	0	141

		-5.422	8.073	109	-3.544	-1.795	399	-1.781	1.194	474	760	145	731	906	852	116	3.648	-111	566
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-193	-426	426	-246	-33	-86	7	-29	-7	43	46	-4	51	242	222	-13	-128	-45	-20
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	27	-107	134	-119	0	0	5	0	-2	20	14	-3	16	86	73	-7	-35	0	-5
Gesamt		-533	560	-364	-33	-86	12	-29	-10	63	60	-7	66	329	296	-19	-163	-45	-25

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 5b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-7.163	-5.822	5.822	146	-3.443	-1.805	276	-1.799	842	320	571	96	513	594	535	84	2.765	-117	421
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2.626	539	2.087	0	0	0	139	0	346	169	225	48	205	238	198	44	875	0	139
		-5.283	7.909	146	-3.443	-1.805	414	-1.799	1.189	489	797	144	718	832	733	128	3.640	-117	560
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-125	-298	298	-209	69	-96	17	-47	-12	53	74	-5	41	193	136	-6	-135	-51	-24
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	2	-95	97	-119	0	0	11	0	-4	25	23	-4	13	62	41	-2	-37	0	-7
Gesamt		-393	396	-327	69	-96	28	-47	-15	78	97	-9	54	255	177	-8	-172	-51	-30

Modellierung Ökologischer Finanzausgleich – einwohnerbezogene Indikatoren Veränderungen €/Einwohner

Quelle: LFA-Modell Thomas Lenk, ökologische Indikatoren nach Schröter-Schlaack et al. (2013) und eigenen Berechnungen

Einwohner in 1.000		81751	65413	16338	17851	12519	10750	7932	6064	4154	4007	2345	2831	2241	2508	1647	1020	3444	1779	660
Ergebnisse nach geltendem Recht																				
Jahr 2010	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB	
Länderfinanzausgleich	+/-2.789	151,06	1.872,54	19,85	-280,46	-158,96	32,66	-288,98	205,57	66,54	211,98	35,75	210,70	159,93	242,42	87,59	841,94	-37,27	674,33	
AlIIBEZ	1.031	343,73	686,82	6,64	0,00	0,00	16,07	0,00	84,27	35,95	86,30	18,16	85,83	70,21	95,52	45,51	264,69	0,00	221,39	
		494,79	2.559,36	26,49	-280,46	-158,96	48,73	-288,98	289,85	102,50	298,28	53,91	296,53	230,13	337,94	133,10	1.106,63	-37,27	895,73	

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 1a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB

Länderfinanzausgleich	+/-3.056	31,58	2.208,18	0,37	-289,34	-167,43	29,80	-292,19	208,92	82,93	232,71	24,42	245,00	308,24	410,79	68,60	802,54	-67,34	641,76
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.106	317,28	788,98	0,00	0,00	0,00	14,09	0,00	85,33	43,62	92,76	10,22	96,46	116,27	144,33	36,93	253,84	0,00	212,42
		348,86	2.997,16	0,37	-289,34	-167,43	43,89	-292,19	294,24	126,55	325,47	34,64	341,45	424,51	555,12	105,53	1.056,38	-67,34	854,18
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-391	-119,47	335,64	-19,47	-8,88	-8,47	-2,86	-3,21	3,34	16,39	20,73	-11,32	34,29	148,31	168,37	-19,00	-39,40	-30,07	-32,58
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	76	-26,45	102,15	-6,64	0,00	0,00	-1,99	0,00	1,05	7,66	6,45	-7,95	10,63	46,07	48,81	-8,57	-10,85	0,00	-8,97
gesamt		-145,93	437,80	-26,11	-8,88	-8,47	-4,85	-3,21	4,39	24,06	27,18	-19,27	44,92	194,38	217,18	-27,57	-50,25	-30,07	-41,55

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 1b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-3.161	109,27	2.213,55	-1,12	-296,96	-174,98	40,41	-301,24	198,46	70,36	217,91	131,31	226,82	261,48	506,62	64,86	802,26	-64,35	640,99
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.156	368,17	787,78	0,00	0,00	0,00	21,18	0,00	82,03	37,83	88,16	61,87	90,86	102,26	170,72	35,08	253,76	0,00	212,21
		477,44	3.001,33	-1,12	-296,96	-174,98	61,59	-301,24	280,48	108,19	306,07	193,18	317,67	363,74	677,34	99,93	1.056,02	-64,35	853,20
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-495	-41,79	341,01	-20,97	-16,50	-16,01	7,74	-12,26	-7,12	3,82	5,93	95,57	16,11	101,56	264,21	-22,74	-39,68	-27,09	-33,34
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	125	24,44	100,96	-6,64	0,00	0,00	5,11	0,00	-2,25	1,88	1,86	43,70	5,03	32,05	75,20	-10,43	-10,93	0,00	-9,18
gesamt		-17,35	441,97	-27,61	-16,50	-16,01	12,85	-12,26	-9,37	5,69	7,79	139,27	21,14	133,61	339,40	-33,17	-50,61	-27,09	-42,53

