Schriftenreihe des
Rheinisch-Westfälischen Instituts
für Wirtschaftsforschung
Neue Folge Heft 66

Agrarumweltpolitik nach den Prinzipien der Ökonomischen Theorie des Föderalismus

Ein Regionalisierungsansatz zur territorialen Abgrenzung effizienter Politikaktionsräume

Von

Guido Urfei

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung

Vorstand: Prof. Dr. Paul Klemmer (Präsident),
Prof. Dr. Ullrich Heilemann (Vizepräsident)

Verwaltungsrat: Heinrich Frommknecht (Vorsitzender); Prof. Dr. Dr.h.c. Reimut Jochimsen, Dr. Dietmar Kuhnt, Dr. Henning Osthues-Albrecht (stellv. Vorsitzende); Klaus Bünger, Prof. Dr. Walter Eberhard, Prof. Dr. Harald B. Giesel, Dr. Kurt Hochheuser, Peter Hohlfeld, Helmut Mattonet, Rolf Hermann Nienaber, Heinz Putzhammer, Klaus Schloesser, Dr. Ruprecht Vondran, Dr. Gerd Willamowski, Prof. Dr. Heribert Zitzelsberger

Forschungsbeirat: Prof. Dr. Joachim Frohn, Ulrich Hombrecher, Prof. Dr. Dr. Reinhardt Jünemann, Prof. Dr. Dietmar Kath, Prof. Dr. Gebhard Kirchgässner, Dr. Matthias Köppel, Prof. Dr. Wim Kösters, Prof. Dr. Horst Zimmermann

---

Schriftenreihe des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung Neue Folge Heft 66

Schriftleitung: Prof. Dr. Paul Klemmer
Redaktionelle Bearbeitung: Joachim Schmidt

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

GUIDO URFEI

Agrarumweltpolitik nach den Prinzipien der Ökonomischen Theorie des Föderalismus

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

SCHRIFTENREIHE DES RHEINISCH-WESTFÄLISCHEN INSTITUTS FÜR WIRTSCHAFTSFORSCHUNG ESSEN

NEUE FOLGE HEFT 66

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Agrarumweltpolitik nach den Prinzipien der Ökonomischen Theorie des Föderalismus

Ein Regionalisierungsansatz zur territorialen Abgrenzung effizienter Politikaktionsräume

Von

Guido Urfei

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Deutsche Bibliothek – CIP-Einheitsaufnahme

Urfei, Guido:
Agrarumweltpolitik nach den Prinzipien der Ökonomischen Theorie des Föderalismus : ein Regionalisierungsansatz zur territorialen Abgrenzung effizienter Politikaktionsräume / von Guido Urfei. – Berlin : Duncker und Humblot, 1999
(Schriftenreihe des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung ; N. F., H. 66)
Zugl.: Bonn, Univ., Diss., 1999
ISBN 3-428-10107-3

Alle Rechte vorbehalten
© 1999 Duncker & Humblot GmbH, Berlin
Fotoprint: Berliner Buchdruckerei Union GmbH, Berlin
Printed in Germany

ISSN 0720-7212
ISBN 3-428-10107-3

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/
Licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivs 3.0 Unported License (CC BY-NC-ND)

Vorbemerkungen

Während sowohl die funktionale Gewaltenteilung als auch der föderative Staatsaufbau zu den unangefochtenen Grundprinzipien des demokratischen Deutschland zählen, wird die vertikale Kompetenzausstattung der Gebietskörperschaften unterschiedlicher föderaler Ebenen regelmäßig kritisch diskutiert. Politik nach dem Subsidiaritätsprinzip erfährt insbesondere seit dem (Maastricht-) Vertrag über die Europäische Union aus dem Jahr 1992 eine öffentlichkeitswirksame Renaissance und wird zunehmend auch von ökonomischen Effizienzüberlegungen geleitet.

Die vorliegende Arbeit zeigt mit Hilfe eines theoretisch und empirisch unterstützten Ansatzes, daß organisatorischer Fortschritt bei der Umsetzung von Umweltpolitik möglich ist. Es werden Empfehlungen entwickelt, die dazu genutzt werden können, geltende Maßnahmen der Agrarumweltpolitik hinsichtlich ihrer Kompetenzallokation zu überprüfen und zu verändern. Die Ergebnisse eines problembezogen konzipierten quantitativen Analyseinstruments konkretisieren diese Ableitungen und zeigen, daß für Umweltexternalitäten lokaler und regionaler Dimension dezentrale Organisationsformen in Form abgrenzbarer Territorien formuliert werden können. Für das geltende Boden- und Naturschutzrecht sowie freiwillige Agrarumweltmaßnahmen ist zu empfehlen, horizontale Kooperationen innerhalb solcher Regionen anzuregen. Die Zusammenarbeit kann einen gegenseitigen Informationsaustausch bedeuten oder für Teilbereiche der Agrarumweltpolitik auch zu gemeinsamen Politikmaßnahmen verschiedener (homogener) Gebietskörperschaften führen.

Während sich die bisherige wissenschaftliche Diskussion überwiegend auf qualitativer Ebene bewegt, trägt die vorliegende Arbeit zur Konkretisierung und damit zur Operationalisierung abstrakter Prinzipien der Ökonomischen Theorie des Föderalismus bei. Mit der Konzentration auf die Umweltpolitik im Agrarsektor wird ein Wirtschaftsbereich analysiert, der wegen seiner überwiegend flächengebundenen Produktion erhebliche und häufig auch in der (Kultur-) Landschaft sichtbare Raumwirkungen entfaltet. Die Übertragbarkeit der Methodik auf Untersuchungsräume unterschiedlicher Ausdehnung, weitere Umweltproblemkomplexe sowie Wirtschaftszweige und Politikbereiche zeichnet eine vielversprechende Perspektive für zukünftige Anwendungsfelder der „empirischen Föderalismusforschung" auf.

Essen, September 1999

Rheinisch-Westfälisches Institut
für Wirtschaftsforschung

Paul Klemmer

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Vorbemerkungen des Autors

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner mehrjährigen Beschäftigung am Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre, Agrarpolitik und Landwirtschaftliches Informationswesen sowie am Lehrstuhl für Ressourcen- und Umweltökonomik des Instituts für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Universität Bonn.

An erster Stelle danke ich Herrn Prof. Dr. Wilhelm Henrichsmeyer für die fachliche Betreuung und hier vor allem für die vielen (dezentralen) Freiheitsgrade, ohne die weder das Thema dieser Arbeit noch die Art der Problemlösung möglich gewesen wären. Insbesondere die Unterbrechung meiner Beschäftigung für eine einjährige Referententätigkeit im Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gab entscheidende Anregungen, die in diese Arbeit einflossen. Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Helmut Karl, der nicht nur das Korreferat übernahm, sondern schon in frühen Phasen meiner wissenschaftlichen Arbeit als diskussionsbereiter Ansprechpartner einen wichtigen Anteil hatte, sowie Herrn Prof. Dr. Ulrich Köpke für die Bereitschaft, das Korreferat übernommen und meinen wissenschaftlichen Weg mit viel persönlichem Engagement, ehrlicher Akzeptanz und konstruktiver Kritik begleitet zu haben.

Der Robert Bosch Stiftung in Stuttgart gilt mein Dank, einen bedeutenden Teil der vorliegenden Arbeit im Rahmen eines Forschungsprojektes finanziert zu haben. Von den kritischen Bemerkungen und wertvollen Anregungen der Mitglieder und Gäste des Schwäbisch Haller Agrarkolloquiums habe ich sehr profitiert.

Für die Durchsicht des Manuskripts und entscheidende Anmerkungen danke ich besonders Frau Dipl.-Ing. Agr. Bettina Rudloff, Frau Dipl.-Ök. Klara Findenegg sowie den Herren Dr. Peter Weingarten, Dr. Thomas Heckelei, Dipl.-Ing. Agr. Reinhard Sander, Dr. Markus Meudt, Dr. Wolfgang Löhe, Dipl.-Ing. Agr. Uwe Geier und Dipl.-Ing. Agr. Jürgen Weis. Allen anderen Kollegen des Instituts für Agrarpolitik und auch des Bundesumweltministeriums, die mich mit Rat, Tat, guten Wünschen oder guter Laune begleitet haben, sei ebenfalls gedankt.

Nicht zuletzt gehört mein Dank meiner Familie, deren Vertrauen und Unterstützung ich stets sicher sein konnte. Meiner Frau Gitte Strömgren verdanke ich die Kraft, das Ziel nicht aus den Augen verloren zu haben, ihrem Land und seinen Menschen viele hilfreiche Inspirationen.

Essen, September 1999 Guido Urfei

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Inhaltsverzeichnis

Problemstellung und Aufbau der Untersuchung 15

1. Problemstellung und Zielsetzung 15
2. Aufbau der Arbeit 18

Erstes Kapitel

Theoretische Überlegungen zur Abgrenzung von Politikaktionsräumen 20

1. Externe Effekte und öffentliche Güter im Umweltbereich . . . 20
2. Kompetenzallokation als ökonomisches Problem 23
2.1. Ökonomische Theorie des Föderalismus 25
2.2. Ökonomische Theorie des Umweltföderalismus 34
2.2.1. Argumente für zentrale Kompetenzallokationen in der Umweltpolitik 37
2.2.2. Argumente für dezentrale Kompetenzallokationen in der Umweltpolitik 41
2.3. Anwendung der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus auf den Agrarumweltbereich 46
2.3.1. Ursache-Wirkungs-Beziehungen und umweltökonomische Implikationen 46
2.3.2. Potentielle Umwelteffekte der Landwirtschaft und deren räumlicher Wirkungskreis 53
2.3.3. Bündelung zu Umweltproblemkomplexen 64
3. Regionalwissenschaftliche Implikationen 71
3.1. Raumkategorien 72
3.2. Regionalisierung – Die Abgrenzung von Räumen 74
4. Vorgehensweise bei der Abgrenzung von Aktionsräumen für die Agrarumweltpolitik und Interpretationsmöglichkeiten . . . 78
4.1. Interregionale und internationale externe Effekte 78

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

4.1.1. Raumtypen als Ergebnis der räumlichen Analyse 80
4.1.2. Regionen als Ergebnis der räumlichen Analyse 81
4.2. Lokale und regionale externe Effekte 83
4.2.1. Raumtypen als Ergebnis der räumlichen Analyse 84
4.2.2. Regionen als Ergebnis der räumlichen Analyse 85

Zweites Kapitel

Kompetenzallokation ordnungs- und ablaufpolitischer Regelungen der Agrarumweltpolitik in Deutschland 87

1. Bodenschutzrecht 87
1.1. Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung von 1985 88
1.2. Aktuelles Bodenschutzrecht 90
1.2.1. Düngeverordnung 91
1.2.2. Bundes-Bodenschutzgesetz 95
1.2.3. Landes-Bodenschutzgesetze 101
1.3. Resumee: Bewertung des deutschen Bodenschutzrechts 104

2. Naturschutzrecht 105
2.1. Bundesnaturschutzgesetz 105
2.2. Länderregelungen am Beispiel Nordrhein-Westfalen 113
2.3. Resumee: Bewertung des deutschen Naturschutzrechts 116

3. Agrarumweltprogramme nach VO (EWG) Nr. 2078/92 117
3.1. Einordnung in den Rechtsrahmen 117
3.2. Umsetzung in Deutschland 120
3.2.1. Zielfindung, Entscheidung und Administration 120
3.2.2. Finanzierung 134
3.3. Resumee: Bewertung der Agrarumweltprogramme 139

4. Zusammenfassung 140

Drittes Kapitel

Modellgrundlagen und Methoden zur quantitativen Analyse föderaler Strukturen der Agrarumweltpolitik in Deutschland 144

1. Bestimmungsvariablen zur quantitativen Föderalismusforschung 145
1.1. Regionale Verteilung von Stickstoffbilanzüberschüssen 145

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

1.2. Regionale Verteilung der Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags . . . 150
1.2.1. Besonderheiten des Agrarsektors: technische und strukturelle Vermeidungsmöglichkeiten . . . 151
1.2.2. Theorie der Ermittlung von Grenzvermeidungskosten . . . 153
1.2.3. Grenzvermeidungskosten in den RAUMIS-Modellkreisen . . 154
1.2.4. Zusammenfassende Bewertung . . . 157
1.3. Regionale Verteilung der (potentiellen) Zahlungsbereitschaft für Umweltverbesserungen . . . 159
1.3.1. Repräsentative Erhebung und extrahierte Variablen . . . 162
1.3.2. Angewandte Methode: Diskriminanzanalyse . . . 167
1.3.3. Ergebnisse: Schätzfunktion und regionale (potentielle) Zahlungsbereitschaft für Umweltschutz . . . 171
1.3.4. Zusammenfassende Bewertung . . . 178
1.4. Regionale Verteilung von Naturräumen . . . 178

2. Clusteranalyse als multivariate Analysemethode zur Regionalisierung . . . 183
2.1. Regionalisierungsverfahren in den Raumwissenschaften . . . 183
2.2. Darstellung der empirischen Datenmatrix . . . 186
2.3. Standardisierung und Wahl des Distanz- bzw. Ähnlichkeitsmaßes . . . 188
2.4. Fusionierungsalgorithmus (hierarchisch-agglomerativ) . . . 189
2.5. Einschätzung der Güte und Interpretation von Fusionierungsergebnissen . . . 192
2.6. Schlußfolgerungen zur Anwendung der Clusteranalyse . . . 193

Viertes Kapitel

Clusterbildung zur Formulierung effizienter Politikaktionsräume in der Agrarumweltpolitik 198

1. Regionalisierung . . . 202

2. Raumtypisierung . . . 210

Fünftes Kapitel

Schlußfolgerungen und weiterer Forschungsbedarf 219

1. Schlußfolgerungen . . . 219

2. Forschungsbedarf . . . 230

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Sechstes Kapitel

Zusammenfassung 234

Literaturverzeichnis 241

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Geförderte Flächen im Rahmen von Agrarumweltprogrammen in der EU 120

Tabelle 2: Finanzierungsanteile von EU, Bund und Ländern im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen 135

Tabelle 3: Agrarumweltprogramme in Deutschland und Kofinanzierung der EU 137

Tabelle 4: Ausgaben von EU, Bund und Ländern für Agrarumweltprogramme in Deutschland 138

Tabelle 5: Standardisierte Koeffizienten der geschätzten Diskriminanzfunktion 172

Tabelle 6: Korrelation zwischen einzelnen Variablen und den Werten der Diskriminanzfunktion 172

Tabelle 7: Klassifizierungsergebnisse auf der Basis der geschätzten Diskriminanzfunktion 173

Tabelle 8: Sozio-ökonomische Kenngrößen des Landkreises Euskirchen 177

Tabelle 9: Naturräumliche Gliederung des Landkreises Euskirchen . . . 182

Tabelle 10: F-Werte der Bundesländer 199

Tabelle 11: Varianzen der nicht standardisierten Homogenitätsvariablen in der Referenzsituation 200

Tabelle 12: T-Werte in der Referenzsituation (16 Bundesländer) 202

Tabelle 13: F-Werte und T-Werte bei der 64-Cluster-Lösung der Regionalisierung 204

Tabelle 14: Mittlere Varianzen der Regionalisierungsergebnisse bei unterschiedlicher Clusterzahl 209

Tabelle 15: T-Werte bei der 22-Cluster-Lösung der Raumtypisierung . . 215

Tabelle 16: Mittlere Varianzen bei der Abgrenzung von Raumtypen bei unterschiedlicher Clusterzahl 216

Tabelle 17: F-Werte bei der 22-Cluster-Lösung der Raumtypisierung . . 217

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verzeichnis der Schaubilder

Schaubild 1: Optimaler Zentralitätsgrad umweltpolitischer Lösungen . . . 40

Schaubild 2: Effizienzverluste bei zentralem Angebot öffentlicher Güter und interregional divergierenden Präferenzen 42

Schaubild 3: Effizienzverluste bei zentralem Angebot öffentlicher Güter und interregional divergierenden Grenzbereitstellungskosten 44

Schaubild 4: Landwirtschaftlich bedingte Stickstoffausträge und ihr Diffusionsraum in einem geographischen Ausschnitt 48

Schaubild 5: Räumliche Kostendiffusionsfunktion zur Bestimmung effizienter Kompetenzallokation 49

Schaubild 6: Räumliche Kostendiffusionsfunktion von Umwelteffekten verschiedener Ausdehnungs- und Betroffenheitsrade 50

Schaubild 7: Räumliche Nutzendiffusionsfunktion lokal und regional begrenzter Umwelteffekte der landwirtschaftlichen Produktion 70

Schaubild 8: Ableitung der Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags 153

Schaubild 9: Grenzvermeidungskosten in Abhängigkeit von der Standortqualität 155

Schaubild 10: Zahlungsbereitschaft für Umweltschutz in Deutschland . . . 164

Schaubild 11: Clusterung auf der Grundlage homogener Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags (schematisches Ergebnis) . . . 194

Schaubild 12: Clusterung bei simultaner Berücksichtigung homogener Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags und von Stickstoffbilanzüberschüssen (schematisches Ergebnis) . . . 195

Schaubild 13: Veränderung des Distanzmaßes im Verlauf der Clusteranalysen zu Regionen 203

Schaubild 14: Veränderung des Distanzmaßes im Verlauf der Clusteranalysen zu Raumtypen 211

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verzeichnis der Übersichten

Übersicht 1: Allokationstheoretisch orientierte Argumente für politische Lösungen unterschiedlichen Zentralitätsgrades 34

Übersicht 2: Potentielle Umweltwirkungen und räumlicher Wirkungskreis landwirtschaftlicher Aktivitäten 54

Übersicht 3: Potentiell betroffene räumliche Wirkungsebenen 55

Übersicht 4: Positive und negative Umwelteffekte der Landwirtschaft . . . 67

Übersicht 5: Kriterien und Prinzipien zur Abgrenzung von umweltpolitischen Aktionsräumen 75

Übersicht 6: Territoriale Abgrenzung bei interregionalen und internationalen externen Effekten am Beispiel von Stickstoffeinträgen in Oberflächengewässer mit überregionaler Bedeutung 79

Übersicht 7: Territoriale Abgrenzung bei lokalen und regionalen externen Effekten am Beispiel des Stickstoffeintrags in lokale Trinkwasserressourcen 84

Übersicht 8: Explizite Kompetenzzuordnung an Bund und Länder innerhalb des Bundes-Bodenschutzgesetzes 99

Übersicht 9: Aufbau der Bodenschutzverwaltung in Baden-Württemberg . 102

Übersicht 10: Explizite Kompetenzzuordnung an Bund und Länder innerhalb des Bundesnaturschutzgesetzes 110

Übersicht 11: Naturschutzorganisation in Nordrhein-Westfalen 114

Übersicht 12: Kooperative Naturschutzplanung in Nordrhein-Westfalen . . 115

Übersicht 13: Die Agrarumweltprogramme in Nordrhein-Westfalen und ihre Finanzierung 133

Übersicht 14: Elemente der Stickstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS . . 148

Übersicht 15: Arbeitsphasen bei der Regionalisierung mit Hilfe der Clusteranalyse 185

Übersicht 16: Verwendete Datenmatrix (Ausschnitt) 187

Übersicht 17: Ausgangsdistanzmatrix 190

Übersicht 18: Fusionierungsalgorithmus 191

Übersicht 19: Kompetenzallokationsanalyse (KAA) 223

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verzeichnis der Karten

Karte 1: Prämien zur Förderung des Organischen Landbaus auf Ackerland 124
Karte 2: Stickstoffbilanzüberschüsse 149
Karte 3: Kosten der Reduktion des Stickstoffeinsatzes im Zieljahr 2005 158
Karte 4: Wahrscheinlichkeit positiver Zahlungsbereitschaft für mehr Umweltschutz 176
Karte 5: Naturräumliche Gliederung Deutschlands 180
Karte 6: Regionalisierung mit 31 homogenen Umweltaktionsräumen . 206
Karte 7: Regionalisierung mit 43 homogenen Umweltaktionsräumen . 207
Karte 8: Regionalisierung mit 64 homogenen Umweltaktionsräumen . 208
Karte 9: Raumtypisierung mit 6 homogenen Umweltaktionsräumen . 212
Karte 10: Raumtypisierung mit 14 homogenen Umweltaktionsräumen . 213
Karte 11: Raumtypisierung mit 22 homogenen Umweltaktionsräumen . 214

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Suckarnas myster (utsnitt)

Tvenne lagar styra mänskolivet,
tvenne krafter välva allt som födes
under månens vanskeliga skiva.
Hör, o mänska: Makten att begära
är den första. Tvånget att försaka
är den andra.
Erik Johan Stagnelius (1793–1823)

Mysterium der Seufzer (Ausschnitt)

Zwei Gesetze steuern das Menschenleben,
zwei Kräfte überwölben alles, was geboren
hier auf Erden.
Höre, oh Mensch! Die Macht zu begehren
ist das Erste. Der Zwang zu verzichten
ist das Zweite.
(Übersetzung: A. Strömgren 1998)

Problemstellung und Aufbau der Untersuchung

1. Problemstellung und Zielsetzung

Umweltpolitische Maßnahmen der Europäischen Union (EU) sowie in Deutschland des Bundes, der Länder und Kommunen, die auf die Erhaltung der natürlichen Ressourcen oder die Verbesserung des Umweltzustands abzielen, umfassen einen Komplex verschiedener Regelungen mit unterschiedlicher Raumwirkung. Neben flächendeckenden Instrumenten mit interregionaler Wirkung setzen die Gebietskörperschaften im Rahmen ihrer Kompetenzen auch raumspezifische Maßnahmen ein[1]. Diese Feststellung gilt für die allgemeine Umweltpolitik ebenso wie für die Agrarumweltpolitik, d.h. für den Teil ordnungs- und ablaufpolitischer Maßnahmen staatlicher Institutionen, mit denen Umweltwirkungen des Agrarsektors geregelt werden. In Abhängigkeit von unterschiedlichen

- natürlichen Standortbedingungen,
- Ursache-Wirkungsbeziehungen,

1 Gebietskörperschaften können Gemeinden, Gemeindeverbände, Bundesländer und der Bund sein. Im folgenden wird dieser Begriff als Synonym für sämtliche staatlichen oder suprastaatlichen (EU) Institutionen verwendet (Korte 1970).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Umweltbelastungen,
- gesellschaftlich gewünschten positiven Umwelteffekten,
- naturwissenschaftlich begründbaren Schutzzielen,
- Stärke von Interessengruppen,
- Zielen anderer Politikbereiche

und zahlreichen weiteren Bestimmungsfaktoren reflektiert insbesondere die Agrarumweltpolitik eine Fülle verschiedener gesellschaftlicher Ansprüche und politischer Zielgrößen. Politikmaßnahmen des Agrarumweltbereichs decken die gesamte Palette ordnungsrechtlicher, planerischer und informatorischer Instrumente sowie ökonomischer Anreizsysteme ab und spiegeln die Vielfalt multidimensionaler Zielbündel politischer Entscheidungen wider.

Im horizontalen Vergleich der Bundesländer ist für einige Regelungsbereiche festzustellen, daß Vorgaben der EU oder des Bundes unter Nutzung vorhandener Freiheitsgrade an die spezifischen Rahmenbedingungen angepaßt werden. Neben solchen länderspezifischen Maßnahmen, die z.T. weiter regionalisiert werden, kommen auch agrarumweltpolitische Maßnahmen mit stark zentralem Charakter zur Anwendung, die dann trotz der dargestellten Differenzierungsparameter gewisse Pauschallösungen darstellen. Gerade für den Bereich der Umweltpolitik ist in den letzten Jahren ein zunehmender Zentralisierungsgrad zu Lasten lokaler und regionaler Institutionen zu beobachten (Howe 1996; Karl 1998a; Jochimsen 1998)[2].

Trotz unterschiedlicher räumlicher Wirkungsradien landwirtschaftlich bedingter Umwelteffekte und umweltpolitischer Instrumente orientieren sich sowohl wissenschaftliche Untersuchungen als auch Planungen praktischer Politikmaßnahmen selten explizit an der Raumdimension[3]. Indem das Untersuchungsobjekt Landwirtschaft als „Wunderland ohne räumliche Dimension" (Isard 1975a: 32ff.; Hoffmann, Schneider 1965: VII) verstanden wird, gehen raumwirksame Effekte auf die Umweltmedien bestenfalls implizit in die Analysen ein (Scheele 1997a). Die ökonomische Effizienzdiskussion zum Thema Instrumenteneinsatz in der Umweltpolitik, speziell der Agrarumweltpolitik, konzentriert sich bisher nahezu ausschließlich auf:

- die Art einzusetzender Instrumente in Abhängigkeit des Umweltproblems bzw. der zu berücksichtigenden Rahmenbedingungen,
- Fragen der Zielgenauigkeit von Instrumentenbündeln im Vergleich zum Einsatz von Einzelinstrumenten,
- die Dosierung der empfohlenen Instrumente (Abgaben- bzw. Prämienhöhe, Auflagenstärke, Kontrolldichte, Sanktionshöhe usw.).

Da sich die Mehrheit der Untersuchungen, bei denen Raumwirkungen betrachtet werden, mit internationalen, grenzüberschreitenden Umweltproblemen beschäftigt,

2 Benz (1994) verwendet den Begriff „Überzentralisierung".
3 Zur historischen Entwicklung raumdifferenzierender allgemeiner, nicht landwirtschaftsspezifischer Umweltpolitik vgl. Klemmer (1988).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wird das politisch-administrative System üblicherweise als Fixpunkt angesehen, dessen Gebietsgrenzen unantastbar sind.

Die häufig von naturwissenschaftlicher Seite gestellte Forderung, politische Regelungen im Umweltbereich sollten sich im Sinne der Gesamteffizienz an naturräumlichen Grenzen anstatt an den Grenzen von Gebietskörperschaften orientieren, wird oftmals mit dem Argument verworfen, für solche Lösungen seien die Transaktionskosten prohibitiv hoch[4]. Es wird befürchtet, daß notwendige Neuabgrenzungen von Gebietskörperschaften oder Verwaltungsapparaten Folgekosten und Widerstände bei den Betroffenen nach sich ziehen, die durch die erwarteten Effizienzgewinne nicht gerechtfertigt werden können. Empirisch-quantitative Studien zur effizienzorientierten Neuabgrenzung von (Umwelt-) Gebietskörperschaften oder zur Bestimmung der zu erwartenden Transaktionskosten beim Neuzuschnitt von Politikaktionsräumen existieren jedoch nicht.

Auf der nicht (umwelt-) fach- oder sektorbezogenen Ebene wird in der allgemeinen politischen und politikwissenschaftlichen Diskussion insbesondere im Zusammenhang mit der „Regionalisierungsdebatte" Europas regelmäßig die Neugliederung der deutschen Bundesländer diskutiert. Mit der Verwirklichung eines Europäischen Binnenmarktes seien in Zukunft nicht nur die Grenzen der Nationalstaaten in Frage zu stellen, sondern auch die der deutschen Bundesländer (Kilper, Lhotta 1996: 236). Daneben werden von verschiedenen Autoren „gerade in der Intensivierung der interregionalen Kooperation bzw. in der Verdichtung der horizontalen Netzwerke zwischen den Regionen die entscheidenden Entwicklungsperspektiven" (Kilper, Lhotta 1996: 238) einer europäischen Regionalisierung gesehen.

Mit der folgenden Untersuchung sollen eine Abschätzung des Potentials theoretischer und methodischer Vorgehensweisen vorgenommen und ein Verfahren entwikkelt werden, das zur systematischen Analyse föderalismusrelevanter Fragestellungen im Agrarumweltbereich genutzt werden kann. Im Mittelpunkt der Arbeit wird der Versuch stehen, Methoden und Indikatoren zu nutzen, mit deren Hilfe der politische Entscheider in der Lage ist abzuschätzen, wie sich die zu erwartende Effizienz einer geplanten Maßnahme bei Veränderungen der territorialen Organisation verändert. Außerdem wird mit der vorliegenden Arbeit ein erster Versuch unternommen, mit Hilfe quantitativer, multivariater Analyseverfahren effizienzorientierte (Agrar-) Umweltpolitikaktionsräume zu bestimmen. Fragen der effizienten Zuordnung von Kompetenzen zu unterschiedlichen politischen Ebenen stehen im Vordergrund. Fragen instrumenteller und institutioneller Lösungen, einschließlich des zu wählenden Finanzierungsinstrumentariums werden demgegenüber nicht abschließend beantwortet[5].

---

4 Unter Transaktionskosten werden im folgenden sämtliche Kosten verstanden, die bei der Koordination wirtschaftlicher Aktivitäten bei privaten oder öffentlichen Wirtschaftseinheiten entstehen (z.B. Verhandlungs-, Frustrations- bzw. Überstimmungskosten, Administrations- in Form von Überwachungs- und Kontrollkosten, Durchsetzungskosten). Eine ausführliche Diskussion der Transaktionskostenproblematik im Zusammenhang mit Fragen effizienter Kompetenzverteilung findet sich bei Garbe (1996).

5 Das bedeutet auch, daß Fragen der effizienten Zuordnung der genannten Problembereiche zu einzelnen Fach- oder Querschnittspolitiken, z.B. der Umwelt-, Agrar- oder Regionalpolitik, ausgeklammert bleiben; vgl. dazu Fürst et al. (1986).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Ziel ist es, eine institutionelle Innovation in Form der Abgrenzung effizienter Politikaktionsräume und davon ableitbarer Kooperationsempfehlungen betroffener Gebietskörperschaften anzuregen. Effizienzgewinne sind durch diese Form des organisatorisch-technischen Fortschritts insbesondere aufgrund der Reduktion bestimmter Transaktionskostenkomponenten zu erwarten (Scheele 1997a: 10). Da auf nationalem Niveau nicht sämtliche relevanten Transaktionskosten quantifizierbar sind, dürfen die folgenden Effizienzerwägungen allerdings nicht als umfassende Kosten-Nutzen-Analyse verstanden werden, sondern sind als Ausgangspunkt für Lösungen vor Ort zu interpretieren, die in der Lage sind, spezifische Kostenkomponenten (z.B. zu erwartende Administrationskosten) zu berücksichtigen[6].

Bisher wurde der Aussagegehalt der Föderalismustheorie in bezug auf quantitative Fragestellungen der umweltpolitischen Praxis als eher begrenzt eingeschätzt (Junkernheinrich 1995: 42–46; Bauer et al. 1996: 79). Verschiedene Autoren sehen gerade im mangelnden normativen Aussagegehalt und der fehlenden empirischen Belegbarkeit abgeleiteter Thesen Schwächen der ökonomischen Föderalismustheorie (Thöni 1986: 22). Mit der folgenden Analyse soll daher auch der Versuch unternommen werden, diese These zu widerlegen. Gegebenenfalls vorzunehmende Veränderungen der Abgrenzung geltender Politikaktionsräume mit Hilfe quantitativer Methoden zielen auf die Anpassung der Kompetenzallokation betroffener Gebietskörperschaften. Das Ergebnis der Untersuchung ist daher auch als ein Plädoyer für die Nutzung der Erkenntnisse der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus in der praktischen Agrarumweltpolitik zu verstehen.

2. Aufbau der Arbeit

Der Argumentationsgang der Analyse folgt dem Prinzip abnehmender Abstraktion. Die Vernachlässigung der Ökonomischen Theorie des Föderalismus in der praktischen Agrarumweltpolitik verlangt zunächst eine Einführung in die theoretischen Hintergründe (erstes Kapitel). Neben der Definition der Begriffe „externe Effekte" und „öffentliche Güter" sowie ihrer Raumdimension, die insbesondere in ihrer regionalen Differenzierung bei umweltökonomischen Analysen wenig Berücksichtigung findet, ist es erforderlich, die relevanten ökonomischen und insbesondere umweltökonomischen Theorien problembezogen aufzuarbeiten. Dazu werden sukzessive die Kernpunkte der Ökonomischen Theorie des Föderalismus erläutert, Schlußfolgerungen auf den Umweltbereich übertragen und abschließend die Relevanz und der Nutzen für ausgewählte Problemfelder im Agrarsektor entwickelt. Da raumwissenschaftliche Fragestellungen im Mittelpunkt der Untersuchung stehen, werden Aspekte und Zusammenhänge aus der Regionaltheorie erläutert. Um dem Leserkreis, der mit theoretischen Fragestellungen der ökonomischen Föderalismusforschung vertraut ist, die Lektüre zu erleichtern, erfolgt in Abschnitt 4 des ersten Kapitels eine komprimierte Zusammenfassung der theoretischen Erläuterungen mit Beispielen zur Systematik der Vorgehensweise und möglichen Interpretationen aus dem Umweltbereich.

6 Wird der Begriff „Effizienz" im weiteren Verlauf der Arbeit verwendet, ist er unter Beachtung dieser Begrenzung zu interpretieren.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Auf diese theoretischen Ausführungen folgt eine Kompetenzallokationsanalyse ausgewählter umweltpolitischer Maßnahmen (zweites Kapitel). Die normativen Vorgaben der dargestellten Theorien bzgl. einer effizienten Zuordnung von Kompetenzen auf verschiedene Gebietskörperschaften werden mit geltenden Regelungen des Bodenschutzrechts, des Naturschutzrechts und von Agrarumweltprogrammen in Deutschland verglichen, Abweichungen der gewählten Regelungsräume bzw. impliziten Kompetenzallokation von effizienten Zuschnitten werden herausgearbeitet. Auch hier wird dem „eiligen Leser" die Möglichkeit geboten, mit Hilfe einer komprimierten Zusammenfassung einen Überblick über die Bewertung der vorgestellten Politikmaßnahmen zu gewinnen.

Nachdem räumlich begrenzte Umwelteffekte der Landwirtschaft ermittelt und geltende Politikmaßnahmen auf ihre Konformität mit theoretisch effizienten Abgrenzungen von Politikaktionsräumen verglichen wurden, folgen im dritten und vierten Kapitel empirisch-quantitative Analysen zur Formulierung effizienter Politikaktionsräume. Mit Hilfe von Homogenitätsvariablen werden Regionen abgegrenzt, die geeignet sind, eine Veränderung föderaler Strukturen für einen bestimmten, räumlich begrenzten Problembereich der Agrarumweltpolitik vorzunehmen. Hierzu wird die Clusteranalyse als multivariates Analyseverfahren eingesetzt. Bei der Regionalisierung und Raumtypisierung (viertes Kapitel) werden die Stadt- und Landkreise der Bundesrepublik die kleinste räumliche Untersuchungseinheit darstellen.

Die Untersuchung schließt ab mit Vorschlägen für einen Neuzuschnitt politischer Aktionsräume der Agrarumweltpolitik Deutschlands (fünftes Kapitel). Neben der Empfehlung von Anpassungsmaßnahmen bei geltenden Regelungen in Form horizontaler Kooperation werden auch grundsätzliche Vorschläge entwickelt, die bei der zukünftigen Neukonzeption agrarumweltpolitischer Maßnahmen beachtet werden sollten und auch auf andere Politikbereiche übertragen werden können. Bevor abschließend die Ergebnisse der Untersuchung zusammengefaßt werden (sechstes Kapitel), folgt ein Ausblick auf den verbleibenden Forschungsbedarf im bisher jungen Wissenschaftsbereich empirischer Föderalismusforschung.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Erstes Kapitel

Theoretische Überlegungen zur Abgrenzung von Politikaktionsräumen

1. Externe Effekte und öffentliche Güter im Umweltbereich

Die Existenz physischer Umwelteffekte kann als notwendige Bedingung für externe Effekte im Umweltbereich verstanden werden. Daneben müssen zwei weitere Bedingungen erfüllt sein, um Umwelteffekte als extern bezeichnen zu können (Henrichsmeyer, Witzke 1994b: 281): Zum einen ist das *Interdependenzkriterium* zu nennen, d.h. die Wirkung von Aktivitäten einer Wirtschaftseinheit (Produzenten oder Konsumenten) auf eine andere Wirtschaftseinheit, zum anderen die *Unentgeltlichkeitsbedingung*, d.h. die genannten Wirkungen wirtschaftlicher Aktivitäten werden nicht über die Märkte bewertet (Henrichsmeyer; Witzke 1994a: 195)[1].

Aus der Sicht des betroffenen Individuums (Unternehmen oder Haushalt) liegen externe Effekte immer dann vor, wenn außer den eigenen auch die Aktionsparameter anderer Individuen die Produktions- oder Konsumfunktion beeinflussen und für das betroffene Individuum keine Möglichkeit besteht, diese Variablen vollständig zu kontrollieren (Ewers, Rennings 1996). Da die hieraus resultierenden Beeinflussungen der Nutzenfunktionen in unterschiedliche Richtungen erfolgen können, sind positive externe Effekte, bei denen das Nutzen-Aufwandverhältnis c.p. zunimmt, von negativen zu unterscheiden. *Negative externe Effekte*, die von einer Wirtschaftseinheit verursacht werden, müssen andere Wirtschaftseinheiten tragen, d.h. daß weder der Verursacher des externen Effektes eine Kompensation zu zahlen hat noch der Geschädigte eine Kompensationszahlung erhält (Pigou 1932: 172ff.). *Positive Externalitäten* werden von Individuen genutzt, ohne daß bereitstellende und mit Bereitstellungskosten belastete Produzenten dafür entlohnt werden.

Die *privaten Grenzkosten*, an denen Wirtschaftseinheiten ihre Produktionsentscheidungen ausrichten, liegen somit im Falle negativer externer Effekte unter den *sozialen Grenzkosten*, die Produktionsmenge und demzufolge auch die hiermit in Zusammenhang stehende Umweltbelastung entsprechend über dem gesamtwirtschaftlichen Optimum. Aufgrund der Nichtberücksichtigung der negativen externen Effekte in

1 Eine kritische Diskussion des Externalitätenbegriffs findet sich bei Scheele (1996).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

den privatwirtschaftlichen Rechnungen sind die Umweltgüter gesellschaftlich unterbewertet. Dies hat Verzerrungen hinsichtlich des Einsatzes der Produktionsfaktoren zur Folge und damit eine volkswirtschaftlich ineffiziente Güterproduktion. Selbst unter der Voraussetzung, daß einzelbetrieblich optimal gewirtschaftet wird, ist die Faktorallokation beim Vorliegen externer Effekte gesamtwirtschaftlich betrachtet suboptimal. Die ökonomische Theorie erklärt das Umweltproblem somit vornehmlich als Allokationsproblem (Kemper 1989: 3).

Diese Betrachtung gilt in umgekehrter Weise auch für positive externe Effekte. Bei Vorliegen solcher Effekte, z.B. der Schaffung von Kulturlandschaft als Kuppelprodukt der landwirtschaftlichen Produktion, sind die privaten Grenznutzen geringer als die sozialen. Entsprechend würde die Internalisierung des externen Nutzens (beispielsweise in Form einer Honorierung solcher ökologischer Leistungen)[2] eine Produktionsausdehnung bewirken.

Gehen positive oder negative externe Effekte von der Aktivität öffentlicher Institutionen aus und treten diese außerhalb der betreffenden Gemeinschaft auf, d.h. dehnen sie sich über die Gebietsgrenzen regelnder Körperschaften hinaus aus, wird üblicherweise von „*Spillovers*" gesprochen (Sauerland 1997: 83; Biehl et al. 1987: 69; Thöni 1986: 39; Bökemann 1982: 286)[3]. Bei ihrem Auftreten ist mit einer ineffizienten Allokation zu rechnen (Zimmermann, Kahlenborn 1994: 221)[4]. Abhängig davon, ob es sich um negative oder positive Externalitäten handelt, werden „*Kosten-*" und „*Nutzenspillovers*" unterschieden (Zimmer 1994: 29). Allerdings müssen auch dann Ineffizienzen in Kauf genommen werden, wenn externe Effekte nur einen begrenzten Teil der regelnden Gebietskörperschaft erreichen, d.h. die mit Entscheidungskompetenz ausgestattete föderative Einheit größer ist als der Kreis der von günstigen oder ungünstigen externen Effekten Betroffenen[5].

Am Beispiel von Stickstoffausträgen aus der Landwirtschaft soll die Bedeutung räumlich relevanter externer Effekte verdeutlicht werden. Durch den Austrag gasförmiger Stickstoffverbindungen aus Tierhaltungsanlagen, die über den Luftweg zu benachbarten oder z.T. auch weit entfernten landwirtschaftlichen Nutzflächen transportiert werden, kann die Produktionsfunktion des am Immissionsort wirtschaftenden Landwirts beeinflußt werden. Bei unverändertem Einsatz stickstoffhaltiger Düngemittel kann es vorkommen, daß der Ertrag des betroffenen Landwirts unter Immissionswirkung höher ist als ohne den Eintrag von außen. Andererseits ist auch denkbar, daß die Erträge dieses betroffenen Landwirts durch die Immissionen sinken. Dies ist dann der Fall, wenn die Immissionsflächen mit stark nährstoffempfindlichen Kulturen bebaut werden bzw. bei weiterem Anstieg der speziellen Intensität Ertragsdepressionen auftreten. In beiden Fällen handelt es sich um externe Effekte mit Raumwirkung.

---

2 Die Begriffe „öffentliches Gut", „Produkt mit Öffentlichem-Gut-Charakter", „(positiver) externer Effekt", „ökologische Leistung" usw. werden im folgenden weitgehend synonym verwendet, es sei denn, auf die exakte ökonomische Definition wird hingewiesen.

3 Differenziert werden „Spillovers" ind „Spillouts" und „Spillins".

4 Ein aktuelles empirisches Beispiel von Spillouts und Spillins aus dem agrarpolitischen Bereich diskutieren Caswell, Kleinschmitt (1997) sowie Dudenhöffer, Gebauer (1982).

5 In diesem letztgenannten Fall spricht man auch von „Internalitäten" (Olson 1969; Neumann 1971).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Dieses Beispiel macht deutlich, daß für die Beeinflussung von Produktionsfunktionen räumlich entfernter Wirtschaftssubjekte i.d.R. die physischen Ursache-Wirkungsbeziehungen ausschlaggebend sind[6]. Bei räumlichen Externalitäten mit Wirkung auf die Konsumfunktion von Haushalten ist dies keine notwendige Bedingung. Die Identifizierung und Quantifizierung von Nutzeninzidenzen mit Wirkungen auf Konsumfunktionen sind i.d.R. mit größeren Problemen verbunden als solche mit Wirkung auf Produktionsfunktionen, da häufig nichtphysische Ursache-Wirkungsbeziehungen auftreten. So können die beschriebenen Stickstoffausträge am Immissionsort einen Verlust bedrohter Pflanzen- oder Tierarten zur Folge haben, der weit über den Ort der physischen Wirkung hinaus Nutzenfunktionen weiterer Individuen berührt. Der Verlust einzelner Arten kann für Individuen in z.T. weit entfernten Regionen mit Nutzeneinbußen verbunden sein, ohne daß diese direkt physisch betroffen sind.

Die Notwendigkeit der Erfüllung der genannten Bedingung, d.h. der Beeinflussung von Nutzenfunktionen anderer Individuen, läßt auch die Schlußfolgerung zu, daß meßbare Umwelteffekte nicht in jedem Fall externe Effekte darstellen. Andererseits müssen physische Umweltwirkungen auftreten, damit externe Effekte ausgelöst werden können, wobei zu beachten ist, daß der Ort der physischen Wirkung und der Standort des in seiner Produktions- oder Nutzenfunktion tangierten Individuums nicht notwendigerweise übereinstimmen müssen.

In enger begrifflicher Verwandtschaft zum Externalitätenbegriff wird häufig der Begriff *öffentlicher Güter* benutzt. Nach allgemein anerkannter Definition kann von öffentlichen (Umwelt-) Gütern dann gesprochen werden, wenn von *Nichtausschließbarkeit* und *Nichtrivalität* auszugehen ist (Breton 1970; Henrichsmeyer, Witzke 1994b: 295). Nichtausschließbarkeit bedeutet, daß potentiellen Nutzern der Zugang zum betrachteten öffentlichen Gut nicht oder nur zu prohibitiv hohen Ausschlußkosten verwehrt werden kann. Die Nichtrivalitätsbedingung setzt voraus, daß der Nutzen bei Ausdehnung des Nutzerkreises für jeden einzelnen nicht zurückgeht, d.h. Überfüllungseffekte ausgeschlossen werden können[7].

Ist eine der beiden Bedingungen nicht oder unvollständig erfüllt, wird von nichtreinen öffentlichen Gütern gesprochen. Je nach Erfüllungsgrad existieren Übergangsformen wie Clubgüter, Allmenderessourcen, meritorische Güter o.ä.[8].

Henrichsmeyer/Witzke (1994b: 296) erläutern, daß formal kein Unterschied zwischen externen Effekten und öffentlichen Gütern existiere. Beide Variablen gehen als unabhängige Größen in die Produktions- oder Konsumfunktion verschiedener, sie nicht verursachender bzw. bereitstellender Wirtschaftseinheiten ein. Inhaltlich könne

6 Obwohl auch Beispiele denkbar sind, bei denen keine direkte physische Wirkung die Verschiebung der Ertragsfunktion bewirkt.

7 Die Landesverteidigung bzw. ihr Ergebnis, die Sicherheit gegenüber ausländischen Agressoren, wird üblicherweise als Beispiel für ein öffentliches Gut genannt, bei dem Nichtausschließbarkeits- und Nichtrivalitätsbedingung gelten.

8 Eine Diskussion effizienter Lösungen im Falle unterschiedlicher Öffentlichkeitsgrade von Kollektivgütern findet sich bei Pauly (1970).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

allerdings von einem Unterschied ausgegangen werden, da der intentionale Hintergrund im Verlauf der Entstehung der beiden Effekte differiert. Während bei externen Effekten unterstellt werden kann, daß die Wirkung auf andere Wirtschaftseinheiten unbeabsichtigt ist, geschieht die (kostenverursachende) Bereitstellung öffentlicher Güter geplant.

In Abhängigkeit vom Ausdehnungsgrad oder *Wirkungsradius öffentlicher Güter* wird differenziert zwischen lokalen, regionalen, überregionalen, nationalen, bilateralen, supranationalen, internationalen und weltweiten öffentlichen Gütern[9] (Breton 1965; Siebert 1995: 169). Dohse (1996) definiert lokale öffentliche Güter als dezentral bereitgestellte öffentliche Güter, deren Kosten- oder Nutzeneffekte innerhalb der bereitstellenden Institution verbleiben, d.h. keine „Kosten- oder Nutzen*spillovers*" auslösen. Eine ähnliche Definition schlägt Karl (1998a) vor, wonach unter lokalen (regionalen) öffentlichen Gütern solche zu verstehen sind, bei denen sich die Nutzeninzidenz innerhalb der Grenzen lokaler (regionaler) Gebietskörperschaften bewegt.

Nach Ostmann et al. (1997) können die im folgenden im Mittelpunkt der Betrachtung stehenden lokalen und regionalen öffentlichen Güter wie die räumlich begrenzten Grundwasserressourcen eines Trinkwassereinzugsgebietes oder eine regionentypische Landschaft als Allmenderessourcen eingestuft werden (Buchanan 1965; Sandler, Tschirhart 1980). Verwendbar sind auch die Begriffe „Clubgüter" oder „kooperative Güter". Gemeinsam ist dieser Kategorie öffentlicher Güter, daß i.d.R. zwar das Ausschlußprinzip anwendbar ist, durch die Endlichkeit der Ressource jedoch rivalisierende Nutzung zu beobachten ist, d.h. mit zunehmender Gruppengröße der Nutzer Überfüllungskosten entstehen. Als typische Beispiele für solche Güter werden üblicherweise Allmenden, Deichkooperationen und Bewässerungssysteme genannt.

2. Kompetenzallokation als ökonomisches Problem

Der Umweltföderalismus untersucht auf der Basis der allgemeinen (ökonomischen) Föderalismustheorie, wie *Kompetenzen* zwischen den verschiedenen institutionellen Einheiten z.B. des Bundes, der Länder und der Kommunen anzuordnen und zu organisieren sind, damit allokative, distributive und stabilitätsorientierte Ziele effizient realisiert werden, wobei allokative Ansätze dominieren (Thöni 1986: 15, 36, 52ff.). Mit dieser Vorgehensweise vertritt die Ökonomische Föderalismustheorie nicht die Einstellung, die Entscheidungssouveränität dezentraler Institutionen stelle einen Wert an sich dar, sondern versucht, *Effizienzkriterien* im Sinne möglichst optimaler Zielerfüllung an institutionelle Lösungen anzulegen. Damit wird der Frage geeigneter institutioneller Aktionsebenen staatlicher Akteure zur Erreichung umweltpolitischer Ziele unter der Nebenbedingung ökonomischer Effizienz nachgegangen.

9 Siebert (1995: 169) differenziert bei dieser Einteilung in unterschiedliche Öffentlichkeitsgrade nicht exakt zwischen externen Effekten und öffentlichen Gütern, sondern spricht von „räumlichen Umweltsystemen".

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Frage der effizienten Kompetenzallokation ist nicht pauschal zu lösen, sondern muß differenziert für *Teilkompetenzen*, die im einzelnen zu definieren sind, und für verschiedene institutionelle Einheiten im föderalen System erfolgen. Allgemein werden *Zielfindungs- und Entscheidungskompetenz* gemeinsam diskutiert. Sie umfassen die Zuständigkeit über die Aufstellung von Vorgaben zur Gestaltung einer öffentlichen Aufgabe, z.B. im Bereich der Umweltpolitik. Hierunter fallen die Kompetenz zur Auswahl und Prioritätensetzung aus verschiedenen Umweltproblemen (oder -nutzen) im Rahmen von Budgetrestriktionen, zur Abgrenzung des politischen Aktionsraums, die Befugnis, anzustrebende Umweltzustände (Leitbilder, Standards) und dafür einzusetzende Instrumente oder Maßnahmen und deren Eingriffsintensität zu bestimmen sowie die Konkretisierung der Finanzierungsform oder Sanktionsbedingungen (wie Kontrolldichte und Sanktionshöhe) vorzunehmen (Wissenschaftlicher Beirat beim BML 1998: 3ff.).

Mit der *Verwaltungs- oder Durchführungskompetenz* wird der Bereich des Vollzugs angesprochen, d.h. die Umsetzung der Maßnahmen, die als Ergebnis des Zielfindungs- und Entscheidungsprozesses beschlossen wurden. Als Teilbereich des Vollzugs auf der jeweils zuständigen politischen bzw. administrativen Ebene (EU – Bund – Länder – Kommunen) können außer der direkten Verwaltungsabwicklung z.B. auch Beratungsmaßnahmen zur Information der Betroffenen notwendig sein. Auch die Kompetenz, Kontrollen durchzuführen sowie Sanktionen verschiedener Art zu beschließen und umzusetzen (*Kontroll- und Sanktionskompetenz*), wird unter der Verwaltungskompetenz subsumiert und ist primär bei ordnungsrechtlichen Maßnahmen relevant. Allerdings können auch bei freiwilligen, marktwirtschaftlichen Anreizsystemen Sanktionierungsmechanismen festgestellter Abweichungen vom i.d.R. vertraglich festgehaltenen Leistungsgegenstand vorgesehen sein[10].

Besonders bei Analysen auf der Grundlage der Ökonomischen Theorie des Föderalismus ist die Berücksichtigung der *Finanzierungskompetenz* entscheidend. Hierunter fallen die *Ausgaben*verantwortung bzw. -verpflichtung sowie die *Einnahmen*verantwortlichkeit für die Lösung einer Aufgabe i.S. der Entscheidung und Durchführung. Diese Teilkompetenz kann in Form der Auswahl bestimmter Finanzierungsarten und durch die gewählte Übertragungsform von Finanzmitteln bedeutenden Einfluß auf den Gesamtprozeß der Instrumentalisierung umweltpolitischer Maßnahmen haben[11].

Zur Erläuterung der Teilkompetenzen ist festzuhalten, daß es sich um idealisierte Definitionen handelt, zwischen denen in der politischen Realität zahlreiche Überschneidungen festzustellen sind. Ein Beispiel dafür sind die ziel- und entscheidungsrelevanten Komponenten, die mit der Auswahl bestimmter Finanzierungsinstrumente oder der Festlegung von Sanktionsmechanismen verbunden sind.

---

10 Das Set möglicher Maßnahmen kann sowohl weiche (Bußgelder, Rückzahlungsverpflichtungen gezahlter Transfers) als auch harte Eingriffe (Geldstrafen, Strafverfahren) umfassen.

11 Z.T. werden weitere Teilkompetenzen unterschieden, z.B. die Planungskompetenz (Dietrichs 1987: 235).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Ökonomische Theorie des Föderalismus (Abschnitt 2.1.) bildet die Basis für die Theorie des Umweltföderalismus (vgl. Abschnitt 2.2.). Die Ausführungen zur Föderalismustheorie in bezug auf Umwelteffekte im Agrarsektor (Abschnitt 2.3.) sind als sektorale Konkretisierungen dieser allgemeinen umweltökonomischen Erkenntnisse zu verstehen. Nach Junkernheinrich (1995: 42–46) sind sowohl die Umweltökonomie als auch die Föderalismustheorie und damit sämtliche der drei hier beschriebenen Ansätze dem methodologischen Individualismus verpflichtet. Im Mittelpunkt der Betrachtung steht für die Umwelt- und Agrarumweltpolitik die Abwägung zwischen den beiden Polen zentralen und dezentralen Handelns.

2.1. Ökonomische Theorie des Föderalismus

Das *Subsidiaritätsprinzip* als ein konstituierendes Element des *Föderalismus* gilt in seiner effizienzorientierten Auslegung als einer der Eckpfeiler der ökonomischen Föderalismustheorie. Gleichzeitig wird der Föderalismus als staatlicher Organisationsmaßstab verstanden, welcher das Subsidiaritätsprinzip in wirksamer Weise umsetzt, da ein föderalistischer Staatsaufbau „sachgerechte, an den Bedürfnissen vor Ort orientierte Entscheidungen" (Kilper, Lhotta 1996: 59) ermöglicht.

Ohne ökonomischen Effizienzanspruch ist das Subsidiaritätsprinzip, das der katholischen Soziallehre entstammt, nach Korte (1970) zunächst als Zuständigkeits- und Ordnungsprinzip zu verstehen. Danach sind das Individuum und die engere Gemeinschaft zur Bewältigung von Aufgaben solange eigenverantwortlich, wie sie selbst dazu in der Lage sind. Umfassende Gemeinschaften wie Gemeinden, Gemeindeverbände, Länder usw. sollten erst dann aktiv werden, wenn „die Kräfte des ursprünglichen Zuständigkeitsträgers für die Bewältigung der Aufgabe nicht ausreichen" (Korte 1970: 12).

Grundsätzlich kann der Vertrag über die Europäische Union mit seiner Forderung nach Beachtung des Subsidiaritätsprinzips als politische Umsetzung der Föderalismustheorie in der EU angesehen werden. Unter Titel I, Artikel A heißt es, daß der Vertrag zur Europäischen Union „eine neue Stufe bei der Verwirklichung einer immer engeren Union der Völker Europas" darstellt, „in der die Entscheidungen möglichst bürgernah getroffen werden". Ausdrücklich ist im EG-Vertrag davon die Rede, daß „in den Bereichen, die nicht in ihre ausschließliche Zuständigkeit fallen, die Gemeinschaft nach dem Subsidiaritätsprinzip nur tätig" wird, „sofern und soweit die Ziele der in Betracht gezogenen Maßnahmen auf Ebene der Mitgliedstaaten nicht ausreichend erreicht werden können und daher wegen ihres Umfangs oder ihrer Wirkungen besser auf Gemeinschaftsebene erreicht werden können" (Titel II, Artikel G, Abschnitt B, Artikel 3b). Mit Artikel 130r verpflichtet sich die EU, bei der Verfolgung umweltpolitischer Ziele und bei der Festlegung und Durchführung anderer Gemeinschaftspolitiken unterschiedliche Umweltbedingungen in den Regionen der Gemeinschaft zu berücksichtigen und damit implizit dezentrale Informationen zu nutzen. Im Vertrag von Amsterdam, auf den sich die Staats- und Regierungschefs der 15 Mitgliedstaaten im Juni 1997 einigten, wird das Subsidiaritätsprinzip als herausgehobenes Element besonders betont (Europäische Kommission 1997c). Ausdrücklich wird hier auch auf die Problematik grenzüberschreitender „*Spillovers*" Bezug

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

genommen, die zentrales Handeln erfordere – wobei sich dieser Hinweis nicht ausschließlich auf Umweltprobleme beschränkt.

Zusammenfassend bedeutet die Anwendung des Subsidiaritätsprinzips nach Siebert/Koop (1993: 2) in der EU faktisch, daß die Mitgliedstaaten bzw. subnationalen Einheiten immer dann Maßnahmen ergreifen dürfen, wenn:

- nicht die exklusiven Kompetenzen der EU betroffen sind und
- von der EU im Vergleich zu dezentralen Institutionen keine effizienteren Ergebnisse zu erwarten sind.

Allerdings wird auf die mangelnde Operationalisierbarkeit des Subsidiaritätsprinzips für die politische Praxis hingewiesen und die Justitiabilität in Frage gestellt (Siebert, Koop 1993: 19). Auch Döring (1996) verweist im Zusammenhang mit der Auslegung des Begriffs Subsidiarität auf die Problematik *unbestimmter Rechtsbegriffe*, verbindet mit deren Verwendung jedoch Vorteile im Umsetzungsprozeß, da sie Spielräume für Innovationen auf dezentraler Ebene bieten. Diese Spielräume stellen die notwendige Voraussetzung dar, um Politikmaßnahmen an jeweils vorgefundene spezifische Verhältnisse anzupassen.

Trotz seiner zentralen Bedeutung findet sich das Subsidiaritätsprinzip als konstituierendes Element der Bundesrepublik Deutschland nicht explizit im Grundgesetz, sondern wird in verschiedenen Artikeln der Verfassung lediglich implizit formuliert (Kilper, Lhotta 1996: 99). Daher wird es dem Grundgesetz üblicherweise im Zuge von Verfassungsauslegungen entnommen (Korte 1970: 3–59). Zentraler Regelungsgegenstand ist Art. 30 GG, in dem die Kompetenzverteilung zwischen Bund und Ländern geregelt wird. Kilper/Lhotta (1996: 101) führen aus, daß die Regelungen des Grundgesetzes zur Kompetenzallokation weniger nach Sachgebieten, sondern vielmehr nach Staatsfunktionen (Legislative, Exekutive, Judikative) vorgenommen wurden. Es gehört zu den typischen Elementen des bundesdeutschen Föderalismusmodells, daß Gesetzgebungs- und Verwaltungskompetenz problembereichbezogen zwischen Bund (Gesetzgebung) und Ländern (Verwaltung) verteilt wird (Kilper, Lhotta 1996: 64).

Auch Art. 72 GG (*konkurrierende Gesetzgebung*) gibt eindeutige Hinweise zur vorzunehmenden Abwägung zwischen Bundes- und Länderkompetenzen. Nach der bis zum 15. November 1994 geltenden Fassung bestand ein bundesgesetzlicher Regelungsbedarf dann, wenn:

- „eine Angelegenheit durch die Gesetzgebung einzelner Länder nicht wirksam geregelt werden kann oder
- die Regelung einer Angelegenheit durch ein Landesgesetz die Interessen anderer Länder oder der Gesamtheit beeinträchtigen könnte oder
- die Wahrung der Rechts- oder Wirtschaftseinheit, insbesondere die Wahrung der Einheitlichkeit der Lebensverhältnisse über das Gebiet eines Landes hinaus sie erfordert“[12].

12 Da sich nach Kilper/Lhotta (1996: 101) „die als Schutz für den Landesgesetzgeber gedachte Bedürfnisklausel“ des Art. 72 Abs. 2 GG in der politischen Praxis als wirkungslos erwies, wurde sie in der aktuellen Fassung des Grundgesetzes gestrichen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Insbesondere die beiden ersten Punkte, die in der aktuellen Fassung des Grundgesetzes nicht mehr gelten, stellen Bezüge zu ökonomischen Fragestellungen dar, die auf der Basis der ökonomischen Föderalismustheorie diskutiert werden können. Die Bedingung der Unwirksamkeit einzelner Länderregelungen zur Rechtfertigung bundesgesetzlicher Regelungen deutet Effizienzerwägungen des Verfassungsgebers an. Sind solche Unwirksamkeiten vorhanden, können zwar prinzipiell territorial begrenzte Landesregelungen gefunden werden, jedoch unter Inkaufnahme von Effizienzverlusten.

Besonders deutlich wird jedoch der Bezug zur ökonomischen Föderalismustheorie beim zweiten Punkt der ursprünglichen Grundgesetzfassung. Würden „Interessen anderer Länder oder der Gesamtheit" durch die Regelungen einzelner Bundesländer berührt, liegen *„Spillovers"* vor, d.h. Wirkungen über die Grenzen des regelnden Landes hinaus. Käme es zur Vernachlässigung dieser Raumwirkungen und damit ggf. der Präferenzen betroffener Bevölkerungsgruppen, müßte mit Ineffizienzen in Form von Über- oder Unterversorgung gerechnet werden[13].

Kinsky (1986: 38–43) stellt fest, daß Subsidiarität als eine mögliche Art der vertikalen Kompetenzverteilung zu verstehen ist, die die Zuständigkeit der Föderation erst dort beginnen läßt, wo die autonomen Teilstaaten eindeutig überfordert sind. Nach Sinn (1994) kann das Subsidiaritätsprinzip allerdings nicht dazu dienen, Aussagen darüber abzuleiten, welche Teilkompetenzen welcher Gebietskörperschaft auf zentralem oder dezentralem Niveau zuzuordnen sind. Zur Beantwortung dieser Fragen können ökonomische Analysen Hilfestellung geben.

Die Ökonomische Theorie des Föderalismus beschäftigt sich auf der Basis effizienztheoretischer Überlegungen mit den Fragen der anzustrebenden Kompetenzverteilung zwischen zentralen und dezentralen Institutionen. Anhand der beiden Extrema Zentralismus und Dezentralismus werden Überlegungen zu Wohlfahrtseffekten angestellt, die sich auf umweltpolitische Fragestellungen übertragen lassen (Abschnitt 2.2.). Im allgemeinen wird die Frage der Kompetenzzuweisung im Bereich der Gesetzgebung (Zielfindungs- und Entscheidungskompetenz), der Verwaltung (Durchführungskompetenz) und der Finanzierung (Finanzierungskompetenz) als entscheidender Faktor im Föderalismus bzw. als „Herzstück eines jeden föderalistischen Systems und insbesondere des modernen Bundesstaates" (Kilper, Lhotta 1996: 74) bezeichnet.

Üblicherweise wird allerdings die zunehmende *Politikverflechtung*, d.h. die gemeinsame Lösung politischer Aufgaben und die damit häufig einhergehende Zersplitterung der Kompetenzen auf verschiedene Gebietskörperschaften, für ineffizient gehalten[14]. Aus institutionen- und polit-ökonomischer Sicht wird von Hagedorn (1993:

13 Eine kritische Diskussion zur Frage, ob *Spillovers* zu Über- oder Unterversorgung führen, findet sich bei Sauerland (1997: 81ff.)

14 Biehl et al. (1987: 28ff.); Döring (1996: 293–323); Hübler et al. (1996: 111). Fürst (1986: 149) kommt zu der Schlußfolgerung, daß das „Gegenstromprinzip" nach § 1 BROG, d.h. die wechselseitige Abstimmung zwischen Land und Region, zu Ineffizienzen führt, da Eingriffsverzichte provoziert und Minimallösungen bevorzugt werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

235) mit Blick auf die Umweltpolitik die simultane Kompetenzausstattung verschiedener Politikebenen – von den Kommunen über die Länder und den Bund bis zur EU – als Beispiel für „innovationshemmende, interorganisatorische Entscheidungsstrukturen des kooperativen Föderalismus" genannt. Hey (1989: 283) führt aus, daß Probleme der „Politikverflechtungsfalle" entstehen, „wenn Entscheidungen auf höherer Ebene vom Konsens der Akteure auf der unteren Ebene abhängen"[15]. Das bedeutet, daß bei der Delegation unterschiedlicher Kompetenzen an die verschiedenen Gebietskörperschaften in vertikaler Richtung negative Effekte dieser „Politikverflechtungsfalle" zu beachten sind, die sich in unterschiedlich hohen Transaktionskosten in Abhängigkeit des Verflechtungsgrades manifestieren (Scharpf 1985). Biehl et al. (1987: 71) bezeichnen diese Kostenarten als „Kompetenzzersplitterungskosten".

Im folgenden wird dennoch gedanklich eine Aufteilung der Gesamtkompetenz in Teilkompetenzen sowie deren Zuordnung zu verschiedenen Gebietskörperschaften vorgenommen, um geltende Maßnahmen der Agrarumweltpolitik möglichst differenziert analysieren zu können. Denn in der politischen Praxis ist es üblich, die beteiligten Gebietskörperschaften mit unterschiedlich starken Teilkompetenzen auszustatten.

Den verschiedenen *Dezentralisierungskonzepten* auf der Grundlage ökonomischer Überlegungen liegt das Prinzip der Konsumenten- bzw. Wählersouveränität zugrunde. Damit wird, den demokratischen bzw. wirtschaftsliberalen Grundprinzipien folgend, im Wahlbürger und Konsumenten der Souverän in Politik und Markt gesehen. Präferenzen individueller bzw. dezentraler Entscheidungsträger sind diesem Prinzip folgend so weit wie möglich zu beachten (Magoulas et al. 1995: 160). *Institutioneller Wettbewerb* dient in diesem Zusammenhang dazu, dezentrales Wissen zu aktivieren und dezentrale Präferenzen offenzulegen, letztlich mit dem Ziel der optimalen Befriedigung der Bedürfnisse der Individuen mit privaten und öffentlichen Gütern (Zimmermann, Kahlenborn 1994: 6).

Bei sämtlichen dieser Theorieüberlegungen wird vollkommene Information und Rationalverhalten der beteiligten Akteure vorausgesetzt, d.h. das Bestreben der betroffenen Wirtschaftssubjekte und Bürger, den Nutzen entsprechend ihrer selbst gesteckten Präferenzen zu maximieren. Außerdem wird unendliche Reaktionsschnelligkeit angenommen, Mobilitätshemmnisse werden ausgeschlossen.

Ineffizienzen, deren weitgehende Vermeidung als normative Richtlinie aufzufassen ist, können modelltheoretisch sowohl bei dezentraler als auch bei zentraler Kompetenzallokation entstehen. Wohlfahrtsverluste durch Dezentralisierungsstrategien sind zu erwarten bei:

- Unteilbarkeit bestimmter öffentlicher Güter und mit zunehmender Verwaltungsgebietsgröße abnehmenden Durchschnittskosten (Entscheidungs-, Administrations- und Produktionskosten). Die Forderung nach Ausnutzung von

15 Klemmer (1987) bezeichnet diese Tendenzen als typische Erscheinungsmerkmale des „kooperativen Föderalismus".

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

„economies of scale" bzw. *„size"* wird verbunden mit der Forderung, die Abmessungen der Gebietseinheiten, in denen öffentliche Güter produziert werden, so zu wählen, daß die Durchschnitts- bzw. Stückkosten der Produktion minimiert werden (Breton 1965: 175–187; Thöni 1986: 42).

- Koordinationsproblemen bei der Bereitstellung öffentlicher Güter.
- Interregionalen Externalitäten, so daß die angebotenen Waren und Dienstleistungen in Höhe und Zusammensetzung nicht den Präferenzen der Bürger bzw. Konsumenten entsprechen (Frey 1979: 29) oder sich die Zuständigkeiten der Verwaltungsebenen nicht mit den Grenzen der räumlichen Nutzung von Umweltressourcen decken und es dadurch zu (interregionalen) Abstimmungsproblemen kommt (Brümmerhoff 1992: 489).

Auch die Berücksichtigung verteilungstheoretischer Ansätze spricht für eine tendenziell zentrale Lösung. Allerdings ist dieses Argument umstritten, da es durch mangelnden Wettbewerb aufgrund zentraler Regelungen zu Effekten kommen kann, die das für Umverteilungen zur Verfügung stehende Produktionsergebnis mindern und damit Ineffizienzen bedeuten (Thöni 1986: 48ff.)[16]. In diesen Fällen können Effizienzerwägungen die gewollten Verteilungswirkungen beeinflussen.

Einige Autoren weisen darauf hin, daß dezentral angesiedelte Politikmaßnahmen die lokalen und regionalen Behörden überfordern könnten und damit einen Konflikt zwischen Handlungsbedarf und -fähigkeit erzeugen (Fürst 1986: 155ff.). Entsprechende Transaktionskosten aufgrund mangelnder personeller, finanzieller und informatorischer Ausstattung dieser Behörden werden befürchtet[17] (Luz 1990).

Im umgekehrten (Extrem-) Fall zentraler Regelungen werden Ineffizienzen erwartet durch:

- mangelnde Berücksichtigung dezentral vorliegender Bürger- und Konsumentenwünsche bzw. heterogene Präferenzen (Oates 1972: 11),
- einen Anstieg staatlicher Planungs-, Informations-, Verhandlungs-, Einigungs-, Frustrations- und Administrationskosten (Thöni 1986: 41, 46ff.),
- mangelnde Innovationsfreude der beteiligten Wirtschaftssubjekte bzw. eingeschränkten Wettbewerb der Ideen und Institutionen (Siebert, Koop 1993: 4) sowie
- räumlich differierende Grenzkosten der Vermeidung (Tietenberg 1978).

Neben diesen ökonomischen Argumenten für dezentrale Lösungen werden in der Literatur weitere, z.B. politikwissenschaftliche genannt. Howe (1996: 21–34) konkretisiert die Effizienzvorteile dezentral nutzbaren Wissens und führt Kenntnisse über die physische Umwelt, die ökonomischen Rahmenbedingungen sowie politische und soziale Faktoren an. Thöni (1986: 60) nennt als Vorteile dezentraler Politikansätze darüber hinaus:

16 Thöni zitiert dazu Buchanan (1974: 22ff.).

17 Einen Überblick über die Transaktionskostendiskussion gibt Bössmann (1982).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Flexibilität,
- Experimentiermöglichkeiten,
- Bürgernähe,
- Selbstverwaltung, Selbstverantwortung und Minderheitenschutz sowie
- Machtverteilung und Machtbegrenzung.

Für sämtliche Fälle dezentraler und zentraler Implementierung von Politikmaßnahmen gilt, daß es zur möglichst effizienten Aufgabenwahrnehmung stets des horizontalen Wettbewerbs zwischen den Gebietskörperschaften einer Ebene bedarf (Junkernheinrich 1995: 42).

Werden die genannten Argumente zugunsten dezentraler Lösungen im Falle lokal oder regional begrenzter öffentlicher Güter nicht beachtet und fällt die Organisationsentscheidung zugunsten zentraler Verwaltungen, sind mögliche Effizienzverluste abzuwägen, insbesondere dann, wenn bei solchen Lösungen durchschnittliche Präferenzen das Leitbild staatlichen Handelns darstellen, so daß das Güterangebot für jedes Individuum gleich ist (Huckestein 1993a). Wenn eine zentrale Institution ein uniformes Niveau öffentlicher Güter anbietet oder vorschreibt oder eine Region ihr Optimum gegenüber anderen durchsetzt, bedeutet dies, daß bei regional differierender Nachfrage nach öffentlichen Gütern und der Annahme identischer Kosten der Erstellung mit Wohlfahrtsverlusten zu rechnen ist (s.a. Schaubild 2) (Zimmermann, Kahlenborn 1994: 7).

Diese Schlußfolgerungen führen auch zu dem Ergebnis, daß die Präferenzen der Wirtschaftssubjekte um so besser repräsentiert werden, je kleiner der politische Aktionsraum ist, da bei kleinen Einheiten mit größerer *Homogenität der Präferenzen* zu rechnen ist als bei großen[18].

Tullock (1969: 19–29) faßte diese Überlegungen bereits Ende der sechziger Jahre zusammen und entwickelte ein Schema zur Optimierung der Verteilung von Regierungsaktivitäten mit den Bestimmungsfaktoren:

- Frustrationskosten aufgrund mangelnder Repräsentanz und
- Organisationskosten in Form von *economies of scale* bzw. des Verzichts auf Größenvorteile.

Ähnlich argumentieren Bulutoglu (1976/77) sowie Biehl et al. (1987: 65), wonach mit zunehmender Dezentralität die Transaktionskosten in Form politischer Repräsentations- und Administrationskosten steigen, während die Frustrationskosten sinken. Neben diesen Kostenkomponenten führt Döring (1994a, 1994b) die mit abnehmendem Zentralisierungsgrad steigenden Kontrollmöglichkeiten wegen i.d.R. vorhandener räumlicher Nähe administrativer Einheiten als effizienzbeeinflussenden Parameter an.

18 Vgl. Tullock (1969: 19–29); Oates, Schwab (1988). Zimmer (1994: 20) weist darauf hin, daß nach Olson (1968) mit sinkender Gruppengröße auch der Anreiz zum *free-riding* abnimmt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Deutlich wird schon an dieser Stelle, daß bei Vorliegen lokal oder regional begrenzter externer Effekte dezentrale politische Lösungsstrategien Vorteile versprechen. Zur Beantwortung der Frage, ob und ggf. wie lokale öffentliche Güter effizient bereitgestellt werden können, entwarf Tiebout (1956) bereits in den fünfziger Jahren ein theoretisches Modell. Er entwickelte die These, bei lokalen öffentlichen Gütern, die durch die Gebietskörperschaften finanziert werden, in denen sie auftreten, könne eine Art Marktlösung bzgl. des Umfangs der Bereitstellung dieser öffentlichen Güter durch die Abstimmung der Betroffenen Bürger bzw. Wähler mit den Füßen, d.h. durch Abwanderung gewährleistet werden[19]. Angelehnt an das Modell des Wettbewerbsföderalismus wird in Analogie zur Markttheorie angenommen, das Angebot an Kollektivgütern, das von öffentlichen Institutionen bereitgestellt wird, stehe im Wettbewerb (Thöni 1986: 45). Bürgern, die mit der Kollektivgüterausstattung an ihrem Standort unzufrieden sind, steht die Möglichkeit offen, in solche Regionen abzuwandern, in denen sie das gewünschte Angebot vorfinden.

Dem *Tiebout-Modell* liegt die Vorstellung zugrunde, daß unter bestimmten, restriktiven Annahmen die Individuen solange „mit den Füßen abstimmen", bis im Gleichgewicht innerhalb einer Verwaltungseinheit das Mix aus Angebot an öffentlichen Gütern und Steuerschuld zur Bereitstellung dieser Güterkategorie den Präferenzen der Bevölkerung entspricht (Zimmermann, Kahlenborn 1994: 8). Es wird u.a. von vollkommener Mobilität und Information der Betroffenen ausgegangen und unterstellt, daß interregionale Externalitäten nicht vorhanden sind bzw. nicht berücksichtigt werden müssen. Am Ende des Anpassungsprozesses steht eine Allokation, bei der sämtliche Wirtschaftssubjekte hinsichtlich der Bereitstellung lokaler öffentlicher Güter zufriedengestellt werden und damit keine Wanderungsanreize mehr existieren (Dohse 1996: 9). Bulutoglu (1976/77: 4) bezeichnet die von Tiebout beschriebenen Konsumenten bzw. Wahlbürger als *„local public service shoppers"*, die ihren Nutzen dadurch maximieren, daß sie sich in der Gebietskörperschaft ansiedeln, die bzgl. des Angebots an öffentlichen Gütern und des Steuermixes ihren Präferenzen am nächsten kommt (Pommerehne 1987: 76ff.).

Tiebout weist mit dieser Argumentationskette nach, daß dieses Gleichgewicht effizient und pareto-optimal ist, da aufgrund der homogenen Präferenzen innerhalb einer Verwaltungseinheit oder Gebietskörperschaft einstimmig votiert wird. Die betroffenen Bürger sind um so leichter in der Lage, ihre individuellen Präferenzen zu befriedigen, je mehr zur Wahl stehende lokale Einheiten existieren und um so stärker diese bezüglich der relevanten Parameter streuen.

Das Tiebout-Modell läßt allerdings einige Kritikpunkte offen (Storbeck, Lücke 1975). Weder Unteilbarkeiten noch Skaleneffekte, die insbesondere bei der Bereitstellung öffentlicher Güter von Bedeutung sein können, noch Überfüllungsnachteile durch eine zunehmende Nutzerzahl, die ein öffentliches Gut zunehmend knapper werden lassen, werden problematisiert (Zimmermann, Kahlenborn 1995: 187). Weiterhin weicht insbesondere die Annahme vollkommener Mobilität der Betroffenen

19 Einen sehr ausführlichen Überblick über den Literaturstand zur Diskussion des Tiebout-Modells sowie Erweiterungen dazu geben Miszkowski, Zodrow (1989).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

von der Realität ab. Bei der Wahl des Wohnortes fließen neben dem Bereitstellungsniveau an öffentlichen Gütern sowie dem zugehörigen Steuerbelastungsniveau zahlreiche weitere, auch nichtökonomische Größen in die Entscheidung ein. Dudenhöffer/ Gebauer (1982) kritisieren Tiebouts Annahme, Individuen würden ihre Präferenzen nicht verbal bzw. durch Stimmabgabe ausdrücken, sondern lediglich zwischen den beiden Möglichkeiten Eintritt oder Austritt wählen.

Auch die Empirie, mit deren Hilfe sich inhomogene Präferenzen der Bevölkerung in ausgewählten Räumen nachweisen lassen, belegt, daß das in sich konsistente Modell Tiebouts durch seine Annahmen begrenzt wird. Denn die erwartete Konstituierung von Regionen mit homogenen Präferenzen sowie homogenen Bereitstellungskollektiven und damit Paretooptimalität läßt sich empirisch nicht bestätigen[20] (Thöni 1986: 45).

Im Rahmen der Suche nach Entscheidungshilfen zur Bestimmung der optimalen Kompetenzverteilung, insbesondere bei der Bereitstellung öffentlicher Güter, entwickelte Olson (1969) bereits in den sechziger Jahren das Prinzip der *fiskalischen Äquivalenz*[21]. Diesem Prinzip folgend ist die Bereitstellungsebene öffentlicher Güter so zu wählen, daß der Empfängerkreis der Vorteile öffentlicher Güter mit dem Kreis der Entscheider und Zahler für die Bereitstellung dieser Güter übereinstimmt. Dadurch, daß jeder Nutzer mit einem nutzenäquivalenten Anteil an den Kosten beteiligt wird (Sauerland 1997: 42), ist Pareto-Optimalität gewährleistet. Es kommt in Abhängigkeit verschiedener Parameter (z.B. Mobilitätskosten) zu Wanderungsbewegungen, die in den jeweiligen Regionen Wirtschaftssubjekte mit ähnlichen Präferenzen und Zahlungsbereitschaften konzentrieren (Karl 1995: 146). In diesen Fällen sei es nicht mehr möglich, durch Umstrukturierung der Teilregionen einzelne Wirtschaftssubjekte bzw. Bürger besser zu stellen, ohne andere zu belasten (Brümmerhoff 1992: 486). Die Nachfrager nach Umweltleistungen wählen jene Region als Standort, die das öffentliche Gut bzw. die ökologische Leistung entsprechend ihrer Vorstellung bereitstellt (Karl 1995: 147). Gegenüber einer zentralen Versorgung mit lokalen oder regionalen öffentlichen Gütern werden durch solche Kompetenzallokationen Wohlfahrtsvorteile realisiert, weil Über- und Unterversorgungseffekte unterbleiben. In der wissenschaftlichen Diskussion werden diese allokativen Argumente für die überzeugendsten Begründungen zugunsten des fiskalischen Föderalismus gehalten und in Teilbereichen auch durch empirische Untersuchungen belegt (Feld, Kirchgässner 1998).

Mit einem idealtypischen Modell von Neumann (1971) läßt sich belegen, daß in einer Demokratie die Wahlprogramme der Parteien maximale Zustimmung finden, wenn ein föderalistisches System herrscht, das nach dem Prinzip der fiskalischen Äquivalenz auf jeder Verwaltungsebene ein ganz spezifisches öffentliches Gut anbietet. Neumann (1971: 501) nennt diese Organisationsform auch „perfekte Korrespondenz von Körperschaften und öffentlichen Gütern".

---

20 Es sei denn, man betrachtet den Status quo als Ungleichgewichtssituation auf dem Weg zum Tiebout-Gleichgewicht (Zimmermann, Kahlenborn 1994: 41). Vgl. auch Abschnitt 1.3. im dritten Kapitel.

21 Synonym wird auch von fiskalischem Föderalismus sowie differenzierend vom Korrespondenz- oder Kongruenzprinzip gesprochen (Oates 1972: 34; Biehl et al. 1987: 66).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Das Prinzip der fiskalischen Äquivalenz impliziert die Forderung, daß über auftretende Externalitäten im Idealfall auf der jeweils betroffenen räumlichen Ebene entschieden werden sollte, d.h. auch hier die Kompetenzen angesiedelt sein sollten. Dann würde über Externalitäten mit ausschließlich lokalen Effekten auf lokaler Ebene, bei Externalitäten mit regionalem Ausmaß auf Regionsebene usw. entschieden (Karl 1995: 144; Cropper, Oates 1992).

Von Breton (1965) wurde in diesem Zusammenhang der Begriff des „*perfect mapping*" geprägt, d.h. die Forderung nach territorialer Äquivalenz der Entscheidungs-, Kosten-, Finanzierungs- und Nutzenräume von öffentlichen Gütern (Karl, Ranne 1997: 417–432). Rinsche (1996: 58) deklariert die Forderung nach Übereinstimmung von Entscheidungsträgern, Steuerzahlern und Nutznießern als „staatspolitischen Grundsatz der institutionellen Symmetrie".

Breton (1965) versteht unter „*perfect mapping*" eine Abgrenzung, bei der sämtliche Nutzenstiftungen lokaler Güter innerhalb der Grenzen lokaler Gebietskörperschaften, regionaler öffentlicher Güter innerhalb der Grenzen regionaler Gebietskörperschaften usw. auftreten. Er bezeichnet solche Einheiten, die dem Kriterium der Pareto-Optimalität genügen, als ökonomisch optimale Verfassung. Breton (1965) diskutiert externe Effekte mit räumlichem Charakter als „Nachbarschaftseffekte" und weist in seinem grundlegenden Artikel zur (allokations-) effizienten räumlichen Abgrenzung von Gebietskörperschaften darauf hin, daß zur Bereitstellung kollektiver Güter nicht notwendigerweise staatliche Institutionen eingerichtet werden müssen, sondern dazu auch kooperative, nicht-staatliche Organisationen, Verträge und Komittees geeignet sein können.

„*Imperfect mapping*" verbunden mit Effizienzverlusten tritt immer dann auf, wenn:

- sich „*Spillovers*" über Grenzen von Regelungsräumen hinweg ausdehnen oder
- bestimmte Gebietskörperschaften in der Verwaltungspraxis nicht vorhanden sind, so daß eine Deckungsgleichheit zwischen den Nutzenräumen öffentlicher Güter und den regelungsbefugten Verwaltungsräumen nicht herzustellen ist (Breton 1965).

Nach Breton (1970) ist in der Praxis „*imperfect mapping*" die Regel, da die Grenzen von Verwaltungsräumen und ökonomisch effizienten Regionen nur selten übereinstimmen. Die Anwendbarkeit des Prinzips der fiskalischen Äquivalenz oder der Versuch eines „*perfect mapping*" bei Umweltproblemen mit begrenzter Raumwirkung ist v.a. durch die zahlreichen impliziten Annahmen begrenzt, die zur Anwendung auf reale Probleme in vielen Fällen zu modifizieren sind (Biehl et al. 1987: 28).

Zentrale Lösungen zur Bereitstellung lokaler oder regionaler öffentlicher Güter sind insbesondere dann sinnvoll, wenn mit zunehmender Größe des Verwaltungsraumes *Skalenerträge* auftreten, d.h. z.B. Entscheidungs-, Administrations- oder Produktionskosten sinken, und diese Nutzenvorteile die Effizienzverluste aufgrund nicht oder uniform berücksichtigter Präferenzen überkompensieren (Übersicht 1).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 1

Allokationstheoretisch orientierte Argumente für politische Lösungen unterschiedlichen Zentralitätsgrades		
Argument	Tendenziell zentrale Lösung	Tendenziell dezentrale Lösung
Lokal/regional begrenzte externe Effekte		x
Positive oder negative „Kosten- und Nutzenspillovers" bzw. interregionale/nationale etc. externe Effekte	x	
Heterogene Präferenzen (Frustrationskosten)		x
Verhandlungs- bzw. Konsensfindungskosten		x
Heterogene Bereitstellungs- bzw. Vermeidungskosten		x
Fiskalische Äquivalenz	x	x
Koordinationsbedarf	x	
Economies of scale oder scope	x	
Innovation/Wettbewerb, Informationskosten		x
Organisations-, Bürokratie-, Kontrollkosten	(x)	x
Nach Thöni (1986: 61).		RWI ESSEN

Verwaltungslösungen auf zentraler Ebene sind auch dann bezüglich der Produktion lokaler oder regionaler öffentlicher Güter zu befürworten, wenn eine Bündelung verschiedener Problembereiche bzw. Regulierungen verschiedener öffentlicher Güter *Koordinationsvorteile* bzw. -erfordernisse aufweist. Ein Beispiel hierfür ist die Notwendigkeit, Biotopverbundsysteme auch über Verwaltungsgrenzen hinweg zu planen. Einen Hauptnachteil von zentralen Lösungen stellen allerdings die mit steigender Größe des Verwaltungsraumes zunehmenden Informationsasymmetrien zwischen zentral agierenden Staatsorganen und dezentral handelnden Adressaten bzw. Wirtschaftseinheiten dar, die zu erheblichen Effizienzverlusten führen können.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß mit dem Ziel möglichst hoher Effizienz staatlicher Eingriffe und unter Vernachlässigung von möglicherweise vorhandenem Koordinationsbedarf sowie unter der Annahme konstanter Skalenerträge im Zusammenhang mit der Bereitstellung öffentlicher Güter Politikmaßnahmen zu suchen sind, die dem Öffentlichkeitsgrad des betroffenen Gutes, d.h. der Ausdehnung seines Nutzerkreises möglichst weitgehend entsprechen. Lokale öffentliche Güter sind dann auf lokaler Ebene bereitzustellen, solche mit regionalem Charakter auf Regionsebene und überregionale bzw. globale auf zentraler Ebene. Für abschließende institutionelle Lösungen müssen allerdings sämtliche zu erwartenden Transaktionskostenkomponenten berücksichtigt werden.

2.2. Ökonomische Theorie des Umweltföderalismus

Zur Rechtfertigung einer räumlichen Differenzierung von Instrumenten und Kompetenzen im Umweltbereich bedarf es der Bestimmung der Faktoren, die bezogen auf

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

die räumliche Dimension variieren. Könnte davon ausgegangen werden, sämtliche politikrelevanten Faktoren seien räumlich uniform, spräche zunächst nichts für räumlich differenzierte Regelungen. Erst Abweichungen, d.h. räumliche Varianzen, führen dazu, daß durch zentrale oder uniforme Regelungen Kostenkomponenten entstehen, die Effizienzverluste zur Folge haben können[22].

Die verschiedenen, in der allgemeinen empirischen Regionalforschung auch als raumdifferenzierende (Umwelt-) Faktoren bezeichneten Einflußgrößen haben unterschiedlich starken Einfluß auf die räumliche Wirkung externer Effekte und damit auf abzuleitende effiziente Aktionsräume der Politik (Thelen 1972). Im allgemeinen wird die Notwendigkeit der Berücksichtigung der o.g. Bestimmungsgrößen festgestellt, gleichzeitig jedoch auch wie bei Scheele et al. (1993) darauf hingewiesen, daß zur Lösung dieser Zuordnungsfragen eine vollkommen unzureichende empirische Datenbasis existiere.

Verschiedene Autoren weisen wie Karl/Klemmer (1990: 35) darauf hin, daß bei der Beurteilung von Umweltproblemen die räumliche Differenzierung von entscheidender Bedeutung ist. Auch nach Döring (1996) sollte aus ökonomischer Sicht nicht nur die Frage instrumenteller Lösungen von Umweltproblemen Gegenstand der Effizienzdiskussion sein, sondern auch die territoriale Gliederung des Raums zu einer „variablen Größe" werden[23]. Auch Bauer et al. (1996: 226) bezeichnen die räumliche Dimension externer Effekte als ein „wesentliches Kriterium für die Instrumentenwahl und die Zuordnung zwischen Instrumenten und politischen Entscheidungsträgern". Scheele et al. (1993) weisen auf die Nutzenkomponente externer Effekte hin und halten daher sowohl die Berücksichtigung ihrer räumlichen Dimension als auch die räumliche Verteilung der betroffenen Personenkreise für eine wichtige Voraussetzung sachgerechter umweltpolitischer Maßnahmen bzw. einen wesentlichen Teilaspekt der Optimierung umweltpolitischer Strategien (Scheele 1997b: 41–57). Mit dem Hinweis darauf, die Zuordnung von Emissionsquellen zu bestimmten Räumen impliziere auch, daß z.B. Maßnahmen, die zur Emissionsbegrenzung außerhalb eines Wassereinzugsgebiets beitragen, innerhalb dieses Raumes nur von geringem Nutzen sind, werden die beschriebenen *„Internalitäten"* aufgegriffen (Scheele et al. 1993).

Die räumliche Dimension von Umweltwirkungen als ein Element externer Umwelteffekte, wird durch verschiedene Faktoren ausgelöst. Neben der Diffusionswirkung stofflicher – in diesen Fällen zumeist negativer – Effekte gehört auch die spezifische Anordnung von Emissionsquellen oder von „Enstehungsorten" positiver Externalitäten im geographischen Raum zu den Bestimmungsfaktoren der räumlichen Dimension. Auch Art, Ursachen und Stärke der Umwelteffekte sowie Wissen und Fähigkeiten einzelner Wirtschaftssubjekte, politischer Entscheidungsträger und administrativer Kräfte der Umweltverwaltung zur Behebung von Umweltbelastungen bzw. Bereitstellung von Umweltnutzen sind heterogen im Raum verteilt.

---

22 Fischer (1973: 50f.) spricht in diesem Zusammenhang von der „Individualität der Teilräume". Zur Frage regionaler Identitäten vgl. auch Zimmermann, Nijkamp (1986: 69).

23 Vgl. auch Siebert (1976: 79–89) sowie Scheele (1997b).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Zusätzlich können räumlich ungleich verteilte Grenzkosten der Vermeidung von Umweltbelastungen bzw. der Bereitstellung von positiven Externalitäten sowie Nutzenkomponenten oder individuelle Präferenzen für eine räumliche Differenzierung sprechen (Scheele 1993). Auch Unterschiede der natürlichen Standortbedingungen landwirtschaftlicher Produktion (klimatischer, boden-geologischer, landschaftsökologischer Eigenschaften usw.) oder von Assimilationskapazitäten der Umweltressourcen können in diese Richung weisen. Für umweltökonomische Fragestellungen zur effizienten Kompetenzallokation ist i.d.R. auch die räumliche Verteilung der Verfügungsrechte (*property rights*) an Umweltressourcen, z.B. bei der Bodennutzung, ausschlaggebend. Bei kleinen, räumlich begrenzten Parzellen sind andere Regelungen zu treffen als bei großflächiger Besitzverteilung (Karl et al. 1988: 13; Hecht, Werbeck 1995: 162–167; Karl, Klemmer 1995).

Für die Gesamtbewertung räumlicher Varianzen ist zu beachten, daß sich die genannten Argumente nicht nur auf Umweltprobleme bzw. negative Externalitäten beschränken, sondern analog auch für positive externe Effekte gelten, die von (land-) wirtschaftlichen Aktivitäten ausgelöst werden können[24].

Die folgenden Ausführungen zur Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus lehnen sich eng an den Argumentationsgang der allgemeinen Ökonomischen Föderalismustheorie an. Der Konkretisierungsgrad nimmt allerdings insofern zu, als die vorgestellten Ergebnisse, die für verschiedene externe Effekte und öffentliche Güter gelten, auf den Umweltbereich übertragen werden. Mit dieser Vorgehensweise wird zum einen transparent, daß die Ökonomischen Theorie des Föderalismus auf weitere Politikbereiche anwendbar ist (Agrarumwelt-, Agrarmarkt-, Agrarsozial- und -strukturpolitik, aber auch Verkehrs- oder Energiepolitik usw.). Zum anderen wird die Voraussetzung geschaffen, um im nächsten Schritt konkrete Lösungen für die im Mittelpunkt dieser Arbeit stehenden Umwelteffekte des Agrarsektors entwickeln zu können.

Die Übertragung der ökonomischen Föderalismustheorie auf den Umweltbereich führt zu dem Ergebnis, daß das Niveau umweltpolitischer Regulierungen bzw. Kompetenzen auf den verschiedenen politischen Ebenen regional angepaßt werden muß, da auch die Kosten und Nutzen einer Verringerung der Umweltverschmutzung bzw. einer Bereitstellung zusätzlicher öffentlicher Güter regional variieren (Zimmermann, Kahlenborn 1994: 9).

---

24 Eine weitere raumdifferenzierende Größe wird von Döring (1996) diskutiert. Auf der Basis spieltheoretischer Überlegungen weist er darauf hin, daß gemeinsame kulturelle Erfahrungshintergründe innerhalb von Politikaktionsräumen effizienzsteigernd wirken. Er begründet diese These damit, daß Entscheidungsprozesse innerhalb kooperierender Gebietskörperschaften um so ineffizienter werden, je stärker die sozialen, politischen und kulturellen Verhaltensregeln als Ausdruck der nationalen Identitäten der Mitgliedstaaten variieren und damit Effekte aufreten, die sich mit Hilfe des spieltheoretischen Modells des „Gefangenendilemmas" charakterisieren lassen. Diese Argumentationskette für möglichst homogene kulturelle Bedingungen, die Döring in Bezug auf zentrale EU-Regelungen ausführt, läßt sich eingeschränkt auf kooperierende Gebietskörperschaften regionaler bzw. nationaler Ebenen übertragen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Angelehnt an die Ökonomische Theorie des Föderalismus wird auch bei der Theorie des Umweltföderalismus davon ausgegangen, daß mit Hilfe dezentraler Lösungen in bestimmten Teilbereichen Effizienzsteigerungen und damit positive Wohlfahrtseffekte gegenüber zentralen Lösungen möglich sind. Da jedoch auch von zentralen Kompetenzverteilungen Vorteile in bestimmten Bereichen zu erwarten sind, muß in der Praxis problembezogen eine Abwägung zwischen beiden Extrempositionen gefunden werden. Zur Entscheidungshilfe werden daher im folgenden die Vorteile beider Ausgestaltungsextrema erläutert.

2.2.1. Argumente für zentrale Kompetenzallokationen in der Umweltpolitik

Bei Umweltproblemen mit hohem Diffusionsgrad kann es zu Externalitäten kommen, die nationale Grenzen überschreiten. Je nach Ausdehnungsgrad der externen Effekte kann es sich um überregionale, nationale, bilaterale, supranationale, internationale oder globale Effekte handeln. Solche externen Effekte führen zu Ineffizienzen, sofern keine Abstimmung in Form von Verhandlungen oder Kooperation der Umweltpolitik eingeleitet wird[25] (Karl 1994b).

In diesen Fällen können weder Umweltkosten verursachergerecht zugeordnet werden noch Umweltleistungen möglichst kostengünstig produziert werden. Denn zum einen können exterritoriale Verursacher von Umweltschäden, die im „Inland" z.B. als Immissionen wirksam werden, nicht zur Beseitigung herangezogen werden („Freifahrerprobleme"). Zum anderen müssen „Ausländer" den Nutzen durch vom „Inland" produzierte öffentliche Güter, die über die Grenzen auch bei ihnen wirksam werden, nicht in ihre Allokationsentscheidung einbeziehen. Die Ineffizienz entsteht dadurch, daß bei dezentralen Regelungen grenzüberschreitender Externalitäten nicht die potentielle Zahlungsbereitschaft bzw. der Nutzenverzicht außerhalb des Aktionsraums, der durchaus vorhanden sein kann, berücksichtigt würde (Karl 1995: 151).

Huckestein (1993b) weist auf die möglichen Folgen der Existenz solcher grenzüberschreitender Externalitäten hin. Überwiegend wird davon ausgegangen, daß „*Spillovers*", bei denen der Personenkreis der Zahlenden kleiner ist als der der Nutzer, zu einer gesamtgesellschaftlich suboptimalen Produktion öffentlicher Güter führen, d.h. tendenziell zu einer Unterversorgung[26] (Oates, Schwab 1988:333 –354). Suboptimale Ergebnisse kommen auch bei Kostenspillovers zustande, da nicht davon auszugehen ist, daß Gebietskörperschaften, die solche Effekte produzieren, diese freiwillig beseitigen (Thöni 1986: 40)[27].

---

25 Siebert/Koop (1993: 19) listen einige Bereiche auf, u.a. transnationale Umweltprobleme, bei denen ex-ante Harmonisierung effizienter ist als institutioneller Wettbewerb.

26 Es werden verschiedene Lösungsmöglichkeiten dieses Problems diskutiert. So wird die Gründung einer Umweltagentur vorgeschlagen, die zentral einzelne Schadensverursacher sowie das Niveau an Schädigung ermittelt und dann verursachergerecht anlastet. Voraussetzung ist die Bereitschaft nationaler Autoritäten, Kompetenzen an diese Agentur abzutreten (Siebert 1987: 152; Junkernheinrich 1995).

27 Thöni zitiert als Beleg für diese Position Williams (1966: 18ff.) sowie Frey (1969: 367ff.) und Holtmann (1966: 524ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Neben der zentralen Vorgabe von (Mindest-) Standards ist es möglich, durch freiwillige oder von zentraler Ebene erzwungene Verhandlungen oder Kooperationen zwischen den betroffenen Gruppen effiziente Ergebnisse zu erreichen[28] (Huckestein 1993a: 330–339). Die Wahrscheinlichkeit des Verhandlungserfolgs nimmt allerdings insbesondere bei nationale Grenzen überschreitenden Effekten mit der Anzahl der beteiligten Gebietskörperschaften ab[29].

Interregionale Externalitäten, die stets für tendenziell zentrale Lösungen sprechen, können von speziellen öffentlichen Gütern ausgehen. *Allmende- oder Common-pool-Ressourcen* sind hier herauszuheben. Diese werden von reinen öffentlichen Gütern dadurch abgegrenzt, daß bei ihnen wie bei privaten Gütern eine Nutzungskonkurrenz existiert. Da der Zugang zur Ressource für potentielle Nutzer entweder überhaupt nicht oder nur schwach eingegrenzt ist, entsteht ein Wettbewerb, ohne daß ein Anreiz zur Erhaltung der Option einer zukünftigen Nutzung vorhanden ist (Endres 1985: 156). Beispiele für solche Ressourcen sind gemeinschaftlich genutzte Fisch-, Wald- und Wildbestände. Gebiete, die aus naturschutzfachlicher Sicht von überregionaler Bedeutung und daher schutzwürdig sind, fallen ebenfalls in diese Kategorie. Zur Erhaltung solcher schützenswerter Regionen können zentral gelagerte Kompetenzen sinnvoll bzw. notwendig sein.

Größen- bzw. Skaleneffekte können sich nicht nur durch große Produktionseinheiten im betrieblichen Bereich ergeben, sondern auch durch große Bereitstellungseinheiten öffentlicher Güter staatlicherseits. Olson (1969: 485) weist allerdings nach, daß Skaleneffekte im Umweltbereich solange i.d.R. keine Rolle spielen, wie das Prinzip fiskalischer Äquivalenz beachtet wird (vgl. Abschnitt 2.1.). Skaleneffekte sind besonders typisch für Bereiche, in denen Fixkosten von großer Bedeutung sind (Huckestein 1996: 39). Wie in anderen Politikbereichen kann dies in der Umweltpolitik für den Aufbau und die Unterhaltung von Verwaltungsinstitutionen erwartet werden. Die gemeinsame Nutzung solcher Institutionen durch verschiedene Regionen kann positive Skalenerträge mit sich bringen.

Auch *umweltbedingter Koordinationsbedarf* rechtfertigt Kompetenzen auf zentraler Ebene, selbst dann, wenn der Wirkungskreis externer Effekte lokal oder regional begrenzt ist (Scheele 1993: 424–430). Dies gilt z.B. für den Fall, daß sich verschiedene lokale oder regionale Umweltmedien in ihrer räumlichen Ausdehnung überschneiden, es also zu Überlappungen zwischen effizienten Aktionsräumen kommt, die zu Koordinierungsproblemen führen (Siebert 1978). Siebert (1995: 228) hält es sogar für erforderlich, Politiklösungen für verschiedene Umweltmedien in ein und demselben Aktionsraum zu koordinieren, damit es nicht zu strategischem Ausweichen von Emittenten auf Umweltressourcen mit niedrigerer Eingriffsintensität kommt. Der Übergang von Skalenerträgen zu Vernetzungs- oder Kooperationsvorteilen ist fließend. So treten auch im Bereich der aufgrund ökologischer Erfordernisse

28 Karl (1996) analysiert die Effizienz einer Politikmaßnahme mit dem Ziel des Immissionsschutzes am Beispiel einer Kooperationslösung der Schweizer Kantone Basel-Stadt und Basel-Land bei regional begrenzten externen Effekten und kommt zu differenzierten Ergebnissen.

29 Zu internationalen, nationalen und regionalen Kooperationslösungen in der Regionalpolitik und Raumplanung vgl. Malchus (1995: 437–443).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

notwendigen Biotopvernetzungen Größeneffekte auf. Zentrale Aufgaben sind auch hier in Form der Koordination durch eine zentrale Instanz notwendig (Karl 1995: 157).

Neben dem finanzwissenschaftlich anerkannten Prinzip der *fiskalischen Äquivalenz* wird von Huckestein (1993a: 330–339) der Grundsatz „ökologischer Äquivalenz" als Entscheidungskriterium zur Abgrenzung von Regelungsräumen genannt. Nach Hukkestein (1996: 15, 21) wird von *„territorialer ökologischer Äquivalenz"* gesprochen, wenn der Wirkungsraum einer *umwelt*politischen Maßnahme mit dem Territorium der für diese Maßnahme entscheidungs- und finanzierungsverantwortlichen Gebietskörperschaft übereinstimmt. Dieses Prinzip geht auf das dargestellte *„perfect mapping"* zurück. Maßnahmen der Umweltpolitik sind diesem Prinzip folgend von der Gesamtheit derjenigen zu beschließen und zu finanzieren, die von positiven oder negativen externen Umwelteffekten betroffenen sind. Huckestein (1993b: 419–423) bezeichnet dieses organisatorische Gestaltungsverfahren auch als „räumliche Interpretation des Verursacherprinzips".

Das Prinzip der ökologischen Äquivalenz betrifft insbesondere die *horizontale Zuordnung von Kompetenzen*, z.B. zwischen den Landkreisen einer Region. Dabei gilt das Prinzip, daß *„Internalitäten"* um so treffsicherer zu vermeiden sind, je kleiner die einzubeziehenden Gebietskörperschaften sind. Denn dieses Prinzip bedeutet auch, daß die Gesamt- oder Teilflächen der Gebietskörperschaften, die nicht betroffen sind, aber in die Kompetenzverteilung miteinbezogen werden, minimiert werden können, so daß die Abgrenzung von Aktionsräumen tendenziell in Richtung *„perfect mapping"* weist. Verhandlungsergebnisse zwischen Stadt- und Landkreisen einer Region versprechen somit gegenüber Lösungen zwischen Bundesländern Effizienzgewinne durch die Reduzierung der Transaktionskostenkomponenten.

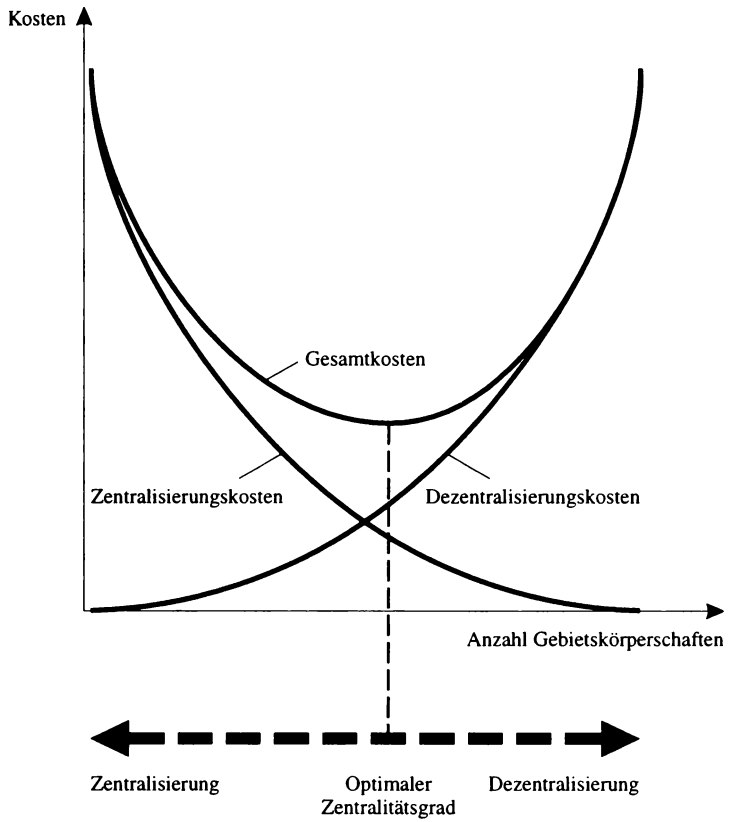
Geht man davon aus, daß sich Nutzen- bzw. Schadensdiffusionskreise verschiedener Umweltgüter unterscheiden, würde der Versuch des *„perfect mapping"* im Extrem ein *„multilevel mosaic of jurisdictions"*[30] (Olson 1986: 120–125) zur Folge haben. Gemäß der strikten Berücksichtigung des Prinzips der fiskalischen Äquivalenz würden sich institutionelle Einheiten als effizient erweisen, die sich bezüglich der Bereitstellung eines Gutes nicht räumlich überschneiden, sich bezüglich mehrerer Güter jedoch aus überlappenden Bereitstellungseinheiten zusammensetzen, „wobei jede verschieden große Regionen abdeckt, innerhalb der das Angebot eines spezifischen Gutes festgelegt und finanziert wird" (Thöni 1986: 38). Folge wären die Nichtorganisierbarkeit des Bereitstellungsproblems bzw. prohibitiv hohe Verwaltungskosten. Auch Huckestein (1993b) weist darauf hin, daß ein *„perfect mapping"* wegen der Vielzahl der sich überschneidenden Umweltwirkungsräume sowie verwaltungstechnischer, politischer und sozio-kultureller Gründe, die in ihrer Gesamtheit unter dem Oberbegriff der *Transaktionskosten* subsumiert werden können, nicht realistisch ist.

30 In der Vergangenheit wurde z.T. die Position vertreten, es könnten „natürliche Regionen" abgegrenzt werden, die aufgrund bestimmter natürlicher und geographischer Konstellationen als Allzweckregionen dienen (Todt 1971; Thelen 1972).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 1

Optimaler Zentralitätsgrad umweltpolitischer Lösungen



Nach Biehl et al. (1987).