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 2																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-3.076	33,62	2.220,81	1,81	-290,87	-169,68	32,36	-293,84	205,95	79,85	230,23	32,14	240,50	295,62	445,97	68,31	802,54	-66,78	640,32
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.115	322,67	791,85	0,00	0,00	0,00	15,87	0,00	84,39	42,26	91,99	15,73	95,08	112,53	154,01	36,79	253,84	0,00	212,03
		356,29	3.012,66	1,81	-290,87	-169,68	48,23	-293,84	290,35	122,11	322,22	47,87	335,58	408,16	599,98	105,10	1.056,39	-66,78	852,35
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-401	-117,43	348,27	-18,04	-10,41	-10,72	-0,30	-4,86	0,38	13,31	18,25	-3,61	29,80	135,70	203,55	-19,29	-39,39	-29,51	-34,01
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	84	-21,06	105,03	-6,64	0,00	0,00	-0,21	0,00	0,12	6,30	5,68	-2,44	9,25	42,33	58,49	-8,72	-10,85	0,00	-9,37
gesamt		-138,50	453,30	-24,68	-10,41	-10,72	-0,51	-4,86	0,50	19,61	23,93	-6,04	39,04	178,02	262,04	-28,00	-50,24	-29,51	-43,38

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 3a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-3.026	44,95	2.164,65	3,75	-285,79	-169,16	33,07	-294,76	204,98	79,99	234,67	32,57	236,97	277,54	408,02	72,65	802,48	-66,62	639,26
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.101	325,29	775,95	0,00	0,00	0,00	16,35	0,00	84,09	42,32	93,36	16,02	93,99	107,12	143,56	38,87	253,82	0,00	211,73
		370,24	2.940,60	3,75	-285,79	-169,16	49,41	-294,76	289,07	122,31	328,03	48,59	330,96	384,66	551,58	111,52	1.056,30	-66,62	850,99
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-346	-106,11	292,12	-16,10	-5,33	-10,19	0,40	-5,78	-0,59	13,45	22,69	-3,18	26,26	117,61	165,60	-14,95	-39,46	-29,35	-35,07
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	71	-18,44	89,12	-6,64	0,00	0,00	0,28	0,00	-0,19	6,36	7,06	-2,14	8,16	36,91	48,05	-6,63	-10,87	0,00	-9,66
gesamt		-124,55	381,24	-22,74	-5,33	-10,19	0,68	-5,78	-0,78	19,81	29,75	-5,32	34,42	154,52	213,65	-21,58	-50,33	-29,35	-44,73

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 3b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.911	71,54	2.033,86	8,38	-274,10	-168,00	34,80	-297,02	202,69	80,37	245,08	33,56	228,65	235,29	319,84	83,05	802,32	-66,27	636,78
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.069	331,32	737,95	0,00	0,00	0,00	17,52	0,00	83,36	42,48	96,56	16,70	91,42	94,21	118,61	43,57	253,78	0,00	211,05
		402,87	2.771,82	8,38	-274,10	-168,00	52,32	-297,02	286,05	122,85	341,64	50,25	320,08	329,50	438,45	126,62	1.056,09	-66,27	847,84
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-226	-79,52	161,33	-11,47	6,36	-9,04	2,14	-8,04	-2,88	13,83	33,10	-2,19	17,95	75,36	77,42	-4,55	-39,62	-29,01	-37,55
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	39	-12,41	51,13	-6,64	0,00	0,00	1,45	0,00	-0,91	6,53	10,26	-1,47	5,59	24,00	23,09	-1,93	-10,91	0,00	-10,34
gesamt		-91,92	212,45	-18,11	6,36	-9,04	3,58	-8,04	-3,79	20,36	43,35	-3,66	23,54	99,37	100,52	-6,48	-50,53	-29,01	-47,89

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 4a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-3.013	54,52	2.144,42	4,35	-284,46	-168,82	33,94	-295,15	204,39	77,85	234,85	34,58	235,15	269,37	395,67	72,88	804,98	-65,88	645,21
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.098	328,04	770,06	0,00	0,00	0,00	16,94	0,00	83,90	41,35	93,41	17,38	93,43	104,65	140,15	38,98	254,51	0,00	213,37
		382,55	2.914,48	4,35	-284,46	-168,82	50,89	-295,15	288,30	119,21	328,26	51,97	328,59	374,02	535,82	111,86	1.059,50	-65,88	858,58
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-323	-96,54	271,88	-15,50	-4,00	-9,86	1,28	-6,17	-1,18	11,31	22,87	-1,17	24,45	109,44	153,25	-14,71	-36,95	-28,61	-29,12
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	68	-15,69	83,24	-6,64	0,00	0,00	0,87	0,00	-0,37	5,40	7,11	-0,78	7,60	34,44	44,63	-6,52	-10,18	0,00	-8,02