Da eine spezifische räumliche Lösung für jedes einzelne Umweltproblem, d.h. die Abgrenzung jeweils einer eigenen Gebietskörperschaft für jede Aufgabe, wegen der hohen Transaktionskosten nicht als effizient anzusehen ist, müssen Aufgaben gebündelt werden (Döring 1996). Bei abnehmender Größe des Aktionsraums treten an die Stelle von Effizienzgewinnen aufgrund vermiedener Frustrations- bzw. Überstimmungskosten zunehmend Effizienzverluste aufgrund nicht genutzter Skalen- und Verbundeffekte. Graphisch kann dieser Sachverhalt abgebildet werden, indem umweltpolitische Aufgaben auf einem Kontinuum angeordnet werden, dessen Eckpunkte durch vollständige Dezentralisierung und Zentralität gekennzeichnet sind (Schaubild 1). Das Effizienzoptimum ist dann erreicht, wenn die Gesamtkosten – als Summe der verschiedenen zu erwartenden Transaktionskosten – aufgrund einer Ver-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

größerung des Aktionsraums ihr Minimum erreichen. Allerdings weisen verschiedene Autoren darauf hin, daß die simultane Berücksichtigung der Effizienzparameter (Skaleneffekte, Transaktionskosten usw.) Schwierigkeiten bereitet, insbesondere bei der empirischen Umsetzung im Einzelfall (Zimmermann, Nijkamp 1986: 45).

Nach Siebert (1976a: 85; 1978b) sprechen gegen die Einrichtung umweltpolitischer Institutionen auf regionaler Ebene und damit für zentrale Regelungen im wesentlichen Argumente, die sich von den Erkenntnissen der *Neuen Politischen Ökonomie* ableiten lassen. Zu nennen sind insbesondere lokale Machtkonstellationen, die ein Ungleichgewicht zwischen den beteiligten Interessengruppen produzieren. Ineffizienzen kommen in diesen Fällen dadurch zustande, daß die Präferenzen solcher Teilgruppen, die von starken Lobbyisten vertreten werden, übergewichtet werden. Das Argument Sieberts, übergeordnete nationale Interessen würden von lokalen Behörden nicht ausreichend berücksichtigt[31], kann zwar nachvollzogen werden, bleibt in der vorliegenden Untersuchung jedoch unberücksichtigt, da ausschließlich solche Umweltprobleme analysiert werden, bei denen keine (oder zu vernachlässigende) interregionale „*Spillovers*" vorhanden sind.

Aufgrund der genannten Effizienzerwägungen schlagen verschiedene Autoren auch bei räumlich begrenzten Umwelteffekten neben der Zuteilung spezifischer Kompetenzen an dezentrale Gebietskörperschaften eine Koordinationsfunktion auf relativ zentraler Ebene vor. Döring (1996) fordert beispielsweise eine „autonome Instanz", die den beschriebenen *trade off* zwischen Effizienzgewinnen und -verlusten aufgrund zunehmenden Einbezugs weiterer Gebietskörperschaften abwägt und diese Abwägung im Zeitablauf regelmäßig wiederholt, um in der Zwischenzeit stattgefundene Veränderungen berücksichtigen zu können[32]. Dieser Forderung folgend sind in bestimmten zeitlichen Abständen Möglichkeiten vorzusehen, die festgelegten Gebietsabgrenzungen zu relativieren (*Flexibilitätsprinzip*) (Boustedt 1975: 370).

2.2.2. Argumente für dezentrale Kompetenzallokationen in der Umweltpolitik

Zimmermann/Kahlenborn (1994: 16–17) kommen zu dem Schluß, daß Umweltqualität und Umweltpolitik sowie Instrumentendosierungen, im Extremfall sogar Instrumententypen, grundsätzlich regional definiert und differenziert werden sollten. Auch der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994: 319) schlägt im Sinne der Theorie des Umweltföderalismus vor, die Art und das Niveau der Bereitstellung ökologischer Leistungen im Rahmen umfassender Landnutzungskonzepte auf regionaler Ebene festzulegen (Pfadenhauer, Ganzert 1992: 16). Begründet wird diese Forderung mit der Feststellung, daß nur auf dieser Ebene ausreichend detaillierte Kenntnisse über die naturräumlichen Bedingungen vorliegen. Lösungen auf übergeordneten Ebenen seien nur dann anzustreben, wenn durch regionale Landnutzungsformen interregionale externe Effekte erzeugt werden.

---

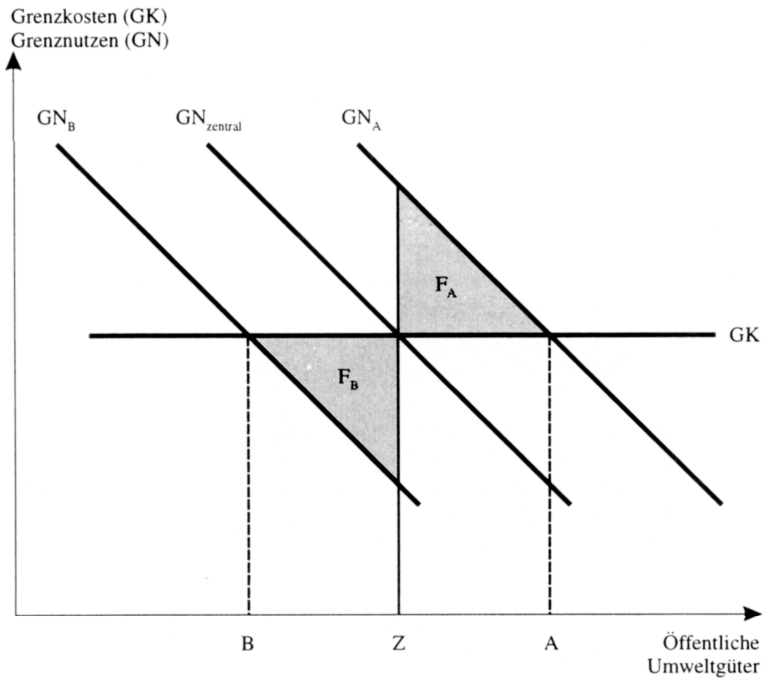
31 Zu strategischem Verhalten lokaler Behörden aufgrund enger räumlicher Beziehung zu potentiellen Emittenten vgl. Teherani-Krönner (1987: 121ff.).

32 In diesem Zusammenhang führen auch Hogeforster/Jürging (1973: 126–137) aus, daß jede Regionalisierung lediglich mittelfristig als stabil anzusehen ist.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 2

Effizienzverluste bei zentralem Angebot öffentlicher Güter und interregional divergierenden Präferenzen



Nach Karl (1998b: 1041).

Der Ökonomischen Theorie des Föderalismus folgend sind dezentrale umweltpolitische Verwaltungslösungen insbesondere bei eingeschränkter Raumwirksamkeit einzelner öffentlicher Güter oder externer Effekte anzustreben. Wenn die Nutzenstiftungen oder Schädigungen umweltrelevanter Tätigkeiten nur eine geringe Tendenz zur Überschreitung regionaler Grenzen besitzen, sind dezentrale, regionsspezifische Lösungen vorzuziehen. Das bedeutet, je geringer das Ausmaß der räumlichen Diffusion von Nutzenstiftungen öffentlicher Güter ist, um so eher sind dezentrale Allokationsmechanismen zentralen vorzuziehen (Zimmer 1994: 221). Ebenso ist im Fall interregional divergierender Präferenzen bei zentraler Vorgabe des Bereitstellungsniveaus lokaler öffentlicher Güter mit Ineffizienzen zu rechnen (Schaubild 2).

Geht eine zentrale Gebietskörperschaft von einer mittleren Wertschätzung für ein betrachtetes öffentliches Gut aus ($GN_{zentral}$), kann es durch interregional unterschiedliche Präferenzen bzw. Zahlungsbereitschaften und damit divergierende Grenznutzen zu Ineffizienzen kommen. Bei räumlich identischen Grenzbereitstellungskosten (GK) würden diese voneinander abweichenden Grenznutzen bzw. marginalen Zah-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

lungsbereitschaften ohne zentrale Vorgaben in den Regionen mit höheren Grenznutzen (Region A) zu höheren Erbringungsanstrengungen führen (A) sowie zu geringeren Umweltschutzbemühungen (B) in Regionen mit niedrigeren Grenznutzen (Region B). Ineffizienzen (Flächen F_A und F_B) kommen dadurch zustande, daß sämtliche Regionen zur Bereitstellung eines von ihren Präferenzen abweichenden Niveaus an öffentlichen Gütern gezwungen werden. Dies führt zu *Unterversorgungen* in Region A sowie zu *Überversorgung* mit dem betreffenden öffentlichen Gut in Region B (Zimmermann, Kahlenborn 1994: 37).

Ob allerdings die Präferenzen für öffentliche Umweltgüter im interregionalen Vergleich differieren oder auf der Ebene größerer Verwaltungseinheiten homogen vorliegen, läßt sich nur im Einzelfall, d.h. problem- oder medienbezogen und unter Berücksichtigung geographischer und sozio-ökonomischer Besonderheiten, beantworten.

Ist im interregionalen Vergleich von einheitlichen Präferenzen und damit Grenznutzen auszugehen, muß mit Ineffizienzen dann gerechnet werden, wenn trotz regional divergierender Grenzkosten zur Bereitstellung öffentlicher (Umwelt-) Güter ein zentral vorgegebenes Niveau an Umweltschutz realisiert wird (Schaubild 3). Unterschiede in den Grenzkosten der Bereitstellung können durch unterschiedliche natürliche Standortbedingungen in den Regionen, unterschiedliche technische Ausstattungen oder Betriebsleiterfähigkeiten entstehen. Werden diese regionalen Unterschiede ignoriert und wird von einer zentralen Institution ein mittleres Niveau an öffentlichen Umweltgütern bereitgestellt (Punkt Z in Schaubild 3), ist mit Effizienzverlusten im Umfang der Flächen F_A und F_B zu rechnen. Dezentrale Wahlmöglichkeiten würden demgegenüber regionale Gleichgewichtslösungen mit jeweils unterschiedlichen Niveaus an öffentlichen Umweltgütern (A und B) möglich machen.

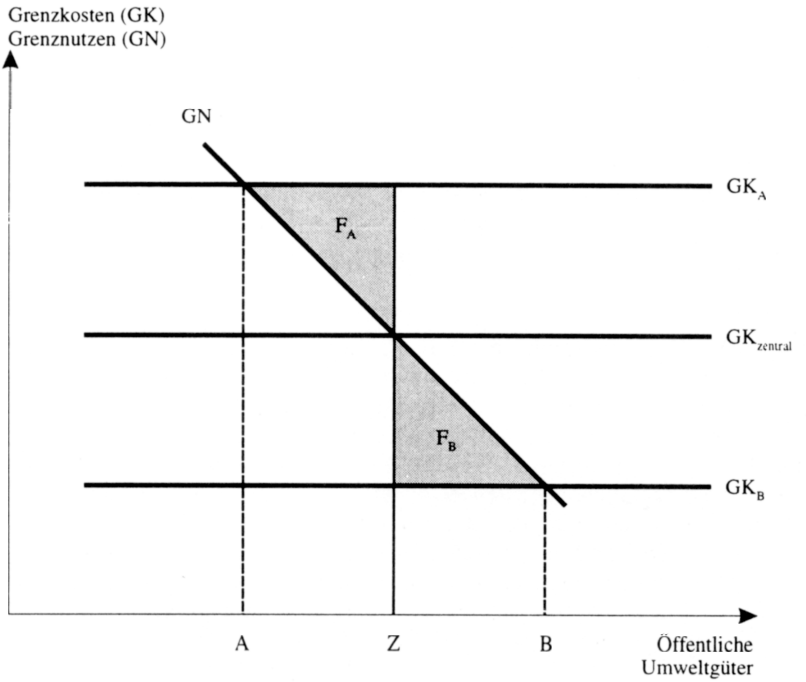
Neben diesen angebots- und nachfrageorientierten Argumenten sprechen weitere für die Effizienz regionaler Umweltbehörden (Siebert 1976: 85). Angeführt werden regelmäßig Informationsvorteile der Regionalbehörden, die zum einen das Ausmaß und die Wirkungen des betrachteten Umweltproblems besser kennen als zentrale Instanzen, zum anderen die Präferenzen der Betroffenen besser beurteilen können. Nach Karl (1998a: 571) erweitert eine dezentralisierte Umweltpolitik im Sinne des Wettbewerbsarguments „die Möglichkeiten der Wirtschaftssubjekte, zwischen verschiedenen Anbietern von öffentlichen Gütern zu wählen".

Als Nachteil regional differenzierter Politiklösungen wird häufig die Befürchtung genannt, einen *Standortwettbewerb* („Verschmutzungswettlauf") der Regionen auszulösen, bei dem Standards allmählich gesenkt werden, um (umweltverschmutzenden) Unternehmen einen Ansiedlungsanreiz zu bieten (Bergmann 1992: 107–120). Sind Regelungsräume in Abhängigkeit der Ausdehnung externer Effekte abgegrenzt, ist diese Gefahr vermindert (Ewringmann et al. 1976; Miszkowski, Zodrow 1989). Da es in der vorliegenden Arbeit zum Ziel der Regionalisierung gehört, Umweltwirkungen, die über die Grenzen der Regelungsräume hinausreichen, auszuschließen, wird die Effizienz umweltpolitischer Maßnahmen an den Grenzvermeidungs- bzw. -bereitstellungskosten sowie den marginalen Zahlungsbereitschaften im Aktions-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 3

Effizienzverluste bei zentralem Angebot öffentlicher Güter und interregional divergierenden Grenzbereitstellungskosten



Nach Karl (1998b: 1021).

raum orientiert. Da auf diese Weise sämtliche positiv oder negativ Betroffenen mit den Verursachern in Verhandlungen treten können, sind effiziente Lösungen wahrscheinlicher als innerhalb von Regelungsräumen, in denen dies nicht möglich ist.

Cropper/Oates (1992) weisen nach, daß die Vermutung, dezentrale Umweltpolitik führe zu einem Wettbewerb lokaler Institutionen um Kapital und in der Folge zu gesellschaftlich unerwünschter Umweltverschmutzung, nicht bzw. nur unter restriktiven Annahmen bestätigt werden kann[33]. Allerdings verbleibe die Notwendigkeit der empirischen Überprüfung dieser modellanalytisch gewonnenen Erkenntnis.

Junkernheinrich (1995: 45–46) nimmt problembezogen eine grobe Zuweisung einiger Schutzbereiche zu entsprechenden dezentralen Verwaltungslösungen vor. Er weist darauf hin, daß Maßnahmen im Rahmen des Bodenschutzes i.d.R. auf dezen-

33 Rauscher (1995) zeigt unter restriktiven Annahmen, daß bei nichtkooperativen Lösungen nicht nur dieser Fall zu niedriger Umweltstandards entstehen kann, sondern im Gegenteil auch der Fall zu scharfer Umweltregelungen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

traler Ebene anzusiedeln sind, da Bodenverunreinigungen im Normalfall räumlich begrenzt sind, d.h. interregionale externe Effekte nur selten auftreten[34]. Im Gewässerschutzbereich seien mit Ausnahme der Fließgewässer ebenfalls nationale oder regionale Lösungen anzustreben.

Auch Huckestein (1993a: 338) fordert für den überwiegenden Teil des Gewässerschutzes, daß die Zuständigkeit zentraler Instanzen, insbesondere der EU, „auf die Festlegung von verbindlichen rechtlichen und institutionalen Regelungen beschränkt bleiben" sollte. Ähnliche Forderungen formuliert er für den Arten- und Biotopschutz sowie den ästhetischen Ressourcenschutz, weist jedoch auch auf die zum Teil überregionalen Verflechtungsbeziehungen und Präferenzen in diesen Ressourcenbereichen hin, die eine Koordination auf zentraler Ebene erforderlich machen. Biehl et al. (1987: 83) halten für den Bereich des Naturschutzes eine Stärkung der regionalen Ebene, verstanden als Raumeinheit zwischen Ländern und kommunaler Ebene, für effizienzfördernd.

Die wesentlichen Argumente für dezentrale Kompetenzallokationen zusammenfassend ist nach Klemmer (1988: 60) „eine raumdifferenzierende Betrachtung des Umweltallokationsaspekts u.a. erforderlich, wenn

- eindeutige und räumlich begrenzte Emissions-Immissions-Zusammenhänge auftreten,
- gravierende räumliche Unterschiede hinsichtlich des naturräumlichen Leistungspotentials (Naturraumpotential) bestehen,
- divergierende Präferenzen der Bürger vorliegen bzw. eine unterschiedliche Empfindlichkeit schutzwürdiger Tatbestände beobachtet werden kann, die eine regional oder örtlich verschiedenartige Gewichtung der Teilkomponenten des Umweltqualitätsziels bzw. der Immissionsgrenzwerte verlangen".

Insgesamt bleibt festzuhalten, daß die Theorie des Umweltföderalismus Aussagen in Hinblick auf die effiziente Kompetenzallokation trifft, die besonders für den Teilbereich lokaler und regionaler öffentlicher Güter in vielen Fällen für eine Dezentralisierung sprechen. In konkreten Einzelfällen muß für den Bereich der Umwelt- und Agrarpolitik geklärt werden,

- wie lokale, regionale und nationale Externalitäten zu unterscheiden sind,
- wie Entscheidungs-, Durchführungs- und Finanzierungskompetenzen vertikal und horizontal zu alloziieren sind,
- wie Produktions- und Transaktionskosten auf Zentralisierung oder Dezentralisierung reagieren.

Es muß festgehalten werden, daß zur Ausgestaltung dezentraler umweltpolitischer Instrumente und zur konkreten Abgrenzung von umweltpolitischen Aktionsräumen auch *Informationen* über den Umweltzustand und die Umweltwirkungen wirtschaft-

34 Dieselbe Auffassung vertreten Zimmermann, Kahlenborn (1994: 234).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

licher Tätigkeit *auf dezentraler Ebene* vorhanden sein müssen. Es ist nachvollziehbar, daß diese Informationen nicht erst im Verlauf der Umsetzung dezentraler umweltpolitischer Instrumente benötigt werden. Gerade die dargestellte Notwendigkeit einer Abwägung bei der Entwicklung zentraler und dezentraler Ansätze sollte deutlich gemacht haben, daß solche Informationen im Vorfeld der Ausgestaltung von Politikinstrumenten benötigt werden. Häufig stellt die Bereitstellung teilraum- oder einzelflächenbezogener Daten jedoch eine Restriktion empirischer Analysen gerade in der Umweltpolitikberatung dar[35]. Insbesondere bei der Quantifizierung von marginalen Zahlungsbereitschaften und Grenzvermeidungs- bzw. -bereitstellungskosten, die einzelnen Räumen zuzuordnen sind, verbleibt erheblicher Forschungsbedarf[36].

2.3. Anwendung der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus auf den Agrarumweltbereich

Ähnlich wie bei der Übertragung der Erkenntnisse der ökonomischen Föderalismustheorie auf den Umweltbereich wird im folgenden ein weiterer Konkretisierungsschritt vorgenommen. Da es sich bei der Agrarumweltpolitik um einen sektorbezogenen Teilbereich der allgemeinen Umweltpolitik handelt, gelten ähnliche Schlußfolgerungen zur Vorteilhaftigkeit dezentraler und zentraler Regelungen, die jedoch im einzelnen zu spezifizieren sind.

Wenn entsprechend der Ökonomischen Theorie des Föderalismus bzw. des Umweltföderalismus gefordert wird, Politikmaßnahmen möglichst so zu gestalten, daß Nutzer-, Entscheider- und Zahlerräume externer Effekte deckungsgleich sind, dann ist ein solches Vorgehen im Sinne der Effizienzsteigerung auch für Umweltwirkungen der Landwirtschaft zu fordern. Um konkrete Empfehlungen ableiten zu können, wird zunächst die Diffusionsproblematik erläutert, die bei Umweltressourcen einen zentralen Faktor und die Ursache potentieller externer Effekte darstellt. Anschließend werden diese theoretischen Einführungen auf einzelne Teilaktivitäten landwirtschaftlicher Produktionsverfahren und deren potentielle Umweltwirkungen einschließlich ihrer räumlichen Reichweite bezogen. Das Ergebnis dieses Abschnitts wird die Identifizierung verschiedener Umweltproblemkomplexe darstellen, für die dezentrale Politikansätze Effizienzvorteile versprechen.

2.3.1. Ursache-Wirkungs-Beziehungen und umweltökonomische Implikationen

Im Mittelpunkt effizienter Kompetenzallokationen gemäß der Theorie des Umweltföderalismus steht die Frage, ob von einzelnen Wirtschaftsaktivitäten wie der land-

35 Weimann (1990: 133) erläutert z.B. die praktischen Probleme, die bei der Formulierung von Umweltpolitik entstehen, wenn mit dem Ziel der Effizienzverbesserung versucht wird, die räumliche Verteilung von Schadstoffen zu berücksichtigen.

36 Vgl. das dritte Kapitel. In anderen Bereichen kann weniger von einem Informationsproblem der beschriebenen Art gesprochen, sondern muß vielmehr ein Umsetzungsproblem vorhandener Erkenntnisse festgestellt werden. Insbesondere im naturwissenschaftlichen, speziell dem naturschutzfachlichen Bereich, sind Informationen zu zahlreichen Teilräumen vorhanden und stehen Umweltqualitätsziele seit langem fest. Der zeitliche Horizont zur Implementation dieser immer wieder gestellten Forderungen ist jedoch oft nicht absehbar.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wirtschaftlichen Primärproduktion interregionale Externalitäten ausgehen. Da der mögliche Betroffenheitsgrad der verschiedenen Umweltressourcen und auch die Art der Umwelteffekte erheblich differieren, sind zur Beantwortung dieser Frage einige grundsätzliche Ausführungen notwendig.

Schadstoffe mit ausgesprochenem Diffusionsverhalten, bei denen der räumliche Zusammenhang zwischen Emissionsquelle und Wirkungsort für die Stärke des Umwelteffekts weitgehend unerheblich ist (wie Kohlendioxid oder Fluorchlorkohlenwasserstoffe), werden nach Weimann (1990: 133) als Globalschadstoffe bezeichnet. Den Kontrapunkt dazu bilden nach Weimann die Oberflächenschadstoffe, bei denen direkte Beziehungen zwischen dem Ort des Auftretens und der ökologischen Wirkung feststellbar sind. Viele Emissionen wie Stickstoffausträge aus der Landwirtschaft sind diesen beiden Gruppen nicht eindeutig zuzuordnen. Bei der hier vorzunehmenden Analyse werden allerdings die Schadstoffgruppen im Vordergrund stehen, bei denen die Wirkungen lokal bzw. regional begrenzt sind, d.h. die *Oberflächenschadstoffe*[37].

Es existieren *verschiedene Ausbreitungscharakteristika* der Schadstoffe und positiven Externalitäten aus landwirtschaftlichen Quellen. Bei Stickstoffemissionen in das Grundwasser etwa dehnen sich die Einträge entlang des Grundwasserleiters aus, der als natürlicher Gradient fungiert. Eindeutiger lassen sich Stickstoffemissionen in Oberflächengewässern charakterisieren. Bei Stehgewässern herrscht die Ausbreitung in Form konzentrischer Kreise vor, während die Diffusionsform bei Fließgewässern von linienförmigen Effekten dominiert wird.

Ein Problem bei der Einschätzung landwirtschaftlich bedingter externer Effekte, das abschließend nur in konkreten lokalen oder regionalen Einheiten gelöst werden kann, ergibt sich durch die unterschiedliche räumliche Ausdehnung verschiedener betroffener Ökosysteme. Wie im folgenden darzustellen sein wird, sind von den stickstoffgebundenen externen Effekten, die von landwirtschaftlichen Produktionsverfahren ausgehen, verschiedene Medien betroffen. Sie alle besitzen unterschiedliche räumliche Ausdehnungen, so daß es zu Überlappungen betroffener Naturräume kommt (Siebert 1995: 212), die bei umweltpolitischen Maßnahmen berücksichtigt werden müssen. In Schaubild 4 ist ein solcher Fall für drei ausgewählte, fiktive Emissionsquellen skizziert. Die verschiedenen Schraffuren kennzeichnen jeweils abgrenzbare Umwelträume (oder Naturräume), die von einer Stickstoffemission aus der Landwirtschaft betroffen sein können[38].

---

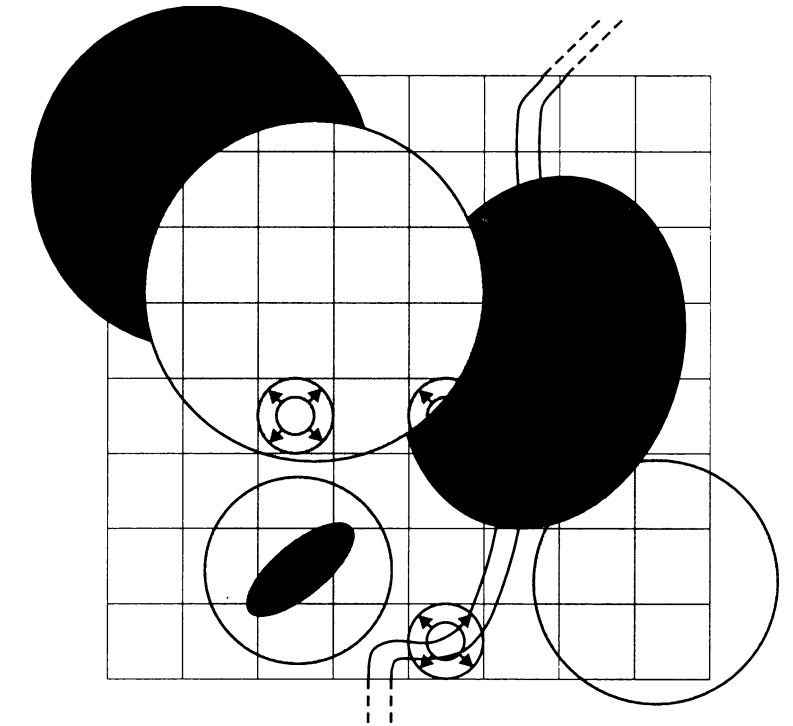
37 Der Begriff „Oberflächenschadstoff" bedeutet nicht, daß sämtliche der problematisierten Umwelteffekte tatsächlich an der (Erd-) Oberfläche auftreten. Auch Diffusionswirkungen unter der Oberfläche, d.h. innerhalb der Ressource Boden, z.B. in Richtung Grundwasser, werden eingeschlossen.

38 Zum Teil kann auch diese exakte Abgrenzung aufgrund von Informationsmangel Probleme bereiten; jedoch steigt die Wahrscheinlichkeit der „richtigen" Abgrenzung mit zunehmender räumlicher Nähe zum Problem durch die Nutzungsmöglichkeit dezentraler Information. Berücksichtigt wurden bei der gewählten Darstellung weder regionale und überregionale Effekte von Stickstoffemissionen noch das Phänomen „diffuser Quellen".

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 4

Landwirtschaftlich bedingte Stickstoffausträge und ihr Diffusionsraum in einem geographischen Ausschnitt



Kultur- oder Naturlandschaft, einschließlich spezifischer Biotope

Stadt- oder Landkreis

Trinkwasser-einzugsgebiet

Stickstoffemission (lokal begrenzt)

Fließgewässer

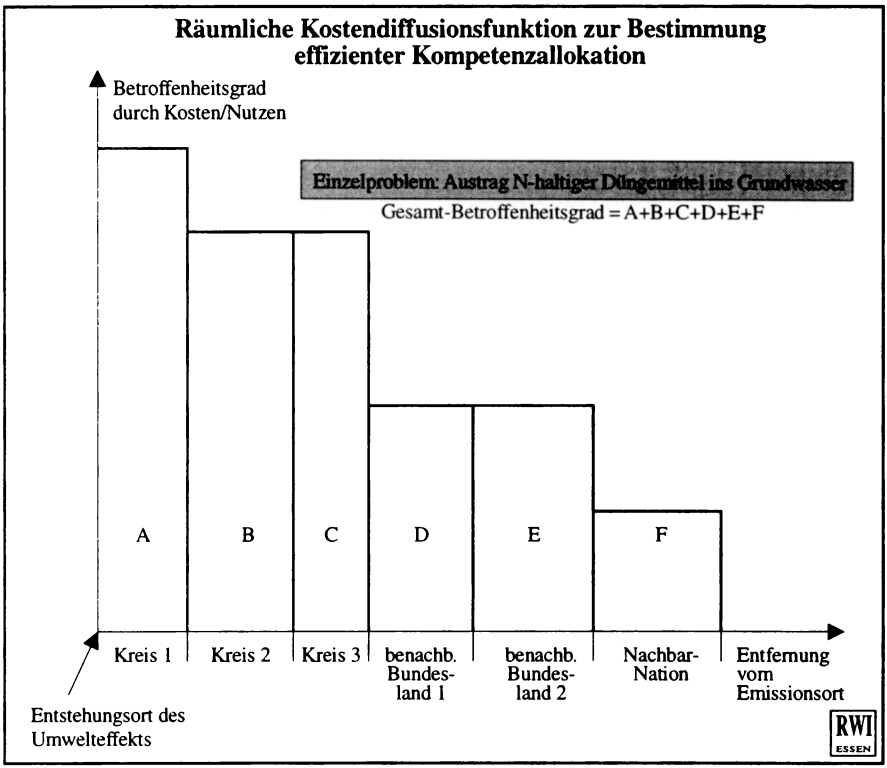
Erläuterungen vgl. Text.

RWI ESSEN

Für eine effiziente Zuordnung von Kompetenzen an unterschiedliche Gebietskörperschaften entsprechend dem Prinzip der „*fiskalischen Äquivalenz*" bzw. dem Versuch eines „*perfect mapping*" bedarf es der Identifizierung nicht nur der Verursacher, sondern auch der Betroffenen von externen Effekten sowie möglichst auch deren Betroffenheitsgrades. Die folgenden Darstellungen *hypothetischer Nutzendiffusionskurven* (Schaubild 5 und 6), der Ausbreitungscharakteristika externer Effekte im

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 5



Raum, dienen diesem Ziel[39]. Abgebildet werden die an den Enstehungsort des Umwelteffekts angrenzenden betroffenen Gebietskörperschaften auf der Abszisse sowie der diesem Umwelteffekt zugemessene Grad der Betroffenheit in Form von Nutzeneinbußen bzw. Nutzengewinn auf der Ordinate[40].

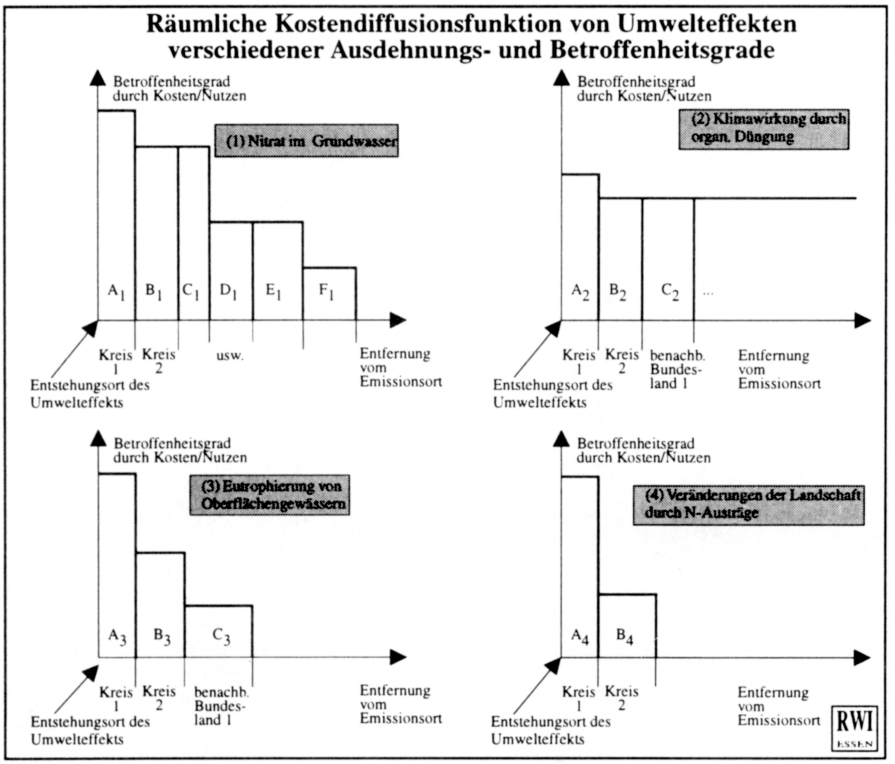
Der beschriebene Sachverhalt läßt sich angelehnt an Hansmeyer et al. (1975) als „Entfernungselastizität der Betroffenheit" definieren. Hansmeyer et al. benutzen den Begriff der „Entfernungselastizität der Nachfrage" im Zusammenhang mit der Infrastrukturausstattung von Regionen und verstehen darunter die Veränderung der Nachfrage in Abhängigkeit zunehmender Entfernung vom Entstehungsort u.a. lokaler öffentlicher Güter (hier z.B. Naherholungsgebiete). Dieser Interpretation entsprechend stellt die „Entfernungselastizität der Betroffenheit" die Veränderung des Be-

39 Vgl. auch die Diskussion von Siebert (1995: 31ff.) zu einzelbetrieblichen Diffusionskurven.

40 Theoretisch lassen sich ähnlich wie bei regionalwissenschaftlichen Analysen nach dem Funktionalitätsprinzip im herkömmlichen Sinn Isolinien – hier Isobetroffenheitslinien – um ein Zentrum zeichnen, von dem erwartet wird, daß es den Entstehungsort einer positiven oder negativen Externalität abbildet (Lauschmann 1976: 26). Die dargestellten Nutzendiffusionskurven sind dann als Schnitt durch eine solche Schar von Isobetroffenheitslinien entlang eines hypothetischen Gradienten zu verstehen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 6



troffenheitsniveaus in Abhängigkeit zunehmender Entfernung vom Entstehungsort externer Effekte des Agrarumweltbereichs dar. Auch der von Hansmeyer et al. benutzte Begriff der „räumlichen Nutzenverteilungslinien" läßt sich auf positive und negative externe Effekte anwenden. Isonutzenlinien würden dann die Verteilung gleicher Nutzenniveaus im Raum abbilden. Da die Nebenbedingung der Orientierung an Verwaltungsräumen gilt, würden die Isonutzenlinien Räume gleichen Nutzens (oder gleicher Kosten) umschließen, die von den Außengrenzen etwa der Landkreise umschlossen werden.

Der stufenförmige Verlauf der Funktionen kommt dadurch zustande, daß innerhalb einzelner Gebietskörperschaften von einer homogenen Nutzenverteilung ausgegangen wird. Unterschiedliche Gruppengrößen der jeweils Betroffenen in den Gebietskörperschaften spiegeln sich in der jeweiligen Streckenlänge auf der Abszisse wider. So geht aus Schaubild 5 hervor, daß es sich bei Landkreis 2 um eine Gebietskörperschaft mit einer im Vergleich zu Landkreis 1 größeren Gruppe betroffener Individuen handelt[41].

41 Ebenso impliziert die geringe Streckenlänge der benachbarten Bundesländer eine entsprechend geringere Gruppengröße betroffener Individuen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Es wird bei dieser Form der Darstellung außerdem davon ausgegangen, daß Diffusionsfunktionen nicht nur die Wirkungen auf die Produktionsfunktion externer Betroffener abbilden, sondern auch eine Nutzenkomponente beinhalten, die bezogen auf den geographischen Raum „diffundieren" kann, ohne daß eine stoffliche Diffusion vorliegt[42]. Der dargestellte Verlauf der Nutzendiffusionskurven kommt dann zustande, wenn der rein physische Verdünnungseffekt mit der Entfernung vom Emissionsort sinkt und/oder gleichzeitig der Nutzen potentiell betroffener Individuen abnimmt[43]. Schaubild 5 basiert außerdem auf der Annahme, der Entstehungsort des Umwelteffekts sei im Zentrum eines Landkreises lokalisierbar, dieser Landkreis befinde sich im Zentrum des jeweiligen Bundeslandes usw. „Rand-" oder „Grenzeffekte", d.h. räumlich begrenzte Umweltwirkungen, die aufgrund ihres Auftretens an der Grenze zu Nachbarräumen in diese hinein diffundieren, werden zugunsten der Überschaubarkeit komplexer Umweltprobleme vernachlässigt.

An Schaubild 5 ist ablesbar, daß beim Umweltproblem „Austrag von Stickstoff aus der Landwirtschaft ins Grundwasser" der Betroffenheitsgrad in der emitierenden Gebietskörperschaft maximal ist und mit zunehmender Entfernung vom Emissionsort abnimmt. Deutlich wird der annahmegemäß unterschiedliche Betroffenheitsgrad der verschiedenen Gebietskörperschaften. Über den exakten Kurvenverlauf lassen sich auf abstrakter Ebene lediglich Vermutungen anstellen, er wird bestimmt von zahllosen Einzelfaktoren im jeweils zu analysierenden Raum.

Vom Prinzip der fiskalischen Äquivalenz ausgehend, könnte nun unter Vernachlässigung weiterer Bestimmungsgrößen wie Skaleneffekten oder Transaktionskosten, die effiziente Kompetenzallokation bestimmt werden. Die Summe der zu verteilenden Gesamtkompetenz sollte danach entsprechend der Teilbetroffenheitsgrade jeder Gebietskörperschaft zugeordnet werden. Für Landkreis 3 würde dies bedeuten, daß er mit einem Anteil von $\frac{C}{A+B+C+D+E+F}$ an der zu vergebenden Gesamtkompetenz beteiligt würde. Es ist nachvollziehbar, daß der effiziente Kompetenzanteil nur dann exakt bestimmt werden kann, wenn die Betroffenheitsgrade sämtlicher Gebietskörperschaften bestimmt werden können[44]. Sind die marginalen Zahlungsbereitschaften einzelner Gebietskörperschaften unbekannt, führt dies bei Nichtberücksich-

42 Beispiele solcher von Nutzendiffusionen ausgelöster Wirkungen sind „*non use values*" (Existenz-, Options-, Vermächtniswerte), bei denen Nutzer oder Geschädigte auch in Räumen angetroffen werden können, die physisch wenig oder überhaupt nicht vom betrachteten Umwelteffekt betroffen sind, jedoch über ihre Präferenzfunktion bzgl. des Umweltzustands in anderen Regionen tangiert werden.

43 Der Nutzen wird auch bei Berücksichtigung von „*non use values*" i.d.R. sinken, da für potentiell betroffene Individuen die Wahrscheinlichkeit einer zukünftigen Nutzung bzw. eines zukünftigen Schadens mit der Entfernung abnimmt (Brümmerhoff 1992: 489).

44 Die hier dargestellten Schlußfolgerungen der abzuleitenden Kompetenzanteile gelten daher lediglich für die spezielle Gruppe von Umwelteffekten, die ausgehend vom Entstehungsort entlang eines Gradienten (hier durch die Abszisse repräsentiert) Wirkungen auslösen. Bei sämtlichen Umwelteffekten, die sich nicht in dieser Form ausbreiten, sondern flächenhaft – z.B. in From konzentrischer Kreise –, ist die (hypothetische) Bestimmung des adäquaten Kompetenzanteils entsprechend anzupassen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

tigung zu einer Überschätzung der Anteile sämtlicher übrigen Gebietskörperschaften.

Ähnliche räumliche Kosten- oder Nutzendiffusionskurven sind für jeden positiven oder negativen Umwelteffekt sowie unterschiedliche öffentliche Güter denkbar. Beispielsweise zeigt die Abbildung eines Klimaeffektes aufgrund von Austrägen klimarelevanter Gase aus landwirtschaftlichen Betrieben (Schaubild 6, Abbildung (2)), daß lokale Individuen am Emissionsort ähnlich stark betroffen sind wie weit entfernt lokalisierte Wirtschaftssubjekte. Daraus ist die Schlußfolgerung zu ziehen, daß eine gleichmäßige Verteilung der Gesamtkompetenz zur Beschränkung klimarelevanter Austräge auf sämtliche Gebietskörperschaften – vom emitierenden Landkreis bis zu weit entfernten Bevölkerungsgruppen – Effizienzgewinne verspricht.

Ein Faktor, von dem bei der Darstellung von Diffusionskurven in der beschriebenen Form abstrahiert werden muß, besteht darin, daß die Nutzenfunktionen der Wirtschaftssubjekte bzw. Wahlbürger einer Region nicht nur von einzelnen externen Effekten beeinflußt werden. Daher ist es nach der Bestimmung von Nutzendiffusionskurven für einzelne Umwelteffekte im zweiten Schritt erforderlich, überlagernde Diffusionsfunktionen verschiedener Umwelteffekte im selben Raum abzubilden (Siebert 1976b). Allerdings treten dann Aggregationsprobleme auf, da i.d.R. marginale Zahlungsbereitschaften der Individuen einzelner Regionen für bestimmte Umweltressourcen nicht zu einer Gesamt-Zahlungsbereitschaft summiert werden können. Es ist also davon auszugehen, daß die Quantifizierung solcher Funktionen in konkreten Räumen nur eingeschränkt möglich ist. Die dargestellten Überlegungen bleiben daher im Einzelfall solange hypothetisch, wie die Quantifizierbarkeit

- der Teilnutzen einzelner Gebietskörperschaften und damit die Darstellung der gesamten Nutzendiffusionskurven,
- der Stärke einzelner Teilkompetenzen,
- weiterer effizienzbeeinflussender Bestimmungsfaktoren (Skalen- oder Verbundeffekte, Koordinierungsbedarf, Transaktionskosten)

Schwierigkeiten bereitet.

Andererseits kann das *Hilfsmittel der Nutzendiffusionskurven* auch bei nicht vollständiger Quantifizierbarkeit der Einzelkomponenten dazu dienen, komplexe Gesamtprobleme, um die es sich beim Schutz von Umweltressourcen i.d.R. handelt, im Verlauf der Entscheidung für bestimmte Kompetenzallokationen zu strukturieren. Um zu vermeiden, in der dargestellten Form lediglich einzelne Umwelteffekte der landwirtschaftlichen Produktion zu problematisieren und damit eine Zerfaserung administrativer Lösungen in Kauf zu nehmen, wird im folgenden das Ziel verfolgt, zur Erreichung einer besseren Umsetzbarkeit verschiedene Effekte zu bündeln. Dabei wird nach solchen Effekten gesucht, die ähnliche Ausbreitungscharakteristika aufweisen, d.h. es wird der Versuch unternommen, Umwelteffekte abzubilden, die ähnliche Verläufe der Nutzendiffusionskurven erwarten lassen. Sind solche Umwelteffekte gefunden, bietet sich eine *Kompetenzbündelung* entsprechend des jeweiligen Betroffenheitsgrades der einzelnen Gebietskörperschaften an.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

2.3.2. Potentielle Umwelteffekte der Landwirtschaft und deren räumlicher Wirkungskreis

Um zu konkreten Handlungsempfehlungen bzgl. effizienter Kompetenzallokationen in der Agrarumweltpolitik zu kommen, müssen zunächst die räumlichen Wirkungsradien einzelner umweltrelevanter landwirtschaftlicher Tätigkeiten identifiziert werden (Übersicht 2)[45]. Umweltwirkungen anderer Wirtschaftssektoren auf die Landwirtschaft sind nicht Gegenstand der Betrachtung. Die Darstellung basiert auf folgenden *Annahmen*:

- Es sollten die theoretisch denkbaren Wirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten abgebildet werden, nicht nur solche tatsächlich vorzufindender Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. in Form von Fallbeispielen). Auch wurden nicht die durchschnittlichen, meßbaren, praxisüblichen Bewirtschaftungsintensitäten und damit Umweltwirkungen zugrunde gelegt. Betrachtet wird die *potentielle räumliche Wirksamkeit* der Maßnahmen, die in konkreten Einzelfällen („*worst*" bzw. „*best case*"-Szenario) deutlich von den dargestellten Effekten abweichen kann. Die Darstellung schafft das Fundament für weitere Überlegungen zur effizienten Begrenzung institutioneller Ebenen.

  Für den Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel heißt dies z.B., daß bei der Ausbringung bestimmte Umwelteffekte zu erwarten sind bzw. auftreten können, unabhängig davon, ob *de facto* unter Beachtung gesetzlicher Standards ausgebracht wird oder nicht. Vom Grad der Beachtung dieser Standards hängt lediglich ab, wie intensiv der Effekt auf den verschiedenen räumlichen Ebenen ist, ändert jedoch nichts an der Einschätzung, ob dieser Effekt auftreten kann oder nicht. Im Grenzfall des völligen Verzichts läge die Intensität der Wirkung auf sämtlichen räumlichen Ebenen bei Null.

- Die Richtung des zu erwartenden Umwelteffektes (positiv/negativ) landwirtschaftlicher Aktivitäten im Vergleich zum Referenzzeitpunkt (vor Einleitung der Einzelmaßnahme) wurde nicht explizit bewertet, da diese Frage für die effiziente Lokalisierung von Kompetenzen zunächst unbedeutend ist und auf aggregierter Ebene nicht pauschal beantwortet werden kann. Im Einzelfall, d.h. bei der Analyse einzelner Naturräume, ist eine Bewertung der tatsächlichen Umwelteffekte und ihrer Stärke jedoch Voraussetzung für die Definition effizienter Politikmaßnahmen.

  Bezogen auf die Ausbringung chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel mußte etwa unberücksichtigt bleiben, welche Vorleistungsintensität vor Beginn der betrachteten landwirtschaftlichen Aktivität vorzufinden ist. Folglich wurde sowohl eine Verminderung als auch eine Steigerung der Ausbringungsintensität chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel neutral als Umwelteffekt auf der jeweiligen räumlichen Ebene der verschiedenen Schutzgüter aufgefaßt[46].

---

45 Benkert (1981: 23) empfiehlt, solche Zusammenhänge in „Verursacher-Betroffenen-Matrizen" abzubilden.

46 D.h. ob eine Steigerung der Intensität mit einer Belastung des Umweltsystems und damit ggf. einem negativen externen Effekt einhergeht, der im Rahmen von Absorptionskapazitäten vertretbar ist und daher von keinerlei Negativwirkung auszugehen ist, wurde auf dieser abstrakten Ebene nicht bestimmt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 2

Potentielle Umweltwirkungen und räumlicher Wirkungskreis landwirtschaftlicher Aktivitäten

Aktivität, Schutzgut	Boden		Wasser		Klima	Geruch	Ressourcenschonung	Biotische Ressourcen		Ästhetische Ressourcen	Humantoxizität	Tiergerechtheit
	Regelungsfunktion	Produktionsfunktion	Grundwasser	Oberflächengewässer				Genetische Vielfalt	Ökosystem-/-funktionsvielfalt			
(1) Ausbringung von Dünge-, Planzenschutzmitteln, Klärschlamm und Kompost												
Düngemitteleinsatz												
mineralisch	Lokal		Regional	Regional	Regional	Regional	Regional	Lokal	Lokal	Lokal	Lokal	
organisch	Lokal	Regional	Regional	Lokal	Regional	Regional	Keine	Lokal	Regional	Regional	Keine	
Pflanzenschutzmitteleinsatz	Lokal		Regional	Lokal	Regional	Regional	Keine	Lokal		Lokal	Lokal	
Klärschlamm-/Kompostausbringung	Lokal		Regional	Lokal	Regional	Lokal	Regional	Lokal		Lokal	Lokal	
(2) Einsatz von Maschinen und Energieträgern												
Maschineneinsatz	Lokal			Lokal	Regional	Regional	Keine	Lokal		Lokal		
Einsatz von Energieträgern					Regional		Regional					
(3) Spezielle Anbauverfahren und extensive Nutzungsformen												
Fruchtfolgewahl	Lokal		Regional	Lokal	Regional			Lokal		Lokal		
Flächenstillegung (Marktordnung)	Lokal		Regional	Lokal	Regional		Regional	Lokal		Lokal		
Anlage von Hecken	Lokal			Lokal	Regional			Lokal		Lokal		
... Sonderbiotopen	Lokal			Lokal				Lokal		Lokal		
... Ackerrandstreifen	Lokal			Lokal				Lokal		Lokal		
... Uferrandstreifen	Lokal			Lokal	Regional			Lokal		Lokal		
... sonstigen Krautstreifen	Lokal			Lokal				Lokal		Lokal		
Nutzungsaufgabe, 20jährige Stillegung	Lokal		Regional	Lokal	Regional		Regional	Lokal		Lokal		
Umwidmung Acker- in Grünland	Lokal			Lokal	Regional			Lokal		Lokal		
(4) Tierhaltung: Fütterung und Aufstallung												
Fütterung	Lokal	Regional	Regional	Regional	Regional		Regional	Regional	Regional	Regional	Lokal	Lokal
Aufstallungssystem (und Entmistung)					Regional	Regional	Regional	Lokal	Regional		Lokal	Lokal
(5) Tierhaltung: Grünlandnutzung und Viehbesatz												
Viehbesatz (Haltungsdichte)	Lokal		Lokal		Regional							Lokal
Grünlandnutzung (Art, Intensität)	Lokal		Regional	Regional	Regional			Lokal		Lokal		Lokal
(6) Entwässerung	Lokal		Regional	Regional	Regional			Lokal		Lokal		
(7) Aufforstung	Lokal		Regional	Lokal	Regional		Regional	Lokal		Lokal		

Eigene Darstellung unter Mitarbeit von U. Geier, Institut für Organischen Landbau der Universität Bonn, und J. Weis, Abteilung Geobotanik des Instituts für Landwirtschaftliche Botanik der Universität Bonn. Zur Systematik der Spalten vgl. UBA (1995). – Keine potentielle Wirkung. – Lokal (Individualebene bis inkl. Kommune). – Regional (Kommunalverband bis inkl. Bundesland). – Überregional (> Bundesland).

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 3

Potentiell betroffene räumliche Wirkungsebenen	
Aggregierte Kategorie	Wirkungsebenen
lokal	Individualebene (z.B. Betriebsflächen) Zusammenschlüsse von Individuen Kommune
regional	Kommunalverband Landkreis Landkreisverband Regierungsbezirk Bundesland
überregional	Bündnisse zwischen Bundesländern Bund/EU-Mitgliedstaat Zwischenstaatliche Bündnisse Europäische Union Globale Gebiete
	RWI ESSEN

- Auch eine Bewertung der Stärke bzw. *Intensität des jeweiligen Umwelteffektes* muß naturwissenschaftlichen kleinräumigen Untersuchungen vorbehalten bleiben. Aussagen zum Grenznutzen bzw. Grenzschaden des Effekts können daher auf aggregierter Ebene nicht gemacht werden. Es wird also nicht explizit bewertet, wie (stark) negativ der Austrag einer bestimmten stofflichen Belastung einzuschätzen bzw. welcher Effekt per Saldo zu erwarten ist, falls negative und positive Effekte gleichzeitig auftreten.

- Der *räumliche Wirkungskreis* landwirtschaftlicher Tätigkeiten wird in lokale, regionale und überregionale Ebenen differenziert. Innerhalb dieser Kategorien sind weitere Differenzierungen in Form institutioneller Ebenen möglich (Übersicht 3). So werden auf der Stufe „lokale Wirkungen" externe Effekte einzelner Kleinflächen, Parzellen und Schläge bis hin zu vollständigen landwirtschaftlichen Betrieben und Aggregaten daraus subsumiert. Die Grenzen zum nächstgrößeren Niveau „regionale Wirkungen" sind fließend. Als Anhaltspunkt für die Obergrenzen dieses Wirkungsraumes können institutionell die Grenzen von Bundesländern dienen. Diese bieten sich im föderalen System der Bundesrepublik an, da auf dieser Ebene wesentliche Entscheidungen im Bereich der Agrarumweltpolitik getroffen werden. Die überregionale Ebene umfaßt sämtliche Gebiete, die den Raum eines Bundeslandes überschreiten (Länderarbeitsgemeinschaften, Bundes-, zwischenstaatliche, EU-, globale Ebene).

  Eine *Dreiteilung der Räumlichkeit* erscheint aus Gründen der Übersichtlichkeit angebracht. Eine stärkere Differenzierung bis hin zur Bewertung einzelner lokaler Effekte ist für zukünftige Planungen nicht nur nützlich, sondern erforderlich, muß jedoch naturwissenschaftlichen Analysen vorbehalten bleiben.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Die biotischen Schutzgüter sind durch den direkten Einfluß landwirtschaftlicher Tätigkeiten bzw. deren Unterlassung überwiegend lokal betroffen. Lediglich in Sonderfällen kann es zu regionalen und/oder überregionalen Auswirkungen kommen, wenn z.B. Individuen einer relativ hohen Stufe der Nahrungskette beeinflußt werden. In diesen Fällen kommt es zu einer Überwälzung des lokalen Effektes auf größere räumliche Einheiten.

- Kommt es allerdings zu regionalen und überregionalen Umwelteffekten im abiotischen Bereich, besteht die Möglichkeit, daß sich die Artenzusammensetzung der betroffenen Biozönose ändert. In diesen Fällen haben externe Effekte im abiotischen Bereich Sekundäreffekte auf den biotischen Bereich zur Folge, die dann i.d.R. wieder lokaler Natur sind (s.o.).

- Im Zusammenhang mit der Analyse von Effekten auf die biotischen und ästhetischen Ressourcen werden lediglich die direkten, physischen Effekte berücksichtigt, *Existenz-, Options- oder Vermächtniswerte* („*non use values*")[47] werden nicht betrachtet. Solche Ableitungen würden eine Differenzierung der räumlichen Effekte unmöglich machen, da grundsätzlich Effekte auf sämtlichen räumlichen Ebenen anzunehmen wären und folglich stets Politikansätze mit ausgesprochen zentralem Charakter vorgesehen werden müßten[48].

- *Summationseffekte*[49] wurden wegen der damit verbundenen Komplexität der Betrachtung sowie insbesondere wegen der Notwendigkeit einer Messung bzw. Bewertung einzelner Effekte, die hier nicht vorgenommen werden kann, i.d.R. nicht berücksichtigt. Solche Effekte können für die tatsächliche Relevanz eines Umwelteffektes jedoch von erheblicher Bedeutung sein und müssen daher bei der konkreten Definiton geeigneter institutioneller Ebenen in ausgewählten Räumen ebenfalls berücksichtigt werden. So können Emissionen aus der Tierhaltung einzelner landwirtschaftlicher Betriebe zumeist vernachlässigt werden. Geht die Belastung jedoch von einer Vielzahl von Betrieben aus und tritt zudem räumlich konzentriert auf, können erhebliche Geruchs- und sonstige Umweltbelastungen die Folge sein.

  Häufig treten solche Summationseffekte auch im Bereich der ästhetischen Ressourcen auf. Die Aufgabe einzelner landwirtschaftlicher Nutzflächen in einer reichhaltig strukturierten Landschaft stellt noch kein Problem dar bzw. hat primär lokale Effekte. Erst mit der Aufgabe der Produktion zahlreicher Standorte derselben räumlich abgegrenzten Einheit können negative Effekte

47 Die Kategorisierung der Nutzenarten erfolgt in der Literatur nicht einheitlich. Bateman/Langford (1997) bezeichnen Optionswerte als Indikatoren für potentiellen, zukünftigen Nutzen und damit als „*use values*". Eine Gegenposition nehmen z.B. Pate/Loomis (1997) ein.

48 Als pragmatische Vorgehensweise schlägt Benkert (1981: 24) vor, „von vorhandenen Nutzungsansprüchen unter Berücksichtigung mittelfristiger Optionen" auszugehen, wobei in vorsorgeorientierter Weise der Grad an Irreversibilität zu berücksichtigen sei. Zur Bemessung des Grads an Irreversibilität seien die Prognosewahrscheinlichkeit des Schadensfalls sowie Kenntnisse zu den Wirkungszusammenhängen maßgebend.

49 Unter Summationseffekten sind solche Umweltwirkungen zu verstehen, die erst dadurch zustande kommen, daß mehrere Teileffekte zeit- und/oder ortsgleich auftreten und erst in der Summe eine i.d.R. negative Wirkungsschwelle überschreiten.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

für den Landschaftsschutz, auch mit regionalen oder sogar überregionalen Ausmaßen, verbunden sein.

- Unter *Ressourcenschonung* (Übersicht 2) ist der effiziente Umgang mit nichterneuerbaren Ressourcen wie Energieträgern oder Bodenschätzen gemeint.

Auf der Grundlage dieser Annahmen und der in Übersicht 2 wiedergegebenen Ergebnisse lassen sich verschiedene Teilaktivitäten bündeln, die üblicherweise im Verlauf landwirtschaftlicher Produktionsverfahren durchzuführen und bzgl. ihrer Umwelt-Raumwirkung vergleichbar sind[50]. Eine solche Bündelung ist erforderlich, um die Praktikabilität von Politikempfehlungen zu erhöhen, anstatt für jedes Einzelproblem einen speziellen Verwaltungsraum abzugrenzen.

(1) Ausbringung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln sowie Klärschlamm

Die Ausbringung von Dünger in organischer oder mineralischer Form zählt neben der Applikation von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln zu den Tätigkeiten, von denen erhebliche Umweltwirkungen ausgehen können. Die abiotischen, biotischen und z.T. die ästhetischen Umweltressourcen sind potentiell betroffen. Stickstoffhaltige Düngemittel und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel gelten als komplementäre, ertragsteigernde Betriebsmittel, d.h. Intensitätssteigerungen aufgrund einer dieser Vorleistungen bedingen i.d.R. gleichzeitig eine Steigerung der speziellen Intensität des anderen (Wissenschaftlicher Beirat beim BML 1993c: 6).

Stickstoff gehört zu den Hauptnährstoffen der landwirtschaftlichen Primärproduktion. Gleichzeitig können von der Stickstoffausbringung jedoch erhebliche unerwünschte Umweltwirkungen ausgehen. Es gilt allgemein als nachgewiesen, daß die Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft regional sehr unterschiedlich verteilt und Emissionsschwerpunkte in Viehhaltungsregionen vorzufinden sind.

Für die Einträge von Stickstoff in die Umwelt ist die Landwirtschaft in unterschiedlichen Anteilen verantwortlich: Während die Belastung des Grundwassers und der Fließgewässer zu einem bedeutenden Teil in den Verantwortungsbereich der Landwirtschaft fällt und die Ammoniakemissionen nahezu ausschließlich aus der Landwirtschaft stammen, ist ihr Beitrag zu den globalen N_2O-Emissionen als gering einzustufen (Wissenschaftlicher Beirat beim BML 1993c: 5).

Regionale und überregionale Umwelteffekte der organischen Düngung im Bereich des *Bodens* können durch den Transport flüchtiger Gase auf dem Luftwege und daraus z.B. resultierender Versauerung von (Wald-) Böden an Stellen auftreten, die weit vom Emissionsort entfernt liegen. Bei der mineralischen Düngung sind diese überregionalen Effekte im Vergleich zur organischen Düngung zu vernachlässigen. Ähnliches gilt für Pflanzenschutzmittel, von denen primär lokale Effekte auf die

50 Die folgenden Einschätzungen sind unter Mitarbeit von Uwe Geier, Institut für Organischen Landbau der Universität Bonn, und Jürgen Weis, Abteilung Geobotanik des Instituts für Landwirtschaftliche Botanik der Universität Bonn zusammengestellt worden; ihnen sei an dieser Stelle ausdrücklich gedankt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Regelungsfunktion des Bodens ausgehen, je nach Substanz mit erheblichem Wirkungspotential.

Ziel der Düngung ist es, die Produktionsfunktion des Bodens positiv zu beeinflussen, um den Ertrag zu steigern. Dieser Wirkungszusammenhang innerhalb der wirtschaftlichen Teilfunktionen des Bodens steht somit für mögliche positive lokale Effekte umweltrelevanter landwirtschaftlicher Tätigkeiten. Dasselbe gilt für den Pflanzenschutzmitteleinsatz, der bei Einhaltung guter fachlicher Praxis i.d.R. ebenfalls positive Wirkungen auf die Produktionsfunktion hat. Allerdings kann es bei Nichtbeachtung der Anforderungen ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung (Anwendungsfehler) zu erheblichen negativen Effekten auf die ökologischen Teilfunktionen des Bodens kommen.

Da der Düngungseffekt bei der Klärschlamm- und Kompostausbringung im Mittelpunkt steht, sind die Wirkungen auf die Bodenfunktionen ähnlich zu bewerten wie bei der organischen Düngung, bei den üblichen Ausbringungsmengen allerdings mit abgeschwächter Intensität.

Die stärksten Wirkungen von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln auf *Grundwasser und Oberflächengewässer* sind lokal zu erwarten. Bei negativen Wirkungen der Düngemittelausbringung auf den Gewässerbereich handelt es sich i.d.R. um Eutrophierungen. Wenn Oberflächengewässer betroffen sind, dann ist auch mit regionalen und z.T. überregionalen Wirkungen auf die Meere zu rechnen. Durch den physischen „Verdünnungseffekt" sind die Wirkungen von Einzelmaßnahmen hier i.d.R. von geringerer Bedeutung als bei lokaler Betrachtung. Allerdings kann es bei einer Anhäufung von punktuellen und besonders auch diffusen Schadquellen zu erheblichen negativen Effekten kommen („Summationsschäden").

Der landwirtschaftlich bedingte Stickstoffeintrag in Meere findet überwiegend über Flüsse statt, zu einem geringeren Teil in Form von Ammoniakemissionen auch über den Luftweg. Für diesen Eintragspfad ist die mineralische Düngung von nachgelagerter Bedeutung (vgl. Boden), da Ammoniakemissionen bei dieser Düngungsart nur in geringem Umfang auftreten.

Werden Pflanzenschutzmittel nicht nach guter fachlicher Praxis angewendet, kommt es, etwa durch Abdrift, Nichteinhalten von Mindestabständen oder unsachgemäße Entsorgung von Restmengen und Eintrag in Fließgewässer, neben lokalen Effekten auch zu regionalen und überregionalen Wirkungen (Nolting 1993: 68–78; Becker 1993: 79–88; Fischer 1996). Allerdings können auch bei ordnungsgemäßer Bewirtschaftung durch Drainagen, Schrumpfrisse oder Makroporen Austräge von Pflanzenschutzmitteln verursacht werden.

Von einzelnen Pflanzenschutzmitteln sind Klimawirkungen bekannt; hierzu gehört das Bodenentseuchungsmittel Methylbromid. Relevant für den negativen Beitrag der Landwirtschaft zum Treibhausklima ist neben dem Austrag von Lachgas und Methan bei organischer Düngung der Verbrauch von nicht erneuerbaren Energieressourcen bei der Herstellung mineralischer Düngemittel bzw. generell der Einsatz von Maschinen mit Verbrennungsmotoren.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Geruchsbelastungen beschränken sich nahezu ausschließlich auf die lokale Ebene. Grund ist der Verdünnungseffekt, der bei luftgetragenen, gasförmigen und als Geruch wirkenden Emissionen auftritt. In Fällen konzentrierter Belastung, die saisonal (Gülleausbringung, Ausbringungstermine für Pflanzenschutzmittel) oder aufgrund der räumlichen Dichte ähnlicher Emissionsquellen (intensive Viehhaltungsregionen) verursacht werden können, sind regionale Betroffenheiten festzustellen. Diese Aussagen gelten für die verschiedenen stofflichen Quellen organischer Düngung, des Pflanzenschutzmitteleinsatzes, der Klärschlamm-/Kompostausbringung (und z.T. auch -lagerung) und Tierhaltungssysteme.

Nicht erneuerbare Ressourcen werden in hohem Maße bei der energieintensiven Herstellung chemisch-synthetischer Düngemittel beansprucht. Dies gilt mit geringerer Intensität auch für die Herstellung chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel. Während der Einsatz nicht-regenerativer Energieträger grundsätzlich negativ zu bewerten ist, führt die Verwendung von „Sekundarrohstoffdüngern" wie Bioabfallkomposten und Klärschlamm, d.h. die Wiederverwendung von Endprodukten einer Prozeßkette (Förderung des Kreislaufgedankens), zur Ressourcenschonung.

Eutrophierungen, die sowohl von Düngungsmaßnahmen mit organischen als auch mit mineralischen Düngemitteln ausgehen können, aber auch die gezielte Nährstoffversorgung von kultivierten Böden, führen zu Veränderungen in der *Artenzusammensetzung*. Eutrophierungen sind bei Beachtung der geltenden Ausbringungsgrenzwerte allein mit Klärschlamm oder Bioabfallkomposten nicht denkbar. Allerdings wird auch hier ein Beitrag zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung durch die (gewollte) Nährstoffversorgung der Nutzflächen geleistet.

Werden Effekte wie Abdrift oder Anwendungsfehler vernachlässigt, kann davon ausgegangen werden, daß die primären Effekte der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln auf die Artenzusammensetzung lokaler Natur sind. Dabei ist die Wirkungsstärke auf die biotischen Ressourcen i.d.R. wesentlich ausgeprägter als auf die ästhetischen.

Bei den *ästhetischen Ressourcen* steht die Strukturvielfalt der Landschaft im Mittelpunkt. Wirkungen des Einsatzes von Dünge- oder Pflanzenschutzmitteln auf das Landschaftsbild durch sich verändernde Artenzusammensetzungen in der Flora („Blühaspekt") lassen sich daher nur indirekt ableiten. Dennoch kann im Einzelfall das Fehlen auffälliger und landschaftstypischer Arten (Kornblume, Ginster usw.) einen erheblichen ästhetischen Effekt haben.

Humantoxische Wirkungen können im Gemüsebau, der zu den Sonderkulturen gerechnet wird, durch die hohe Konzentration von Nährstoffen in der Pflanzenmasse entstehen. Aufgrund der hier üblichen Praxis kommt der mineralischen Düngung eine größere Bedeutung für diese Effekte zu als der organischen.

Bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln können humantoxische Wirkungen während der Applikation auftreten, wobei i.d.R. der Anwender selbst betroffen ist. Restmengen von Pflanzenschutzmitteln werden vereinzelt auch in Lebensmitteln nachgewiesen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Langfristig können humantoxische Wirkungen bei der Ausbringung von Sekundärrohstoffdüngern dadurch entstehen, daß Schwermetalle und organische Schadstoffe akkumuliert werden. Die Bedeutung dieser möglichen Schadstoffquelle ist allerdings wissenschaftlich umstritten.

(2) Einsatz von Maschinen und Energieträgern

Insbesondere durch den Maschineneinsatz beim Anbau von Reihenfrüchten können negative Effekte wie Verdichtung, Vernässung oder Erosion auftreten, die sich auf die Regelungsfunktion, aber auch auf die Produktionsfunktion von *Böden* auswirken.

Gelangen Treibstoffe in den Bodenkörper und sekundär in *Grund- oder Oberflächengewässer*, sind lokale und ggf. regionale abiotische und in der Folge auch biotische Ressourcen betroffen. Dieser Fall wird jedoch als Sonderfall („*worst case*") betrachtet.

Oberflächengewässer können durch nichtsachgemäßen Maschineneinsatz negativ betroffen sein, wenn es zu Erosion und dadurch indirekt zu Nährstoffeintrag kommt. Es besteht die Gefahr, daß diese Nährstoffe dann (regional und überregional) weitertransportiert werden und am Zielort ebenfalls Folgewirkungen auslösen.

Durch Bodenverdichtungen und damit einhergehenden Sauerstoffmangel kann die Denitrifikation, verbunden mit Emissionen *klimawirksamer Gase*, verstärkt werden. Relevant für den Beitrag des Maschineneinsatzes zur globalen Kohlendioxidbilanz ist neben der Menge insbesondere die Art des eingesetzten Energieträgers.

Die Wirkungen des Maschineneinsatzes auf *Arten und Biotope* wie auch auf das *Landschaftsbild* sind lokal begrenzt.

(3) Spezielle Anbauverfahren und Formen der extensiven Nutzung

Unter speziellen Anbauverfahren und extensiver Nutzung werden verschiedene landwirtschaftliche Aktivitäten mit gemeinsamem Bezug zu landwirtschaftlichen Nutzflächen zusammengefaßt. Dazu gehören Fragen der Fruchtfolgegestaltung, der Flächenstillegung, die Anlage von ungenutzten Zwischenstrukturen (z.B. Hecken und Wege), die Nutzungsaufgabe sowie die Umwidmung von Acker- in Grünland.

Sämtliche Tätigkeiten aus dem Bereich „Anlage von..." (Übersicht 1) wirken primär wie die Nutzungsaufgabe. Die Wirkungen werden bezogen auf die Gesamtfläche bewertet, nicht auf die anteilige Fläche, auf der Zwischenstrukturen angelegt wurden. Verschiedene Einzelmaßnahmen können unter der Überschrift „Anlage von ungenutzten Zwischenstrukturen" gebündelt werden.

Wesentlicher Bestimmungsfaktor des Erosionsrisikos ist der Grad der *Boden*bedekkung im Rahmen der Fruchtfolgewahl, einschließlich der Größe und Anordnung stillgelegter Parzellen in der Feldflur. Die Darstellung der Effekte bei der Umwandlung von Ackerland in Grünland berücksichtigt ausschließlich die Folgen der Umwidmung, nicht der potentiellen Intensität der Folgenutzung (vgl. dazu Grünlandnut-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zung). Während die Regelungsfunktion des Bodens von der Umwidmungsmaßnahme tendenziell positiv beeinflußt wird, kann davon ausgegangen werden, daß die Produktionsfunktion i.d.R. negativ beeinflußt wird. Dies kann jedoch, z.B. im Rahmen von Maßnahmen zur Förderung umweltfreundlicher Produktionsverfahren und der Marktentlastung, durchaus erwünscht sein. Positive Effekte auf die Bodenfuktion sind mit der Anlage von Hecken verbunden, die zur Eindämmung der Winderosion beiträgt.

Daneben können durch die Anlage von Zwischenstrukturen positive Wirkungen auf den *Gewässerschutz*, bedingt durch verstärkten Erosionsschutz, ausgelöst werden. Lokale positive Effekte auf Oberflächengewässer gehen insbesondere von der Umnutzung aus, wenn es sich um Erosionsstandorte handelt.

Fruchtfolgen mit hoher Düngungsintensität oder reine Leguminosenfruchtfolgen können Auswirkungen auf die lokale und regionale Grundwasserqualität haben. Negative Auswirkungen von Flächenstillegungsmaßnahmen auf *Grund- und Oberflächengewässer* sind insbesondere nach dem Umbruch von Dauerbrachen, verbunden mit starken Mineralisationsschüben, möglich. Durch die verstärkte Bodenbedekkung gegenüber intensiv bewirtschafteten Kulturen und die hiermit verbundene Verringerung des Erosionsrisikos sind die Wirkungen der Flächenstillegung (wie auch vielfältiger Fruchtfolgen mit Zwischenfrüchten) auf Oberflächengewässer positiv zu bewerten. Weitere positive Wirkungen stillgelegter Flächen gehen von einer verminderten Intensität des Maschineneinsatzes aus. Auf Ackerstandorten, insbesondere bei erosionsgefährdeten Flächen, sind durch die Anlage von Uferrandstreifen positive Wirkungen auf Oberflächengewässer zu erwarten.

Sämtliche Umweltwirkungen von Nutzungsaufgaben, insbesondere auf Grund- und Oberflächengewässer, sind primär von der Bewirtschaftungsart zum Referenzzeitpunkt abhängig. Die räumliche Relevanz potentieller Umweltwirkungen der Nutzungsaufgabe auf Oberflächengewässer ist ähnlich einzustufen wie bei der Flächenstillegung.

Nutzungsaufgabe bzw. zwanzigjährige Flächenstillegung sowie Flächenstillegungsmaßnahmen im Rahmen der geltenden Marktordnungen haben ähnliche Effekte auf den *Klima*schutz wie die Aufforstung oder allgemein der Anbau nachwachsender Rohstoffe. Zum einen werden Lachgasemissionen (N_2O) dadurch eingeschränkt, daß Stickstoff-Düngungsmaßnahmen nicht stattfinden. Zum anderen sind bedingt durch den Verzicht auf mineralische Düngung und den Verbrauch von nicht erneuerbaren Energieressourcen (Treibstoff) positive Effekte auf die Kohlendioxidbilanz zu verbuchen.

Der Effekt der Flächenstillegung auf die *Ressourcenschonung* ist allerdings dann minimal, wenn der in der landwirtschaftlichen Praxis beobachtbare Effekt auftritt, daß gleichzeitig auf anderen Schlägen des Betriebes eine Intensivierung stattfindet. Es ist sogar denkbar, daß die nicht erneuerbaren Ressourcen stärker beansprucht werden als in der Ausgangslage. Außerdem ist zur Bewertung der Schonung endlicher Ressourcen das Niveau der Bewirtschaftungsintensität vor Beginn der Flächen-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

stillegungsmaßnahme ausschlaggebend. Ressourcenschonende Effekte sind dann zu erwarten, wenn die Nutzung ehemals intensiver Produktionsformen aufgegeben wird.

Bei vielfältigen Fruchtfolgen wird die genetische Vielfalt der Ackerbegleitfauna und damit auch die *Ökosystemvielfalt* positiv beeinflußt. Einen (begrenzt) positiven Effekt können auch stillgelegte Parzellen ausüben. Besonders relevant sind allerdings in diesem Zusammenhang das Bodenbearbeitungsverfahren sowie der Bearbeitungszeitpunkt (vgl. Maschineneinsatz). Die Vielfalt der Fruchtfolgen wirkt auch auf das *Landschaftsbild*. Deutlich positive Effekte auf die biotischen Ressourcen, insbesondere die Nützlingsförderung, gehen von der Anlage von Hecken aus.

(4) Tierhaltung: Fütterung und Aufstallung

Der Futtermittelzukauf kann einzelbetrieblich und auch schlagbezogen zu Stickstoffbilanzüberschüssen führen. I,d.R. liegen dieselben räumlichen Effekte vor wie bei organischer Düngung. Da die Fütterung jedoch relativ nahe am Beginn der Prozeßkette einzuordnen ist und damit potentielle Umwelteffekte auf weiteren Prozeßstufen zu berücksichtigen sind, fällt eine Gesamtbewertung wesentlich schwerer als bei der organischen Düngung.

(Indirekte) Auswirkungen von Aufstallungssystemen auf die Regelungsfunktion des *Bodens* werden bei der Düngung sowie beim Viehbesatz thematisiert. In Einzelfällen kann es durch unsachgemäße Lagerung organischer Dünger aus der Tierhaltung zu Belastungen des *Grund- und der Oberflächengewässer* kommen (Versickerung). Daneben gilt die Lagerung organischer Düngemittel als wichtige Quelle für Ammoniakemissionen, die das *Klima* negativ beeinflussen. Mit Hilfe des Einsatzes von Phytasen in der Fütterung sowie mehrphasigen Fütterungstechniken kann die Futtereffizienz und damit der Austrag potentiell wirksamer Klimagase vermindert werden.

Die *Ressourcenschonung* kann durch den Einsatz von Zukauf- bzw. Importfuttermitteln einschließlich der verwendeten Futterzusatzstoffe negativ beeinflußt werden. Aufwendige technische Konstruktionen beim Stallbau führen zu hohen Ansprüchen an endliche Ressourcen, können jedoch bzgl. anderer Wirkungsbereiche für positive Umwelteffekte verantwortlich sein (z.B. Klimaschutz durch Entlüftungs-/Belüftungsanlagen).

Für die Tierhaltungsverfahren sind ähnliche Effekte auf den *Arten- und Biotopschutz* zu erwarten wie bei der organischen Düngung, allerdings tendenziell abgeschwächt. Zu *humantoxischen Reaktionen* kann es beim Einsatz pharmazeutischer Präparate in der Tierproduktion kommen. Diese Wirkungszusammenhänge bedürfen allerdings weiterer Forschungsanstrengungen.

Wiederkäuergerechte, d.h. rohfaserhaltige Rationen sind Bestandteil tiergerechter Fütterungsregime. Die Form des Aufstallungssystems hat ebenso erhebliche Auswirkungen auf die *Tiergerechtheit* eines (Tier-) Haltungsverfahrens wie Haltungsformen auf Grünland (Weidenutzung) sowie Methoden des Transports von Lebendvieh (insbesondere die Transportdauer).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

(5) Tierhaltung: Grünlandnutzung und Viehbesatz

Insbesondere die Besatzdichte bzw. der Dunganfall wirken auf die Produktions- und Regelungsfunktion des *Bodens*. Vom Viehbesatz sind ähnliche Wirkungen zu erwarten wie von der organischen Düngung. Besonders in der Weidehaltung kann die Besatzdichte Wirkungen auf den Boden (Verdichtung und Trittschäden) auslösen.

Auswirkungen auf *Grund- und Oberflächengewässer*, besonders durch Nitrataustrag, sind eng mit der Düngung des jeweiligen Standortes korreliert (vgl. organische Düngung). Die *Klimarelevanz* von Tierhaltungsverfahren bzw. der Exkremente wurde bereits bei den Ausführungen zur organischen Düngung problematisiert. Daraus läßt sich ableiten, daß mit zunehmendem Viehbesatz bzw. steigender Haltungsdichte und damit zunehmender Menge an Ausscheidungsprodukten – gasförmig oder in Form organischen Düngers – auch die Klimarelevanz zunimmt.

Verschiedene Parameter der Grünlandnutzung haben Einfluß auf die *lokale Artenzusammensetzung*, die *Ökosystemvielfalt* und auf die *ästhetischen Ressourcen*. Hier ist in erster Linie die Intensität der Grünlandnutzung zu nennen. Insbesondere die Beweidungsintensität ist für die Umweltwirkungen ausschlaggebend. Sie wird bestimmt durch Faktoren wie die Beweidungsdauer, die Viehbesatzstärke, Witterungsbedingungen oder die Tierartenwahl. Für ästhetische Gesichtspunkte und insbesondere die touristische Attraktivität einer Landschaft kann auch die Frage eine Rolle spielen, ob überhaupt Tiere auf Grünland bzw. außerhalb von Ställen (Wiederkäuer, Hühner, Schweine, Schafe, Damwild usw.) gehalten werden.

(6) Entwässerung

Entwässert werden i.d.R. *Böden*, die von Staunässe betroffen sind und die ansonsten aufgrund reduzierender Verhältnisse eingeschränkt oder überhaupt nicht ackerbaulich nutzbar wären. Entwässerungsmaßnahmen zielen auf eine Verbesserung der Durchlüftung des Bodens, sekundär auch auf eine Verbesserung der Befahrbarkeit von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Die Wirkungen von Entwässerungsmaßnahmen sind lokal auf den tatsächlichen Maßnahmenbereich beschränkt.

Durch Entwässerungsmaßnahmen (Anlage von Gräben oder Drainagen) kann es zu einer Förderung der Diffusion umweltwirksamer stofflicher Belastungen kommen. Bei i.d.R. gleichzeitiger Intensivierung der Bewirtschaftung auf den betroffenen Flächen steigt z.B. die Gefahr des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in *Oberflächengewässer*, womit regionale und überregionale Wirkungen verbunden sein können (Nolting 1993: 68–78). Daneben können von Entwässerungsmaßnahmen und einer Intensivierung der Bewirtschaftung negative Effekte auf den Stand und die Qualität des Grundwassers ausgehen.

Aufgrund der besseren Durchlüftung des Bodens durch Entwässerung wird die Denitrifikation gehemmt. Positive Folge dieser Vorgänge sind verminderte Austräge *klima*relevanter Stickoxide und bei Moorböden von Methan. Allerdings wird durch Entwässerungsmaßnahmen die für den betroffenen Standort typische *Biotop- bzw. Artenzusammensetzung* stark verändert; der Natürlichkeitsgrad nimmt ab.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Handelt es sich um oberflächlich sichtbare Entwässerungsmaßnahmen wie die Anlage von Gräben, sind Effekte auf die *ästhetischen Ressourcen* möglich. Dabei sind sowohl negative (Fluß-/Bachbegradigung) als auch positive Wirkungen (Gräben als typische Bestandteile einer historischen Kulturlandschaft) denkbar.

(7) Aufforstung

Da der Grad der *Boden*bedeckung die Gefahr von Bodenerosion wesentlich mitbestimmt, hängt die Bewertung der Aufforstung und ihrer Wirkungen auf die Bodenfunktionen und die Ressource Wasser vom Ausgangszustand der betrachteten Fläche ab. Von der Aufforstung intensiv genutzter Parzellen (in der Praxis die Ausnahme) kann eine Verbesserung der Regelungsfunktion des Bodens und des Erosionsschutzes erwartet werden, bei Verzicht auf die Potentiale der landwirtschaftlichen Produktionsfunktion des Bodens.

Die Aufforstung ist bezüglich ihrer räumlichen Wirkungen auf *Oberflächengewässer* ähnlich wie die Nutzungsaufgabe bzw. Flächenstillegung zu bewerten. Handelt es sich um Marginal- bzw. Grenzertragsstandorte mit extensiver Bewirtschaftung, sind die Effekte gering. Unter aufgeforsteten Flächen sind die Grundwasserneubildungsraten i.d.R. niedriger als unter den entsprechenden Flächen vor der Aufforstungsmaßnahme.

Geht man von einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung im Ausgangsstadium aus, werden die *biotischen Ressourcen* ausnahmslos, jedoch in unterschiedlicher Qualität bzw. Intensität (je nach Maßnahmenart und Referenzsituation) positiv beeinflußt. Je stärker die Einschränkung der Intensität, bezogen auf die Fläche, bzw. je größer der Anteil extensiv genutzter Kompartimente an der Gesamtfläche im Endstadium ist, desto positiver sind die Effekte. Bei Aufforstungsmaßnahmen, wie sie im Regelfall durchgeführt werden, d.h. auf Grünland bzw. extensiv genutzten Ackerstandorten, kann erwartet werden, daß der Arten- und Biotopschutz neutral bis negativ betroffen ist.

Auch die Wirkungen auf die *ästhetischen Ressourcen* sind ähnlich, d.h. differenziert nach dem Ausgangszustand, einzuordnen. Während Aufforstungsmaßnahmen in Intensivnutzungsregionen positiv zu bewerten sind, können in waldreichen Extensivnutzungsregionen negative Effekte (auch für den Arten- und Biotopschutz) ausgelöst werden.

Da die Aufforstung eine Sonderform des Anbaus „nachwachsender Rohstoffe" darstellt und günstige *Klima*wirkungen auch von künstlich angelegten Forsten ausgehen, kann diese Form der Bodennutzung als eindeutig klimafreundlich und wegen ihres extensiven Charakters auch als ressourcenschonend bewertet werden.

2.3.3. Bündelung zu Umweltproblemkomplexen

Die dargestellte Matrix, die räumliche Ausbreitungsgrade potentieller externer Effekte landwirtschaftlicher Produktionsaktivitäten wiedergibt, läßt sich für verschiedene Interpretationen nutzen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Traditionell wird vom Bundesgesetzgeber überwiegend eine einzelressourcenbezogene Umweltpolitik gewählt, ökosystemare Beziehungen werden bestenfalls implizit berücksichtigt. Ebenso werden für den Bereich landwirtschaftlicher Produktionsmethoden mit Umweltrelevanz oft Einzelmaßnahmen im Sinne der Berücksichtigung einzelner Teilaktivitäten implementiert. Das gilt z.B. für die 1996 verabschiedete Düngeverordnung, die sich nahezu ausschließlich auf die Bereiche der organischen und mineralischen Düngung bezieht, für das im Pflanzenschutzrecht geregelte Ausbringen von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln oder auch für die in der Klärschlammverordnung regulierte Verwendung von „Sekundärrohstoffdüngern".

Es existieren allerdings auch Regelungen, die den Schutz einzelner oder mehrerer Umweltressourcen unabhängig von der Art der sie gefährdenden Tätigkeit im Blickfeld haben. Hierzu gehören das Bundesnaturschutzgesetz mit dem Ziel des Schutzes sämtlicher Ressourcen im Naturhaushalt oder das Wasserhaushaltsgesetz als einzelressourcenbezogene ordnungsrechtliche Lösungen, die aufgrund ökosystemarer Verflechtungen implizit auch Auswirkungen auf andere Ressourcen regeln. Zusammenfassend sind wesentliche ordnungsrechtliche Maßnahmen im Agrarumweltbereich dadurch geprägt, daß einzelne Teilpraktiken der Produktion oder der Umgang mit einzelnen Umweltressourcen geregelt wurden. Im Zusammenhang mit der Darstellung räumlicher Externalitäten in der hier gewählten Matrixform bedeutet dies, daß der *Gesetzgeber* bisher häufig entweder eine „*zeilenweise*" oder eine „(einzel-) *spaltenweise*" *Betrachtung* vollzog.

Nützlich kann die gewählte Matrixdarstellung dann sein, wenn für einzelne landwirtschaftliche Teilverfahren wie die Düngung (Zeilen) geklärt werden soll, ob in geltenden ordnungsrechtlichen oder sonstigen umweltpolitischen Lösungen tatsächlich diejenigen Umwelteffekte geregelt werden, die aufgrund der Externalitätenproblematik primär im Mittelpunkt stehen sollten. In einem weiteren Schritt ließe sich dann überprüfen, ob ausgehend von diesen geltenden Regelungen die Verteilung der Teilkompetenzen entsprechend der Interregionalität der externen Effekte vorgenommen wurde. Ist dies nicht der Fall, sind Kompetenzverlagerungen zur Erreichung von Effizienzgewinnen vorzunehmen. Solche aus der zeilenweisen Analyse abgeleiteten Schlußfolgerungen zur Kompetenzverteilung weisen in eine ähnliche Richtung wie die bei spaltenweiser, d.h. umweltressourcenbezogener Betrachtung. Der Hauptunterschied besteht in der sich eher an gegebenen ordnungspolitischen und insbesondere -rechtlichen Realitäten orientierenden Untersuchung im Vergleich zu der stärker normativ ausgerichteten spaltenweisen Analyse, die es erlaubt, auch ökosystemare Ansprüche zu formulieren.

Auf der Basis der landwirtschaftlichen Umwelteffekte sowie ihrer räumlichen Ausdehnung und deren Zuordnung zu (negativ oder positiv) betroffenen natürlichen Ressourcen können Umweltproblemkomplexe oder -wirkungsbereiche abgegrenzt werden. Diese Bündelung dient als Ausgangspunkt für die Diskussion relevanter Politikmaßnahmen im zweiten Kapitel.

Bei der Interpretation der Matrix ist zu beachten, daß zahlreiche Wechselwirkungen zwischen den landwirtschaftlichen Aktivitäten existieren. Zu einem großen Teil

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

handelt es sich um komplementäre Aktivitäten, d.h. verschiedene Prozeßabläufe im Rahmen landwirtschaftlicher Produktion bedingen gleichzeitig mehrere der abgebildeten Teilaktivitäten, wodurch sich negative Umwelteffekte verstärken bzw. positive Umwelteffekte evtl. durch negative kompensiert werden und umgekehrt.

Bei umweltpolitischen Maßnahmen können solche Effekte durch eine „*doppelte Querschnittsbetrachtung*" vermieden werden. Dazu müssen zum einen Wechselwirkungen zwischen dem betrachteten Schutzgut und anderen möglicherweise betroffenen Ressourcen berücksichtigt werden. Zum anderen ist es erforderlich, landwirtschaftliche Aktivitäten prozeßbezogen zu analysieren, um komplementäre oder substitutive Ausweichreaktionen und deren Umwelteffekte zu antizipieren.

Die Aussagen zu den Umwelteffekten der Landwirtschaft lassen sich wie folgt bündeln (Übersicht 4):

- Dem *Boden* kommt als Produktionsgrundlage für die Mehrheit landwirtschaftlicher Produktionsverfahren eine besondere Bedeutung zu, wobei er sowohl negativen als auch positiven externen Effekten ausgesetzt sein kann. Da er ein in hohem Maße heterogenes Umweltmedium darstellt, zeichnen sich die Produktionsstandorte im horizontalen Vergleich durch eine hohe Variabilität aus (Kuntze 1993; Wiechmann 1993). Böden sind überwiegend von *lokalen Effekten* betroffen und stehen in enger funktionaler Wechselbeziehung zur Ressource Wasser.

  Böden unterscheiden sich in den Umwelträumen bis hin zu Teilflächen eines landwirtschaftlichen Betriebes erheblich. Folglich müssen Begriffe wie „Standortgerechtheit oder -verträglichkeit" bzgl. der Düngung, der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln oder auch der Sanierungsnotwendigkeit kleinräumig definiert werden (Wiechmann 1993; Troge 1993). Es liegt nahe anzunehmen, daß bundeseinheitliche Regelungen, die sich an Durchschnitten orientieren, in manchen Fällen zu überzogenen, in anderen zu nicht ausreichenden Anforderungen führen, womit eine ineffiziente Allokation knapper Mittel verbunden wäre.

- Umweltschutzmaßnahmen im Bereich des Bodens üben i.d.R. auch positiven Einfluß auf die Ressource *Wasser* aus, so daß in diesem Bereich von Synergieeffekten agrarumweltpolitischer Maßnahmen auszugehen ist. Grundwasservorkommen sind immer lokal und regional betroffen. Je nach Gewässerart (Steh- oder Fließgewässer), Diffusionseigenschaften usw. sind Wirkungen auf Oberflächengewässer innerhalb *begrenzter lokaler Räume* (z.B. Eutrophierung eines kleinen Stehgewässers), *aber auch großräumig* (Austrag von Nähr- oder Schadstoffen in Fließgewässer mit transnationalem Charakter) möglich.

  Auch der Wissenschaftliche Beirat beim BML (1993c: 11) hält den Trinkwasserschutz in bezug auf Stickstoffeinträge für ein regional eingrenzbares Problem, dessen „Lösung mit Hilfe einer flächendeckenden, EG-weit wirkenden Maßnahme unnötig hohe Anpassungskosten hervorrufen würde".

- Wegen der starken Diffusionswirkungen von gasförmigen Austrägen in die Atmosphäre – bei denen zwar auch lokale Effekte auftreten können, die im

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 4

Positive und negative Umwelteffekte der Landwirtschaft		
Effekt	Betroffene Ressource	Wirkungsradius
Positiver Effekt		
Artenreichtum der Kultur- bzw. Offenlandbiotope	biotische Ressourcen	lokal – regional – (überregional)
Kulturlandschaft, strukturelle Vielfalt	ästhetische Ressourcen, biotische Ressourcen, Boden, Wasser	lokal – regional
Erhöhte Grundwasserneubildungsraten (im Vergleich zu Forst oder Sukzession)	Wasser	lokal – (regional)
Bindung von CO_2 durch den Anbau nachwachsender Rohstoffe	Klima	überregional
Regionalklimaregulierung	Klima	lokal – regional
Verwertung von Siedlungsabfällen (Bioabfallkomposte, Klärschlamm)	Boden	regional
Filterung der Luft	Boden, biotische Ressourcen	lokal – regional – überregional
Negativer Effekt		
Erosion (Wind-, Wasser-), Verdichtung	Boden	lokal – regional
Bodenversiegelung	Boden, Wasser	lokal
Negative Beeinflussung des Boden-Wasser-Haushaltes (Melioration, Vernässung, Trittschäden usw.)	Boden, Wasser	lokal
Humusverlust	Boden	lokal
Nichtbeachtung des Nachhaltigkeitsprinzips beim Verbrauch nicht erneuerbarer Ressourcen (Lagerstätten), insbesondere...	Boden	regional – überregional
... Energieverbrauch	(Boden), Klima	überregional
Landschaftsverarmung	ästhetische Ressourcen	lokal – regional
Lebensraumverlust	biotische Ressourcen	lokal – regional – (überregional)
Geruchsbelästigung	Klima/Luft	lokal
Austrag klimarelevanter Gase	Klima	überregional
Biotopverlust bzw. -beeinträchtigung	biotische Ressourcen, Wasser	lokal – regional
Artenverlust	biotische Ressourcen	lokal – regional – (überregional)
Stoffeinträge (Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Schwermetalle)	Boden, Wasser, Luft, biotische Ressourcen	lokal – regional – überregional
		RWI ESSEN

Gesamtzusammenhang jedoch in den Hintergrund treten – ist bezogen auf die Globalressource *Klima* überwiegend von *überregionalen externen Effekten* landwirtschaftlicher Tätigkeiten auszugehen[51].

51 Vgl. zu rechtlichen Fragen der Luftreinhalteplanung als überregional wirkendes Instrument Erbguth (1993: 169).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Die lokalen und regionalen externen Effekte gasförmiger Emissionen werden durch das „Schutzgut" (Wohl-) *Geruch* abgedeckt bzw. im Bereich der Ressource Boden als Immissionen mit (Über-) Düngungswirkungen problematisiert.

- Wirtschaftliche Tätigkeiten stellen grundsätzlich Ansprüche an *nicht erneuerbare Ressourcen* wie Bodenschätze oder nicht erneuerbare Energieträger. Diese werden zwar lokal konsumiert, jedoch i.d.R. überregional, d.h. an den natürlich vorkommenden Lagerstätten, abgebaut. Externe Effekte des Verbrauchs nicht erneuerbarer Ressourcen wirken wegen der globalen Verknappung daher *überregional*. Dieser Effekt wird durch funktionale Beziehungen zwischen dem Verbrauch von Energieträgern und den von ihm ausgelösten *Klima*wirkungen verstärkt.

- Die *biologische Vielfalt* stellt einen *Sonderfall* dar (ANL 1994: 21). Zum einen können biotische Ressourcen durch Landbewirtschaftung positiv beeinflußt werden bzw. auf diese (in einer bestimmten Ausprägung) sogar angewiesen sein. Zum anderen wird am negativen Effekt „Artenverlust" deutlich, daß ein Einzeleffekt aufgrund der Irreversibilität mit gesellschaftlichen Einbußen verbunden sein kann. Denn die biotischen Ressourcen sind zwar überwiegend von lokalen Effekten betroffen, durch zu befürchtenden vollständigen Verlust einzelner Tier- oder Pflanzenarten können jedoch auch Präferenzen auf regionalen und überregionalen Ebenen berührt werden.

  Daß der Naturschutz auch eine internationale Dimension besitzt, deuten zahlreiche Übereinkommen auf supranationaler Ebene an, die i.d.R. völkerrechtlich verbindliche Verträge mehrerer souveräner Staaten oder Staatengemeinschaften darstellen (Kolodziejcok 1986). So kann der Titel des „Bonner Artenschutzübereinkommens zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten" als ein Hinweis darauf gedeutet werden, daß naturschutzrelevante Umwelteffekte thematisiert werden, die nicht an Ländergrenzen Halt machen. Das bedeutet, daß im konkreten Einzelfall ggf. Options-, Existenz- oder Vermächtniswerte, die zwar schwer zu quantifizieren sind, von deren Vorliegen jedoch ausgegangen werden muß, auf sämtlichen Ebenen in die Bewertung und Politikanalyse einfließen müssen.

- Für *ästhetische Ressourcen* gelten prinzipiell ähnliche Schlußfolgerungen wie für die biotischen. Allerdings tritt hier die Problematik der Quantifizierbarkeit der Options-, Existenz- oder Vermächtniswerte tendenziell in den Hintergrund. Stellt man nämlich fest, daß die *lokal vorliegenden Umweltwirkungen* auf die Landschaft nicht erst in Zukunft, sondern auch zum Zeitpunkt der Bewertung schon meßbare wirtschaftliche Effekte auf touristische Aktivitäten oder die Attraktivität für die Wohnbevölkerung haben, sind *„non use values"* außerhalb des Wirkungsortes tendenziell zu vernachlässigen.

- *Humantoxizität* und *Tiergerechtheit* stellen Bereiche dar, die noch eingehender Forschungsarbeiten bedürfen. Im Vergleich zur Flächenwirkung anderer durch die Landwirtschaft ausgelöster Umwelteffekte treten sie tendenziell in den Hintergrund.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Auf der Grundlage der bisherigen Überlegungen werden bestimmte Teile des *Boden-Wasser-Komplexes* (einschließlich des Boden- und Grundwassers sowie der räumlich begrenzten Oberflächengewässer) sowie des *Biodiversitäts-Komplexes* (einschließlich ästhetischer Ressourcen) im Zentrum der weiteren Betrachtung stehen. Ein bedeutender Teil potentieller Umweltwirkungen der Landwirtschaft auf diese beiden Komplexe hat ausschließlich bzw. überwiegend lokalen und regionalen Charakter[52]. Es ist daher im folgenden zu überprüfen, ob sich in der Umsetzung aktueller Politikmaßnahmen, die auf diese Komplexe wirken, starke Kompetenzen auf lokaler bzw. regionaler Ebene wiederfinden lassen.

Der Boden-Wasser-Komplex wird definiert als Gesamtheit der beiden abiotischen Ressourcen Boden und Wasser und der auf diese wirkenden Umwelteffekte. Die starken Wechselwirkungen innerhalb dieses Komplexes machen eine gemeinsame Diskussion von umweltpolitischen Lösungen notwendig. Es ist daher bei der Ausgestaltung effizienter umweltpolitischer Lösungen für diesen Komplex auf der Basis der ökonomischen Föderalismustheorie darauf zu achten, daß neben räumlich begrenzten Umwelteffekten auch solche mit stark ausgeprägtem Diffusionsverhalten, d.h. mit überregionalem Ausbreitungscharakter, auftreten.

Innerhalb des Biodiversitäts-Komplexes werden die Umwelteffekte betrachtet, die auf die biotischen und ästhetischen Ressourcen wirken. Dabei werden eindeutige Politikempfehlungen im Bereich der ästhetischen Ressourcen dadurch erschwert, daß derartige Effekte nicht direkt quantifizierbar und stark an individuelles Empfinden gebunden sind. Um die Diskussion auf lokale und regionale Umwelteffekte zu konzentrieren, ist es erforderlich, von „*non use values*", die weit ernfernt vom Entstehungsort der physischen Effekte auftreten können, zu abstrahieren.

Bei den im folgenden untersuchten Umwelteffekten wird davon ausgegangen, daß sich die in ihren Nutzenfunktionen betroffenen Wirtschaftssubjekte im wesentlichen in dem Landkreis lokalisieren lassen, in dem die Effekte entstehen (Fläche A in Schaubild 7).

Daneben könnten abhängig von der Dimension der räumlichen Wirkungen landwirtschaftlicher Produktion weitere Komplexe zur Analyse effizienter Kompetenzzuweisungen definiert werden:

- der Klima-Komplex,
- der Oberflächengewässer-Komplex,
- der Gesundheitsschutz-Komplex und
- der Ethik-Komplex.

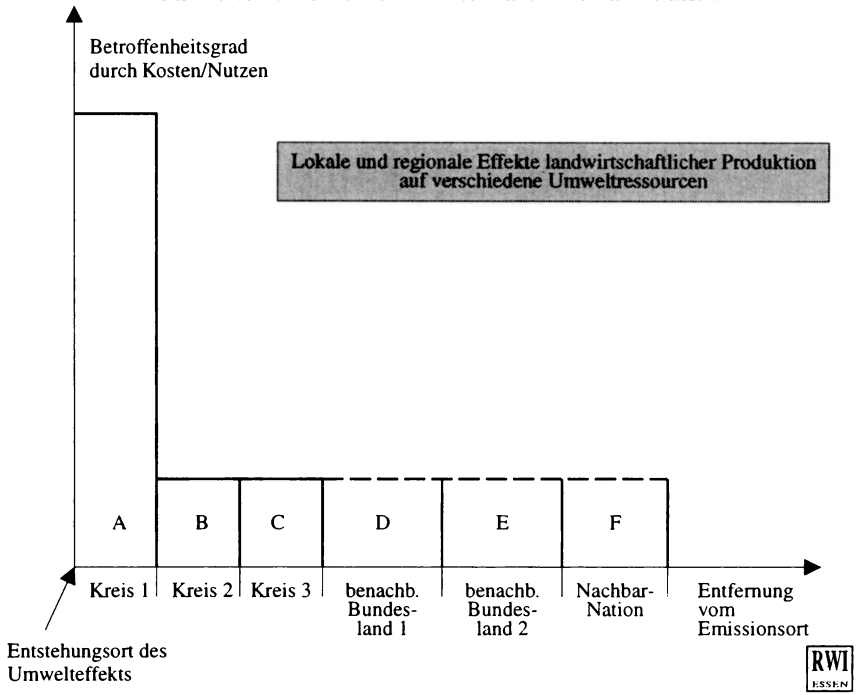
Innerhalb des Klima-Komplexes, der die gasförmige abiotische Ressource Luft sowie sämtliche Effekte mit Klimawirkung einschließt, sind primär überregionale Wirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten zu erwarten. Lokale und regional be-

52 Eine ähnliche Diskussion, allerdings zu globalen Umwelteffekten und ohne konkreten Sektorbezug führen Klemmer et al. (1993: 28).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 7

Räumliche Nutzendiffusionsfunktion lokal und regional begrenzter Umwelteffekte der landwirtschaftlichen Produktion



grenzte Effekte treten zwar auch auf, sind in ihrer Bedeutung jedoch sekundär. Durch seine stark überregionale Betroffenheit würde sich hier die Diskussion internationaler Abkommen und supranationaler Regelungen anbieten.

Ähnlich läßt sich für den Oberflächengewässer-, den Gesundheitsschutz- und den Ethik-Komplex argumentieren. Wie erwähnt handelt es sich bei Problemen, die im Ethik- und Gesundheitsschutzkomplex einzuordnen sind, nicht primär um Umweltprobleme. Eine klare Abgrenzung ist hier nicht immer möglich. Einerseits wirken einige Umwelteffekte direkt oder indirekt auf das Individuum Mensch und können dann Wirkungen auf die menschliche Gesundheit auslösen. Andererseits werden gerade in jüngerer Zeit Ethikdiskussionen im Zusammenhang mit der Umweltproblematik geführt[53]. Im Oberflächengewässer-Komplex sind die überregionalen und transnationalen Umwelteffekte zu erfassen, die im Boden-Wasser-Komplex nicht problematisiert werden.

53 Beispielsweise wurde im Jahr 1996, angeregt von der Bundesministerin für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, im Rahmen der Diskussion mit verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen neben weiteren fünf Themenschwerpunkten der Arbeitskreis „Umweltethik" gegründet (BMU 1997b).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Für ein umfassendes Konzept zur Überprüfung und ggf. Neuformulierung der Agrarumweltpolitik müßten sämtliche dieser beschriebenen Problemkomplexe simultan berücksichtigt werden.

3. Regionalwissenschaftliche Implikationen

Wie die Diskussion der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus zeigte, lassen sich bei spezifischen Umweltproblembereichen Argumente für dezentrale agrarumweltpolitische Maßnahmen finden. Gemeinsam ist den entwickelten Effizienzparametern, daß sie zur Abgrenzung von Räumen dienen können, in denen Politikmaßnahmen implementiert werden. Da ein expliziter regionalwissenschaftlicher Bezug von Analysen der Agrarumweltpolitik bisher die Ausnahme darstellt, bedarf es zur weiteren Diskussion raumrelevanter Politikmaßnahmen und insbesondere quantitativer Analysemethoden einiger zentraler Termini.

Um Mißverständnissen vorzubeugen, sei an dieser Stelle erwähnt, daß es nicht zur Zielsetzung der Untersuchung gehört, *Planungsregionen* für spezielle Probleme der Agrarumweltpolitik abzugrenzen[54]. Dieses Ziel würde implizieren, daß die instrumentelle Frage der Problemlösung in Form planungsbetonter Mittel bereits beantwortet ist. Der Nutzen der hier abzugrenzenden Regionen wird im Gegenteil darin bestehen, den jeweiligen betroffenen regionalen Akteuren möglichst große *Freiheitsgrade in der Instrumentenwahl* zu belassen, um dezentrales Wissen weitgehend nutzbar zu machen. Es wird daher davon ausgegangen, daß die grundsätzliche Notwendigkeit einer räumlichen Differenzierung von Agrarumweltpolitik und damit auch der Kompetenzallokation nicht von der Art des einzusetzenden Instruments abhängt (Siebert 1976a)[55]. Partielle oder vollständige Planungslösungen können zwar das Ergebnis des Abstimmungsprozesses in den Politikaktionsräumen darstellen (Kaule 1996). Es ist jedoch sicherzustellen, daß alternative Instrumente oder spezifische Mixe aus Einzelinstrumenten möglich bleiben.

Nach Klemmer (1988: 13) kann diese Vorgehensweise als ordnungspolitisch-integrativer Ansatz der Regionalpolitik bezeichnet werden, wonach Wettbewerbs- oder Suchprozesse dadurch initiiert werden, daß lediglich entschieden wird, „wer auf welcher regionalen Ebene für welche Kollektivgüterproduktion Verantwortung trägt,

54 Die Begriffe „Kooperation, Koordination und gemeinsame Konzeptionen" werden daher nicht, wie dies Kistenmacher (1991) vorschlägt, als Synonym für den Begriff „Planung" benutzt. Unter Planung wird vielmehr im folgenden eine bestimmte Instrumentenart verstanden, bei der mit hoher Eingriffsintensität für ein abgegrenztes Gebiet Lösungen von zentralen, zumeist behördlichen Institutionen vorgegeben werden, die dann ohne wesentliche Veränderungsmöglichkeiten im Raum umzusetzen sind (direkte Eingriffe). Die Begriffe „Kooperation, Koordination und gemeinsame Konzeptionen" stehen im folgenden für neutrale organisatorische Lösungen, mit denen nicht automatisch der Einsatz spezieller umweltpolitischer Instrumente verbunden ist.

55 Allerdings weist Siebert eindeutig nach, daß die regionale Differenzierung der Steuerungsparameter des Instrumenteneinsatzes wie die Höhe des Standards oder des Steuersatzes durchaus von der Wahl des Instrumentes abhängt. Eine ausführliche Diskussion der räumlichen Wirkungen verschiedener umweltpolitischer Instrumente findet sich bei Zimmermann, Kahlenborn (1994: 120ff.)

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wie die räumlichen Kompetenzbereiche (Gebietskörperschaften) abgegrenzt werden sollen", nicht jedoch, mit welchen Maßnahmen und in welcher Regelungsintensität.

3.1. Raumkategorien

Regionen dienen als Aktionsobjekt und räumliches Referenzsystem für verschiedene Politikbereiche und sind daher nach Fischer (1982: 22) „unabdingbare Voraussetzung für die Analyse und Prognose räumlicher Phänomene".

Klemmer (1995b) definiert *Regionen* als Aggregate benachbarter Raumpunkte, wobei i.d.R. von Exhaustivität, d.h. von einer vollständigen und eindeutigen Zuordnung sämtlicher vorhandener Raumpunkte eines Gesamtraumes, ausgegangen wird, ohne Überlappungen zuzulassen. Eine wichtige Nebenbedingung der Regionenbildung ist die Forderung, daß „die Konstruktionselemente [...] in einem räumlichen Nachbarschaftsverhältnis zueinander stehen und daher räumlich geschlossene Einheiten bilden" („*contingiuty constraint*") (Klemmer, Bremicker 1983: 15). Auch Grigg (1967) definiert Regionen als räumliche Klassen, die aus ähnlichen und kontingenten Einheiten bestehen[56].

Sind die betrachteten Raumobjekte wie Landkreise oder kreisfreie Städte räumlich nicht kontingent, d.h. sind sie nicht benachbart, spricht man von „*Raumtypen*"[57] (Bahrenberg 1988). Boustedt (1975: 176) definiert solche, häufig an naturwissenschaftlichen Größen orientierte Raumtypen angelehnt an Schmithüsen (1953) als „einen nach dem Gesamtcharakter seiner Landesnatur abgegrenzten Erdraum" und bezeichnet ihn als „*Naturraum*". In diese naturräumliche Abgrenzung fließen neben abiotischen (Relief, geologische Bedingungen, Boden- und Grundwasser, Klima, Böden) auch biotische Kriterien (Pflanzengemeinschaften) ein.

Solche Regionalisierungen beschränken sich i.d.R. auf naturwissenschaftliche Variablen und abstrahieren von administrativen Grenzen. Erst wenn es aufgrund verwaltungspraktischer Erwägungen notwendig ist, die Grenzen von Verwaltungsräumen zu berücksichtigen, d.h. Gebietskörperschaften eingerichtet werden müssen, innerhalb derer umweltpolitische Maßnahmen umzusetzen sind, kann von Aktions-, Geltungs- oder Regelungsräumen gesprochen werden.