gesamt		-112,23	355,12	-22,14	-4,00	-9,86	2,15	-6,17	-1,55	16,71	29,98	-1,95	32,05	143,89	197,88	-21,24	-47,13	-28,61	-37,14
--------	--	---------	--------	--------	-------	-------	------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 4b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.910	78,46	2.026,60	8,54	-273,95	-167,79	35,51	-297,19	202,33	78,19	244,23	35,48	227,66	231,31	316,24	82,25	804,84	-65,57	642,98
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.069	333,47	735,68	0,00	0,00	0,00	17,99	0,00	83,25	41,51	96,30	17,99	91,12	92,97	117,57	43,23	254,47	0,00	212,76
		411,94	2.762,28	8,54	-273,95	-167,79	53,51	-297,19	285,58	119,70	340,53	53,47	318,77	324,28	433,81	125,48	1.059,31	-65,57	855,73
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-215	-72,59	154,06	-11,31	6,52	-8,82	2,85	-8,21	-3,25	11,65	32,25	-0,27	16,95	71,38	73,82	-5,34	-37,10	-28,30	-31,36
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	39	-10,26	48,86	-6,64	0,00	0,00	1,92	0,00	-1,02	5,55	10,00	-0,18	5,29	22,77	22,05	-2,28	-10,21	0,00	-8,63
gesamt		-82,85	202,92	-17,95	6,52	-8,82	4,77	-8,21	-4,27	17,20	42,25	-0,45	22,24	94,15	95,87	-7,62	-47,31	-28,30	-39,99

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 5a																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.978	64,11	2.107,45	6,09	-283,12	-166,97	33,57	-293,69	203,83	77,15	231,55	34,22	233,27	256,56	377,53	75,02	804,71	-62,66	644,49
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.095	327,02	768,29	0,00	0,00	0,00	16,69	0,00	83,72	41,03	92,40	17,14	92,85	104,65	140,15	38,98	254,51	0,00	213,18
		391,13	2.875,73	6,09	-283,12	-166,97	50,26	-293,69	287,55	118,19	323,95	51,36	326,12	361,21	517,68	114,00	1.059,23	-62,66	857,67
Differenz zum geltendem Recht																			
Länderfinanzausgleich	+/-285	-86,95	234,91	-13,76	-2,65	-8,00	0,91	-4,71	-1,75	10,61	19,57	-1,53	22,56	96,63	135,11	-12,58	-37,22	-25,39	-29,84
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	65	-16,71	81,46	-6,64	0,00	0,00	0,62	0,00	-0,55	5,08	6,09	-1,02	7,02	34,44	44,63	-6,52	-10,18	0,00	-8,22
gesamt		-103,65	316,37	-20,40	-2,65	-8,00	1,53	-4,71	-2,30	15,69	25,66	-2,56	29,58	131,08	179,74	-19,10	-47,40	-25,39	-38,06

Veränderungen der Ausgleichszahlungen Stufe 5b																			
	Insgesamt	West	Ost	NW	BY	BW	NI	HE	SN	RP	ST	SH	TH	BB	MV	SL	BE	HH	HB
Länderfinanzausgleich	+/-2.917	71,49	2.040,46	8,17	-274,98	-167,87	34,75	-296,70	202,77	79,83	243,64	33,82	229,01	237,01	325,22	82,16	802,81	-65,84	638,17
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	1.071	331,22	739,88	0,00	0,00	0,00	17,48	0,00	83,39	42,24	96,12	16,87	91,54	94,74	120,17	43,19	253,91	0,00	211,43
		402,71	2.780,33	8,17	-274,98	-167,87	52,23	-296,70	286,16	122,07	339,76	50,69	320,55	331,76	445,39	125,34	1.056,72	-65,84	849,61
Differenz zum geltendem Recht																			

Länderfinanzausgleich	+/-231	-79,57	167,92	-11,68	5,48	-8,91	2,08	-7,72	-2,81	13,29	31,66	-1,93	18,31	77,08	82,80	-5,44	-39,13	-28,57	-36,16
Allgemeine Bundesergänzungszuweisungen	41	-12,51	53,05	-6,64	0,00	0,00	1,41	0,00	-0,89	6,29	9,82	-1,30	5,71	24,54	24,65	-2,32	-10,77	0,00	-9,96
gesamt		-92,08	220,97	-18,32	5,48	-8,91	3,50	-7,72	-3,69	19,57	41,48	-3,23	24,02	101,62	107,45	-7,76	-49,90	-28,57	-46,12

Schriftliche Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe. Außerdem versichere ich, dass ich die allgemeinen Prinzipien wissenschaftlicher Arbeit und Veröffentlichung, wie sie in den Leitlinien guter wissenschaftlicher Praxis der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg festgelegt sind, befolgt habe.

Oldenburg/Leipzig, den 18.09.2013

Nils Droste