Scheele et al. (1993; Scheele 1993; Scheele 1997a: 158ff.) benutzen eine sehr weitgehende Differenzierung des Regionenbegriffs bei der Definition von politikrelevanten Raumgrößen und unterscheiden zwischen *Regelungsraum* und übergeordnetem *Verwaltungsraum* bzw. mit Kompetenz ausgestatteter Gebietskörperschaft. Nach diesem Vorschlag kann von Regelungsraum dann gesprochen werden, wenn ein einheitlicher Instrumenten- oder Mitteleinsatz sowie eine einheitliche Regelungsin-

56 Johnston (1968) definiert Klassifikationsprobleme mit der Zusatzbedingung räumlicher Kontingenz als Sonderfälle der Bestimmung von Gebietstypen und als typische geographische Problemkonstellation.

57 Solche Raumtypen sind vergleichbar mit den Klassifikationsergebnissen anderer Wissenschaftsdisziplinen, bei denen räumliche Nachbarschaftsbeziehungen keine Rolle spielen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

tensität gelten und innerhalb des Regelungsraumes Beiträge zur Emissionsverminderung flexibel gehandelt werden können, so daß Emissionskumulationen erlaubt sind (Isermeyer 1993). Auch der Wissenschaftliche Beirat beim BML (1993: 10) lehnt sich an diese Definition an. Nach Scheele (1997: 41–57) ist der Regelungsraum auf die geographische Einheit beschränkt, für die ein spezifisches Umweltziel und damit implizit ein einheitlicher Preis der Umweltnutzung festgelegt wird. Er hält den Zuschnitt des Regelungsraums für einen zentralen Aktionsparameter im umweltökonomischen Optimierungsprozeß, von dem auch die Instrumentenwahl abhängt (Scheele 1993: 424–430).

Der Wissenschaftliche Beirat beim BML (1993: 10) legt Wert auf die Feststellung, der so definierte Regelungsraum sei nicht zu verwechseln mit dem *Geltungsbereich eines Gesetzes*, innerhalb dessen eine Vielzahl von Regelungsräumen vorgesehen werden kann. Der Geltungsbereich einer umweltpolitischen Maßnahme stellt demgegenüber die übergeordnete Raumebene dar, innerhalb derer in Abhängigkeit von differierenden Gestaltungsparametern unterschiedliche Regelungsräume eingerichtet werden können[58]. Die Grenzen des Geltungsbereichs eines umweltpolitischen Instruments ergeben sich durch die angestrebte weitgehende Homogenität der Präferenzen bzw. „eine einheitliche Interessensphäre der von dem Umweltproblem betroffenen sozialen Gruppe" (Scheele 1997a: 160).

In der regionalwissenschaftlichen Theorie und Praxis ist es üblich, „*Gebietskategorien*" vorzusehen, d.h. Gebiete, die u.a. nach bestimmten Homogenitätskriterien (problem-, ziel- oder maßnahmenorientiert) abgegrenzt werden (Gruber 1995). Institutionalisiert ist dieser Begriff durch gesetzliche Regelungen wie das Bundesnaturschutzgesetz oder das Bundesraumordnungsgesetz (BROG), in dem verschiedene Gebietskategorien aufgezählt werden (§ 2 Abs. 1). Umwelträume zum Schutz bestimmter natürlicher Ressourcen werden im Sinne des Raumordnungsgesetzes nach Gruber (1995) als „potentialorientierte Gebietskategorien" bezeichnet.

Benkert (1981: 43) bezeichnet als *Umweltregion* „ein Aggregat von Raumpunkten, das sich durch eine bestimmte ökologische Interdependenz auszeichnet"[59]. In der Raumplanung werden solche Gebietskategorien als Möglichkeit der anschaulichen Darstellung von Problemregionen angesehen. Wie bei der effizienten Abgrenzung von Politikräumen im allgemeinen ist auch in der Raumplanung zwischen Treffsicherheit in bezug auf die betroffenen Räume und der mit wachsender Regionenzahl abnehmenden Übersichtlichkeit und Administrierbarkeit abzuwägen (Gruber 1995).

Klemmer (1995b) bezeichnet das Ergebnis normativer Raumanalysen als „*Aktionsräume*", die zur Anwendung von Politikmaßnahmen geeignet sind. In der Theorie der Regionalpolitik wird dieser Raumbegriff benutzt, wenn es sich um räumlich abgrenz-

58 Ähnlich argumentiert Tietenberg (1978), der räumlich differenzierte Steuern für Emissionen in die Luft vorschlägt. Er unterscheidet zwischen „Steuerzonen", die er als geographische Region definiert, innerhalb der alle Emittenten dieselbe Steuer zahlen, und „Steuer-Gebietskörperschaft" als übergeordnete räumliche Einheit, für die eine Behörde die Kompetenz besitzt, Steuern zu erheben.

59 In den naturwissenschaftlichen Disziplinen wird üblicherweise synonym der Begriff „Naturraum" benutzt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

bare Gebiete handelt, „in denen die Instrumente der raumbezogenen Politik zum Einsatz gebracht werden" (Thelen 1972: 227–249), d.h. auf die sich, wie im Fall der Fördergebietskulissen verschiedener Gemeinschaftsaufgaben des Bundes und der Länder, Fach- und Sektorpolitiken konzentrieren (Karl, Klemmer 1995; Gräber 1991). Die folgende Untersuchung stützt sich auf diesen in der raumwissenschaftlichen Literatur anerkannten Begriff.

Unter *Umweltaktionsraum* wird im folgenden eine räumlich abgrenzbare Region verstanden, die sich aus einem oder mehreren Landkreisen oder kreisfreien Städten der Bundesrepublik zusammensetzt und den Kriterien der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus genügt[60]. Die Außengrenzen solcher Aktionsräume werden demnach durch Grenzen von Landkreisen und kreisfreien Städten gebildet. Über die instrumentelle Lösung innerhalb eines Aktionsraumes werden keine Politikempfehlungen entwickelt[61]. Betroffene Gebietskörperschaften können sich problembezogen für einheitliche oder für differenzierte Instrumentenvarianten entscheiden. Bestimmte instrumentelle Vorfestlegungen werden mit der Raumabgrenzung in lokale und regionale Einheiten allerdings bereits vorgenommen. Denn nach der Abgrenzung des Aktionsraums bzw. in Abhängigkeit seiner Dimension lassen sich bestimmte Instrumente ausschließen, bei denen eine effiziente Umsetzung nicht zu erwarten ist[62]. Beispielsweise sind regionale Steuern auf bestimmte potentiell umweltschädigende Vorleistungen bei freiem Warenverkehr zwischen den Regionen mit erheblichen Kontrollproblemen verbunden und daher nicht sinnvoll. Auch Michaelis (1996: 130) weist darauf hin, daß regional differenzierte Abgaben nur emissionsbezogen und bei stationären Emissionsquellen geeignet sind, da ansonsten räumliche Arbitrageprozesse ausgelöst werden können, die das umweltpolitische Ziel konterkarieren.

3.2. Regionalisierung – Die Abgrenzung von Räumen

Bereits 1988 hielt Klemmer (1988: 61) fest, daß die raumdifferenzierte Betrachtung von Umweltproblemen zu einem „beachtlichen Regionalisierungsbedarf der Umweltpolitik" führe und daß „im Rahmen der Umweltpolitik die Regionalisierungsfrage als flächendeckende Aufteilung eines Gesamtraumes in Gebietseinheiten, bei der jeder Raumpunkt eine Zuordnung erfährt und sich die Grenzen benachbarter Regionen decken, bis jetzt vernachlässigt" werde. Auch Fürst (1986: 153) forderte bereits Mitte der achtziger Jahre, Standards regionenspezifisch festzulegen, „und zwar in Abhängigkeit von der regionalen Belastung, den regionalen Umweltschutzpräferen-

60 Auch Benkert (1991: 10) benutzt eine ähnliche Regionendefiniton als Raum „zwischen der Gemeindeebene und den Flächenstaaten".

61 Karl/Klemmer (1995) diskutieren verschiedene vertikale und horizontale kooperative Instrumente für den Bereich der Regional- und Umweltpolitik. Eine umfassende Instrumentendiskussion in Verbindung mit föderalismusrelevanten Fragestellungen findet sich bei Huckestein (1996).

62 Die ggf. entstehenden Pfadabhängigkeiten bei der Fixierung bestimmter Steuerungsparameter umweltpolitischer Maßnahmenbündel werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit ausgeklammert. Optimierungsversuche der Maßnahmenformulierung müssen daher bei Beachtung weiterer Effizienzkriterien der Nebenbedingungen des zu wählenden Regelungsraumes unterliegen (Scheele 1997: 146).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 5

Kriterien und Prinzipien zur Abgrenzung von umweltpolitischen Aktionsräumen		
	Analytisch (A)	Normativ (N)
Homogenitätsprinzip (H)	AH	NH
Funktionalitätsprinzip (F)	AF	NF
Nach Klemmer (1995b)		RWI ESSEN

zen und den regionsspezifischen Verzichtskosten verschärfter Umweltpolitik". Karl/Klemmer (1995: 58) stellen fest, daß „die Regionalisierung der Diagnoseeinheiten in der Umweltpolitik [...] noch nicht jenen Stand erreicht" hat, der aus effizienzorientierter Sicht wünschenswert wäre und sich statt dessen die Entscheidungsträger in starkem Maße an den geographischen Grenzen der jeweiligen Gebietskörperschaften orientieren.

Die *Regionalisierung* – oder nach Hansen/Klitzing (1975) die „Arealisierung" – wird von Karl/Klemmer (1990: 36) einerseits als Voraussetzung für eine vorzunehmende Instrumentenformulierung und nachträgliche Evaluierung beschrieben, andererseits als Maßnahme eingeordnet, die für die Ergebnisse einer bewertenden Ist-Analyse und damit auch für abzuleitende Handlungsoptionen und -notwendigkeiten entscheidend ist. Durch die Regionalisierung „werden die räumlichen Bezugsrahmen und Zuständigkeitsbereiche für Analysen, Ziele, Maßnahmen, Instrumente, Fördermittel und Träger der Raumordnungspolitik [...] bestimmt" (Hübler et al. 1996: 21). Nach Treuner (1973) steht die Abgrenzung von Teilräumen innerhalb einer Großregion traditionell am Anfang regionalwissenschaftlicher Forschungsbemühungen und ist z.B. für die Abgrenzung regionaler Fördergebiete von entscheidender Bedeutung. Ritter et al. (1994: 101) bezeichnen die Regionalisierung daher auch als „Erscheinungsform intermediärer Politikformulierung zwischen zentraler staatlicher Ebene und kommunaler Ebene".

Bei einer Regionalisierung mit dem Ziel, umweltpolitische Aktionsräume zu formulieren, lassen sich in Kombination aus Abgrenzungskriterien und Analyseziel verschiedene Verfahren unterscheiden (Übersicht 5) (Klemmer 1995b). Während analytische Verfahren zur Untersuchung eines vorgefundenen geographischen Raums dienen (Ist-Analyse), wird mit Hilfe normativer Abgrenzungen ein Gestaltungsanspruch in Richtung effizienter Raumeinheiten erhoben.

Klassifikatorisch lassen sich Regionen nach verschiedenen Prinzipien abgrenzen, von denen das *Homogenitätsprinzip* und das *Funktionalitätsprinzip* die wichtigsten darstellen (Lauschmann 1976: 15; Grigg 1967). Gehört eine möglichst hohe Praktikabilität der vorgeschlagenen Politikmaßnahmen zum Ziel der räumlichen Abgrenzung, orientieren sich Regionalisierungen unter Beachtung existierender Verwaltungsgrenzen auch am – in Übersicht 5 nicht aufgeführten – Planungsprinzip.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Homogene Umwelträume bilden als Ergebnis von Abgrenzungsverfahren nach dem Homogenitätsprinzip „die Zusammenfassung benachbarter Raumpunkte, die bezüglich eines oder mehrerer Kriterien gleiche oder ähnliche Merkmalsausprägungen aufweisen" (Klemmer 1995b: 324–327). „Geht man von einem bestimmten Grad an Uniformität als Unterscheidungsmerkmal aus, dann ist eine Region durch die Menge der ökonomischen Einheiten im Raum abgegrenzt, die in ausgewählten Merkmalen eine als hinreichend definierte Gleichartigkeit zeigen" (Siebert 1965: 16).

Bei der Regionenbildung nach dem Funktionalitätsprinzip werden einseitige oder wechselseitige Beziehungen zwischen benachbarten Raumpunkten berücksichtigt und solche Raumpunkte zusammengefaßt, bei denen die ermittelten funktionalen Beziehungen besonders ausgeprägt sind. Solche Wechselbeziehungen können stofflicher Art sein, sie können aber auch dadurch entstehen, daß Präferenzen benachbarter Raumpunkte beeinflußt werden, ohne daß es zu stofflichen Austauschprozessen oder Wirkungen auf biotische bzw. ästhetische Ressourcen im Nachbarraum kommt.

Haining (1990: 43) nennt außer der Nachbarschaftsbedingung, die er als „Kompaktheitskriterium" bezeichnet, weitere Kriterien, die erfüllt sein müssen, um aus m Raumobjekten k regionale Aggregationen (mit $m > k$) zu bilden:

- möglichst wenig Aggregate (Simplizitätskriterium) und
- deutliche Abgrenzbarkeit der gebildeten Regionen bzgl. der berücksichtigten Variablen (Forderung nach externer Separation) (Fischer 1982: 49).

Oft werden bei der Festlegung von Aktionsräumen im Rahmen von Förderpolitiken nicht oder lediglich indirekt Homogenitäts- oder Funktionalitätsbedingungen zugrunde gelegt. Statt dessen wird wie bei der Abgrenzung der Zielgebiete im Rahmen der Europäischen Strukturfonds die „*Schwellenwertmethode*" angewendet (Eser 1989). Anhand politisch festgelegter Schwellenwerte, z.B. für die Indikatoren Arbeitslosenquote oder Anteil der Region am Bruttoinlandsprodukt, werden Standards gesetzt, bei deren Über- oder Unterschreitung Fördermaßnahmen zulässig sind. Die Abgrenzung des Aktionsraumes erfolgt also über mehr oder weniger transparente Stellvertretergrößen bzgl. eines anvisierten Problemfeldes (hier z.B. wirtschaftliche Entwicklung von Regionen).

Bei der in der vorliegenden Untersuchung beabsichtigten Regionenbildung zur Formulierung effizienter Umweltaktionsräume gemäß der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus wird auf Schwellenwerte verzichtet. Aufgrund der theoretisch hergeleiteten Effizienzbedingungen wird ein Hauptziel der Untersuchung darin bestehen, homogene Regionen innerhalb des Gesamtraums der Bundesrepublik derart abzugrenzen, daß benachbarte Raumpunkte dann zu einer Beobachtungseinheit zusammengefaßt werden, wenn sie in bezug auf zu definierende Beobachtungstatbestände gleiche oder ähnliche Merkmalsausprägungen besitzen (Klemmer, Bremicker 1983: 19; Klemmer 1995b). Funktionale Beziehungen zwischen den Raumpunkten werden implizit berücksichtigt. Dem Planungsprinzip wird die Analyse gerecht, indem eine Orientierung an den existierenden Verwaltungsgrenzen mit dem Ziel vorgenommen wird, gemeinsame oder aufeinander abgestimmte Politik-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

maßnahmen der Landkreise und kreisfreien Städte eines abgegrenzten Aktionsraums zu ermöglichen (Schätzl 1996: 94ff.).

Angelehnt an Übersicht 5 werden bei der vorliegenden Untersuchung die möglichen Kombinationen weitgehend simultan berücksichtigt. Da das Ziel, zu normativen Aussagen zu kommen, sowie die Suche nach einem geeigneten quantitativen Analyseverfahren im Vordergrund stehen, wird besonderes Gewicht auf die Anwendung des Homogenitätsprinzips mit normativer Gewichtung gelegt (NH), unter impliziter Berücksichtigung funktionaler Beziehungen zwischen den Umweltmedien der Untersuchungsräume (NF). Zur Untersuchung des Politikraumdesigns bzgl. definierter Umweltproblemkomplexe und zur Darstellung der aktuellen Verhältnisse und Regelungsinstitutionen werden aber auch analytische Methoden ohne normativen Anspruch einfließen (AH und AF).

Bartels (1975) bezeichnet Regionalisierungen wie die hier vorzunehmende, d.h. unter Berücksichtigung von Umweltfunktionen, als Kompromiß zwischen naturräumlichen Bedingungen (Realitätsbeschreibung) und am Optimum orientierten Entwürfen. Das Optimum wird dabei als relativ, auf der Basis der gegenwärtig geltenden Raumgliederung verstanden, um den Praxisbezug bzw. die politische Realitätsnähe zu wahren. Die Ergebnisse der Regionalisierung können nach Klemmer (1995b) auch als mit normativem Anspruch abgegrenzte Umwelträume aufgefaßt werden. Sie dienen somit der Begrenzung von Wirkungsräumen umweltpolitischer Instrumente. Im Sinne von Back (1995: 821) wird im folgenden die Regionalisierung als „problemlösungsgerechte Strukturierung eines Gesamtraumes" verstanden, wobei als Ergebnis ein Raum ausgewiesen wird, für den die „Politik die besten Erfolgsaussichten im Vergleich zu anderen Raumabgrenzungen" erwarten läßt. Diese Regionen sind dann zu definieren „als eine Menge von Raumpunkten mit starker Umwelt-Interdependenz" (Siebert 1976a: 79).

Auf die Abhängigkeit der Regionalisierungsergebnisse von den zugrundeliegenden Verfahrensentscheidungen verweist Sedlacek (1978: 14). Er weist auch darauf hin, daß allgemeingültige Regionalisierungen nicht möglich sind, sondern diese jeweils nur ausgewählten Zwecken dienen können (Grigg 1967: 64–119). Außerdem gehört es zu den Grundsätzen der Regionalisierung, daß die Klassifikationen nicht absolut sind, sondern wachsendes Wissen über die zu klassifizierenden Objekte eine Überarbeitung der Regionalisierung erforderlich machen (Grigg 1967: 100).

In diesem Verständnis ist die hier vorzunehmende Regionalisierung lediglich im Zusammenhang mit Umweltproblemen der beschriebenen Art beim aktuellen Informationsstand zu verwenden. Für negative oder positive Externalitäten anderer Umweltproblembereiche müssen ebenso andere Regionalisierungen vorgenommen werden wie bei Vorliegen einer differenzierteren oder aktualisierten Datenbasis, etwa für einen begrenzteren Raumausschnitt. *Dynamische Anpassungen der Regionalisierung* zu Umweltaktionsräumen bzw. Rückkopplungs- oder Evaluierungsmechanismen im Zeitablauf sind vorzusehen.

Das innovative Element der vorliegenden Analyse macht die problembezogene Anwendung der regionalwissenschaftlichen Prinzipien und Methoden auf Probleme

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

der Agrarumweltpolitik aus. Während in regionalwissenschaftlichen Untersuchungen üblicherweise wirtschaftliche und/oder soziale Verflechtungen betrachtet werden, konzentriert sich die hier vorzunehmende Analyse auf effiziente Politiklösungen unter der Berücksichtigung von umweltfunktionalen Interdependenzen.

4. Vorgehensweise bei der Abgrenzung von Aktionsräumen für die Agrarumweltpolitik und Interpretationsmöglichkeiten

Grundsätzlich eignet sich die Regionalisierung bzw. die Abgrenzung agrarumweltpolitischer Aktionsräume für verschiedene Anwendungsvarianten, von denen die folgenden beiden Fälle die Eckpunkte darstellen. Es können sowohl interregionale, von der räumlichen Ausdehnung sehr umfassende, als auch räumlich sehr begrenzte Umwelteffekte analysiert werden. Diese beiden Ansätze unterscheiden sich deutlich in der Art der Interpretationen, die mit Hilfe der Regionalisierungsergebnisse möglich sind. Zwischen diesen beiden Polen existiert zwar ein Kontinuum von Ausbreitungsgraden und zugehörigen Interpretationsmöglichkeiten, die Extrempunkte lassen jedoch die grundsätzliche Struktur der Aussagemöglichkeiten erkennen. Die Richtung des Umwelteffekts, d.h. ob es sich um positive oder negative Externalitäten landwirtschaftlicher Produktion handelt, wirkt nicht begrenzend auf das Interpretationspotential des Verfahrens. Dabei kann es sogar vorkommen, daß sich für beide deckungsgleiche Regelungsräume ergeben. Da keine Aussagen zur Effizienz potentiell einzusetzender Instrumente bzw. konkreter Maßnahmen gemacht werden sollen, liegt der Fokus der Betrachtung auf der räumlichen Dimension des Regelungsbedarfs.

4.1. Interregionale und internationale externe Effekte

Bei dieser Art von Effekten handelt es sich um Externalitäten, bei denen zwischen dem Ort der Entstehung oder Verursachung und dem Ort der physischen Wirkung bzw. der Wirkung auf Produktions- oder Konsumfunktionen große räumliche Distanzen überbrückt werden, so daß mindestens mehrere Bundesländer oder Teile verschiedener Bundesländer betroffen sind. In Übersicht 6 wird dieser Sachverhalt dadurch symbolisiert, daß die Naturraumgrenzen zahlreiche Stadt- und Landkreise umschließen.

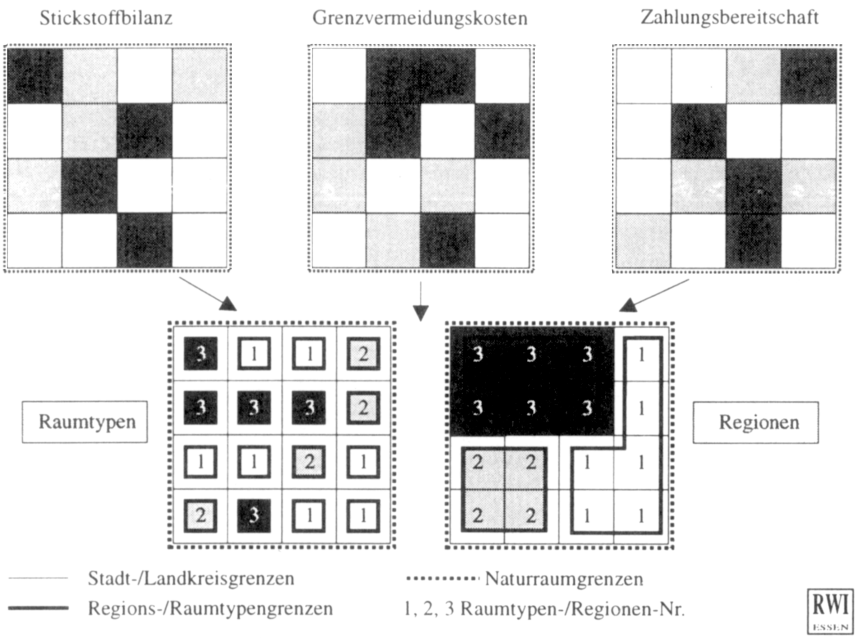
In der Realität läßt sich wegen mangelnder Datenlage bzw. des Erhebungsaufwands die Forderung der Erfassung sämtlicher Präferenzen im Raum im konkreten Einzelfall nicht aufrechterhalten. Wie dargestellt, dient die Ermittlung vorhandener Präferenzen im ökonomischen Abwägungsprozeß primär zur Abschätzung potentieller Überstimmungskosten. Da diese Kostenart jedoch lediglich eine Größe im Optimierungsprozeß darstellt und im *trade off* mit ebenfalls schwer quantifizierbaren Transaktionskosten, die mit abnehmender Ausdehnung des Aktionsraums zunehmen, gegeneinander abzuwägen sind, wird das Problem nicht vollständig bestimmbarer Präferenzen für lokale Umweltressourcen relativiert.

Als Beispiel für ein öffentliches Gut mit interregionaler Bedeutung kann die Trinkwasserressource Rhein dienen. Aufgrund seines Durchflusses durch mehrere Staaten

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 6

Territoriale Abgrenzung bei interregionalen und internationalen externen Effekten am Beispiel von Stickstoffeinträgern in Oberflächengewässer mit überregionaler Bedeutung



kann von einem öffentlichen Gut mit transnationalem Charakter gesprochen werden. Durch den Zufluß in die Nordsee sind über den engeren Kreis der direkten Trinkwassernutzer hinaus weitere Anlieger von Umwelteffekten betroffen, die von Oberliegern verursacht werden.

Die Regionalisierung läßt sich auf dieses Beispiel eines öffentlichen Gutes transnationalen Charakters angewendet folgendermaßen vornehmen. Zunächst wird der Raum möglicher Betroffener definiert. Da von Existenz-, Options- und Vermächtniswerten abstrahiert werden soll, wird dieser Gesamtkreis der Nutzer auf die direkt betroffenen Rheinanlieger beschränkt, die aus dem Uferfiltrat Trinkwasser beziehen. Als Vertreter dieser Klientel wird die „*Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet*" (IAWR) gewählt, in der die Wasserwerksbetreiber organisiert sind, die den Hauptanteil ihres zu Trinkwasserzwecken aufbereiteten Wassers aus dem Rhein beziehen. Dieser Naturraum wird in Übersicht 6 durch gepunktete Linien eingegrenzt.

Wählt man aus der Fülle der möglichen Beeinflussungsquellen der Trinkwasserressource Rhein allein die Belastung mit Nährstoffen und hier speziell mit Stickstoffverbindungen landwirtschaftlichen Ursprungs aus, müssen für jeden Teilraum dieses umfassenden Naturraums quantitativ bestimmt werden:

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- die Höhe der aktuell auftretenden Stickstoffausträge in den Rhein (bzw. die N-Bilanzsalden als indirekter Indikator),
- die Grenzvermeidungskosten der Verringerung der Stickstoffeinträge,
- die marginalen Zahlungsbereitschaften für sauberes Rheinwasser bzw. die Art und das Niveau der Präferenzen der Betroffenen, einschließlich ihrer Zahlungsfähigkeit.

Als raumbezogenes Bestimmungsmaß sollte sich die Analyse an existierenden Gebietskörperschaften wie Landkreisen und kreisfreien Städten orientieren (Übersicht 6). Bei ausreichender Datenlage kann der Betrachtungsmaßstab jedoch beliebig verkleinert werden und gemeindeweise Statistiken bzw. gemarkungs- oder schlagbezogene Daten in die Analyse einbeziehen. Grundsätzlich gilt, daß die zu erwartenden Ergebnisse der Regionalisierung um so exakter sind, je kleiner dimensioniert der Erhebungsraum solcher Daten ist. Gegenüber dem zusätzlichen Nutzen durch trennschärfere Regionenbildung ist der zusätzliche Rechenaufwand zu vernachlässigen. Die vor der Analyse vorzunehmende Festlegung der kleinsten betrachteten Raumeinheit ist somit primär ein Datenbeschaffungsproblem, weniger ein Datenhaltungs- und -verarbeitungsproblem.

Nach der Durchführung der Regionalisierung oder Raumtypisierung lassen sich weitgehend homogene Räume abgrenzen, innerhalb derer die Höhe der aktuell ausgetragenen Stickstoffmengen, die Grenzkosten der Vermeidung des Stickstoffeintrags sowie die Stärke der Präferenzen eine ähnliche Ausprägung besitzen. Die Grenzen solcher Raumtypen und Regionen sind in Übersicht 6 schematisch dargestellt und mit unterschiedlichen Ziffern markiert.

4.1.1. Raumtypen als Ergebnis der räumlichen Analyse

Beschränkt sich die Betrachtung auf die möglichst weitgehende Homogenität zwischen den gebildeten Stadt- und Landkreisen, *ohne die Bedingung räumlicher Kontingenz* zu berücksichtigen, entstehen „*Raumtypen*", die zwar untereinander einen hohen Grad an Homogenität aufweisen, die jedoch nicht verfahrensbedingt, sondern nur in Einzelfällen zufällig benachbart sind, so daß ein über das gesamte Territorium verstreuter „Flickenteppich" das Ergebnis der Analyse darstellt.

Beschränkt sich die angestrebte Kooperation zwischen den betrachteten Gebietskörperschaften lediglich auf das Ziel eines gegenseitigen Informationsaustauschs über vergleichbare Problemlagen, kann davon ausgegangen werden, daß Transaktionskosten aufgrund räumlicher Entfernung zu vernachlässigen sind und die nicht vorhandene Nachbarschaft der Raumtypen nicht zum Problem wird. In diesen Fällen, deren Vorteilhaftigkeit außer vom gewünschten Kooperationsgrad auch vom betrachteten Umweltproblemkomplex abhängt, kann ein interregionales Informationsaustauschnetzwerk ohne gemeinsame instrumentelle Lösungen Effizienzvorteile eröffnen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Beim grenzüberschreitenden Problem „Belastung des Einzugsgebietes Rhein mit Stickstoff aus landwirtschaftlichen Quellen" könnte das Ergebnis der Raumtypisierung bedeuten, daß innerhalb des insgesamt betroffenen Naturraums ein netzwerkartiger Verbund gebildet wird, innerhalb dessen über transaktionskostenarme Austauschmöglichkeiten – z.B. unter Nutzung elektronischer Medien – ein gegenseitiger Erfahrungsaustausch stattfinden kann. In der verwaltungswissenschaftlichen Literatur werden solche Lösungen zunehmend unter dem Stichwort eines für notwendig erachteten Paradigmenwechsels vom Bürokratiemodell hin zu einem Managementmodell (Budäus 1996; Fürst, Ritter 1993: 51ff.) diskutiert.

Die Vertreter von Raumtypen mit vergleichbarer Variablenkonstellation, d.h. vergleichbar hohen Präferenzen für sauberes Rheinwasser, vergleichbar hohen Grenzvermeidungskosten und ähnlich hohen Stickstoffeinträgen können kommunizieren. Bei Interesse für nur eine der betrachteten Variablen, z.B. die Grenzvermeidungskosten der Verringerung des Stickstoffaustrags, ist auch diesbezüglich die Identifizierung homogener Raumpunkte möglich. Interessierte Behördenvertreter oder Private solcher bzgl. einzelner oder mehrerer Variablen vergleichbarer Raumpunkte könnten dann Erfahrungsaustausch betreiben oder sich absprechen, um geplante Maßnahmen zu koordinieren und damit den Erfahrungsgewinn bei innovativen Maßnahmen über die Summe der Einzelbeiträge hinaus zu steigern. Besonders die Entwicklungen im Bereich der elektronischen Medien und die Möglichkeiten moderner Telekommunikationsinfrastruktur lassen in Teilsegmenten heute schon gemeinsame Lösungsmöglichkeiten solcher räumlich disjunkter Gebietskörperschaften wahrscheinlich werden (Jochimsen 1998; Niemann 1997: 31). Die Motivation der einzelnen Gebietskörperschaften zur aktiven Teilnahme an solchen Netzwerken rührt insbesondere aus den typischen Netzwerk- oder Verbundvorteilen. Anreizkompatibilität kann mit der (glaubhaften) Ankündigung hergestellt werden, Raumpunkte, die sich längere Zeit durch Freifahrerverhalten auszeichnen, zeitweise oder dauerhaft von der Teilnahme auszuschließen[63].

4.1.2. Regionen als Ergebnis der räumlichen Analyse

Wird neben der möglichst weitgehenden Homogenität *zusätzlich die Forderung nach räumlicher Kontingenz* gestellt, bilden geographisch zusammenhängende Raumpunkte, d.h. abgegrenzte *Regionen*, das Ergebnis der Analyse. Im Vergleich zur Bildung von Raumtypen führt diese zusätzliche Nebenbedingung zu abnehmender Homogenität innerhalb der Gruppen und zu abnehmender Differenzierbarkeit zwischen den Gruppen. Dennoch kann die Anwendung dieses Verfahrens sinnvoll sein, um die Praxisrelevanz und damit die Realisierungschancen einer gemeinsamen instrumentellen Lösung über den Informationsaustausch hinaus zu steigern. Denn es ist anzunehmen, daß gemeinsame instrumentelle Lösungen bei räumlich weit auseinanderliegenden Gebietskörperschaften, die einem gemeinsamen Raumtyp zuzurech-

63 Hansjürgens (1994) beschreibt in diesem Zusammenhang die Bedeutung eines „glaubhaften staatlichen Drohpotentials" für den Erfolg von Kooperationslösungen. Ostmann et al. (1997) geben einen Überblick über spieltheoretische Erklärungs- und Lösungsversuche für Freifahrerverhalten bei der Nutzung von Umweltressourcen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

nen sind, wegen entfernungsabhängiger Transaktionskosten weniger wahrscheinlich und je nach Problemlage auch nicht sinnvoll sind. Diese Methode der territorialen Abgrenzung kann etwa in Fällen angewendet werden, wenn innerhalb des Naturraumes Verlagerungen von Emissionen zu den Standorten mit den geringsten Grenzvermeidungskosten zugelassen sein sollen, wobei vermieden werden muß, daß es zu „*hot-spots*" kommt, durch die regionenspezifische Assimilationskapazitäten überschritten werden (Wissenschaftlicher Beirat beim BML 1993: 25).

In Übersicht 6 sind die jeweils intern relativ homogenen Teilräume innerhalb des gesamten Naturraums „Trinkwassereinzugsgebiet Rhein" mit unterschiedlichen Ziffern markiert. Es ist denkbar, daß sich diese Regionen zwar an die vorgegebenen Verwaltungsgrenzen der Landkreise halten, daß jedoch Grenzen von Regierungsbezirken und Bundesländern in Frage gestellt werden[64].

Entscheidend sind die Interpretation dieses Ergebnisses, das bei interregionalen oder internationalen externen Effekten eine Disaggregation des gesamten Naturraums darstellt, und die Relevanz für die praktische Politikberatung. Es können folgende Kernaussagen formuliert werden:

- Zur Beachtung des Subsidiaritätsprinzips bzw. bei der Suche nach regionalen Lösungen sollten sämtliche betroffenen Gebietskörperschaften innerhalb des gesamten, von externen Effekten potentiell betroffenen Naturraums eine gemeinsame Lösung finden. Regionale Lösungen für ausgewählte Teilräume innerhalb des Naturraums zu finden, bedeutet also nicht die vollständige Abkoppelung vom Gesamtraum, eine Koordinierungs- bzw. Abstimmungsnotwendigkeit verbleibt.
- Die Summe sämtlicher Kompetenzen sollte sich innerhalb des gesamten Naturraums wiederfinden. Außerhalb dieses Gebiets liegende Kompetenzen erzeugen eine ineffiziente Über- oder Unterversorgung – hier mit sauberem Trinkwasser –, da nicht betroffene bzw. nicht zahlende Gebietskörperschaften Mitbestimmungsrecht besitzen.
- Über Stärke oder Art der zu vergebenden Teilkompetenzen kann auf dieser Stufe keine Aussage gemacht werden.
- Innerhalb des Naturraums sind relativ homogene Teilräume zu identifizieren, für die jeweils intern eine einheitliche Lösung gesucht werden sollte und die daher als umweltpolitische Aktionsräume bezeichnet werden. Die Abstimmung des umweltpolitischen Eingriffs kann sich auf die gemeinsame Anwendung eines umweltökonomischen Instruments, die Stärke des Eingriffs oder den Einsatz bestimmter einheitlicher Steuerungsparameter (Höhe von Standards, Höhe einer Abgabe usw.) beziehen. Es ist davon auszugehen, daß sich bei Beachtung der Effizienzkriterien der Theorie des Umweltföderalismus die instrumentellen Lösungen unterschiedlicher Teilräume unterscheiden.

64 Fürst/Ritter (1993: 86) beschreiben diese Abgrenzungmethode, orientiert an den Kreisgrenzen als kleinster Objekteinheit, als gängige Praxis in der Regionalplanung nach Bundesraumordnungsgesetz bzw. Landesplanungsgesetzen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Die Homogenität der Präferenzen nimmt bei interregionalen Problemen eine Sonderrolle ein. Da die regional differenzierte Ausprägung der Zahlungsbereitschaften als Homogenitätskriterium bei der Abgrenzung von Teilräumen berücksichtigt wurde, könnte dies zur Forderung verleiten, in Teilräumen, in denen eine starke Nachfrage nach sauberem Trinkwasser ermittelt wurde, restriktive umweltpolitische Instrumente anzuwenden. Da die Erfolge dieser Regionen jedoch aufgrund der per definitionem existierenden interregionalen externen Effekte auch anderen Teilräumen des gesamten Trinkwassereinzugsgebietes zugute kämen, sind Freifahrerverhalten der Nutznießerregionen und damit Effizienzverluste zu erwarten.

  Insbesondere auf die Vermeidung von Fehlinterpretationen der Nachfragehomogenität in den abgegrenzten Aktionsräumen sollte daher geachtet werden. Demgegenüber bietet es sich jedoch an, aufgrund der transparent werdenden Nachfrageschwerpunkte im Gesamtraum Koalitionen von Teilräumen zu bilden, die dann gemeinsam im Verhandlungsprozeß mit den übrigen Teilräumen um zentral zu regelnde Standards ein stärkeres Gewicht in den Abstimmungsprozeß einbringen könnten.

4.2. Lokale und regionale externe Effekte

Die Art des Vorgehens bei der Abgrenzung von Politikaktionsräumen für externe Effekte und öffentliche Güter, deren Wirkungsradius sich auf lokale oder regionale Einheiten beschränkt, d.h. auf Gebietskörperschaften wie Kommunen, Kommunalverbände, Landkreise bis maximal Bundesländer, unterscheidet sich in einigen Punkten systematisch von der bei externen Effekten mit großem Wirkungsradius. Physische Veränderungen des Naturhaushalts fallen hier räumlich eng begrenzt mit den in ihrer Nutzenfunktion betroffenen Individuen zusammen. Es wird davon ausgegangen, daß keine grenzüberschreitenden externen Effekte vorhanden sind. In Übersicht 7 wird dieser Sachverhalt dadurch symbolisiert, daß die Naturraumgrenzen mit den Grenzen der Stadt- und Landkreise übereinstimmen.

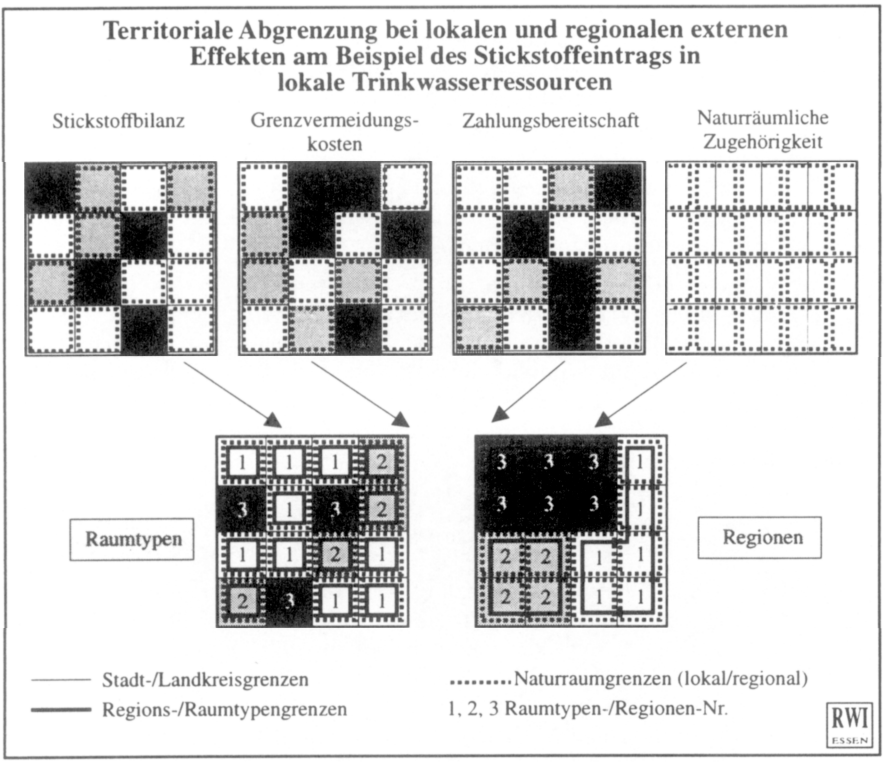
Beispiele für solche öffentlichen Güter sind lokale Trinkwasserressourcen, Stehgewässer regionaler Bedeutung sowie lokal- oder regionaltypische Tier- oder Pflanzenarten, die keine Kosten- oder Nutzeninzidenzen über den betrachteten Raum hinaus auslösen. Bei externen Umwelteffekten dieser Art liegt das Hauptaugenmerk der Aktionsraumabgrenzung wie im Fall interregionaler und internationaler Effekte auf der Quantifizierung

- der Höhe der aktuell auftretenden Stickstoffbilanzen,
- der Grenzvermeidungskosten der Verringerung von Stickstoffeinträgen,
- der marginalen Zahlungsbereitschaften bzw. der Art und des Niveaus der Präferenzen der Betroffenen, einschließlich ihrer Zahlungsfähigkeit

für jeden Teilraum des betroffenen Gebiets. Auch hier bietet sich aus den genannten Gründen eine Orientierung an den Grenzen vorhandener Gebietskörperschaften an. Anschließend werden weitgehend homogene Räume abgegrenzt und in Abhängigkeit der räumlichen Kontingenz Raumtypen oder homogene Regionen ausgewiesen,

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 7



deren Grenzen in Übersicht 7 dargestellt sind. Diese Vorgehensweise ähnelt der Aktionsraumabgrenzung bei interregionalen oder internationalen Externalitäten zwar sehr, die möglichen Interpretationen unterscheiden sich jedoch bei der Abgrenzung von Regionen deutlich.

4.2.1. Raumtypen als Ergebnis der räumlichen Analyse

Interpretationen von *Raumtypen* bei Problemen räumlich begrenzter externer Effekte sind vergleichbar mit denen bei interregionalen Umwelteffekten. Als Beispiel können die räumlich begrenzten Probleme „Verlust regionaltypischer Arten aufgrund eines hohen Stickstoffdüngungsniveaus" oder „Belastung lokal begrenzter Trinkwassereinzugsgebiete durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen" herangezogen werden. Probleme dieser Art könnten Stadt- und Landkreise, die bzgl. der betrachteten Variablen (Präferenzen, Grenzvermeidungskosten, Niveau des externen Effekts) relativ homogen sind, dazu veranlassen, einen Verbund zu bilden, z.B. mit dem Ziel des gegenseitigen Erfahrungsaustauschs.

Da die Nachbarschaftsbeziehungen nicht berücksichtigt werden, ist davon auszugehen, daß Raumobjekte zusammengefaßt werden, die zwar in Einzelfällen benachbart

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sind, nicht jedoch verfahrensbedingt. Auch hier könnte Freifahrerverhalten dadurch vermieden werden, daß Raumpunkte, die sich nicht aktiv am Informationsinput beteiligen, zeitweise oder dauerhaft von der Teilnahme ausgeschlossen werden.

4.2.2. Regionen als Ergebnis der räumlichen Analyse

Im Unterschied zu Problemen mit interregionalem oder internationalem Charakter wird bei der *Regionalisierung* im Zusammenhang mit lokalen oder regionalen Umwelteffekten keine Dissaggregation des umfassenden Naturraums vorgenommen, sondern eine Bündelung von Teilräumen (Übersicht 7). Auch hier führt die zusätzliche Forderung nach räumlicher Kontingenz zu geographisch zusammenhängenden Raumpunkten, d.h. abgrenzbaren Regionen, und auch die vorgegebenen Verwaltungsgrenzen der Landkreise sind von Bestand, während die Grenzen von Regierungsbezirken und Bundesländern in Frage gestellt werden[65].

Die politikrelevanten Interpretationsmöglichkeiten unterscheiden sich jedoch in einigen Punkten von denen bei interregionalen Umweltproblemkomplexen:

- Wie bei interregionalen Problemen ist bei Beachtung der Prinzipien der ökonomischen Föderalismustheorie auch für lokal begrenzte Effekte zu fordern, daß sämtliche betroffenen Gebietskörperschaften innerhalb des gesamten Naturraums eine gemeinsame Lösung finden sollten. Da jedoch aufgrund der Begrenztheit der betrachteten lokalen Probleme davon auszugehen ist, daß die Umwelteffekte nicht über Landkreisgrenzen hinausreichen, würden zahlreiche Aktionsräume entstehen.

  Geht man von der Annahme aus, daß sich Nutzen- bzw. Schadensdiffusionsräume verschiedener Umweltgüter unterscheiden, hätte dies im Extrem ein „*multilevel mosaic of jurisdictions*", also eine Vielzahl verschiedener Aktionsräume bzw. funktionaler Gebietskörperschaften für zahlreiche Einzelprobleme zur Folge (Olson 1986: 120–125). Da eine spezifische räumliche Lösung für jedes einzelne Umweltproblem, d.h. die Einrichtung jeweils einer eigenen Gebietskörperschaft für jede Aufgabe, wegen der damit verbundenen Transaktionskosten nicht als effizient eingestuft werden kann, müssen Aufgaben gebündelt werden (Döring 1996). Der *trade off* zwischen Effizienzgewinnen aufgrund von Skalen- und Verbundeffekten bei zunehmender Größe des Aktionsraums wird allerdings zunehmend durch Effizienzverluste aufgrund steigender Frustrations- bzw. Überstimmungskosten und weiterer Transaktionskosten kompensiert. Daher müssen umweltpolitische Aufgaben auf einem Kontinuum angeordnet werden, dessen Eckpunkte einerseits durch vollständige Dezentralisierung, zum anderen durch den maximalen Grad an Zentralität gekennzeichnet sind. Das Effizienzoptimum ist dann erreicht, wenn die Gesamtkosten der institutionellen Lösung ihr Minimum erreicht, d.h. der zusätzliche Grenznutzen aufgrund einer Vergrößerung des Aktionsraums den zusätzlichen Grenzkosten entspricht (Schaubild 1).

65 Dieser Vorgehensweise unterliegt implizit die Annahme homogener Strukturen innerhalb der Modellkreise, trotz in der Realität häufig existierender Varianzen in diesen Räumen. Vgl. zu dieser Problematik z.B. Boustedt (1975: 186, 232).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Nach wie vor ist zu empfehlen, die Summe sämtlicher zu verteilender Kompetenzen möglichst auf den Naturraum zu verteilen, innerhalb dessen sich die betrachteten Umwelteffekte lokalisieren lassen. Kompetenzen, die Gebietskörperschaften außerhalb dieses Gebiets zugesprochen werden, erzeugen eine ineffiziente Über- oder Unterversorgung mit bedrohtem Arteninventar, sauberem Trinkwasser usw., da nicht betroffene bzw. nicht zahlende Gebietskörperschaften Mitbestimmungsrecht besitzen.

- Innerhalb des jeweils betrachteten realen Raumes, der aus zahlreichen Naturräumen zusammengesetzt sein kann, sind relativ homogene Teilräume zu identifizieren, für die jeweils intern eine abgestimmte Lösung gesucht werden sollte. Wie bei der Regionalisierung im Fall interregionaler Umwelteffekte kann sich die Abstimmung des umweltpolitischen Eingriffs z.B. auf die gemeinsame Anwendung eines umweltökonomischen Instruments, die Stärke des Eingriffs oder auf den Einsatz bestimmter einheitlicher Steuerungsparameter (Höhe von Standards, Höhe einer Abgabe) beziehen. Es ist auch hier davon auszugehen, daß sich bei Beachtung der Effizienzkriterien auf der Basis der Theorie des Umweltföderalismus die Lösungen unterschiedlicher Regionen unterscheiden.

- Anders als bei interregionalen oder internationalen Problemen bieten sich bei regional begrenzten Umwelteffekten besonders die Präferenzen als Bestimmungskriterium zur Zusammenfassung homogener Räume und entsprechender einheitlicher instrumenteller Lösungen an.

  Bei einem Vorgehen der dargestellten Art, d.h. bei der simultanen Berücksichtigung mehrerer Homogenitätsvariablen, ist es möglich, daß Teilräume, in denen hohe Zahlungsbereitschaften für Umweltschutzmaßnahmen vorhanden sind, mit Teilräumen niedriger Zahlungsbereitschaften in „homogene Aktionsräume" zusammengefaßt werden. Bei gemeinsamen instrumentellen Lösungen bedeutet dies, daß ein Kompromiß implementiert werden muß, der dem Durchschnitt der Zahlungsbereitschaften entspricht und damit keiner der vorgefundenen Zahlungsbereitschaften vollständig gerecht wird. Dadurch kommt es zwar zu einem verminderten Gesamtnutzenoutput, diese Verluste sind jedoch der Preis für verminderte Transaktionskosten aufgrund von Regionalismus bzw. zur Ausnutzung von Skalen- und Verbundeffekten. Dieses Vorgehen führt bei Berücksichtigung sämtlicher Kostenkomponenten zumindest tendenziell zum Optimum und ist daher unter Effizienzgesichtspunkten zu befürworten.

Der weitere Gang der Untersuchung konzentriert sich auf die letztgenannte Analysevariante. Lokal oder regional begrenzte öffentliche Güter oder Naturräume werden mit Hilfe von Homogenitätsvariablen zu möglichst homogenen Raumtypen oder Regionen zusammengefaßt, um einerseits ein „*perfect mapping*" und andererseits die Nutzung von Skalen- und Verbundeffekten möglich zu machen. Darüber hinaus ist festzuhalten, daß die vorgeschlagene Methodik auch auf öffentliche Güter anderer räumlicher Ausdehnungsgrade anwendbar ist, dann jedoch bei den jeweiligen Interpretationsmöglichkeiten des Raumabgrenzungsergebnisses zu differenzieren ist.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Zweites Kapitel

Kompetenzallokation ordnungs- und ablaufpolitischer Regelungen der Agrarumweltpolitik in Deutschland

Vor dem Hintergrund theoretischer Ableitungen konnte im ersten Kapitel nachgewiesen werden, daß in bestimmten Problembereichen räumlich begrenzte Umwelteffekte der landwirtschaftlichen Produktion für Politikmaßnahmen sprechen, die bei dezentralen Gebietskörperschaften angesiedelt sind. Zu diesen Problembereichen gehören u.a. der Bodenschutz sowie Teile des Natur- und Landschaftsschutzes. Beide Sachgebiete werden durch ein Bündel verschiedener umweltpolitischer Instrumente und Maßnahmen geregelt. Zur Konkretisierung der abstrakten Schlußfolgerungen theoretischer Abwägungen werden daher im folgenden einzelne Politikmaßnahmen ausgewählt und bzgl. ihrer impliziten sowie expliziten Kompetenzverteilung analysiert. Neben der Beschreibung der Maßnahmen aus den Bereichen des Bodenschutzrechts, des Naturschutzrechts sowie des freiwilligen Umwelt-, Natur- und Landschaftsschutzes wird im Sinne eines Soll-Ist-Vergleichs eine Bewertung der Politikmaßnahmen vorgenommen[1]. Dabei wird jeweils der Frage nachgegangen, ob sich die festgestellte Kompetenzallokation mit den theoretisch abgeleiteten Effizienzbedingungen deckt bzw. Änderungen Effizienzgewinne versprechen.

1. Bodenschutzrecht

Das deutsche Bodenschutzrecht ist erst seit Anfang 1998 einheitlich in Form eines Bundesgesetzes geregelt. Es werden daher im folgenden verschiedene Politikmaßnahmen – die Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung von 1985, die bundesweit geltende Düngeverordnung, die Landes-Bodenschutzgesetze Baden-Württembergs und Sachsens sowie das Bundes-Bodenschutzgesetz – diskutiert.

1 Bei den analysierten Rechtsbereichen und Instrumentengruppen handelt es sich um eine Auswahl der Politikmaßnahmen, die landwirtschaftliche Aktivitäten mit Wirkungen auf den Boden-Wasser- und Biodiversitäts-Komplex regeln. Insbesondere für den Bereich der Austräge von Stickstoffverbindungen aufgrund von Düngungsmaßnahmen sind darüber hinaus im Wasserrecht zahlreiche ordnungspolitische Regelungen zu finden. Eine Analyse der Kompetenzallokation im Bereich des Wasserrechts der USA nimmt Shortle (1996) vor. Ein Überblick über bundesdeutsche umweltpolitische Maßnahmen zum Schutz der Gewässer sowie deren implizite Kompetenzzuordnung findet sich bei Henrichsmeyer et al. (1999: 55ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Der Boden wurde in der Rechtsdiskussion lange Zeit als schützenswerte abiotische Ressource vernachlässigt (Henrichsmeyer et al. 1994: 63). Erst in den achtziger Jahren wurde die Diskussion aufgenommen und von der Bundesregierung mit einer umfangreichen Bodenschutzkonzeption thematisiert, der ein Bodenschutzgesetz folgen sollte. Sie war das Ergebnis der zweijährigen Arbeit einer Interministeriellen Arbeitsgruppe (IMA). In fünf Unterarbeitsgruppen, jeweils unter Vorsitz verschiedener Fachministerien, wurden Fachbeiträge erarbeitet (Bückmann 1988: 24). Die Unterarbeitsgruppe „Landwirtschaft und Naturschutz" wurde vom Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten geleitet.

Das Bodenschutzrecht gilt als eine ressort- und fachübergreifende Querschnittsaufgabe des Umweltschutzes (Nischwitz 1994: 81). Darauf wird auch in der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, damals noch in der Gesamtverantwortung des Bundesinnenministers, hingewiesen (Bundesminister des Innern 1985). Unter der Überschrift „Vorsorgeprinzip" votiert die Bundesregierung dort im biozentrischen Sinn sogar „für den Schutz der Naturgüter auch um ihrer selbst willen, d.h. unabhängig von ihrer Häufigkeit oder Gefährdung" (Bundesminister des Innern 1985: 10) und spricht sich damit ausdrücklich für die Berücksichtigung von Existenzwerten aus. Zur Bestimmung von Bodenschutzzielen werden in der Bodenschutzkonzeption die Beteiligung und die Erweiterung der Partizipationsmöglichkeiten sämtlicher betroffener gesellschaftlicher Gruppen auf den verschiedenen Verfahrensstufen befürwortet. *Dezentrale Zielfindungskompetenzen* sind in diesem Sinne ausdrücklich Bestandteil des Konzepts.

Von naturwissenschaftlicher Seite wird regelmäßig auf die vielfältige räumliche Differenzierung verschiedener Bodenparameter in Abhängigkeit lokaler Bedingungen hingewiesen (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1985: 4–7). Pohl (1996: 155–161) beschreibt z.B. die geogen bedingten Unterschiede in der Konzentration bestimmter Schadstoffe im Boden, die bei bundeseinheitlichen Regelungen nicht berücksichtigt werden können[2]. Auch in der Bodenschutzkonzeption wird dieser Anspruch aufgenommen und festgehalten, daß die Vielfalt der Böden einheitliche Einzelkriterien, z.B. bei der Zulassung von Neuanlagen im Verlauf immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren, verbiete (Bundesminister des Innern 1985: 19). Insbesondere bei der Beschreibung der Probleme durch den Austrag von stickstoffhaltigen Düngemitteln (inklusive Wirtschaftsdüngern) wird ausgeführt, daß Auswaschungspotentiale von Parametern wie „Nutzungsform, Kulturart, Bodenfeuchte, Bodenart, Humusgehalt, Mineraldüngung, wirtschaftseigener Düngung, Flachgründigkeit, Zeitpunkt, Niederschlägen und Vegetationsruhe" (Bundesminister des Innern 1985: 24) abhängen.

Der Deutsche Rat für Landespflege (1986) hält fest, daß wegen der großen lokalen und regionalen Vielfalt der gewachsenen Böden und wegen der Vielzahl ihrer Besitzer und Nutzer Bodenschutzmaßnahmen nur regional konkretisiert und durchgeführt

2 Zu den Differenzierungsmöglichkeiten im Planungsrecht vgl. Micheel (1994).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

werden können. Werbeck/Wink (1994b: 403–416) verweisen als Folge der beschriebenen natürlichen Varianzen der Ressource Boden darauf, daß sowohl für die Bewertung des Nutzens von Bodenschutzmaßnahmen (aufgrund einzelwirtschaftlich unterschiedlicher Ansprüche an die Bodenfunktionen) als auch für die Bewertung der Kosten solcher Maßnahmen dezentrale Informationen erforderlich sind.

Auch Klemmer (1985) kritisiert zentrale Regelungen im Bodenschutz wie die Bodenschutzkonzeption von 1985, insbesondere die fehlende Konkretisierung räumlich differenzierender Bodenschutzziele, und macht ausdrücklich auf den Dezentralisierungsbedarf der bodenbezogenen Umweltpolitik aufmerksam. Ursache für die Ineffizienz zentraler Vorgaben, wie eines bundesweit einheitlichen Gesetzes, sind nach Klemmer neben der räumlichen Differenzierung der Ressource Boden, d.h. der Vielzahl an unterschiedlichen Produktionsfunktionen, auch die räumliche Varianz in der Präferenzstruktur der Betroffenen. Die Informationskosten und die zu erwartenden Frustrationskosten zentraler Bodenschutzlösungen werden daher als prohibitiv hoch eingeschätzt.

Die Unterschiede im Öffentlichkeitsgrad einzelner Teilfunktionen sprechen ebenfalls gegen zentrale Lösungen. In diesem Sinne beschreiben Werbeck/Wink (1994a) zwar die überregionale Bedeutung der Regelungsfunktion des Bodens, für die eine zentrale Koordination naheliegt, da das Ausschlußprinzip nicht greift. Die Autoren weisen jedoch auch darauf hin, daß für die Produktions- und Trägerfunktion des Bodens i.d.R. eindeutig zugewiesene Verfügungsrechte vorhanden sind und daher dezentrale Lösungen aus Effizienzgründen notwendig sind (Werbeck, Wink 1994a: 60; Hübler et al. 1983: 41).

Auch nach Pohl (1996: 155–161) wirkt sich eine Bodenschädigung i.d.R. „weit weniger gemeinschaftsschädigend aus als eine Verschmutzung von Wasser oder Luft". Da die Verfügungsrechte in Form des Bodenbesitzes im Gegensatz zu anderen Medien meist eindeutig privat zugeordnet seien, biete sich bezüglich einer instrumentellen Lösung für den Bodenschutz eine Lösung mit handelbaren Zertifikaten an. Hecht/Werbeck (1995) fordern, daß zahlreiche kollektive Entschlüsse zum Bodenschutz auf lokaler und regionaler Ebene getroffen werden sollten und eine Überzentralisierung von Entscheidungskompetenzen zu vermeiden ist.

Auf der Basis juristischer Abwägung weist auch Peine (1992) darauf hin, daß der Bundesgesetzgeber, da er sich in Teilen eines Bodenschutzgesetzes auf seine Rahmengesetzgebungskompetenz stützt, hinsichtlich der Regelungsdichte Zurückhaltung üben muß, um den Ländern Regelungsmöglichkeiten zu belassen.

Andererseits taucht jedoch als Legitimation zentraler Lösungen im Bodenschutz auch das Argument auf, daß zwar die Entscheidungen für oder wider konkrete Bodennutzungen und damit Belastungsgrade auf lokaler Ebene gefällt werden, diese lokalen Entscheidungen jedoch nicht weiter spezifizierte überregionale und gesamtwirtschaftliche Erwägungen außer Acht lassen (Bundesminister des Innern 1985: 10). Weitere Argumente für eine zentrale bzw. bundeseinheitliche (Gesetzes-) Lö-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sung werden von der Bundesregierung in ihrer Bodenschutzkonzeption von 1985 nicht genannt.

Mit Blick auf einzelne Bereiche des Bodenschutzes, etwa zur Vermeidung neuer Altlastenstandorte, oder zur Berücksichtigung von Nachhaltigkeitsprinzipien beim Abbau nicht erneuerbarer Rohstofflagerstätten wird regelmäßig für eine bundeseinheitliche Gesetzeslösung votiert. Das Problem der Akkumulierung von Schadstoffen im Boden, d.h. einer Ansammlung von Schadstoffen, die erst langfristig zu einer Schädigung führt, spricht auch aus ökonomischer Perspektive für eine zumindest national abgestimmte Regelung. Die Tatsache der nicht oder nur begrenzt vorhandenen Reparabilität bestimmter Bodenschäden verstärkt dieses Argument (Baedeker 1993). Denn von den Wirkungen solcher „dynamischer externer Effekte" werden Wirtschaftssubjekte betroffen, die entweder überhaupt nicht oder lediglich zu einem geringen Anteil Mitverursacher des Umweltproblems sind. Sie werden in diesen Fällen jedoch unter Umständen zur vollständigen Beseitigung des akkumulierten Schadens herangezogen. In diese Problemklasse einzuordnen sind die Komplexe Abfall und Altlasten, die für den landwirtschaftlichen Bereich von nachgeordneter Bedeutung sind. Berührungspunkte zum Sektor Landwirtschaft sind bei der landbaulichen Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern (Klärschlämmen und Bioabfallkomposten) vorhanden.

Während die Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung von 1985 bei vielen Problemfeldern bezüglich anzustrebender Kompetenzverteilungen im föderalen Verbund nicht stichhaltig ist, sind die Argumente für eine zentrale Lösung in bezug auf Rohstofflagerstätten nachvollziehbar. Hier wird zum einen auf das Vorkommen geologisch determinierter und nicht veränderbarer Lagerstätten verwiesen, zum anderen auf die gesamtwirtschaftliche Bedeutung dieser Vorräte. Zentrale Vorgaben lassen sich rechtfertigen, wenn die Nutzung bzw. Übernutzung endlicher Rohstofflagerstätten nicht nur die lokale Bevölkerung betrifft, sondern Nutzenkomponenten auch bei entfernt ansässigen Bevölkerungsteilen feststellbar sind. Solche „*Spillovers*" können bei einigen national begrenzten Ressourcen erwartet werden.

Da es sich bei der Konzeption zum Bodenschutz von 1985 nicht um eine Gesetzesvorlage handelte, sondern um eine Bestandsaufnahme für den Bereich der Ressource Boden, werden Empfehlungen zur angestrebten *Durchführungs-* und auch *Finanzierungsverantwortung* nicht vorgesehen.

1.2. Aktuelles Bodenschutzrecht

Nach einem mehr als zehnjährigen Diskussionsprozeß zum deutschen Bodenschutzrecht im Anschluß an die Bodenschutzkonzeption von 1985 stellt die Bundesregierung in einer Stellungnahme zum Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats Globale Umweltveränderungen (WBGU) zwar die Vielfältigkeit der Bodentypen fest und fordert eine stärkere Einbeziehung der Landnutzer sowie die Dezentralisierung von Entscheidungen bei der bodenbezogenen Umweltpolitik (Bundesregierung 1995). Sie bezieht diese Aussagen jedoch offensichtlich ausschließlich auf die Fragen internationaler Politikmaßnahmen und auf die notwendige Ausrichtung der Umwelt-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

forschung[3]. In derselben Stellungnahme heißt es nämlich, mit Hilfe des geplanten Bundes-Bodenschutzgesetzes werde die Bundesregierung auf nationaler Ebene Maßstäbe differenzierter Bodennutzungen fixieren (Bundesregierung 1995). Bereits diese Aussage spiegelt deutlich den Widerspruch zwischen bundesgesetzlich, also zentral geplanter Bodenschutzregelung auf der einen Seite und differenzierten, kleinräumigen Notwendigkeiten auf der anderen wider.

Bodenschutzrelevante, bundesweite Regelungen finden sich bisher in verschiedenen landwirtschaftlichen Fachgesetzen und nichtlandwirtschaftlichen Rechtsvorschriften. Wink/Werbeck (1994: 37ff.) weisen darauf hin, daß neben Regelungen im Planungsrecht nach Bundesnaturschutzgesetz auch solche

- im Bundesimmissionsschutzgesetz,
- im Wasserhaushaltsgesetz,
- im Abfallgesetz sowie
- im Bundeswaldgesetz

existieren. Daneben können bodenschutzrelevante Einzelbestimmungen auf Bundesebene aus dem Baugesetzbuch, dem Bundesberggesetz, dem Bundesjagdgesetz, dem Fernstraßengesetz und anderen Rechtsinstrumenten abgeleitet werden (Aegerter 1996). Ergänzt werden diese Regelungen durch zahlreiche Landesgesetze. Wegen der Vielfalt an bodenschutzrelevanten Gesetzen und damit verbundenen administrativen Kompetenzen wird z.T. von „Rechtszersplitterung" und „Atomisierung der Umweltschutzverwaltungen" (Bückmann et al. 1986: 22; Bückmann et al. 1991; Baedeker 1993: 12–26) gesprochen.

1.2.1. Düngeverordnung

Ein relativ junges Instrument des ordnungsrechtlichen Bodenschutzes mit besonderer Relevanz für den Agrarsektor stellt die 1996 erlassene und bundesweit geltende „Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen" (Düngeverordnung) dar. Auf der Basis des Düngemittelgesetzes von 1977 wurde die Düngeverordnung vom Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten erlassen. Im Verfahren waren das Einvernehmen mit dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie die Zustimmung des Bundesrates notwendig (o.V. 1996c: 105–106).

Dem Erlaß der Verordnung vom 26. Januar 1996 ging ein langwieriger Abstimmungsprozeß zwischen den beteiligten Gruppen und Institutionen voraus. An der Intensität dieses Prozesses wird deutlich, daß die politische Durchsetzung mit erheblichen Transaktionskosten in Form von Konsensfindungs- bzw. Verhandlungskosten verbunden war. Der Bundeslandwirtschaftsminister formuliert, daß die Düngeverordnung „erstmals in Deutschland einheitliche rechtliche Rahmenbedingungen für

3 Zu Fragen internationaler Regelungen im Bodenschutz vgl. Becker-Soest, Wink (1994).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

eine umweltverträgliche Ausbringung von Düngemitteln" (BML 1996: 6) schafft und Teile der EU-Nitratrichtlinie umsetzt. Damit sei die notwendige Rechtssicherheit für Landwirte gegeben und würden Wettbewerbsverzerrungen vermieden.

Mit dem Erlaß der Düngeverordnung wurden die bis dahin in einigen Bundesländern geltenden „Gülleverordnungen" unwirksam. In Nordrhein-Westfalen[4], Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Hamburg und Bremen waren auf der Grundlage des Abfallgesetzes (§ 15(2) und (3)) zulässige Aufbringungsmengen und -zeiten für Wirtschaftsdünger festgelegt worden. Die Initiative zum Erlaß einer bundesweit geltenden Gülleverordnung war 1975 am Widerstand der Bundesländer gescheitert (Nischwitz 1994: 86). Im Rahmen der landesspezifischen Gülleverordnungen machten die Bundesländer intensiv von der Freiheit der individuellen Ausgestaltung Gebrauch. Neben der Nutzung der Möglichkeit, auf Regelungen zu verzichten, läßt sich dies auch an den z.T. stark variierenden Düngungshöchstgrenzen und Berechnungsschlüsseln zulässiger Dungeinheiten ablesen (Nischwitz 1994: 86–89). Mit der Aufhebung der Länder-Gülleverordnungen und dem Ersatz durch die bundesweit geltende Düngeverordnung wurden dezentral vorliegende Lösungen durch eine zentrale Regelung ersetzt.

Allerdings scheinen die Gülleverordnungen der Bundesländer auch ein Beispiel dafür zu sein, daß dezentrale Regelungen mit Nachteilen verbunden sein können. Verschiedene Autoren kritisieren, daß es bei Umsetzung und Kontrolle zu erheblichen Vollzugsdefiziten kam (Windhorst 1993; Peine 1994; Projektgruppe „Nährstoffeinträge in die Nordsee" des Umweltbundesamtes 1994: 183; Bach, Frede 1995: 60). Ob die Ursachen dieser Ineffizienzen allerdings mit Hilfe einer zentralen Maßnahme beseitigt werden können, die auf Kontrollmaßnahmen dezentraler Einheiten angewiesen ist, bleibt zu bezweifeln. Mit der Düngeverordnung wurde gleichzeitig der Teil der „EU-Nitratrichtlinie" (Europäische Kommission 1991) umgesetzt, der die Mitgliedstaaten dazu verpflichtet, Maßnahmen einzuleiten, die den Bereich der Düngerausbringung betreffen. Die Mitgliedstaaten wurden 1991 verpflichtet, innerhalb von zwei Jahren nach der Veröffentlichung im EG-Amtsblatt „Regeln der guten fachlichen Praxis" zu definieren und „gefährdete Gebiete" auszuweisen. Die Bundesregierung kam dieser Verpflichtung mit dem Erlaß der Düngeverordnung (verspätet) nach.

An verschiedenen Stellen der 1996 in Kraft getretenen Düngeverordnung sind Bezüge zur Kompetenzverteilung hergestellt[5]. Folgende Regelungen wurden in ihrer konkreten Ausgestaltung nicht einheitlich vom Bundesgesetzgeber vorgegeben, sondern sind in Abhängigkeit der individuellen Standortbedingungen auszufüllen. Sie lassen damit Spielraum für Landwirte und umsetzende Verwaltungsbehörden als dezentrale Entscheidungsträger:

– die Düngebedarfsermittlung (§ 4),

4 Eine Analyse der Gülleverodnung Nordrhein-Westfalens sowie der Erfahrungen bei der Implementation findet sich bei Teherani-Krönner (1987).

5 Zur Notwendigkeit differenzierter Lösungen anstatt flächendeckender Regelungen in bezug auf die Anwendung von Düngemitteln und Klärschlamm vgl. Dieterich (1987).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- die Beachtung der Aufnahmefähigkeit des Bodens bei der Ausbringung (§ 2(4)),
- die Festlegung von bei der Düngung einzuhaltenden Mindestabständen zu Gewässern und Nachbarflächen (etwa Naturschutzflächen) (§ 2(3)),
- die Auswahl der Ausbringungsgeräte in Abhängigkeit der Gelände- und Bodenbeschaffenheit (§ 2(2) und (3)),
- die Erteilung der Ausbringungserlaubnis erst nach Ende der zu erwartenden Überschwemmungszeiten in gefährdeten Gebieten (§ 2(3)),
- die Berücksichtigung des Vegetationsstands und der Witterung (Temperatur, Sonneneinstrahlung) bei der Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger (§ 3(2)),
- die Anpassung der Ausbringungsverbote für Wirtschaftsdünger zwischen 15. November und 15. Januar durch die zuständigen Behörden (§ 3(4)),
- die Berücksichtigung der zu erwartenden Erträge und Qualitäten bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (§ 3(6)),
- die Bemessung der Nährstoffwerte von Klärschlämmen und Bioabfallkomposten nach Richtwerten (§ 4(1)),
- die Nutzung von Erfahrungswerten vergleichbarer Flächen anstatt der Analyse von Bodenproben (§ 4(2)),
- Methoden bzw. Richtwerte zur Bestimmung der Nährstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern (§ 4(5)) und der Nährstoffentzüge durch Erntegut und Beweidung (§ 5(3)).

Insbesondere § 4 regelt in Form der „Grundsätze der Düngebedarfsermittlung" die Notwendigkeit, bei der Düngung folgende einzelbetriebliche und flächenbezogene Standortbedingungen zu berücksichtigen:

- (pflanzenverfügbare) Nährstoffvorräte des Bodens,
- Bodenart,
- Luft- und Wasserhaushalt,
- Bodenfruchtbarkeit (Versorgung mit organischer Substanz, pH-Wert),
- Kulturart,
- Vorfrucht,
- Bodenbearbeitung,
- Bewässerung.

Daneben werden zentrale, bundeseinheitliche Vorgaben gemacht, die keinen Entscheidungsspielraum für lokale Akteure lassen:

- die eindeutige Definition, daß es sich bei Böden in wassergesättigtem, tief gefrorenem oder stark schneebedecktem Zustand um nicht aufnahmefähige

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Böden handelt, so daß eine Aufbringung von Düngemitteln grundsätzlich zu unterbleiben hat (§ 2(4));

- absolute Düngeobergrenzen (in kg N/ha) für die Aufbringung bestimmter Wirtschaftsdünger auf Ackerflächen nach der Ernte (§ 3(3));
- ein zeitliches Ausbringungsverbot zwischen dem 15. November und 15. Januar (§ 3(4)), allerdings mit Ausnahmen;
- absolute Obergrenzen für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auf Grünland und Ackerland (in kg Gesamtstickstoff; § 3(7));
- die Definition von Ordnungswidrigkeiten (§ 7).

Es wird bemängelt, daß die Düngeverordnung Nährstoffbilanzen mit Rücksicht auf den Kontrollaufwand nicht parzellenscharf fordert, sondern lediglich in Form von „Hoftorbilanzen" auf Betriebsebene (Steiner et al. 1996; Dabbert et al. 1996). Kritiker stellen fest, daß es aufgrund dieser betriebsweiten Durchschnittsbildung nach wie vor zu Überschüssen auf einzelnen (z.B. hofnahen) Flächen kommen kann.

Die Düngeverordnung versucht, zahlreiche betriebsindividuelle und parzellenabhängige Parameter, die für eine umweltschonende Düngung beachtet werden müssen, zu berücksichtigen bzw. deren Festlegung dezentralen Institutionen zu überlassen (Nischwitz 1996). Mit der Düngeverordnung wurde ein zentrales Instrument gewählt, das dezentral vorliegende Informationen der Bewirtschafter und auch der Landwirtschaftsverwaltung nutzt. Sie ist damit ein Beispiel für eine zentrale Regelung auf Bundesebene, die zwar bereits geltende Regelungen auf dezentraler Ebene aufhob, aber dennoch, gemessen an den Regelungsinhalten, notwendige Freiheitsgrade bei den Bundesländern und auch den umsetzenden Behörden vor Ort beläßt.

Das Bundesumweltministerium weist auf die *flexibel* von den Bundesländern anzupassenden speziellen Regelungen hin (o.V. 1996c: 105–106). In früheren Referentenentwürfen war diese Flexibilität, die eine Anpassung der Regelungen einzelbetrieblich-individuell zuläßt, nicht enthalten; für die Ausbringung von Stickstoff und Phosphat waren z.B. statische flächenbezogene Ausbringungsgrenzen vorgesehen (Nischwitz 1994: 91). Gerade für diese Spielräume gelten in besonderem Maße allerdings die üblichen Gefahren dezentraler Lösungen, die zu Ineffizienzen führen können. Daher verweisen sowohl der Bundeslandwirtschaftsminister als auch die Bundesumweltministerin darauf, daß dieser „Handlungsspielraum für einen verstärkten Schutz von Umwelt und Natur voll und verantwortungsbewußt einzusetzen" (o.V. 1996: 105–106) sei. Der Bundeslandwirtschaftsminister verbindet diese Forderung mit der Sorge um die Wettbewerbsgleichheit zwischen den Bundesländern und im Verhältnis zu anderen Mitgliedstaaten der EU. Es ist davon auszugehen, daß der Bund durch die *Delegation von Kompetenzen auf die Länderebene* Effekte befürchtet, die dem Gesamtnutzen der bundesstaatlichen Institution entgegenlaufen und damit für die (bundesdeutsche) Gesamtgesellschaft mit Ineffizienzen verbunden wären. Ob dieser Zweifel an einer verantwortungsbewußten Umsetzung zum Nutzen des Gesamtstaates berechtigt ist, wird die Zukunft zeigen. Bisher sind große Unterschiede bei der Umsetzung in den Bundesländern nicht bekannt. Im Gegenteil wurde in Kooperation zwischen dem Bund, vertreten durch das Bundeslandwirtschaftsmi-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

nisterium, und den Bundesländern eine „Musterverwaltungsvorschrift" erarbeitet, die bei der Umsetzung als Orientierungsrahmen dient[6]. Es bleibt abzuwarten, ob sich der zu erwartende Effizienzgewinn der Düngeverordnung einstellt, oder ob er durch negative Faktoren wie Probleme im Vollzug und ggf. steigenden Verwaltungsaufwand bzw. Kontrollprobleme kompensiert wird.

1.2.2. Bundes-Bodenschutzgesetz

Mit dem lange geplanten Bundes-Bodenschutzgesetz *(BBodSchG)* wird das Ziel verfolgt, die zitierte „zersplitterte Rechtslage" im Bodenschutzrecht zu vereinheitlichen. Es wurde inzwischen nach langen Verhandlungen mit Vertretern der Verbände, der Bundesländer und der betroffenen Ressorts am 21. August 1995 der Öffentlichkeit als Referentenentwurf vorgestellt (BMU 1995: 354–356). Nach intensiven Diskussionen wurde der Entwurf vom Bundeskabinett beschlossen und dem Bundesrat zur Stellungnahme zugeleitet (BMU 1996a: 376–378; o.V. 1997e; o.V. 1997d). Am 24. März 1998 erfolgte schließlich die Veröffentlichung des Gesetzes zum Schutz des Bodens, das vollständig im März 1999 in Kraft trat.

Ziel des Bundes-Bodenschutzgesetzes ist die Harmonisierung der zahlreichen Einzelgesetze, die den Bodenschutz berühren, um u.a. den Gesetzesvollzug zu erleichtern. Herausgestellt wird vom federführenden Bundesumweltministerium besonders, daß mit Hilfe des Bodenschutzgesetzes ein wirksamer Bodenschutz erreicht und die Sanierung von Altlasten vereinfacht wird, da mit dem Gesetz die Rechtsicherheit in diesem Problembereich zunimmt. Dieser Teil des Gesetzes wird insbesondere für die neuen Bundesländer als nützlich und notwendig eingestuft (Froeschle 1993: 5–8).

Beim Bundes-Bodenschutzgesetz handelt es sich um ein „Artikelgesetz". Artikel 1 enthält das eigentliche Bodenschutzgesetz, die folgenden Artikel beziehen sich auf spezielle Fachgesetze, bei denen durch die Verabschiedung des Bundesgesetzes eine Berücksichtigung der Belange des Bodenschutzes und damit Änderungen oder Ergänzungen notwendig werden. Diese Vorgehensweise entspricht dem Ziel der Integration des Bodenschutzes in bestehende Regelwerke und Normen des Umweltrechts. Das bedeutet auch, daß der Anwendungsbereich negativ formuliert wird, d.h. durch die Auflistung der Bereiche, in denen das Gesetz *keine* Anwendung finden wird (§ 3 BBodSchG) (Stollmann 1994). Hierzu zählen u.a.:

- das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz,
- Vorschriften des Düngemittel- und Pflanzenschutzrechts,
- das Gentechnikgesetz,
- das Bundeswaldgesetz sowie die Forst- und Waldgesetze der Länder,
- das Flurbereinigungsgesetz,
- das Bundesimmissionsschutzgesetz,

6 Mündliche Mitteilung von Herrn Embert, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, vom 27. Mai 1998.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- das Bundesberggesetz,
- das Bauplanungs- und Bauordnungsrecht
- sowie weitere Gesetze und Vorschriften.

Mit dieser Konzeption sollen zusätzliche Zulassungsverfahren und bürokratischer Aufwand vermieden und damit die *administrative Praktikabilität* erhöht werden. Ausdrücklich wird darauf hingewiesen, daß die Bundesländer „auf vorhandenes Personal zurückgreifen [können], das mit dem Vollzug der einschlägigen Verfahren bereits vertraut ist" (Bundesregierung 1996), so daß keine zusätzlichen Kosten entstehen.

Dem engen funktionalen Zusammenhang zwischen den abiotischen Ressourcen Boden und Wasser wird an verschiedenen Stellen Rechnung getragen. Beispielsweise wird in der Gesetzesbegründung erläutert, „daß die flüssigen und gasförmigen Bestandteile zum Boden gehören" (Bundesregierung 1996: 81)[7]. Die vom Boden ausgehenden Gefahren auf das Grundwasser seien erfaßt, nicht jedoch das Grundwasser selbst, das weiterhin durch das Wasserrecht abgedeckt bleibt (§ 2(1)).

Dem Sektor Landwirtschaft ist mit Art. 1, Teil 4 (§ 17) ein eigener Teil gewidmet. Hier wird die „gute fachliche Praxis" bei der Bodenbearbeitung problematisiert und als Leitbild aufgestellt[8]. Die Vermeidung von Bodenverdichtung und -erosion fallen darunter ebenso wie biotische Schutzziele, z.B. der Erhalt von Feldgehölzen, Feldrainen und Ackerterassen sowie eine vielfältige Fruchtfolgegestaltung (o.V. 1996d).

Das Gesetz hat primär ordnungsrechtlichen Charakter (Kauch 1996: 258). Anders als bei der weiterhin von der Bundesregierung geplanten Novelle zum Bundesnaturschutzgesetz, werden keine freiwilligen Maßnahmen vorgesehen, auf die Möglichkeit von Kooperationen wird nicht explizit verwiesen. Die Möglichkeit des Einsatzes informatorischer Instrumente wie Ausbildung und Beratung wird lediglich am Rande genannt, im Mittelpunkt stehen Planungsinstrumente, behördliche Überwachung und Sanierungspflichten. Allerdings steht für den landwirtschaftlichen Problembereich die Beratung im Mittelpunkt instrumenteller Lösungen (§ 17 BBodSchG). Die nach Landesrecht zuständigen Beratungsstellen werden zur Vermittlung der Grundsätze „guter fachlicher Praxis" angehalten; eine inhaltliche Konkretisierung dieses unbestimmten Rechtsbegriffs (vgl. auch § 10) wird zwar andeutungsweise vorgenommen, endgültig jedoch den nach Landesrecht zuständigen Stellen überlassen.

Insofern gelten zunächst für das Bundes-Bodenschutzgesetz folgende grundsätzliche Feststellungen zur Verwendung unbestimmter Rechtsbegriffe im (landwirtschaftlichen) Fachrecht: Dem Ziel der Rechtseinheitlichkeit im Sinne identischer Regelungen entsprechen solche Begriffe zwar nicht, für eine subsidiäre Ausformulierung und inhaltliche Konkretisierung durch dezentrale Institutionen sind sie jedoch nützlich bzw. erforderlich. Effizienzverluste durch ggf. mangelnde Gesetzesharmonie im Bundesländervergleich sind daher gegen Effizienzgewinne aufgrund geringerer Transaktionskosten (hier im wesentlichen Frustrationskosten) abzuwägen.

---

7 Zur engen Verbindung zwischen Bodenschutz- und Wasserrecht vgl. auch Dreißigacker (1997: 151).

8 Zum Begriff der „guten fachlichen Praxis" bzw. „ordnungsgemäßen Landwirtschaft" vgl. auch Rosenkranz et al. (1993).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Gesetzgebungskompetenz für ein Bundes-Bodenschutzgesetz wird von Peine (1992) umfassend nachgewiesen und auf der Grundlage verschiedener Textstellen des Grundgesetzes hergeleitet. Allerdings führt er als ein Kernargument (zur Rechtfertigung der Bundeskompetenz nach Art. 74, Nr. 18 GG) an, Bodenschutz sei eine überregionale Angelegenheit, und vergleicht in diesem Zusammenhang das Medium Boden mit der abiotischen Ressource Luft. Dieser Argumentation kann, wie oben hergeleitet wurde, zumindest für den Bereich landwirtschaftlicher Aktivitäten, die mit 55 vH der Gesamtfläche Deutschlands den größten einzelsektoralen Bodennutzungsanspruch haben, nicht gefolgt werden. Denn von Aktivitäten im Rahmen der landwirtschaftlichen Produktion sind überwiegend lokale, in Einzelfällen auch regionale (landesweite) Umwelteffekte auf den Boden zu erwarten. Eine grundsätzliche Bundeskompetenz zur Begrenzung dieser lokalen und z.T. regionalen Umwelteffekte wäre demnach aus ökonomischer Sicht ineffizient. Andere Begründungen eines zentralen Regelungsbedarfs wie Koordinierungsnotwendigkeiten oder Skaleneffekte müssen überprüft werden. Allerdings fällt auch in diesen Bereichen eine Ableitung zentraler Kompetenzen aus ökonomischer Sicht schwer[9].

Vertreter einzelner Bundesländer lehnen konsequenterweise ein Bundes-Bodenschutzgesetz ab und befürchten, bei Umsetzung der soeben verabschiedeten Regelungen hinter bereits implementierte Standards ihres Landesgesetzes zurückzufallen[10] (Köppl 1996). Zum Abstimmungsbedarf bezüglich einheitlicher Werte im Ländervergleich wird auf die Arbeit verschiedener Länderarbeitsgemeinschaften verwiesen. Hier bestehe die Möglichkeit, sich auf einheitliche Werte zu einigen oder Kompromisse anderer Art zu finden. Die in § 21 BBodSchG vorgesehene Öffnungsklausel, die den Bundesländern die Möglichkeit schärferer Regelungen bietet, wird als zu vage und daher nicht ausreichend angesehen. Zum Teil wurde der Gesetzentwurf dahingehend kritisiert, daß trotz der ausgesprochenen Heterogenität der Ressource Boden von „dem Boden" (§§ 1, 3(1), 4(1)) die Rede ist. Demgegenüber müsse sich das Gesetz mit „Böden von jeweils unterschiedlicher Bedeutung und Schutzwürdigkeit" (Stollmann 1994: 395) befassen.

Mit einem Urteil des Bundesverfassungsgerichts von 1981 („Naßauskiesungsbeschluß") (Peter 1993: 116) und auch den engen, naturwissenschaftlich nachweisbaren Beziehungen zwischen den Ressourcen Boden und Wasser ist das Bundes-Bodenschutzgesetz insofern nicht vereinbar, als unter Boden ausdrücklich lediglich die „obere Schicht der Erdkruste" definiert wird, einschließlich der Bodenlösung und Bodenluft, aber ausschließlich des darunter liegenden Grundwassers (§ 2(1))[11].

Zur impliziten Kompetenzverteilung gibt insbesondere Art. 1, Teil 5 BBodSchG (§§ 18 bis 26) Hinweise. Innerhalb dieser Schlußvorschriften geht der Gesetzgeber auf die Frage zentraler und landesrechtlicher Regelungen ein. Da das Bundes-Bodenschutzgesetz überwiegend auf der *konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz* des

9 Zur Notwendigkeit international verbindlicher Übereinkommen und Regelungen zum Bodenschutz vgl. Leidig (1988).

10 Die Aussagen beziehen sich auf die Entwurffassung mit Stand 22. März 1996 (o.V. 1996e).

11 Vgl. den Kommentar zum „Naßauskiesungsbschluß" von Stollmann (1992).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bundes basiert, besitzen die Bundesländer im wesentlichen die Durchführungskompetenz. Obwohl wesentliche Zielfindungs- und Entscheidungskompetenzen beim Bund angesiedelt sind, können diese z.T. von den zuständigen Behörden auf dezentraler Ebene mitgestaltet werden. Finke (1997) verweist ausdrücklich auf die Notwendigkeit, bei der Umsetzung des Gesetzes in den Bundesländern „bodenspezifische Funktionen und Potentiale" zu berücksichtigen.

Übersicht 8 weist die wesentlichen Textstellen des Gesetzes aus, die Hinweise auf Fragen der Kompetenzverteilung geben. Doppelnennungen sind möglich, da einige Passagen des Gesetzes verschiedenen Teilkompetenzen zuzuordnen sind. Dabei wird deutlich, daß verschiedene Bezüge existieren, die den Landesregierungen Spielräume bieten bzw. Forderungen nach Berücksichtigung dezentraler Informationen und Präferenzen berücksichtigen:

- die Verpflichtung jedes einzelnen Bodennutzers zur Gefahrenabwehr (Verursacherprinzip) und zur Vorsorge mit ausgesprochen dezentralem Charakter,
- besondere Kompetenzen und Pflichten im Bereich der Erfassung, Untersuchung und Bewertung von Altlasten,
- die Vermittlung der „guten fachlichen Praxis" bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung durch Beratungsstellen nach Landesrecht,
- die „Anhörung beteiligter Kreise", die an verschiedenen Stellen vorgesehen ist.

Besonders die letzgenannte Regelung kann bei verantwortungsvoller Umsetzung zur Vermeidung von Effizienzverlusten beitragen. Dabei wird der Grad an Effizienzgewinn vor allem von der Art der Auswahl zu Rate zu ziehender Wissenschaftler, Betroffener, Wirtschaftsvertreter, Land- und Forstwirte, Vertreter von Natur- und Umweltschutzverbänden, des Denkmalschutzes, der kommunalen Spitzenverbände sowie der für Bodenschutz, Wasserwirtschaft, Land- und Forstwirtschaft zuständigen obersten Landesbehörden abhängen. Für ein solches Beteiligungsverfahren spricht insbesondere die Möglichkeit, dezentral vorliegendes know how zu nutzen, über das zentrale Planer oder Gesetzgeber nicht verfügen (können).

Allerdings scheinen die „*Spielräume für landesrechtliche Regelungen*", auf die das Bundesumweltministerium hinweist, vorwiegend in den sekundären Bereichen der Umsetzungskompetenz zu liegen. In früheren Entwürfen wurde den Bundesländern in Teilbereichen größere Kompetenz zugeteilt. So war dort die Gewässersanierung (insbesondere des Grundwassers) bei Bodenkontaminationen nach den jeweiligen landesrechtlichen Regelungen vorgesehen. Dieses Modell ist mit dem Argument einer nunmehr effektiveren und schnelleren Abwicklung der Sanierungsverfahren zugunsten einer bundeseinheitlichen Regelung aufgegeben worden. Zum Teil behält sich der (Bundes-) Gesetzgeber vor, Teile des Gesetzes durch konkretisierende rechtliche Instrumente zu vervollständigen. Dies gilt u.a. für das Auf- und Einbringen von Materialien auf den Boden. Daneben ist ein untergesetzliches Regelwerk in Form einer Bodenschutz- und Altlastenverordnung vorgesehen.

Im Bereich der Altlasten wird von seiten der Bundesregierung Wert darauf gelegt, bundeseinheitliche Vorgaben (in Form einer TA Altlast) für Gefahrenwerte festzu-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 8

Explizite Kompetenzzuordnung an Bund und Länder innerhalb des Bundes-Bodenschutzgesetzes			
Bund		Land	
Zielfindung und Entscheidung			
§ 5	Ermächtigung der Bundesregierung (BR) zur Bestimmung von entsiegelungspflichtigen Eigentümern	§ 5	Einschränkung der Ermächtigung der Bundesregierung: nach Anhörung der beteiligten Kreise (vgl. § 20)
§ 6	Ermächtigung der BR zum Erlaß von Rechtsverordnungen für das Auf- und Einbringen von Materialien in Böden	§ 6	Einschränkung der Ermächtigung der Bundesregierung: nach Anhörung der beteiligten Kreise (vgl. § 20)
§ 8	Ermächtigung der BR zum Erlaß von Rechtsverordnungen für Prüf-, Vorsorgewerte, Anforderungen usw.	§ 7	Vorsorgepflicht für Grundstückseigentümer und -nutzer
§ 20	Ermächtigung der BR zum Erlaß von Verwaltungsvorschriften	§ 8	Einschränkung der Ermächtigung der Bundesregierung: nach Anhörung der beteiligten Kreise (vgl. § 20)
§ 22	Ermächtigung der BR zum Erlaß von Rechtsverordnungen zur Erfüllung von bindenden Beschlüssen der EG	§ 10	Sonstige Anordnungen durch die zuständige Behörde und Ausgleichspflicht
§ 23	Ausnahmeregelungen durch den Bundesverteidigungsminister oder die BR in bestimmten Spezialfällen	§ 17	Vermittlung der guten fachlichen Praxis durch die nach Landesrecht zuständigen Beratungsstellen
		§ 20	Anhörung beteiligter Kreise
		§ 21	Ermächtigung der Länder zu ergänzenden Regelungen
Finanzierung			
§ 24	Kostenerstattung unter bestimmten Voraussetzungen	§ 21	Pflicht zum Schadenersatz bei angeordneten Bodenuntersuchungen
§ 26	Bußgeldvorschrift	§ 24	Kostenübernahme durch die zur Durchführung Verpflichteten
		§ 26	Bußgeldvorschrift
Durchführung und Kontrolle			
§ 19	Landesübergreifendes Bodeninformationssystem	§ 4	Pflichten zur Gefahrenabwehr (Vorsorgeprinzip und Verursacherprinzip)
		§ 10	Sonstige Anordnungen durch die zuständige Behörde und Ausgleichspflicht
		§ 11	Erfassung altlastenverdächtiger Flächen durch die Bundesländer
		§ 12	Pflicht zur Information sämtlicher Betroffener bei geplanten Sanierungsvorhaben (Altlasten)
		§§ 13, 14	Vorlage eines Sanierungsplanes durch den Verpflichteten bei der zuständigen Behörde inkl. Vorgaben
		§ 15	Überwachung und Anordnung von Eigenkontrollmaßnahmen durch die zuständigen Behörden
		§ 17	Vermittlung der guten fachlichen Praxis durch die nach Landesrecht zuständigen Beratungsstellen
		§ 20	Anhörung beteiligter Kreise

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

schreiben. Ausdrücklich wird darauf verwiesen, daß ein „Wildwuchs an Listen und Werten über Bodenstandards [...] zu unterschiedlichen Schutzstandards und zu regional erheblich divergierenden Anforderungen" (Froeschle 1993: 5–8) führt.

Argumentiert wird mit der Notwendigkeit einer Rechts- und Wirtschaftseinheit sowie der Rechtssicherheit für die betroffenen Wirtschaftszweige. In dieselbe Richtung weisen die Argumente, potentielle Investoren, die an (Bebauungs-) Flächen interessiert sind, würden sich einer Vielzahl verschiedener Standards ausgesetzt sehen. Berichtet wird hier von unterschiedlichen Sanierungsanforderungen zwischen Bundesländern, Regierungsbezirken und sogar Landkreisen (Spieth 1996). Aus ökonomischer Perspektive sind jedoch Abweichungen von Standards im Bundesländer- oder Regionenvergleich nicht schädlich, sondern sogar erforderlich, sofern diese die Präferenzen der Bevölkerung widerspiegeln und nicht andere Gründe dagegen sprechen. Solche Gründe können ein befürchteter prohibitiv hoher Verwaltungsaufwand oder auch interregionale Wettbewerbsverzerrungen sein. Ob solche Verzerrungen vorliegen oder unterschiedliche Wettbewerbsbedingungen lediglich Präferenzunterschiede ausdrücken, bleibt zu überprüfen.

Dem Argument notwendiger *Rechtssicherheit* kann mit dem Hinweis begegnet werden, daß allein durch unterschiedliche Standards noch keine „Rechtsunsicherheit" gegeben sein muß. Diese ist vielmehr eine Funktion anderer Parameter wie „Unsicherheit im Vollzug geltender Gesetze" oder „Fehlen notwendiger Regelungen". Werden Standards, die von Gemeinde zu Gemeinde oder Bundesland zu Bundesland divergieren, exakt vollzogen, ist durchaus Rechtssicherheit vorhanden.

Im Bereich der Altlastensanierung wird das Subsidiaritätsprinzip zitiert, um das dezentrale know how mit dem Ziel einer möglichst effizienten Sanierungskonzeption nutzen zu können (Froeschle 1993). Die Überprüfung der Wirksamkeit des Gesetzes erfolgt zu einem großen Teil mit Hilfe von Meldepflichten. Daneben sind Instrumente nichtbehördlicher Kontrolle, z.B. in Form von Eigenkontrollen, vorgesehen, die den Verwaltungsaufwand verringern sollen.

Bei der Übersendung des Gesetzesentwurfs an den Bundesrat hielt die Bundesregierung fest, daß sie weder mit Vollzugskosten beim Bund noch in den Kommunen rechne (Bundesregierung 1996: 6). Lediglich in den Bundesländern seien partiell Mehrkosten zu erwarten. Als Ausgleichsbedarf zugunsten der Land- und Forstwirtschaft werden für sämtliche Bundesländer maximal 48 Mill. DM jährlich geschätzt.

Stollmann (1994) bemängelt die fehlende Beantwortung der Fragen zur *Finanzierungsverantwortung*[12]. Laut Bundes-Bodenschutzgesetz müssen die für die Sanierung von Altlastenflächen zuständigen Behörden – im wesentlichen die kommunalen Gebietskörperschaften – für die Sanierungskosten aufkommen, wenn der Verursacher illiquide oder nicht auffindbar ist. Mit dieser Finanzierungsverantwortung seien diese völlig überfordert. Von einzelnen Bundesländern wurde daher im Vorfeld der

12 Vgl. auch die Kritik der Oppositionsparteien im Rahmen der ersten Beratung des Deutschen Bundestages (o.V. 1997c).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Diskussion auf die Bundes- und auch EU-Kompetenz (bzw. -verpflichtung) gerade im Zusammenhang mit der Finanzierungspflicht verwiesen (Baedeker 1993: 12–26; Altmann 1993).

An diesem Punkt wird besonders deutlich, daß bei der Umsetzung in Teilbereichen gegen das *Prinzip der fiskalischen Äquivalenz* verstoßen worden wäre, da lokale oder regionale Politikfelder durch nationale oder sogar supranationale Behörden finanziert worden wären. Da im geltenden Bundes-Bodenschutzgesetz ein Mangel an konkreten Regeln zur Finanzierungsverantwortung zu verzeichnen ist, sind die Übergänge vom Verursacherprinzip zum Gemeinlastprinzip fließend und von den Bundesländern wegen Finanzierungsengpässen offensichtlich auch gewünscht.

1.2.3. Landes-Bodenschutzgesetze

Landes-Bodenschutzgesetze existieren bisher in Baden-Württemberg, Sachsen und Berlin[13] (Meyer-Steinbrenner 1993; Hauck 1993; Rogall 1996; Vierhaus 1996). Da das Bundes-Bodenschutzgesetz auf die konkurrierenden Gesetzgebungskompetenzen des Bundes gestützt ist und damit seit seiner Verabschiedung unmittelbar in sämtlichen Bundesländern gilt, müssen diese Landesgesetze angepaßt werden[14].

Das Landes-Bodenschutzgesetz Baden-Württembergs (BSchG) war bundesweit die erste landesgesetzliche Regelung zum Bodenschutz und trat 1991 in Kraft. Innovativ war darin die Aufnahme des „Besorgnisgrundsatzes", der den Umweltbehörden erstmalig die Möglichkeit gab, das Vorsorgeprinzip auch auf das Medium Boden anzuwenden, ohne notwendigerweise mit Polizeirecht vorzugehen. Das Gesetz findet laut § 3 allerdings nur dann Anwendung, wenn nicht andere bundes- oder landesrechtliche Vorschriften Regelungen enthalten, die den betreffenden Sachverhalt bereits abdecken. Anders als im Bundes-Bodenschutzgesetz schließt es auch das Grundwasser in den Regelungsbereich ein (vgl. § 2). Allerdings trifft die beim Bundes-Bodenschutzgesetz erwähnte Kritik, es werde im Gesetz nicht zwischen verschiedenen Böden differenziert, auch hier zu: unter § 1 wird als Zweck genannt, „den Boden" zu schützen, anstatt zur Vielfältigkeit verschiedener Böden Stellung zu nehmen (Blume 1993).

Der Land- und Forstwirtschaft sind im Gesetz jeweils eigene Abschnitte gewidmet. Mehrmals wird explizit darauf verwiesen, daß die landwirtschaftliche Bodenbewirtschaftung „standortgerecht" zu erfolgen habe. Einen Hinweis zur Inhaltsbestimmung dieses unbestimmten Rechtsbegriffs gibt § 11(1), Satz 1. Dort heißt es, daß bei der Bodenbearbeitung bzw. allgemein bei „Anbaumaßnahmen" die natürlichen Standortbedingungen zu berücksichtigen seien. Allerdings wird diese Forderung auf die Vermeidungsbereiche Erosion und Verdichtung beschränkt. Eine wörtliche Umset-

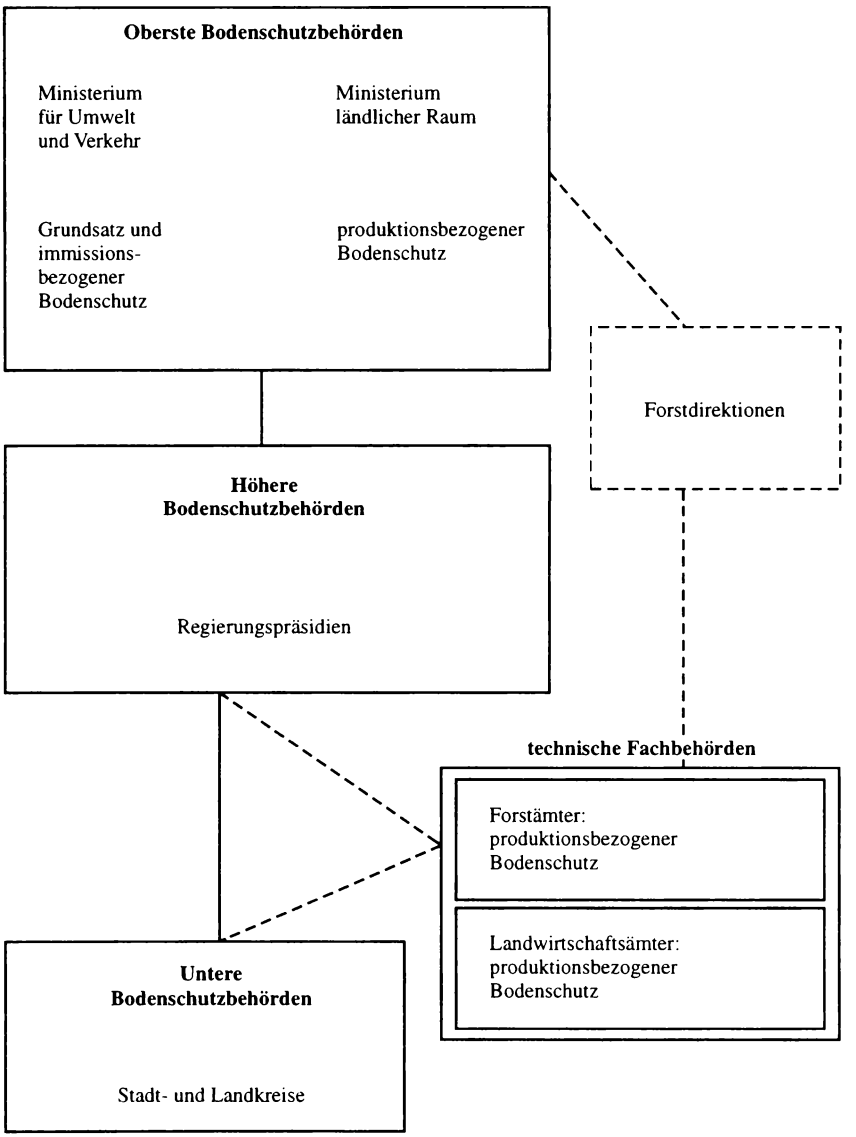
13 Ein Vergleich der Landes-Bodenschutzgesetze Baden-Württembergs und Sachsens mit dem 1995 erlassenen Bodenschutzgesetz der Republik Korea findet sich in Yeong Heui Lee (1996); ein aktueller Überblick über nationale und internationale Maßnahmen der Bodenschutzpolitik verschiedener EU- und Nicht-EU-Mitgliedstaaten bei BMU (1999).

14 Gestützt auf Art. 74(1), Nr. 18 sowie Nr. 11 und Nr. 24 GG; vgl. Radtke (1996); Degenhart (1996).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 9

Aufbau der Bodenschutzverwaltung in Baden-Württemberg



Nach Ministerium für Umwelt und Verkehr des Landes Baden-Württemberg (1996).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zung dieser Regelung würde die Nutzung der beim Bodenbewirtschafter vorhandenen Informationsvorteile und damit eine dezentrale Bodenschutzmaßnahme bedeuten.

Die Kompetenzverteilung auf die verschiedenen Verwaltungsbehörden ist in Baden-Württemberg (Übersicht 9) ähnlich organisiert wie im Freistaat Sachsen. Allerdings teilen sich das Umweltministerium und das Ministerium Ländlicher Raum die Kompetenz der obersten Bodenschutzbehörden. Der Bodenschutz im Bereich der landwirtschaftlichen Produktion wird federführend durch das Ministerium für den Ländlichen Raum geregelt. Die Funktion der höheren Bodenschutzbehörden nehmen die 4 Regierungspräsidien wahr, als untere Bodenschutzbehörden treten die neun Stadtkreise und 35 Landratsämter auf (Reinhardt 1996). Die Landwirtschaftsämter sind als technische Fachbehörden den höheren und unteren Bodenschutzbehörden unterstellt.

Besondere Bedeutung kommt den baden-württembergischen Landwirtschaftsämtern in den Fällen zu, in denen die Bodenschutzbehörde Maßnahmen anordnet, die sie für die Erfüllung des Prinzips der Standortgerechtheit (§ 11) für notwendig hält[15]. In diesen Fällen, die bei Nichtbeachtung ein Bußgeld bis zu 200 000 DM (§ 22(1) und (2)) nach sich ziehen, fungieren die Landwirtschaftsämter als Einvernehmensbehörde. Das bedeutet nach Schlabach (1992: 11), daß den Landwirtschaftsämtern de facto ein Veto-Recht zugesprochen wurde und damit eine „systemfremde Anbindung an eine Fachbehörde" vorliegt.

Neben den genannten Bezügen enthält das Gesetz weitere Anknüpfungspunkte zu Fragen der Kompetenzverteilung und Ansätze für dezentrale Lösungen. So sind Rechtsverordnungen zur Definition von Bodenbelastungsgebieten, die von der unteren Bodenschutzbehörde mit Zustimmung der höheren Bodenschutzbehörde geplant sind, vor dem Erlaß den betroffenen Gemeinden zur Stellungnahme zuzuleiten und öffentlich auszulegen (§ 14). Damit bekommen die betroffenen Bürger und Gemeinden vor Abschluß des Verfahrens formell die Möglichkeit, Bedenken zu äußern und Änderungen anzuregen.

Die primären Umsetzungsinstrumente des Bodenschutzgesetzes Baden-Württembergs in der landwirtschaftlichen Praxis sind neben speziellen Förderprogrammen für umweltfreundliche Bewirtschaftungsmethoden die Maßnahmen Ausbildung, Fortbildung und Beratung, die von den Ämtern für Landwirtschaft, einschließlich deren Wasserschutzgebietsberatern, und externen Beratungsdiensten übernommen werden. Verstöße gegen das Gesetz sind von der Landwirtschaftsbehörde an die untere Bodenschutzbehörde zu melden, die für die Ahndung verantwortlich ist. Von seiten der Umweltbehörde wird befürchtet, daß eine Umsetzung des geplanten Bundes-Bodenschutzgesetzes die Verschlechterung der geltenden Regelungen Baden-Württembergs bedeutet[16].

---

15 Zur Erläuterung „einer ordnungsgemäßen, bodenschonenden Landwirtschaft" vgl. Reinhardt (1996: 117–128).

16 Schriftliche Mitteilung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württembergs, Referat 56, vom 1. September 1997.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Das „Erste Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen (EGAB)", das seit 1. September 1991 in Kraft ist, regelt mit lediglich fünf Paragraphen den Bereich des Bodenschutzes. Die anfänglichen Schwierigkeiten durch unterschiedliche Kompetenzen nach Wasser-, Abfall- und Bodenschutzrecht konnten durch eine Verwaltungsverordnung vom Oktober 1993 weitgehend beseitigt werden. Seitdem fungieren nicht mehr die Regierungspräsidien als untere Bodenschutzbehörde, sondern die Landratsämter bzw. die kreisfreien Städte, die außerdem als untere Wasser- und untere Abfallbehörde eingesetzt sind (Skokowa 1996). Für diese Verwaltungsregelung spricht laut Regierungspräsidium Leipzig, daß in den meisten Fällen Boden und Grundwasser [gleichzeitig] betroffen sind (Skokowa 1996).

Auch in Sachsen wird darauf verwiesen, daß keine Bodenbelastungen im Sinne des Gesetzes vorliegen, wenn Bodenveränderungen im Rahmen einer nachgewiesen ordnungsgemäßen Land- oder Forstwirtschaft auftreten und daher in diesen Fällen der Besorgnisgrundsatz nicht angewendet werden kann (§ 8(2) und (3)). Einen sehr dezentralen Ansatz verfolgt der sächsische Gesetzgeber, indem Umweltdienste oder -inspektionen beauftragt werden, Bodenbelastungen im Sinne des Gesetzes (§ 8, Besorgnisgrundsatz) festzustellen. Diese Umweltdienste sind in den unteren Behörden, bei den Ordnungs- oder Umweltämtern angesiedelt. Durch dieses Verwaltungsverfahren werden einerseits die Kenntnisse der Behörden vor Ort genutzt, andererseits durch spontane Anhörungen der potentiellen Schädiger bzw. Verpflichteten bei festgestellten oder vermeintlichen Verstößen Verfahrensvereinfachungen vollzogen (Skokowa 1996).

Neben den beschriebenen, explizit formulierten Landes-Bodenschutzgesetzen sind in anderen Bundesländern verschiedene Regelungen bezüglich des Bodenschutzes vorhanden, die förmlich in Fachgesetzen angrenzender Rechtsgebiete aufgenommen wurden. Exemplarisch sei auf das Landesabfallgesetz Brandenburgs verwiesen, in dem Fragen der Altlastensanierung behandelt werden (Peine 1996: 61).

1.3. Resumee: Bewertung des deutschen Bodenschutzrechts

Sowohl mit dem 1998 erlassenen Bundes-Bodenschutzgesetz als auch mit der im Jahr 1996 erlassenen Düngeverordnung wurde z.T. Forderungen nach Inhaltsbestimmungen durch dezentrale Institutionen nachgekommen und damit in diesen Bereichen Ineffizienzen vorgebeugt. Andererseits hängen mögliche Effizienzverluste in wesentlichem Umfang von der Art der Ausgestaltung bzw. dem Vollzug einzelner Regelungen ab. Einen Kernpunkt macht dabei die „Anhörung beteiligter Kreise" aus, die an verschiedenen Stellen des Bundes-Bodenschutzgesetzes vorgesehen ist, jedoch nur in den Fällen Effizienzpotentiale birgt, in denen diese Form der Beteiligung nicht nur ein „Inkenntnissetzen" bleibt, sondern auch Eingang in die Entscheidungsstrukturen findet. Sollte dieses Verfahren konsequent implementiert werden, könnten dezentrale Institutionen nicht nur Durchführungskompetenzen wahrnehmen, sondern auch Zielfindungs- und Entscheidungskompetenzen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Negativ zu bewerten ist die Anpassungsnotwendigkeit in den Bundesländern, die sich bereits in der Vergangenheit für Regelungen zum Bodenschutz (Landes-Bodenschutzgesetze oder Länder-Gülleverordnungen) entschieden haben. Die Zielfindungs- und Entscheidungskompetenzen dieser und auch der Bundesländer, die auf Regelungen verzichteten, werden durch eine Bundesnorm beschnitten. Es bleibt zweifelhaft, ob die Argumente für eine zentrale Regelung im Bereich der Ressource Boden, die primär von lokalen externen Effekten betroffen ist, so überzeugend sind, daß sie den Zentralitätsgrad des Bundes-Bodenschutzgesetzes rechtfertigen.

2. Naturschutzrecht

2.1. Bundesnaturschutzgesetz

Auf nationaler Ebene sind ordnungsrechtliche Fragen zum Naturschutz und der Landschaftspflege im wesentlichen durch das „Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege" (*Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG*) geregelt.

Die Kompetenz des Bundes beschränkt sich im Naturschutz auf die Rahmengesetzgebung und darf gemäß Gesetz zur Änderung des Grundgesetzes vom 27. Oktober 1994 nur in Ausnahmefällen „Vollregelungen" enthalten (Klinkert 1996). Danach hat sich der Bund auf Leitlinien für die Landesgesetzgeber zu beschränken. Das Naturschutzrecht nimmt daher insofern eine Sonderrolle ein, als bereits per Verfassung die begrenzte Zuständigkeit des Bundes zur Norm gemacht wird, während andere Teilbereiche des Umweltschutzes wie die Luftreinhaltung, die Abfallbeseitigung oder der Lärmschutz per konkurrierender Gesetzgebung durch den Bund, also weitgehend ohne Zielfindungs- und Entscheidungskompetenz bei den Ländern, geregelt werden.

Das BMU hält wegen der individuellen Regelungen in den Bundesländern eine gewisse Rechtsangleichung im Naturschutz für erforderlich (Klinkert 1996). Die beiden Rechtsgebiete Naturschutz und Landschaftspflege werden daher als Rahmenrecht geregelt (Henrichsmeyer et al. 1994: 59ff.). D.h. der Bund erläßt auf der Grundlage von Art. 75 GG ein Rahmengesetz, das *von den Bundesländern zu konkretisieren* ist. Gemäß Art. 75 (1) Nr. 3 GG besitzt der Bund keine Verwaltungszuständigkeit, darf daher ohne Abstimmung mit den Bundesländern z.B. keine Schutzgebiete ausweisen (Fisahn 1996). Allerdings weist Fisahn darauf hin, daß der Bund über die Auswahl der Schutzgebietsvorschläge der Bundesländer, die an die EU-Kommission weitergegeben werden (Natura 2000), erheblichen Einfluß auf die tatsächliche Ausweisung besitzt. Das Mitbestimmungsrecht des Bundes bei der Gebietsauswahl ist juristisch nicht unumstritten (Czybulka 1996). Es wird daher empfohlen, die Beteiligung der Naturschutzverbände vor der Festlegung von Schutzgebieten vorzusehen, um dieses Beteiligungsinstrument nicht ins Leere laufen zu lassen (Fisahn 1996). Czybulka (1996) belegt, daß die Freiheit der Bundesländer zur Umsetzung der Naturschutzrahmengesetzgebung in Form der Schutzgebietsausweisung nach § 20c BNatSchG dadurch begrenzt wird, daß ihnen trotz der im Jahr 1994 vollzogenen Grundgesetzänderung aufgrund Art. 75(3) GG nicht die Wahl bleibt, das vom Bund gesetzte Recht lediglich teilweise umzusetzen bzw. darauf zu verzichten.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Vielmehr seien sie vollständig zur Umsetzung verpflichtet, allein die Art der Implementation bleibe wählbar.

Verschiedenen Gesetzesstellen sind Hinweise zur Abwägung zwischen zentralen und dezentralen Lösungen zu entnehmen. Zentrale Elemente enthält das Naturschutz- und Landschaftspflegerecht aufgrund seiner verfassungsmäßigen Verankerung als Rahmenrecht auf Bundesebene. Daneben wurden vom (Bundes-) Gesetzgeber weitere zentral gelagerte Kompetenzen vorgesehen. So enthält § 1(2) ein Abwägungsgebot, in dem gefordert wird, die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege gegeneinander und mit den „sonstigen Anforderungen der Allgemeinheit an Natur und Landschaft abzuwägen". Dieser Anspruch impliziert bei der Auslegung anderer Gesetze bzw. bei sämtlichen Aktivitäten, die Auswirkungen auf den Naturhaushalt haben (Siedlung, Verkehr usw.), unmittelbar eine *Koordinierungsnotwendigkeit*. Die Abwägung kann wegen der möglicherweise zu berücksichtigenden Präferenzen anderer räumlicher Einheiten als der im Einzelfall betrachteten lokalen nur auf einer übergeordneten institutionellen Ebene erfolgen.

Seit der Verabschiedung des Gesetzes standen die vom Bundesgesetzgeber vorgesehenen „Landwirtschaftsklauseln" (§ 1(3) und § 8(7)) im Mittelpunkt des Konfliktes zwischen Naturschützern und berufständischen Vertretern. Im Kern wird festgestellt, daß die ordnungsgemäße Landwirtschaft in der Regel den Zielen von Natur- und Landschaftsschutz dient. Aufgrund der Unbestimmtheit dieses Rechtsbegriffs verbleibt die Konkretisierungsnotwendigkeit bei den Bundesländern. Obwohl dieses Vorgehen grundsätzlich zu befürworten ist, da von starken lokalen und regionalen Effekten im Naturschutzbereich auszugehen ist, bereitete die inhaltliche Ausfüllung des Begriffs „ordnungsgemäße Landwirtschaft" bei der Umsetzung in den Bundesländern erhebliche Schwierigkeiten. Hemmfaktoren wie strategisches Verhalten in Politik und Verwaltung, der Blick auf die Regelungsintensität in Nachbarländern oder auch Informationsmangel in den umsetzenden Administrationen lassen die Schlußfolgerung zu, daß ergänzende Regelungen, ggf. auf zentraler Ebene, effizienzfördernde Wirkungen auslösen würden.

Auch die Forderung nach Nachhaltigkeit in § 1 impliziert eine Koordinierungsnotwendigkeit, in diesem Falle im Zeitablauf, von der zentrale Aufgaben staatlicher Institutionen abgeleitet werden können. Die zentrale Verantwortung kann dann erforderlich werden, wenn davon auszugehen ist, daß sich im Zeitablauf (lokale und regionale) Präferenzen und deren räumliche Verteilung gegenüber dem Ausgangszustand verändern. Es sind allerdings auch Fälle denkbar, bei denen im Ausgangszustand großräumige Umweltprobleme existieren, die zentrale Lösungen erfordern, im Zeitablauf aufgrund von Umweltschutzaktivitäten jedoch abnehmen oder nur noch auf vereinzelten Standorten vorherrschen, so daß eine Dezentralisierung von Politikmaßnahmen Effizienzzuwächse verspricht.

Während der Bund im Bereich der Zielfindung und Entscheidung ein starkes Gewicht in den Normensetzungsprozeß einbringt, sind seine Durchführungskompetenzen begrenzt. Bei der administrativen Umsetzung des Gesetzes sind Bundesbehörden, z.B. im Rahmen der Überwachung des Washingtoner Artenschutzübereinkommens an den Außengrenzen Deutschlands, nur am Rande betroffen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Lösungen auf institutionellen Ebenen unterhalb des Bundes dominieren im Bundesnaturschutzgesetz. Neben der ohnehin erforderlichen landesindividuellen Ausgestaltung wird den Landesgesetzgebern in § 2(2) ausdrücklich die Möglichkeit eröffnet, ergänzende Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege zu erlassen. Zur Koordination werden die Bundesländer bei der Formulierung von Landschaftsprogrammen, -rahmenplänen und -plänen verpflichtet (§ 7), wenn die naturräumlichen Grenzen nicht mit den Grenzen des Planungsgebietes übereinstimmen. Für diese Art der Koordination, die durch ihren verpflichtenden Charakter tendenziell einen Autonomieverlust für die Bundesländer bedeutet, wurde die Benehmensregelung, d.h. ein gegenseitiges Inkenntnissetzen zwischen den beteiligten Gebietskörperschaften, gewählt. Dies bedeutet aus der Sicht der Bundesländer im Vergleich zu stärkeren Abstimmungsverpflichtungen wie einem evtl. herzustellenden Einvernehmen größere Freiheitsgrade.

Die Regelungen des § 4 beschränken die Flexibilität der Bundesländer bei der Umsetzung des Bundesgesetzes, da bestimmte Abschnitte des Gesetzes unmittelbar, d.h. ohne Interpretationsspielraum, auch als Landesrecht gelten (§§ 1 bis 3, 7, 9, 12(4) Satz 2, 22(4), 23, 36(3) und 28 bis 40) (Wittkämper, Stuckhard 1984: 11).

Besonders in bezug auf eine *Dezentralisierung der Zielfindungskompetenzen* wurden im Zuge von Novellierungsbestrebungen des Bundesnaturschutzgesetzes z.T. sehr weitgehende Vorschläge entworfen (Höfken 1996). Neben der Partizipation von Naturschutzverbänden und Vertretern der Land- und Forstwirtschaft sollten weitere Gremien auf sämtlichen Verwaltungsstufen einbezogen werden. Peine (1996: 41) beschreibt das „Verhältnis zwischen öffentlicher Verwaltung und konfliktfähigen gesellschaftlichen Interessengruppen" im geltenden Naturschutzrecht. Er verweist auf das Mitwirkungsrecht der Verbände bei der Vorbereitung von Verordnungen, von verbindlichen Programmen bzw. Plänen in Planfeststellungsverfahren sowie vor der Erteilung von Befreiungen von bestimmten Ver- und Geboten laut § 29 BNatSchG. Darüber hinaus sei in verschiedenen Bundesländern für den Bereich des Naturschutzrechts die Verbandsklage geltendes Recht (Peine 1996: 102; Bückmann 1988: 121). Auch Gassner (1996: 130–135) führt aus, daß inzwischen in zwölf Bundesländern die Verbandsklage im Naturschutzrecht verankert sei. In den Ländern, die dies bisher nicht vorsehen, werden die zugelassenen Mitwirkungsrechte anerkannter Naturschutzverbände bei verschiedenen Verfahren nach Bundesnaturschutzgesetz begrenzt, da entsprechende Klage- oder Sanktionsmechanismen fehlen (Lüthge 1986). Gassner (1996) weist jedoch auch ausdrücklich darauf hin, daß die Verbandsklage im Naturschutzrecht nicht unumstritten ist und von verschiedenen Autoren Zweifel angemeldet werden, ob die Klagebefugnis von Naturschutzverbänden, über die ausdrücklich im Bundesnaturschutzgesetz vorgesehene Mitwirkung im Verwaltungsverfahren hinaus, rechtlich zulässig ist[17].

Als weitere Beteiligungsform sind im Bereich des Naturschutzes „Naturschutzbeiräte" und „Naturschutzbeauftragte" institutionalisiert (Schomerus 1987). Da zu dieser Beteiligungsform keine Vorgaben im Bundesnaturschutzgesetz gemacht werden,

17 Zu einem Teilaspekt der Diskussion vgl. z.B. Kuchler (1996).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

herrscht im Ländervergleich eine große Vielfalt an Beteiligungsformen und Kompetenzen des jeweiligen Gremiums.

Neben den Mitwirkungsrechten von Naturschutzverbänden benennt Gassner (1996) auch Kompetenzen von Einzelpersonen. In diesem Zusammenhang wird u.a. auf Art. 17 GG verwiesen, in dem das Petitionsrecht geregelt wird, nach dem sich jeder deutsche Staatsbürger an die zuständige Stelle oder die Volksvertretung wenden kann, sobald sein persönliches Interesse, z.B. am Zustand von Natur und Landschaft, berührt wird. Es ist augenfällig, daß Einzelpersonen von diesem Recht lediglich nach dem Beschluß rechtskräftiger Entscheidungen Gebrauch machen können. Die Beteiligung im Rahmen eines Planungsvorganges, d.h. vor dem Abschluß des Verfahrens, ist nicht vorgesehen. Eine „substantielle Anhörung", wie sie im innerbehördlichen Beteiligungsverfahren möglich ist, um eine „substantielle Einflußnahme der Betroffenen" zu gewährleisten, existiert also gegenüber Einzelpersonen nicht (Gassner 1996).

Die *Verwaltungskompetenz* liegt nahezu vollständig in der Hand der Bundesländer. § 3 BNatSchG regelt die Organisation der Umsetzung und überläßt es den Ländern, Sonderbehörden einzurichten oder sich der existierenden Fachbehörden bzw. allgemeinen Verwaltungsbehörden zu bedienen (Ebert, Bauer 1995: XVI). Gemäß § 8 BNatSchG bleibt es den Ländern auch überlassen, bei nicht vermeidbaren, nicht ausgleichbaren, aber vorrangigen Eingriffen Ersatzmaßnahmen vorzusehen oder an deren Stelle einen finanziellen Ausgleich einzufordern.

Nach Schink (1996) ist die *Durchführungskompetenz* für den Naturschutz in sämtlichen Bundesländern *kommunalisiert*, d.h. dem Aufgabenbereich der Kreise und kreisangehörigen Städte zugeordnet. Uppenbrink/Riecken (1996) verbinden dieselbe Feststellung mit der Kritik, auf diese Weise werde eine notwendige Biotopverbundplanung erschwert bzw. unmöglich gemacht.

Neben den genannten Argumenten, die in einzelnen Teilbereichen des Naturschutzes für zumindest teilweise zentrale Regelungen sprechen, verweisen verschiedene Autoren auf die Herausbildung lokaler Eliten bzw. dominierender Einzelpersönlichkeiten oder Cliquen (Sedlacek 1994: 137). Unter dem Stichwort des „Bürgermeister- oder Landrätewettbewerbs" werden Tendenzen zusammengefaßt, Umweltbelange in den Hintergrund zu stellen, um Ansiedlungen von Unternehmensstandorten aktiv zu begünstigen (Hübler et al. 1996: 54; Brahms et al. 1986: 78; Oppermann et al. 1997: 38). Im Falle solcher Konstellationen kann sich auch der „Ermessensspielraum, der sich durch die Verwendung unbestimmter Zielformulierungen und durch Abwägungsklauseln ergibt" (Brahms et al. 1986: 68), effizienzmindernd auswirken. Sind solche effizienzmindernden Reaktionen im Bereich des Naturschutzes zu erwarten und ist davon auszugehen, daß sie im Rahmen der geltenden demokratischen (Ab-) Wahlprozesse nicht gelöst werden können, müssen Gegenmaßnahmen ergriffen bzw. zusätzliche Institutionen geschaffen werden, die Kontrollfunktionen übernehmen.

Im Rahmen des Biotopschutzes sprechen einige Argumente für die gewählte dezentrale Regelung, die Bundesländer bzw. unteren Behörden zum Erlaß von Rechtsver-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ordnungen zu ermächtigen. Die Alternative der direkten Unterschutzstellung auf dem Wege der Bundesgesetzgebung würde die notwendige Berücksichtigung lokaler Spezifika vernachlässigen. Mit § 20c BNatSchG wurde jedoch parallel zu den im Regelfall durch Länderinstanzen auszuweisenden Schutzgebieten auch eine zentrale Regelung gewählt und damit begründet, daß die hier definierten spezifischen Biotoptypen bundesweit und ohne Abwägung des Einzelfalls schützenswert seien (Fischer-Hüftle 1990).

Während die Zielfindungs- und Entscheidungskompetenzen in der beschriebenen Form zwischen Bund und Ländern verteilt sind und die Durchführungskompetenz nahezu ausschließlich bei den Bundesländern bzw. ihren nachgelagerten Behörden verbleibt, stellt die Anordnung der *Finanzierungskompetenz* einen weiteren Eckpunkt dar. In asymmetrischer Form delegiert der Bund bis auf wenige Ausnahmen die Finanzierungskompetenz an die Länder und entledigt sich auf diese Weise der (Finanzierungs-) Verantwortung. Eine solche Kompetenzzuweisung entspricht zwar insofern dem Prinzip fiskalischer Äquivalenz, als lokal determinierte Maßnahmen wie Schutzgebietsausweisungen den maßgeblich zielbestimmenden Institutionen angelastet werden. Allerdings bleibt kritisch zu hinterfragen, ob das Verhältnis zwischen zwar grundsätzlich beschränkter (Rahmengesetzgebung), in Teilbereichen jedoch weitgehender Zielfindungs- und Entscheidungskompetenz des Bundes auf der einen Seite und nahezu ausgeschlossener Finanzierungskompetenz auf der anderen ausgewogen ist. Sollte bei diesem Abwägungsprozeß festgestellt werden, daß Asymmetrien vorherrschen, ist auf einer Seite dieses Verhältnisses Ausgleich zu schaffen – entweder durch Kompetenzverzicht oder durch stärkere Finanzierungsverantwortung des Bundes.

Neben den dargestellten Regelungsgegenständen enthält das Bundesnaturschutzgesetz weitere Hinweise, die mit der Frage von Kompetenzverteilung auf die verschiedenen institutionellen Ebenen zusammenhängen (Übersicht 10). Als Beispiel seien die *Länderkompetenzen* des § 8b (Abweichende Ländervorschriften im Verhältnis zum Baurecht) sowie des § 12(3) bei der Ausweisung und Registrierung besonders geschützter Gebietstypen oder die *Bundeskompetenzen* im Rahmen von § 9 (Verfahren bei Beteiligung von Behörden des Bundes) und § 12(4) der Benehmensregelung zwischen den Länderministerien und verschiedenen Bundesministerien bei der Ausweisung von Nationalparken genannt.

Übersicht 10 macht deutlich, daß

- sämtliche Teilkompetenzen von Bund und Ländern gemeinsam besetzt werden. Das Phänomen der Politikverflechtung ist deutlich ablesbar;
- der Bund trotz der grundgesetzlich bedingten Rahmengesetzgebung, die Vollregelungen verbietet, mit starken Kompetenzen ausgestattet ist und
- insbesondere die marginale Finanzierungsverantwortung des Bundes in deutlichem Mißverhältnis zu seiner starken normensetzenden Kompetenz steht.

Im April 1998 wurde nach langjährigen Beratungen eine *Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes* verabschiedet. Sie dient der (verspäteten) Umsetzung verschiede-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 10

Explizite Kompetenzzuordnung an Bund und Länder innerhalb des Bundesnaturschutzgesetzes

Zielfindung und Entscheidung

Bund		Land	
Zielfindung und Entscheidung			
§ 1, § 2(1)	Ziele und Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege	§ 2(2)	Ergänzung der Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege
§ 7	Zusammenwirken der Länder bei der Planung	§ 4	Vorschriften für die Landesgesetzgebung
§ 8a, 8c	Verhältnis von Eingriffen in Natur und Landschaft zum Baurecht, Überleitungsvorschrift	§ 5	Landschaftsprogramme (Land), Landschaftsrahmenpläne (Teile eines Landes)
§ 9	Verfahren bei Beteiligung von Behörden des Bundes	§ 6	Landschaftspläne
§ 12 (4)	Benehmensregelung zwischen BMU/BML/BMF/BMWi/BMBau bei Erklärungen zum Nationalpark	§ 8 (8), (9)	Eingriffe in Natur und Landschaft
§ 20	Aufgaben des Artenschutzes	§ 8b	Abweichende Ländervorschriften im Verhältnis zum Baurecht
§ 20a	Begriffsbestimmungen	§ 10	Duldungspflicht
§ 20c (1)	Schutz bestimmter Biotope	§ 11 (2)	Weitergehende Vorschriften zur Pflegepflicht im Siedlungsbereich
§ 20d (1), (4), (5)	Kompetenzen des BMU zum allgemeinen Schutz wildlebender Tiere und Pflanzen	§ 12	Ausweisung von Schutzgebieten: Verfahren, einstweilige Sicherstellung, Registrierung
§ 20e	Besonders geschützte Tier- und Pflanzenarten	§ 18 (2)	Ersatz von geschützten Landschaftsbestandteilen
§ 21 und § 21 a-g	Ein- und Ausfuhr	§ 20b	Allgemeine Vorschriften für den Arten- und Biotopschutz
§ 26 bis § 26c	Sonstige Ermächtigungen, Durchführung gemeinschaftsrechtlicher oder internationaler Vorschriften, allgemeine Verwaltungsvorschriften, Übergangsregelung	§ 20 c (2), (3)	Ausnahmen und Erweiterungen beim Schutz bestimmter Biotope
§ 28	Bereitstellung von Grundstücken	§ 20d (2), (3)	Genehmigung zum Aussetzen gebietsfremder Tiere und Pflanzen, Entnahme wildlebeneder Tiere und Pflanzen
§ 29	Mitwirkung von Verbänden	§ 20d (6)	Ausnahme: Bund erläßt keine Regelungen gemäß § 20d (4)
§ 30a	Strafvorschriften	§ 20f (3)	Weitergehende Schutzvorschriften für besonders geschützte Tier- und Pflanzenarten
§ 30b	Einziehung	§ 20g (3) bis (7)	Ausnahmen von Besitz-, Vermarktungs- und Verkehrsverboten besonders geschützter Tier- und Pflanzenarten
§ 38	Übergangsvorschrift	§ 26 (4)	Ausnahme: Bund erläßt keine Regelungen gemäß § 26 (1) bis (3)
		§ 27	Betretungsrecht der Flur
		§ 29	Mitwirkung von Verbänden

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

noch: Übersicht 10

Explizite Kompetenzzuordnung an Bund und Länder innerhalb des Bundesnaturschutzgesetzes

Finanzierung und Durchführung

Bund		Land	
Finanzierung			
§ 30	Bußgeldvorschriften	§ 8 (2) und § 8a (2)	Ausgleich von unvermeidbaren Eingriffen
		§ 8a (3) bis (5)	Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen im Zusammenhang mit dem Baurecht auf Gemeindeebene
		§ 30 (4)	Für Bußgelder zuständige Landesbehörde
Durchführung und Kontrolle			
§ 7	Zusammenwirken der Länder bei der Planung	§ 5	Landschaftsprogramme (Land), Landschaftsrahmenpläne (Teile eines Landes)
§ 3	Aufgaben der Behörden und öffentlichen Stellen	§ 6	Landschaftspläne
§ 9	Verfahren bei Beteiligung von Behörden des Bundes	§ 3	Aufgaben der Behörden und öffentlichen Stellen
§ 21 und § 21 a-g	Ein- und Ausfuhr	§ 14 (2)	Schutz von Nationalparks
§ 22 (2), (3)	Nachweispflicht, Einziehung	§ 18 (2)	Ersatz von geschützten Landschaftsbestandteilen
§ 23	Auskunfts- und Zutrittsrecht	§ 20b	Allgemeine Vorschriften für den Arten- und Biotopschutz
§ 30	Bußgeldvorschriften	§ 20g (3) bis (7)	Ausnahmen von Besitz-, Vermarktungs- und Verkehrsverboten besonders geschützter Tier- und Pflanzenarten
§ 30c	Befugnis der Zollbehörden	§ 21c (1), (2)	Zuständigkeit für die Ausstellung von Pflanzengesundheitszeugnissen
§ 31	Befreiungen	§ 22 (1), (4)	Nachweispflicht und Einziehung besonders geschützter Arten durch nach Landesrecht zuständige Behörden
		§ 23(1)	Auskunfts- und Zutrittsrecht
		§ 24	Genehmigung von Tiergehegen
		§ 25	Genehmigung von geschützten Begriffen
		§ 30 (4)	Für Bußgelder zuständige Landesbehörde
		§ 31	Befreiungen

RWI ESSEN

ner naturschutzrelevanter Regelungen der Europäischen Union. Hierzu gehören die Vogelschutzrichtlinie (Rat der Europäischen Gemeinschaft 1979) und die Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie (Rat der Europäischen Gemeinschaften 1992a). Während die Frist zur Umsetzung der FFH-Richtlinie im Juni 1994 abgelaufen ist, hätte die 1979 erlassene Vogelschutzrichtlinie bereits 1981 von der Bundesregierung umgesetzt sein müssen (o.V. 1998a). Wegen der Verzögerung der Umsetzung, insbe-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sondere bei der Ausweisung schutzwürdiger Gebiete, liegt seit April 1998 beim Europäischen Gerichtshof eine Klage gegen die Bundesrepublik vor (o.V. 1998f).

Beim Erlaß der *Vogelschutzrichtlinie* stand der Schutz weitwandernder Vogelarten über die Grenzen verschiedener Mitgliedstaaten hinweg im Mittelpunkt. Der hohe Grad an Zentralität der Maßnahme in Form der starken Kompetenz der EU läßt sich mit diesen interregionalen externen Effekten begründen. Demgegenüber zielt die *FFH-Richtlinie* auf die Sicherung der Artenvielfalt durch den Erhalt der natürlichen Lebensräume und den Schutz der frei- und wildlebenden Tiere und wildwachsenden Pflanzen. Mit der Ausweisung von Gebieten zum Schutze bestimmter Arten (Anhang I der Richtlinie) und Biotoptypen (Anhang IV) soll ein Biotopverbundsystem (Natura 2000) von gesamteuropäischer Bedeutung geschaffen werden.

Frühere Entwürfe zur Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes scheiterten i.d.R. an der Frage der *Finanzierungsverantwortung* von Bund und Ländern (o.V. 1996b). Die Bundesländer führten immer wieder an, der Bund wälze das gesamte Finanzierungsrisiko der Gesetzesnovelle auf sie ab, die vom Bund durchgeführten Kostenkalkulationen seien nicht verläßlich (o.V. 1998e). Nach mehreren Novellierungsversuchen wurde bereits am 27. August 1996 vom Bundeskabinett das „Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege, zur Umsetzung gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften" als Entwurfsfassung beschlossen und dem Bundesrat zur Stellungnahme zugeleitet (BMU 1996: 316–317). Nachdem der Bundestag dieser Novelle in geänderter Fassung am 5. Juni 1997 zugestimmt hatte und der Bundesrat sich in der Folge erneut dagegen aussprach, war der Entwurf mehrfach im Vermittlungsausschuß von Bundestag und Bundesrat beraten worden (o.V. 1997b).

In diesem Entwurf wurde ausdrücklich darauf hingewiesen, daß in Zukunft solchen Regelungen besondere Bedeutung beigemessen wird, „die auf eine stärkere Verantwortung der Bürger" (BMU 1996: 316–317) abzielen. Auch den durch Grundgesetzänderung vom Oktober 1994 erweiterten Länderkompetenzen im Naturschutzrecht trage die Novelle zum Bundesnaturschutzgesetz Rechnung. Damit seien dezentrale Lösungen zwischen staatlichen Instanzen und Landwirten als Vertragsnehmern in Zukunft leichter möglich. Dazu war insbesondere eine Stärkung des Instrumentes „Vertragsnaturschutz" vorgesehen.

Im Verlauf des weiteren Gesetzgebungsverfahrens ist die Novelle nach langen Verhandlungen in ihrer „kleinen Lösung", d.h. ohne Ausgleichsregelung, verabschiedet worden (o.V. 1998a). Im Vergleich zu früheren Entwürfen und auch von der Bundesregierung verabschiedeten Fassungen wurden neben der Ausgleichsregelung zahlreiche weitere Änderungen vorgenommen (o.V. 1997b). Die Frage obligatorischer oder fakultativer Vertragsnaturschutzmaßnahmen ist mit Rücksicht auf die Finanzierungsverantwortung der Bundesländer zugunsten einer fakultativen Lösung entschieden worden.

Ein gewisser Koordinierungsbedarf der Naturschutzgesetzgebung durch den Bund, der durch die Novelle erfüllt werden könnte, läßt sich an den Befürchtungen einzel-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ner Bundesländer ablesen, aufgrund im Ländervergleich verschiedener Regelungsintensitäten sei mit „Wettbewerbsverzerrungen" zu rechnen (Goppel 1996; o.V. 1998h) – unabhängig davon, ob diese aus ökonomischer Sicht zu rechtfertigen sind oder nicht. Als Kompensation für die Tolerierung der zentralen Regelungskompetenz in diesen Bereichen wird erwartet, daß der Bund zumindest Teile der Finanzierungskompetenz (bzw. -verpflichtung) übernimmt (o.V. 1998e). Als ein weiteres Argument für zentrale Finanzierungsverpflichtungen zumindest in Teilbereichen wird der Hinweis darauf genutzt, daß bestimmte Komponenten der Novelle der Erhaltung gesamtstaatlich repräsentativer Gebiete bzw. der Erfüllung internationaler Verpflichtungen dienen. Sind solche nationalen Nutzenkomponenten nachzuweisen, wird die Forderung nach nationaler Finanzierungsverantwortung durch die Prinzipien der Ökonomischen Theorie des Föderalismus gestützt.

Die Vertreter des Bundes beabsichtigten mit dem ursprünglichen Novellierungsvorschlag zum Bundesnaturschutzgesetz gleichzeitig eine Kompetenzverlagerung bzw. Stärkung der Verantwortung des einzelnen Bürgers sowie der untersten Verwaltungsebene „Gemeinden" (Glatzel 1996). Auch die Mitwirkung von Naturschutzverbänden bzw. -vereinen bei Verfahren auf Landesebene, z.B. im Rahmen der Landschaftsplanung, war ursprünglich vorgesehen. Dieses Vorgehen hätte eine Stärkung der Zielfindungs- und Entscheidungskompetenz dieser lokalen Institutionen bedeutet. Der Vertragsnaturschutz wurde als prioritär einzusetzendes Instrument besonders hervorgehoben, insbesondere um die Akzeptanz bei den Betroffenen zu steigern und damit die Konsensfindungskosten zu senken (Glatzel 1996).

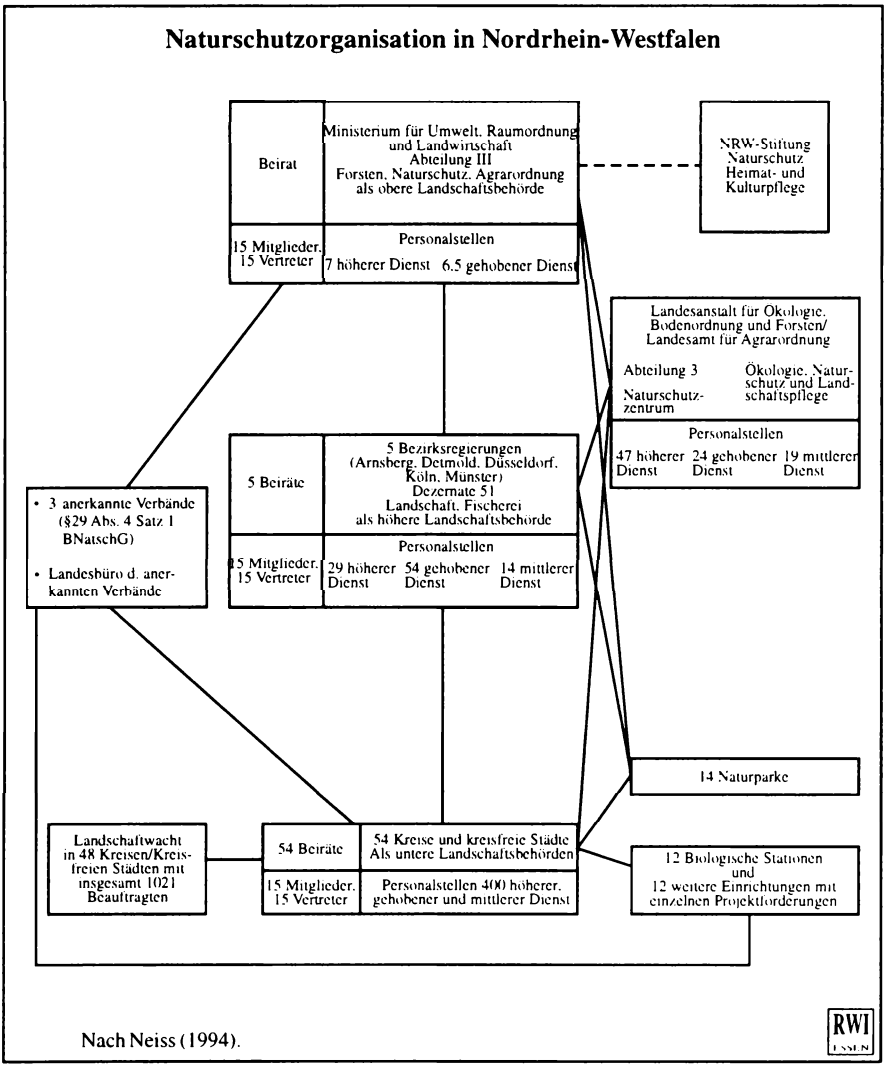
Rengeling/Gellermann (1991) führen aus, daß gerade der *Vertragsnaturschutz* einen Ansatz darstellt, der den im gesellschaftlich-privaten Bereich existierenden Sachverstand verfügbar macht. Er biete sich daher als dezentrales Instrument der Umweltpolitik an, bei dem der Bürger Einfluß auf Entscheidungen ausüben kann, und sei vor allem wegen Erleichterungen im Gesetzesvollzug und größtmöglicher Akzeptanz von Vorteil gegenüber Gesetzeslösungen ohne Beteiligung der Betroffenen. Die Einwände der zur Umsetzung verpflichteten Bundesländer, die sich in der geltenden Gesetzesnovelle („kleine Lösung") manifestieren, führten zur Streichung dieser Vorschläge. Mit einem erneuten Novellierungsvorschlag, der inzwischen vom Bundesrat dem Vermittlungsausschuß überwiesen wurde (o.V. 1998e), verfolgt die Bundesregierung weiterhin das Ziel, eine Ausgleichsregelung für von Naturschutzmaßnahmen betroffene Land- und Forstwirte zu finden sowie Elemente des Vertragsnaturschutzes einzubauen (BMU 1998: 112).

2.2. Länderregelungen am Beispiel Nordrhein-Westfalen

Im Verlauf der Umsetzung wurden bestimmte Kernelemente des Bundesnaturschutzgesetzes wörtlich in verschiedene Landesgesetze übernommen (Ebert, Bauer 1995: XI–XLIII). Dazu gehört die Eingriffsregelung nach § 8(1) BNatSchG (Stollmann 1992: 220–231). Von der Möglichkeit, landesspezifische Regelungen vorzunehmen, wurde jedoch ebenfalls Gebrauch gemacht, so daß beim Vergleich der Landes-Naturschutzgesetze eine erhebliche Varianz festzustellen ist.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 11

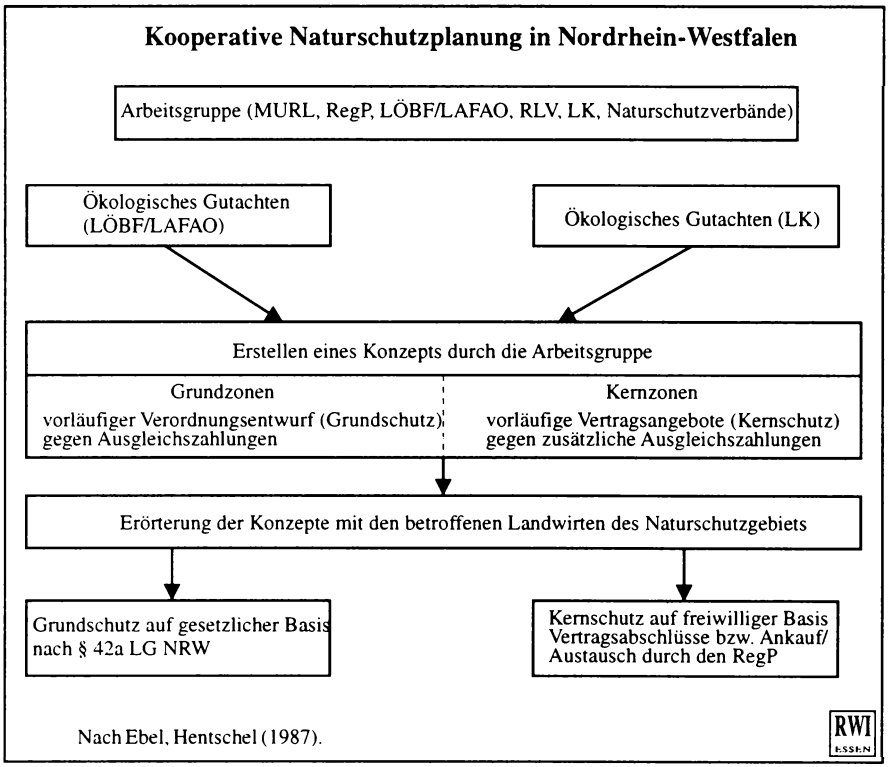


Nach Neiss (1994).

Die Umsetzung des Bundesrahmenrechts für den Natur- und Landschaftsschutz kann am Beispiel des Landes Nordrhein-Westfalen gezeigt werden. Übersicht 11 stellt die behördliche und außerbehördliche Organisation und den institutionellen Aufbau des Naturschutzes in Nordrhein-Westfalen dar. Durch die Berücksichtigung des personellen Aufwands in den einzelnen Behörden kann indirekt auch ein Teil des Transaktionskostenaufwands (Administrationskosten) zur Realisierung von Naturschutzzielen abgeleitet werden. Deutlich hebt sich der hohe Aufwand der Kreise und kreisfreien Städte von dem der höheren und oberen Landschaftsbehörden ab. Von insgesamt

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 12



ca. 600 Planstellen im behördlichen Naturschutz stellten die Kreise und kreisfreien Städte im Jahr 1994 etwa 400 (Neiss 1994).

Eine Mischlösung zwischen Naturschutz auf dem Verordnungsweg und freiwilligen Vereinbarungen existiert in verschiedenen Bundesländern. In Nordrhein-Westfalen wird dieses Modell unter dem Titel „*kooperative Naturschutzplanung*" administriert (Ebel, Hentschel 1987). Verordnungsrechtliche und vertragliche Regelungen werden hier miteinander verknüpft (Gellermann, Middeke 1991; Schulte 1990). Damit wird neben dem „Grundschutz", der per Verordnung umgesetzt wird, nicht die weitergehende Beschränkung der landwirtschaftlichen Nutzung angeordnet, sondern in Form von vertraglichen (freiwilligen) Regelungen vorgenommen. Gellermann/Middeke (1991) nennen die Akzeptanz- und Konsenserhöhung sowie eine geringere Rechtsmittelanfälligkeit als Vorteile.

Dieser Verfahrensablauf wurde in der Vergangenheit im Feuchtwiesenschutzprogramm angewendet. In Zukunft wird er im Gewässerauenprogramm genutzt werden[18]. Zu Beginn des Verfahrens wird eine Arbeitsgruppe aus Vertretern des Ministe-

18 Mündliche Mitteilung von Herrn A. Hentschel, Landwirtschaftskammer Rheinland, Referat 36, vom 20. April 1998.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

riums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL), des Regierungspräsidenten (RP), der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/des Landesamtes für Agrarordnung (LÖBF/LAFAO), der Naturschutzverbände, des Rheinischen Landwirtschaftsverbandes (RLV) sowie der Landwirtschaftskammern (LK) gebildet (Übersicht 12) (Ebel, Hentschel 1987). Zu ihren Aufgaben gehört es, nach verschiedenen Gutachten aus den eigenen Reihen (ökologisches Gutachten durch die LÖBF/LAFAO, ökonomisches Betroffenheitsgutachten durch die Landwirtschaftskammer) einen Verordnungsentwurf für den Grundschutz in der Grundschutzzone sowie für darüber hinausgehende Vertragsangebote zu erarbeiten. Nach der Ausarbeitung dieser Vorschläge werden die betroffenen Landwirte im einzelnen gehört. Erst nachdem dies geschehen ist, wird abschließend das ordnungsbehördliche Verfahren nach Landschaftsgesetz (LG) eingeleitet (für den Grundschutz) und werden freiwillige Verträge mit den Landwirten abgeschlossen.

In jüngerer Zeit wird der Bestand dieses kooperativen Verfahrens in Nordrhein-Westfalen allerdings im Zuge von geplanten FFH-Schutzgebietsausweisungen von verschiedenen Institutionen angezweifelt (o.V. 1998d). Bisher werden bei solchen Gebietsausweisungen lediglich naturschutzfachliche Gesichtspunkte berücksichtigt. Die Beachtung ökonomischer und sozialer Einflußfaktoren unter Beteiligung der betroffenen Verbände und Kommunen wird im Rahmen einer „FFH-Verträglichkeitsprüfung" eingefordert (o.V. 1998d).

2.3. Resumee: Bewertung des deutschen Naturschutzrechts

Auf der Basis der Ausführungen zum deutschen Naturschutzrecht und mit Hilfe der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus lassen sich einige Kernaussagen formulieren. Zunächst ist festzustellen, daß sich das bundesdeutsche Normensystem für Naturschutz und Landschaftspflege durch einen hohen Zentralisierungsgrad auszeichnet (Zimmer 1994: 28). Insbesondere bei der *Zielfindung und Entscheidung* besitzt der Bund starke Kompetenzen. Spielräume für landes- oder regionalspezifische Lösungen wurden zwar vorgesehen und von den Bundesländern in unterschiedlicher Intensität genutzt, sind jedoch begrenzt. Potentiale für Dezentralisierungsmöglichkeiten existieren u.a. in Form stärkerer Beteiligung betroffener Gruppen[19]. Das Verbandsklagerecht als eine Partizipationsmöglichkeit ist bisher nicht in sämtlichen Bundesländern implementiert.

Während die Freiheitsgrade der Bundesländer bzgl. der Zielfindungs- und Entscheidungskompetenz begrenzt sind, liegen die *Durchführungs- und Finanzierungskompetenz* nahezu vollständig bei den Ländern bzw. bei den lokalen Gebietskörperschaften. Hier wird ein erhebliches Mißverhältnis zwischen Zielformulierung und Finanzierungsverantwortung deutlich. Zentrale Vorgaben lassen sich in einigen Teilbereichen zwar mit dem notwendigen Koordinierungsbedarf (Netzwerkeffekte, Verbund-

19 Schomerus (1987) diskutiert ausführlich verschiedene Beteiligungsformen, wie Ombudsmannmodelle und Bürgerklagen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

vorteile) und ggf. mit interregionalen externen Effekten rechtfertigen, bedürfen dann jedoch der Mitfinanzierung zentraler Institutionen.

Es wird daher empfohlen, die Kompetenzallokation der Naturschutz- und Landschaftspflegepolitik in den Bereichen lokaler oder regional begrenzter externer Effekte stärker zu dezentralisieren. Dies sollte verbunden werden mit der Ausweitung von Möglichkeiten der regionalen und lokalen Gebietskörperschaften, für Zwecke von Naturschutz und Landschaftspflege Gebühren und Abgaben zu erheben (Schomerus 1987: 227). Dem Prinzip der fiskalischen Äquivalenz kämen diese Lösungen entgegen.

Allerdings muß bezweifelt werden, daß lokale bzw. regionale Politiklösungen *grundsätzlich* positiver zu bewerten sind als zentrale Lösungen. Zentrale Naturschutzvorgaben sind mit der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus immer dann vereinbar, wenn grenzüberschreitende Wechselbeziehungen innerhalb von oder zwischen verschiedenen Populationen und auch zwischen verschiedenen Ökosystemen vorhanden sind und diese die Bedingungen externer Effekte erfüllen. Solche interregionalen, internationalen oder supranationalen „*Spillovers*" machen eine Koordination auf der entsprechenden institutionellen Ebene erforderlich. Als Beispiele für solche Effekte im Naturschutzbereich nennen Bader/May (1992: 31) wandernde Arten sowie populationsökologische und -genetische Aspekte. Ähnliches gilt für Biotope mit herausragender Bedeutung im nationalen oder europäischen Kontext (Wattenmeer, Alpen). Bezüglich der räumlichen Verteilung ist eine Schwerpunktbildung solcher Gebiete an der südlichen und westlichen Peripherie der EU festzustellen. Die Inhomogenität der physischen Verteilung im Raum sowie die Seltenheit solcher Gebiete verpflichten zu einem international abgestimmten Verhalten und einer finanziellen Unterstützung durch die EU in den Fällen, in denen ein gesamteuropäisches Interesse existiert. Partikuläre nationale Interessen sollten in solchen Fällen zurücktreten.

3. Agrarumweltprogramme nach VO (EWG) Nr. 2078/92

3.1. Einordnung in den Rechtsrahmen

Im folgenden wird von der Betrachtung des Naturschutzrechts im engeren Sinne, d.h. vom reinen Ordnungsrecht, abgerückt und eine bereits implementierte, „normersetzende" oder normergänzende Maßnahme der Agrarumweltpolitik analysiert (Gellermann, Middeke 1991). Die im Mai 1992 vom Ministerrat der EU im Rahmen einer Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik beschlossenen „*flankierenden Maßnahmen*"[20], insbesondere die Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 „zur Förderung umweltgerechter und den natürlichen Lebensraum schützender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren", hat Wirkungen auf sämtliche Umweltressourcen[21]. Landwirte, die

20 Hauptbestandteile dieser Reform waren drastische Preissenkungen, verbunden mit Ausgleichszahlungen und der quasi-obligatorischen Flächenstillegung (o.V. 1992); Zur Erläuterung der Basisregelungen der EU-Agrarreform vgl. z.B.: Henrichsmeyer et al. (1994: 207–210); Heissenhuber et al. (1994: 10–25).

21 Zur Einordnung und grundsätzlichen Beschreibung der Verordnung vgl. Geier et al. (1996).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sich an den auf der Grundlage dieser Verordnung formulierten Agrarumweltprogrammen beteiligen, erhalten überwiegend flächenbezogene Ausgleichszahlungen für definierte Leistungen. Die Maßnahme kann damit als Instrument der Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft eingeordnet werden.

Die verschiedenen Teilkompetenzen sind z.T. durch die EU-Verordnung vorgegeben, z.T. bestehen Handlungsspielräume für die Bundesländer oder Kommunen und Landkreise. In Deutschland wurde von dem Gestaltungsspielraum, den die Verordnung läßt, sowohl auf Bundes- als auch auf Landesebene erheblicher Gebrauch gemacht (Plankl 1996). Die Unterschiede beziehen sich im Bundesländervergleich vor allem auf die Art der geförderten betrieblichen Maßnahmen, die Fördervoraussetzungen, die Prämienhöhen, die finanzielle Ausstattung sowie die Möglichkeiten der Finanzmittelumschichtung bei unterschiedlicher Inanspruchnahme der Maßnahmen. Neben den unterschiedlichen naturräumlichen und agrarstrukturellen Bedingungen sind auch die jeweiligen politischen Ziele und Prioritäten sowie die finanzielle Lage ausschlaggebend für die z.T. starke Differenzierung.

Da es sich bei der Verordnung um eine Ratsverordnung handelt, wurde das übliche Verfahren zur *Zielfindung*, Textformulierung und Verabschiedung gewählt. Das bedeutet, die Verordnung wurde auf Vorschlag der Kommission sowie nach Stellungnahme des Europäischen Parlaments und des Wirtschafts- und Sozialausschusses beschlossen. Obwohl der Titel der Verordnung zunächst vermuten läßt, daß es sich um eine Maßnahme mit ausschließlich ökologischer Zielsetzung handelt, können aus den Zielstrukturen der Verordnung selbst und den Inhalten der verschiedenen, zumeist landesweit geltenden Agrarumweltprogramme in der Bundesrepublik auch nichtökologische Ziele abgeleitet werden.

Die Ziele des Rates der Europäischen Gemeinschaft sind dem Abschnitt Erwägungsgründe sowie Artikel 1 der Verordnung zu entnehmen. Neben der Absicherung der beschlossenen Änderungen bei der Marktorganisation (*Marktentlastung*, Abbau der Überschüsse) und einem Beitrag zur Verwirklichung der *Ziele der Agrar- und Umweltpolitik* wird auch die *Sicherung eines angemessenen Einkommens* für die Landwirte aufgelistet[22]. Da Extensivierungsmaßnahmen besonders für Grenzstandorte in Frage kommen, läßt sich indirekt ableiten, daß gleichzeitig auch *regionalpolitische Ziele* im Sinne einer flächendeckenden Landbewirtschaftung und zum Schutz der Kulturlandschaft verfolgt werden (Jungehülsing, Lotz 1994; Plankl 1994a: 30–34; Plankl 1994b). In diesem Sinne sieht die Verordnung ausdrücklich vor, daß neben dem Ausgleich von Einkommensverlusten durch Produktionsrückgang bzw. den Anstieg der Produktionskosten der Beitrag zur Verbesserung der Umwelt *zusätzlich* honoriert werden sollte. Es bleibt allerdings zumindest offen formuliert, ob es sich bei den zu zahlenden Förderprämien ausschließlich um „Ausgleichszahlungen" im wörtlichen Sinn zu handeln hat oder über die Ausgleichskomponente hinaus auch finanzielle Anreize im Sinne von Einkommenstransfers erlaubt sind (Lückemeyer 1993).

22 Zur einkommenspolitischen Motivierung einiger Programme oder Programmteile in verschiedenen Bundesländern vgl. z.B. Wilhelm (1995).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Im Verlauf der Verabschiedung einer entsprechenden Durchführungsverordnung, die 1996 erlassen wurde, verschoben sich die von der EU ursprünglich gesetzten Zielgewichte. Danach werden Extensivierungsprogramme i.d.R. nur dann gefördert, wenn „eine wesentliche Reduzierung des Einsatzes ertragssteigernder Produktionsmittel" (Europäische Kommission 1996) gewährleistet wird. Um nicht als Einkommenstransfermaßnahme mißbraucht zu werden, darf die Anreizkomponente 20 vH der Einkommenseinbußen nicht übersteigen. Damit tritt das Umweltziel deutlicher in den Vordergrund, während vor allem das Einkommenssicherungsziel an Bedeutung verliert.

Die *EU* verzichtete auf eine einheitliche Regelung der flankierenden Maßnahmen. Sie beschränkte sich auf die *Festlegung eines Rahmens* hinsichtlich der Kategorien förderungsberechtigter Aktivitäten und der Höhe der erstattungsfähigen Förderbeträge (Wissenschaftlicher Beirat beim BML 1992: 30). Auf dieser Grundlage obliegen die konkrete Ausgestaltung und Umsetzung von Programmen im Rahmen der flankierenden Maßnahmen den Mitgliedstaaten. Diese dezentralen Freiheitsgrade bei der Umsetzung werden von der EU betont, um die Berücksichtigung unterschiedlicher naturräumlicher Bedingungen möglich zu machen (Ahner 1996). Die Formulierung und Durchführung der Programme verbleibe primär in der Hand der Mitgliedstaaten und Regionen, da dort das notwendige dezentrale Wissen und die notwendigen Verwaltungsressourcen vorhanden seien (Priebe 1996). Allerdings bekommen die Agrarumweltprogramme eine zumindest teilweise zentrale Note, da sie aus wettbewerbsrechtlichen Gründen vor ihrer Umsetzung bei der EU notifiziert und genehmigt werden müssen. Anpassungsmöglichkeiten der Honorierungskonzepte durch sich verändernde Rahmenbedingungen oder politische Prioritäten sind z.T. vorgesehen, z.T. nur über erheblichen legislativen Aufwand bzw. im Rahmen von suprastaatlichen Abstimmungsprozessen möglich.

Agrarumweltprogramme werden den Landwirten inzwischen in sämtlichen Mitgliedstaaten der EU angeboten. Gemessen am Anteil der geförderten an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche nimmt die Bundesrepublik im europäischen Vergleich den vierten Platz hinter Österreich, Finnland und Schweden ein (Tabelle 1). Vor dem Hintergrund großflächiger „Grundförderung" in Bayern und Sachsen mit geringen positiven ökologischen Wirkungen ist diese herausgehobene Stellung Deutschlands jedoch zu relativieren. Außerdem können kleinflächige Agrarumweltmaßnahmen erhebliche positive Umwelteffekte haben, so daß die geförderte Fläche als Bewertungskriterium für den Erfolg der Verordnung nur begrenzt geeignet ist.

Im Rahmen der aktuellen Überlegungen der Europäischen Kommission zur Reform der EU-Agrarpolitik (Agenda 2000) ist geplant, die Agrarumweltmaßnahmen finanziell besser auszustatten (o.V. 1998c; Europäische Kommission 1997a: 35). Den Forderungen nach standortangepaßten Lösungen kommt die Kommission nach, indem sie beabsichtigt, die Mitgliedstaaten dazu zu verpflichten, „in Abhängigkeit von den regionalen und örtlichen Gegebenheiten und den jeweiligen Produktionsstrukturen Umweltnormen zu definieren". Formal ist vorgesehen, die Maßnahmen der Verordnung in Zukunft in die neu zu formulierende Strukturverordnung zu integrieren.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 1

Geförderte Flächen im Rahmen von Agrarumweltprogrammen in der EU

1995

Mitgliedstaat	Landwirtschaftlich genutzte Fläche	geförderte Fläche	
	in ha		in vH der LF
Belgien	1 363 000	3 203	0,2
Dänemark	2 712 000	64 749	2,4
Deutschland	17 307 727	4 956 851	28,6
Griechenland	5 163 000	–	–
Spanien	28 929 000	124 218	0,4
Frankreich	30 343 000	5 065 205	16,7
Irland	4 407 000	198 377	4,5
Italien	16 743 000	696 096	4,2
Luxemburg	127 000	–	–
Niederlande	1 963 000	19 495	1,0
Österreich	3 479 000	3 479 000	100,0
Portugal	3 990 000	483 533	12,1
Finnland	2 522 000	1 870 693	74,2
Schweden	3 438 000	1 067 000[a]	31,0[a]
Großbritannien	15 889 000	1 233 021	7,8
EU (15)	138 375 727	19 261 441	12,9

Nach o.V. (1996g). – [a]Nach Deblitz et al. (1998: 55–73).

RWI ESSEN

3.2. Umsetzung in Deutschland

3.2.1. Zielfindung, Entscheidung und Administration

In *Deutschland* wird die Ausgestaltung der flankierenden Maßnahmen von der Bundesregierung in Zusammenarbeit mit den Bundesländern vorgenommen (BML 1995b: 31; o.V. 1993b: 20). Dabei wird ein Teil der Umweltprogramme bundesweit über die *„Gemeinschaftsaufgabe Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes"* (GAK) gefördert. Über den Inhalt und damit die Ziele der Fördergrundsätze des Rahmenplans der GAK wird jährlich im „Planungsausschuß für Agrarstruktur und Küstenschutz" (PLANAK) entschieden (Lins 1996), in dem die Bundesländer unter Vorsitz des Bundes vertreten sind. Zur Durchführung dieses Rahmenplans werden von den Bundesländern konkrete Durchführungsbestimmungen bzw. Richtlinien erlassen.

Ziel der Förderprogramme, die über die GAK finanziert werden, ist die Honorierung der Einführung oder Beibehaltung von Verfahren der landwirtschaftlichen Produktion, die mit den Belangen des Schutzes der Umwelt und der Erhaltung des natürlichen Lebensraums in Einklang stehen und zum Gleichgewicht auf den Märkten beitragen

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

– also extensiver Bewirtschaftungsweisen (BML 1993b). In der Unterrichtung durch die Bundesregierung zum Rahmenplan für den Zeitraum 1994 bis 1997 heißt es ausdrücklich, daß die eingeleiteten Maßnahmen „insbesondere dem Bodenschutz und dem Schutz der Gewässer vor Eintrag von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln dienen" (BML 1994: 126) sollen. Eine räumliche Schwerpunktbildung der Förderung wird zwar vom Gesetz über die „Gemeinschaftsaufgabe Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" (§ 2 GAK-Gesetz) verlangt, wurde bisher jedoch nicht umgesetzt. Eine räumliche Differenzierung ihrer Prämienhöhen findet lediglich auf der Ebene der Bundesländer statt.

Gefördert werden im Rahmen der GAK Verfahren im *Ackerbau*, bei *Dauerkulturen* und beim *Grünland* sowie *ökologische Produktionsweisen* zur nachhaltigen Verbesserung der natürlichen und wirtschaftlichen Produktionsbedingungen (BML 1994: 10). Die Einführung oder Beibehaltung *ökologischer Anbauverfahren* im gesamten Betrieb wird für die Dauer von fünf Jahren gefördert. Die Definition ökologischer Anbauverfahren erfolgt im wesentlichen durch die „Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel".

Neben diesen Maßnahmen, die im Rahmen der GAK als Basisprogramme konzipiert wurden, bieten die *Bundesländer* zur Umsetzung der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 ohne finanzielle Beteiligung des Bundes länder- oder gebietsspezifische Förderprogramme an. Hierzu gehören beispielsweise die Acker- und Uferrandstreifen- oder Feuchtwiesenschutzprogramme sowie das Mittelgebirgsprogramm in Nordrhein-Westfalen und die Förderung der zwanzigjährigen Stillegung von Ackerflächen. In den meisten Bundesländern fand eine Bündelung der Fördermaßnahmen nach GAK sowie der länder- und gebietsspezifischen Programmteile in Form von Gesamtprogrammen statt (MEKA, KULAP usw.)[23]. Einige Bundesländer entschieden sich für den Verzicht auf die GAK-Förderung, sie gestalteten ihre Programme individuell.

Bei der Analyse einzelner Agrarumweltprogramme in Deutschland wird deutlich, daß sich die Bundesländer nicht auf das Umweltziel konzentrieren, sondern tatsächlich das mehrdimensionale Zielbündel repräsentieren, welches die Ratsverordnung von 1992 zuläßt. Vereinzelt liegt die Schlußfolgerung nahe, daß gemessen an den zu erwartenden ökologischen Wirkungen Einkommensziele im Vordergrund stehen (Wilhelm 1995: 497–499).

Da die regionale Verteilung der Inanspruchnahme und damit der Zielerfüllungsgrad raumwirksamer Umweltziele entscheidend für den ökologischen Erfolg sein kann, ist die Bewertung bzw. Akzeptanz einzelner Maßnahmen durch die Landwirte besonders relevant. Denn in Gebieten, die wegen ihrer Ausstattung mit ökologisch besonders wertvollen Biotopen inklusive des biotischen und ästhetischen Potentials als besonders schützenswert gelten, ist die Umsetzung einzelner Fördermaßnahmen oft

23 MEKA: Marktentlastung- und Kulturlandschaftsausgleich (Baden-Württemberg); KULAP: Kulturlandschaftsprogramm (Bayern, Nordrhein-Westfalen, Saarland, Brandenburg).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

besonders erwünscht. Darüber hinaus kann es in bestimmten Fällen im Rahmen des ökologischen Zielsystems erforderlich sein, gerade Gebiete für eine Programmteilnahme zu gewinnen, die zu den intensiv geführten Standorten gehören. Denn Programmflächen in diesen Regionen sind oft besonders geeignet bzw. erforderlich, um „Trittsteine" zu gewinnen, ohne die eine Vernetzung einzelner Biotopelemente nicht funktioniert.

Die Akzeptanzbewertung bzw. Teilnahmebereitschaft durch die Landwirte ist eine Funktion, die von Parametern wie der Höhe der Honorierungszahlungen, der Ausgestaltung der Fördervoraussetzungen, den gegebenenfalls zu erwartenden Ertragsverlusten bzw. dem ökonomischen und außerökonomischen Zielsystem des einzelnen Landwirts abhängt.

Die Hauptadressaten der Agrarumweltprogramme sind landwirtschaftliche Betriebsleiter, die freiwillig an den Fördermaßnahmen teilnehmen können, indem sie Teile ihres Betriebes oder den Gesamtbetrieb zur Förderung anmelden. Es besteht lediglich die Wahl zwischen den Alternativen Teilnahme an einzelnen Maßnahmen oder Nichtteilnahme. Landwirte haben weder Einfluß auf die Ausgestaltung der Fördervoraussetzungen bzw. der Restriktionen noch auf die entsprechende Förderhöhe. Individuelle Prämien können ebensowenig ausgehandelt werden wie an spezifische Umweltverhältnisse angepaßte Restriktionen.

Der wissenschaftliche Beirat beim BML (1996: 20) kritisiert, daß die geltenden Agrarumweltprogramme überwiegend von den Länderbehörden und nur z.T. mit Beteiligung regionaler und lokaler Institutionen formuliert worden sind. Das Prinzip der dezentralen Entscheidungsfindung im besonders geeigneten Bereich des Arten-, Biotop- und Landschaftsschutzes werde damit nur unzureichend berücksichtigt. Demgegenüber interpretiert Benninger (1996) die zunehmende Anzahl von Programmen, die auf der Ebene von Gemeinden, Kommunen und Regionen ausgeschrieben werden, als Zeichen für die sehr weitgehende Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten.

In Österreich wurde mit dem *Österreichischen Programm zur Förderung einer umweltgerechten und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL)* eine andere Variante bei der Umsetzung der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 gewählt. Hier können sich teilnahmewillige Landwirte nicht nur für verschiedene Maßnahmetypen entscheiden, sondern je nach betrieblichen Bedingungen auch den Verzicht auf ertragsteigernde Inputs in z.T. sehr kleinen Stufen variieren. Von der individuellen Anpassungsreaktion hängt dann die Gutschrift von Ökopunkten und damit die Höhe der Honorierung ab. Die Entscheidungsträger auf dezentraler Ebene besitzen mit dieser Form der Ausgestaltung wesentlich mehr Freiheitsgrade oder Entscheidungsspielräume, allerdings auf Kosten der Administrierbarkeit, insbesondere der Kontrollierbarkeit.

Ergebnisse einer Befragung zum *MEKA* ergaben, daß sich mehr als die Hälfte der befragten Landwirte bereiterklären würde, in einer örtlichen Arbeitsgruppe mitzuarbeiten, die Maßnahmen aus dem Umwelt- und Naturschutzbereich gemeinsam

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

entwickelt (Baudoux et al. 1997). Diese Zustimmung war unabhängig vom Standort, der Betriebs- bzw. Erwerbsform und der bisherigen Teilnahme am Umweltprogramm. Bei denjenigen Landwirten, die sich gegen eine solche Mitarbeit aussprachen, überwog das Argument Zeitmangel. Schlechte Erfahrungen mit Umweltschutzorganisationen oder grundsätzliche Ablehnung waren unbedeutend bzw. nicht vorhanden. Dieses Ergebnis zeigt, daß Landwirte durchaus bereit sind, sich an dezentralen *Zielfindungsverfahren* zu beteiligen. Die Implementation eines räumlich differenzierten Zielfindungsverfahrens unter Beteiligung der Betroffenen, von dem ein hoher Konsens- und damit auch Akzeptanzgrad zu erwarten ist, sollte daher erwogen werden.

Neben den inhaltlichen Fördervoraussetzungen ist auch die Festlegung der Zahlungsmodalitäten einschließlich der Förderhöhe zu den wesentlichen Zielfindungs- und Entscheidungskompetenzen bei Maßnahmen der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 zu zählen. Die Prämienhöhen für gleich- oder ähnlichlautende Programmteile unterscheiden sich im Bundesländervergleich z.T. erheblich. Auch sind deutliche Unterschiede bezüglich der Ausschöpfung der GAK-Fördergrenzen innerhalb einzelner Bundesländer augenfällig. Die Differenzen in den Prämienhöhen sind nicht nachvollziehbar, ihre Berechnung wird nicht transparent (Plankl 1998). Weder auf der Grundlage der Datensammlungen des Kuratoriums für Technik, Bauwesen und Landwirtschaft (KTBL), das für einzelne Regionen innerhalb Deutschlands Standard-Deckungsbeiträge ausweist, noch auf der Grundlage anderer amtlicher Statistiken, z.B. der Ausweisung des BML bezüglich der Durchschnittsgewinne verschiedener Betriebsformen in einzelnen Bundesländern oder der Standardbetriebseinkommen (BML 1998), lassen sich die geltenden Staffelungen der Prämien nachvollziehen. In einzelnen Fällen erhalten Landwirte, die sich für die Beibehaltung des Organischen Landbaus entscheiden, in benachbarten Bundesländern deutlich unterschiedliche Prämien. Während etwa in Rheinland-Pfalz 450 bis 500 DM/ha gezahlt werden, erhalten Landwirte in Baden-Württemberg lediglich 260 DM/ha (Karte 1). Prämiendifferenzen in diesem Umfang sind mit allgemein anerkannten gesellschaftlichen und wirtschaftspolitischen Zielen wie einer anzustrebenden Verteilungsgerechtigkeit bzw. dem Gleichheitsgrundsatz nicht vereinbar und lassen sich auch mit unterschiedlichen Präferenzen der jeweiligen Bevölkerung nur schwer rechtfertigen. Sie können daher zu erheblichen Irritationen bei den Betroffenen führen, mit der Konsequenz hoher Konsensfindungskosten oder mangelnder Teilnahmebereitschaft.

Karl (1994a) fordert daher, auf die Transparenz der Honorierungssysteme Wert zu legen, die die Landwirtschaft zur Produktion öffentlicher Güter veranlassen. Die Zahlungsmodalitäten sind so zu gestalten, daß die Umweltqualitätsverbesserung entsprechend der Produktion öffentlicher Güter honoriert wird. Bezüglich der Berechnungsverfahren existiert bisher weder eine *Koordination* auf europäischer noch auf Bundesebene. Einheitliche Berechnungs*verfahren* zur „Honorierung ökologischer Leistungen" sind nicht vorhanden (Dachverband Agrarforschung 1995). Bei der Ausgestaltung der Umweltprogramme fand bis auf wenige Ausnahmen auch zwischen den Bundesländern keine Abstimmung statt.

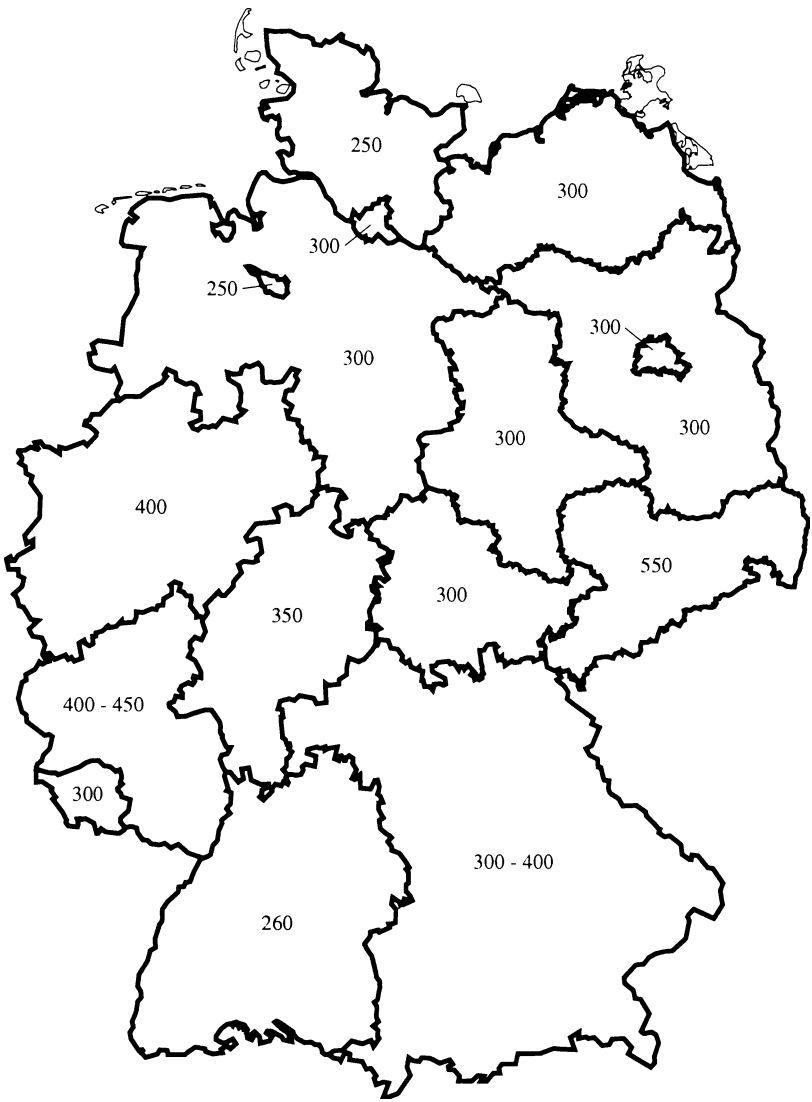
Da sich die durch Nutzungsänderung hervorgerufenen Einkommenseinbußen sowohl innerhalb eines Betriebes auf unterschiedlichen Flurstücken, zwischen einzel-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 1

Prämien[1] zur Förderung des Organischen Landbaus auf Ackerland

in DM / ha



Nach Deblitz, Plankl (1998). – [1]Prämien für die Einführung der entsprechenden Produktionsweise.

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

nen Betrieben und auch zwischen verschiedenen Regionen beträchtlich unterscheiden können (Reiter 1994), ist zu erwägen, die Prämien zumindest vor dem Hintergrund der regionalen Standortbedingungen zu differenzieren (Henrichsmeyer, Karl 1995). Demgegenüber können die überwiegend hektarbezogenen Festbetragszahlungen der Länder-Umweltprogramme, die nicht an Parameter wie Ertrag oder Standort gebunden sind, zu Mitnahmeeffekten bzw. eingeschränkter Teilname in bisher intensiv bewirtschafteten Regionen führen. Allerdings ist zu beachten, daß eine individuelle Opportunitätskosten berücksichtigende Prämiendifferenzierung erhöhte bzw. prohibitiv hohe Administrationskosten nach sich zieht.

Der Versuch, für jeden Betrieb eine individuelle Vertragslösung zu realisieren, die seinen tatsächlichen Grenzkosten entspräche, ruft hohe Administrations- und Kontrollkosten hervor und ist wegen der Notwendigkeit intensiver Kontrollmaßnahmen gesellschaftspolitisch nicht konsensfähig (Reiter 1994). Aus Effizienzüberlegungen ist es daher sinnvoll, eine Abwägung zwischen der Treffsicherheit individueller Maßnahmen und dem für eine Einzelfallbetrachtung notwendigen hohen Berechnungs-, Verwaltungs- und Kontrollaufwand vorzunehmen.

Da wegen der Intransparenz der bisherigen *Berechnungsgrundlagen* wichtige Parameter (Administrations-, Kontroll-, Konsensfindungs- und Opportunitätskosten, Höhe der Mitnahmeeffekte) nicht oder nur sehr grob quantifizierbar sind (Reiter 1994), ist zumindest auf eine Vereinheitlichung der bei EU, Bund und Ländern zugrundeliegenden Berechnungs*verfahren*, z.B. in Form einer Rahmenrichtlinie, hinzuwirken. Unterschiedliche Prämienhöhen für ähnlich- oder gleichlautende Fördervoraussetzungen bleiben dann nach wie vor möglich und können in Abhängigkeit der individuellen Gewichtung einzelner Teilziele bei Berücksichtigung regional differierender Präferenzen auch sinnvoll sein, werden jedoch transparent und können so ggf. die Gesamtakzeptanz der Maßnahme erhöhen.

Die Art der *administrativen Implementierung* ist für den Grad an räumlicher Flexibilität einer Maßnahme relevant. Grundsätzlich ist es möglich, Maßnahmen wie die Agrarumweltprogramme nach Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 auf zentraler Ebene durch die Institutionen des Bundes zu administrieren oder die Durchführung an die Länder, Kreise und Gemeinden zu delegieren. Neben der räumlichen Abgrenzung auf der Basis von Verwaltungsräumen können an naturräumlichen oder regionalplanerischen Kriterien orientierte Lösungen für komplette Gebietskulissen verschiedener Größe und auch für Sonderstandorte gewählt werden. Wegen des lokalen Charakters verschiedener Schwerpunkte der EU-Verordnung, insbesondere der Naturschutzanforderungen, ist es unabdingbar, zumindest die Programmteile, die primär auf den gebietsbezogenen biotischen Ressourcenschutz abzielen, dezentral zuzuschneiden. Pauschale Bewirtschaftungsprämien, die den Administrations- und Kontrollaufwand vermindern würden, sind daher in diesen Bereichen ebenso ungeeignet wie pauschal gewährte Stillegungsprämien.

In Deutschland wurden zur Umsetzung der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 die *Verwaltungsräume* der Kommunen, Kreise und Länder gewählt. Diese Orientierung an Verwaltungsgrenzen erleichtert zwar die Administrierbarkeit der Förderprogram-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

me bzw. macht sie überhaupt möglich, zieht jedoch bei bestimmten Programmteilen aufgrund sich überschneidender Grenzen von Natur- und Verwaltungsräumen den erheblichen Nachteil der Notwendigkeit einer grenzüberschreitenden Koordination nach sich. Die Koordination, die insbesondere bei Problemen des abiotischen Ressourcenschutzes oft von besonderer Bedeutung ist, etwa beim Schutz großer Fließ- oder Stehgewässer vor Eutrophierung, wird erschwert.

In Deutschland wird die EU-Verordnung in der üblichen föderalen Weise umgesetzt. *Primäre Umsetzungseinheit* sind die *Bundesländer*, in deren Verantwortung nicht nur die Konzipierung, sondern auch die Administration der Agrarumweltprogramme liegt. Nach der Formulierung durch die Bundesländer müssen die Förderprogramme von der EU zentral genehmigt werden, bevor sie den Landwirten angeboten werden dürfen. Die Bundesregierung ist durch die Mitfinanzierung und Formulierung der Fördergrundsätze über die GAK zwischengeschaltet. Zum Teil werden, wie in Baden-Württemberg oder Nordrhein-Westfalen, auch die Kreise bzw. Kommunen am Umsetzungsprozeß beteiligt. Einer dezentralen Strategie umweltpolitischer Maßnahmen kommt diese Verwaltungspraxis am nächsten. Da die Umsetzung dieser kleinräumig geltenden Programme in die Verantwortung der Kreise und Kommunen fällt, eine Koordination mit der Administration der Landesprogramme jedoch kaum vorhanden ist, lassen sich Effizienzverluste durch Parallelförderung aber nicht vermeiden. So berichten Zeddies/Doluschitz (1996: 11), daß Doppelförderungen für die Kommunen in Baden-Württemberg nur schwer zu kontrollieren sind.

Als *technologische Ansatzstelle* der Länder-Umweltprogramme wurde primär das Produktionsverfahren vorgesehen. Die aktuellen Agrarumweltprogramme in Deutschland werden daher auch als handlungsorientierte Konzepte bezeichnet. Sämtliche Fördervoraussetzungen, die als förderungswürdige Produktionsauflagen zu verstehen sind, können in diesen Bereich eingeordnet werden. Bei diesen Konzepten werden bestimmte landwirtschaftliche Praktiken mit der Erbringung ökologischer Leistungen gleichgesetzt. Sowohl die Bemessung der Honorierungshöhe als auch die Kontrolle der Einhaltung geförderter Maßnahmen ist mit vergleichsweise geringem Aufwand möglich, allerdings auf Kosten der Zielgenauigkeit. Denn methodenbedingt können auch bei der Anwendung bestimmter geförderter landwirtschaftlicher Praktiken die erwünschten positiven Umwelteffekte ausbleiben oder aufgrund von Zielkonflikten einzelner Programmteile sogar negative externe Effekte auftreten (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1994: Tz 941). Es wird außerdem kritisiert, daß die unternehmerische Kreativität und Handlungsfreiheit durch die handlungsorientierten Honorierungsansätze gehemmt werden (Berg et al. 1993; Streit et al. 1989: 65–66).

Je nach geförderter Maßnahme wurden verschieden dimensionierte *Regelungsräume* gewählt. Sowohl kleinräumige Fördermaßnahmen wurden vorgesehen (Ackerrandstreifenprogramme) als auch Betriebszweige (Förderung des Verzichts auf ertragsteigernde Betriebsmittel im Ackerbau oder in Dauerkulturen) und ganze Betriebe betreffende (Förderung ökologischer Anbauverfahren).

Im Gegensatz zu Deutschland wählten andere Mitgliedstaaten wie Österreich bei der Umsetzung der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 einen stärker *ergebnisorientierten*

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Ansatz, bei dem der meßbare Output an ökologischen Leistungen honoriert wird. Diese Konzepte verbinden die Vorteile, daß die unternehmerische Handlungsfreiheit nicht gehemmt wird und eine Honorierung exakt und zielgenau entsprechend der Erbringung gewünschter Umwelteffekte erfolgt, mit dem Nachteil hohen administrativen Aufwands. Streit et al. (1989: 49, 65) befürworten solche ergebnisorientierten Bewertungsmaßstäbe, insbesondere da dem einzelnen Landwirt freie Wahl gelassen wird, welche Mittel er zur Erreichung der gesetzten Ziele einsetzt. Die Zielerreichung sei effizienter zu gewährleisten als bei zentraler Vorgabe einzuleitender Maßnahmen, da nur so die Landwirte ihren Informationsvorsprung bezüglich ihres Standortes und dessen Ansprüchen nutzen können. Durch diese Maßnahmenvariante können dynamische Anreizwirkungen entfaltet und dezentral vorliegendes know how eingesetzt werden, um die Effizienz der Maßnahmen zu steigern.

Die *administrativ-rechtliche Praktikabilität* solcher ergebnisorientierter Maßnahmen ist gering, da es bisher kaum Ansätze zur Erfassung, Bewertung und Monetarisierung der gewünschten externen Effekte gibt. Darüber hinaus sind bisher keine Instrumente bekannt, die eine Honorierung in der erforderlichen regionalen Differenzierung ermöglichen. Auch die große Vielfalt der Programme trägt dazu bei, daß Verwaltungs- und Kontrollprobleme entstehen (Wissenschaftlicher Beirat beim BML 1996: 19). Vereinzelte Hinweise verschiedener administrativer Ebenen bestätigen die Vermutung, daß der *Verwaltungsaufwand* nach der EU-Agrarreform, insbesondere auch durch die flankierenden Maßnahmen, erheblich angestiegen ist und von den zuständigen Verwaltungseinheiten nur mit erheblichem Zusatzaufwand bewältigt werden kann (Pahmeyer 1994). Auch die Europäische Kommission weist darauf hin, daß durch die Regionalisierung der Umweltprogramme ein erhebliches Verwaltungsproblem entsteht; einen Hauptgrund machen die EU-weit bis Mitte 1996 ca. 160 genehmigten Programme aus, die beim Notifizierungsvorgang vollständig geprüft werden müssen (o.V. 1996a).

Mit der Wahl des beschriebenen *Adressatenkreises* (Landwirte) wurde die Zielgenauigkeit der Maßnahmen erhöht, da man direkt an der Quelle der Umweltbelastungen (bzw. in Zukunft befürchteter eingeschränkter positiver Umweltleistungen, z.B. in Form von Landschaftserhalt) ansetzte. Aufgrund ihrer im Vergleich zu zentralen Lösungen hohen Zielgenauigkeit verursachen diese Maßnahmen zwar geringe Opportunitäts-, jedoch erhöhte Administrations- und Kontrollkosten, da individuelle Verträge abgeschlossen und auch kontrolliert werden müssen.

Im Rahmen der beschriebenen Agrarumweltprogramme findet eine breite Palette von *Indikatoren* Verwendung, auf deren Grundlage eine Förderung der erbrachten Leistungen stattfindet:

- exakte naturwissenschaftliche Maßeinheiten (GVE/ha, kg N/ha),
- Vorhandensein bestimmter Bewirtschaftungsformen oder Tierrassen (integriert, ökologisch: ja/nein),
- Anwendung ertragsteigernder Betriebsmittel wie chemisch-synthetischer Dünge- und/oder Pflanzenschutzmittel (ja/nein).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Einen weiteren wichtigen formalen und damit verwaltungsrelevanten Aspekt bei Agrarumweltprogrammen macht die Ausgestaltung der *Kontrollmechanismen* aus (Lettmann 1995). Die Kontrolle der teilnehmenden Landwirte zur Vermeidung ungerechtfertigter Prämienzahlungen erfolgt inzwischen in der Mehrzahl der Bundesländer auf der Basis der 1992 erlassenen „Verordnung zur Einführung eines integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems für bestimmte gemeinschaftliche Beihilferegelungen" (*INVEKOS*) (Böttcher 1998; Rat der Europäischen Gemeinschaften 1992d). Die dieser Bestimmung zugrundeliegende Verordnung dient der Kontrolle sämtlicher Beihilferegelungen der EU-Agrarreform von 1992.

Im Mittelpunkt der Verordnung steht die Konstituierung einer elektronischen Datenbank auf einzelstaatlicher Ebene, die für jeden Beihilfeantrag sämtliche Daten des Antragstellers und seiner betrieblichen Verhältnisse erfaßt (Beihilfeantrag: „Flächen" und „Tiere"). Die Registrierung wird bis auf die Ebene einzelner landwirtschaftlicher Parzellen vollzogen, die mit Kennummern versehen werden. Auch landwirtschaftliche Nutztiere, für die Beihilfen beantragt werden, sind so zu kennzeichnen, daß problemlos ihr Herkunftsbetrieb feststellbar ist. Die Verordnung läßt ausdrücklich zu, zur Überprüfung der Angaben auf die Methoden der Fernerkundung (Luftaufnahmen oder Satellitenüberwachung) zurückzugreifen. Außer Luxemburg und Österreich machen inzwischen sämtliche Mitgliedstaaten von dieser Möglichkeit Gebrauch (Europäische Kommission 1997b). Die Kontrollen mit Hilfe der Fernerkundung wurden von der EU mit zusätzlichen Anreizen versehen; bis 1994 erfolgte eine vollständige Finanzierung der Ausgaben der Mitgliedstaaten, bis einschließlich 1998 waren es immerhin noch 50 vH.

Unter den Anwendungsbereich des INVEKOS fallen neben den Agrarumweltmaßnahmen:

- im pflanzlichen Bereich sämtliche Stützungsregelungen bestimmter Kulturpflanzen,
- im tierischen Bereich die Prämienregelungen bei Rindfleisch, Schaf- und Ziegenfleisch sowie
- Sondermaßnahmen in Berggebieten und benachteiligten Gebieten.

Daneben ist vorgesehen, das System so auszugestalten, daß der Anwendungsbereich auf weitere gemeinschaftliche Beihilferegelungen ausgedehnt wird (Rat der Europäischen Gemeinschaften 1992d). Ziel ist die Anpassung der Kontrollmechanismen an die veränderten Bedingungen aufgrund der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik von 1992 mit überwiegend direkten (flächenbezogenen) Einkommensbeihilfen. Eine Effizienzsteigerung der Agrarreformmaßnahmen wird als Ziel ausdrücklich genannt. Die Einzelkomponenten der anvisierten Effizienzsteigerungen durch INVEKOS sind:

- Vermeidung von Doppelkontrollen,
- Verstärkung der Kontrollen ohne Mehraufwand.

Die Kommission weist darauf hin, daß aufgrund der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik zu erwarten ist, daß sich zwar das Volumen einzelner Unregelmäßigkei-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ten vermindert, daß aufgrund der neuerdings überwiegend direkten Transfers jedoch die Anzahl der Antragsteller und damit auch potentieller Verstöße ansteigt (Agrarbündnis 1994). Das „Flaschenhalsprinzip" gebündelter Überwachung, etwa auf der Stufe der Verarbeiter landwirtschaftlicher Rohprodukte (wie Molkereien), das durch seine vergleichsweise hohe administrative Praktikabilität Vorteile mit sich brachte, läßt sich nun nur noch eingeschränkt anwenden.

Mit den Durchführungsbestimmungen zur INVEKOS-Verordnung nahm die Kommission Ende 1992 eine weitere Konkretisierung der Bestimmungen vor (Europäische Kommission 1992b). Diese fixieren u.a., daß die Sanktionen gestaffelt nach der Schwere der Unregelmäßigkeiten vorzunehmen sind und maximal einen Ausschluß des Betriebsinhabers für das betreffende und das folgende Jahr bedeuten dürfen. Auch Bagatellgrenzen, deren Höhe die Mitgliedstaaten bestimmen, können vorgesehen werden. Zur Kontrolle landwirtschaftlicher Betriebe ist eine „signifikante Stichprobe der Anträge" auszuwählen. Dies bedeutet laut Durchführungsverordnung 10 vH der Beihilfeanträge „Tiere", 5 vH der Beihilfeanträge „Flächen" und eine Steigerung dieser Kontrolldichte bei aufgedeckten Unregelmäßigkeiten in den betreffenden Gebieten.

Interessant für eine Effizienzbetrachtung der Kontrollmaßnahmen ist insbesondere eine der Kontrolle vorgeschaltete „*Risikoanalyse*" der umsetzenden Behörden, die u.a. nach folgenden Parametern vorgenommen wird:

- Beihilfebeträge,
- Zahl der Parzellen, Größe der beantragten Flächen und Zahl der Tiere,
- Entwicklung gegenüber dem Vorjahr,
- Kontrollergebnisse der Vorjahre.

Ergibt sich aufgrund dieser Risikoanalyse ein Verdachtsmoment, werden die Kontrollen intensiviert und damit die Verwaltungseffizienz erhöht, da die Wahrscheinlichkeit steigt, Verstöße aufzudecken.

Unabhängig von der Anwendung des INVEKOS existieren in den Bundesländern unterschiedliche Kontroll- und Verwaltungsvorschriften (o.V. 1993a). In der entsprechenden Regelung des rheinland-pfälzischen Ministeriums für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten und des Ministeriums für Umwelt heißt es, daß sich die Zuwendungsempfänger zu verpflichten haben, neben Kontrollen stichprobenartige Ertragsmessungen zu dulden (o.V. 1993a).

Dabbert/Braun (1993) kommen bezüglich der Einhaltung der Produktionsauflagen im Rahmen des Extensivierungsprogramms, einem Vorläufer der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92, zu dem Ergebnis, daß Ineffizienzen durch unzureichende Kontrollmechanismen entstehen. Insbesondere die Kontrolle der Extensivierungsbetriebe ohne Mitgliedschaft in einem anerkannten Verband des Organischen Landbaus sei unzureichend geregelt. Es sei mit erheblichen *Mitnahmeeffekten* zu rechnen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Reiter (1994) stellt diese Mitnahmeeffekte, definiert als finanzielle Übertragungen an Landwirte ohne entsprechende Gegenleistung, auch beim baden-württembergischen MEKA fest – einem der Agrarumweltprogramme mit den längsten Implementationserfahrungen. Hier ist allerdings deutlich zu unterscheiden zwischen solchen Effekten, die wie die Einkommenssicherung oder andere Ziele politisch gewollt sind, sowie nicht beabsichtigten effizienzmindernden Vertragsverstößen (z.B. Doppelförderung). Allerdings stehen auch gewollte Mitnahmeeffekte, die nicht auf Vertragsverstößen beruhen müssen, im Konflikt zu verteilungspolitischen Grundsätzen und sind dementsprechend zu vermeiden, wenn sie nicht explizit an weitere Ziele gebunden sind.

Der Bereich der vertraglichen Vereinbarungen mit primärer Zielrichtung auf den biotischen Ressourcenschutz, zu dem große Teile der Förderprogramme der flankierenden Maßnahmen zählen, scheint u.a. wegen seiner zahlreichen Einzelregelungen besonders anfällig für Vertragsverstöße zu sein. Die Ermittlung sämtlicher Bestimmungsgrößen für Vertragsbrüche dieser Art sowie deren Quantifizierung sind jedoch wegen Informationsasymmetrien nahezu unmöglich. Hanf (1993) weist auf eine Untersuchung im Auftrag des schleswig-holsteinischen Umweltministers aus dem Jahre 1991 hin, die zu dem Ergebnis kommt, daß sich 30 vH der teilnehmenden Landwirte nicht an die Vertragsregeln halten. Allerdings sei davon auszugehen, daß die Vertragsnehmer im überwiegenden Teil lediglich gegen einzelne Passagen des Vertrags verstoßen und i.d.R. nicht immer den ganzen Vertrag negieren. Außerdem sei nur ein Teil der Vertragsnehmer potentiell bereit, den Vertrag zu brechen.

Die Art der *Sanktionsmaßnahmen bei Programmverstößen* variiert sehr stark. In manchen Bundesländern liegen detaillierte Verwaltungsvorschriften vor, die regeln, in welchen Fällen und in welchem Umfang Sanktionsmaßnahmen einzuleiten sind. Allerdings lassen auch diese vergleichsweise exakten Regelungen einen gewissen Ermessensspielraum zu. Während einige Bundesländer lediglich den Ausschluß vom Programm vorsehen, ist z.T. auch die Möglichkeit der Rückzahlungsverpflichtung ausgezahlter Förderprämien vorgesehen.

Mit Sanktionen, z.B. in Form der Aufhebung des Bewilligungsbescheids und Rückforderung der bereits gezahlten Förderbeträge, wird in Rheinland-Pfalz gedroht, wenn:

- die Zuwendung durch unrichtige oder unvollständige Angaben erwirkt worden ist,
- Mitteilungspflichten nicht oder nicht rechtzeitig nachgekommen wird,
- Auflagen nicht eingehalten worden sind oder
- der Zuwendungsempfänger schwerwiegend gegen produktions-, tierschutz-, naturschutz- oder lebensmittelrechtliche Bestimmungen verstößt (o.V. 1993a).

Baden-Württemberg und Hessen weisen auf die Möglichkeit der strafrechtlichen Verfolgung und Ahndung mittels Geldstrafen nach Subventionsstrafrecht hin. Hessen läßt die Möglichkeit zu, bei festgestellten Programmverstößen dennoch weiter zu

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

fördern, jedoch lediglich im Umfang der verbleibenden Flächen, für die laut Kontrollergebnis die Förderbedingungen erfüllt werden. Auch in Rheinland-Pfalz ist der Ausschluß von Teilflächen möglich.

Durch die Art der Verwaltungsform ist die freiwillige Teilnahme der Landwirte an Umweltprogrammen nicht nur mit Ertragsverzicht bzw. erhöhtem Aufwand in Form von Vorleistungen und/oder Arbeitseinsatz verbunden, sondern auch mit weiteren Kostenfaktoren bzw. Nutzeneinbußen. So kann die Antragstellung und -begleitung einen nicht zu vernachlässigenden Zeitaufwand auslösen. Dazu gehört auch die Verpflichtung, die für Verwaltungs- und Vor-Ort-Kontrollen notwendigen Informationen zu liefern (BML 1995a; Europäische Kommission 1996). Bestandteil dieser Verpflichtung ist die Einverständniserklärung,

- dem Kontrollpersonal Einsicht in die betrieblichen Unterlagen zu gewähren sowie
- Vor-Ort-Kontrollen der Flurstücke bzw. der gesamten Betriebsfläche und der Wirtschaftsgebäude einschließlich einer etwaigen Probenahme zu ermöglichen bzw. zu unterstützen.

Bei aufgedeckten Verstößen gegen die eingegangenen Verpflichtungen sind

- zu Unrecht gezahlte Beträge einschließlich Zinsen zurückzuerstatten und
- werden die Betroffenen von der Teilnahmemöglichkeit für die Dauer von zwei Jahren nach Offenlegung des Verstoßes ausgeschlossen.

Für die Bewertung möglicher Sekundärwirkungen im Verlauf der Administration ist zu berücksichtigen, daß nicht mit völliger Sicherheit ausgeschlossen werden kann, versehentlich Unschuldige zu bestrafen (Hanf 1993). Das bedeutet für den einzelnen Landwirt, daß er neben den üblichen Aufwendungen für die Beantragung und betriebsinterne Verwaltung der Programmteilnahme auch mit Opportunitätskosten aufgrund „nicht kalkulierbarer Eingriffsintensität" durch die Verwaltungsbehörden rechnen muß.

Auf den ersten Blick scheinen die Art der Vertragspartnerschaft sowie die *Vertragsdauer* im Rahmen der Agrarumweltprogramme von nachrangiger Bedeutung zu sein. Verschiedene Autoren weisen jedoch darauf hin, daß die Vertragsausgestaltung von Umwelt- und Naturschutzmaßnahmen und hier insbesondere die Frage der Wahl der Vertragspartner großen Einfluß auf die Effizienz und damit den Erfolg einer Maßnahme haben kann (Latacsz-Lohmann 1993; Hanf 1993; Scheele, Isermeyer 1989: 104). Insbesondere die Kontrollierbarkeit einer Maßnahme und damit die administrativrechtliche Praktikabilität hängen entscheidend von diesem Parameter ab. Informationsasymmetrien zwischen Vertragsgeber (*Principal*) und Vertragsnehmer (*Agent*) können durch die Wahl der Vertragspartner sowie weitere Größen entscheidend gesteuert oder sogar nahezu völlig vermieden werden. Es sind verschiedene Ausgestaltungsvarianten denkbar. Verträge zwischen staatlichen Institutionen und einzelnen Landwirten stellen nur eine Möglichkeit dar. Es existieren weitere mögliche Vertragspartner auf Leistungsnehmer- und Leistungsgeberseite (Ahrens 1992: 139–142):

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Leistungsnehmer (*Principals*):

  suprastaatliche oder staatliche Institutionen (EU-Kommission, Bundes- und Landesministerien, Landwirtschaftskammern usw.),

  beauftragte und anerkannte nichtstaatliche Institutionen (Verbände, Vereine usw.).

- Leistungsgeber (*Agents*):

  einzelne Landwirte,

  Zusammenschlüsse von Landwirten (z.B. Betriebsgemeinschaften),

  Nichtlandwirte (Vereine, Arbeitskreise, Privatpersonen).

In engem Zusammenhang mit der Frage der Bestimmung der Vertragspartner auf beiden Seiten steht die Administrierbarkeit einer Fördermaßnahme. Denn mit der Zahl der Vertragspartner steigen im Regelfall die Verwaltungskosten bei ihrer Durchführung. Skaleneffekte, die bei der Bündelung von Verwaltungsverfahren bis zu einer bestimmten Größe entstehen, können bei diesen dezentralen Lösungen nicht genutzt werden. Dieser Nachteil individueller Lösungen kann jedoch durch die Nutzung dezentralen know hows oder steigende Teilnahmequoten kompensiert werden. Einen Kompromiß stellt die Option dar, nicht nur Einzellandwirten die Teilnahme zu ermöglichen, sondern auch Gruppen von Landwirten, so daß neben der Verwaltungsbündelung die soziale Kontrolle in der Gruppe positive Effizienzeffekte nach sich zieht, da die administrativen Kontrollkosten minimiert werden.

Am *Beispiel des Landes Nordrhein-Westfalen* lassen sich die unterschiedlichen behördlichen Zuständigkeiten im Rahmen der Agrarumweltprogramme ablesen (Übersicht 13). Sämtliche Maßnahmen, die nach Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 gefördert werden, sind hier im „Kulturlandschaftsprogramm (KULAP)-NRW" gebündelt worden. Für die verschiedenen Maßnahmenteile sind verschiedene Behörden zuständig:

- Die Kreisstellen der Landwirtschaftskammern betreuen die allgemeinen Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau und bei der Grünlandnutzung, einschließlich der zwanzigjährigen Stillegung und der Förderung des ökologischen Landbaus sowie das Uferrandstreifenprogramm, Teile des Feuchtwiesenschutzprogramms und des Gewässerauenprogramms.

- Die Ämter für Agrarordnung sind für das Ackerwildkräuter-, für Teile des Gewässerauenprogramms sowie das Mittelgebirgsprogramm verantwortlich.

- Die Unteren Landschaftsbehörden der Kreise und kreisfreien Städte administrieren das Streuobstwiesenprogramm sowie die spezifischen Kreisprogramme (MURL NRW 1994; Born 1996a).

Es wurden „*Programmregionen*" entwickelt, die dazu dienen sollen, Fördermittel der flankierenden Maßnahmen in ausgewählte Räume des Landes zu lenken (Schmidt 1996). Diese Gebietskulissen wurden anhand der Bestimmungsfaktoren:

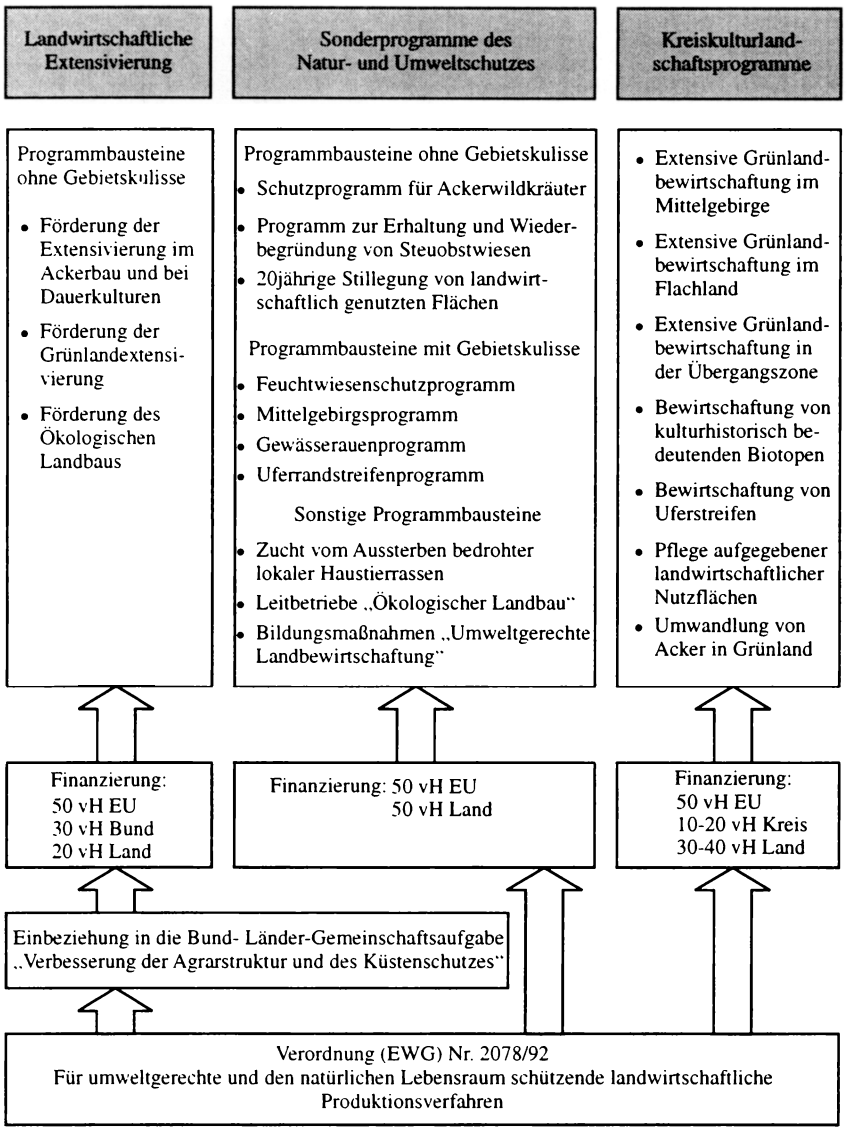
- naturräumliche Bedingungen,

- Belastungen des Naturhaushalts und

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 13

Die Agrarumweltprogramme in Nordrhein-Westfalen und ihre Finanzierung



Nach Woike (1997).

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

– agrarstrukturelle Gegebenheiten (Zugehörigkeit zur Gebietskulisse benachteiligter Gebiete)

ausgewählt. An diesen Abgrenzungskriterien ist ablesbar, daß ökonomische Kriterien wie regional differenzierte Grenzvermeidungskosten unberücksichtigt blieben oder lediglich indirekt einflossen. Auch die Analyse des räumlichen Wirkungskreises externer Effekte der landwirtschaftlichen Produktion fehlt vollständig, so daß nicht transparent wird, ob „*Spillovers*" über die Grenzen der gebildeten Programmregionen hinaus vorkommen und in diesen Fällen Ineffizienzen produzieren.

Mitte 1998 lagen für 17 Landkreise Nordrhein-Westfalens genehmigte Kreiskulturlandschaftsprogramme vor; von weiteren 11 wurden solche spezifischen Programme erarbeitet bzw. lagen dem Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) zur Genehmigung vor[24]. Mit der Anmeldung dieser Programme legen die Landkreise nicht nur die Förderinhalte im Rahmen von MURL-Vorgaben fest, sondern beeinflussen auch die zugehörige Gebietskulisse.

3.2.2. Finanzierung

Da die Auflagen der Umweltprogramme der Bundesländer im Rahmen der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 im allgemeinen zu Kostenerhöhungen bzw. einzelbetrieblichen Nutzenminderungen führen (Hanf 1993), werden den Landwirten für die Unterlassung bestimmter Maßnahmen (z.B. Pflanzenschutz auf Ackerrandstreifen) oder für besondere Pflegemaßnahmen (z.B. Anlage von ungenutzten Zwischenstrukturen) Ausgleichszahlungen in Form von Prämien gewährt. Bei diesen Maßnahmen mit Wirkungen auf die Finanzhaushalte der auszahlenden Gebietskörperschaften wird das Gemeinlastprinzip angewendet, wodurch eine rasche politische Durchsetzung im Verlauf des Erlasses der Verordnung erleichtert wurde (Henrichsmeyer, Witzke 1994a: 391). Abgesehen von der Verteilungsproblematik besteht hierbei jedoch Unsicherheit über die langfristige *Finanzierbarkeit* der erreichten Umweltverbesserungen.

Seit der Verabschiedung der EU-Verordnung existiert ein einheitlicher Finanzierungsrahmen zur Förderung umweltgerechter und den natürlichen Lebensraum schützender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren. Die Bundesländer, in deren Kompetenz in Deutschland die Konzeption und Abwicklung von Umweltprogrammen fällt, haben die Möglichkeit, ihre Fördermaßnahmen und -programme bei Angleichung an die in der EU-Verordnung festgelegten Voraussetzungen teilweise aus EU-Mitteln, bei Orientierung an den Grundsätzen des Rahmenplanes der GAK zusätzlich mit Mitteln des Bundes zu finanzieren (Tabelle 2). Bei der Finanzierung sämtlicher Programme, die der EU zur Vorlage kommen und bewilligt werden, beteiligt sich die EU zu 50 vH (bzw. zu 75 vH in benachteiligten Gebieten). Innerhalb des Rahmens der GAK übernimmt der Bund eine nach der EU-Mitfinanzierung verbleibende Finanzierungsverantwortung von 60 vH (der verbleibenden 50 bzw. 25 vH). Das bedeutet, daß geförderte Maßnahmen im Rahmen der GAK zu 50 vH

24 Mündliche Mitteilung von Dr. M. Woike, LÖBF/LAFAO, Düsseldorf, vom 26.3.1998.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 2

Finanzierungsanteile von EU, Bund und Ländern im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen[1]

in vH

Förderbereich	EU	Bund	Länder	Kreise
(1) EU–Extensivierungsprogramm (Laufzeit bis 1997/98)	25	52,5	22,5	–
(2) Agrarumweltprogramme der Länder bis 1992				–
ohne EU–Beteiligung	–	–	100	–
mit EU–Beteiligung	25	–	75	–
(3) GAK–Maßnahmen				
in ABL	*50*	**30**	**20**	–
in NBL	*75*	**15**	**10**	–
Prämien[2] innerhalb der GAK–Förderung, die über die GAK–Grenze hinausgehen	50	–	50	
(4) gebietsspezifische Programme				
in benachteiligten Gebieten	*50*	–	**50**	–
in nicht–benachteiligten Gebieten	*75*	–	**25**	–
Prämien[2] innerhalb der gebietsspezifischen Programme, die über die EU–Fördergrenze hinausgehen	–	–	100	–
(5) Kreisprogramme in NRW				
in Gebieten mit Landschaftsplan	*50*	–	40	**10**
in Gebieten ohne Landschaftsplan	*50*	–	30	**20**

Nach Plankl (1996). – [1]Grau unterlegt sind die Felder, bei denen ein deutliches Mißverhältnis zwischen starker Zielfindungs-/Entscheidungskompetenz und geringer Finanzierungsverantwortung feststellbar ist. Bei kursiven Werten ist von einem umgekehrten Mißverhältnis auszugehen. – [2]Voraussetzung ist die Wettbewerbsneutralität der Maßnahme; sie muß von der EU genehmigt werden.

RWI ESSEN

von der EU, zu 30 vH vom Bund und zu 20 vH vom Land gefördert werden. In benachteiligten Gebieten übernehmen die EU 75 vH, der Bund 15 vH und das Land 10 vH der Förderbeträge.

Dieses *Finanzierungssystem* bedeutet, daß von Maßnahmen, die über die GAK gefördert werden, neben den Länderhaushalten auch die der EU und des Bundes betroffen sind. Weitere haushaltsrelevante Ausgaben erfolgen über die gebietsspezifischen Programme, die von der EU und den Ländern kofinanziert werden. Zum Teil geben die Länder ihre Finanzierungsverantwortung an die Kreise und Kommunen weiter. Wie bereits erläutert, ist z.B. in Nordrhein-Westfalen seit einiger Zeit eine landesweite Rahmenrichtlinie in Kraft, über die die Kreise und kreisfreien Städte je nach örtlichen Bedingungen (und Finanzierungsmöglichkeiten) einzelne Maßnahmen auswählen und zu individuellen Programmen zusammenschnüren können (Wilstacke 1994: 110–118). In diesen Fällen wird in Abhängigkeit der Existenz eines

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Landschaftsplans die Finanzierungsverantwortung in unterschiedlichen Anteilen an die Kreise weitergegeben (Tabelle 2) (Born 1996a: 21–23; Born 1996b: 24–25).

Bei Maßnahmen, die von den Bundesländern im Rahmen der GAK gefördert werden ((3) in Tabelle 2), können die Prämienzahlungen um bis zu 40 vH abgesenkt und bis zu 20 vH angehoben werden. Entschließen sich jedoch einzelne Länder, über diese Grenzen hinaus zu fördern, lehnt der Bund für diese zusätzliche Förderung jede Mitfinanzierung ab. Die über die GAK-Obergrenze hinausgehenden Beträge müssen in diesen Fällen aus Landesmitteln mit EU-Unterstützung finanziert werden. Ähnliches gilt für die Förderbereiche außerhalb der Gemeinschaftsaufgabe ((4) und (5) in Tabelle 2). Programme dieser Art müssen der EU zur Notifizierung eingereicht werden und unterliegen dort der Überprüfung nach wettbewerbsrechtlichen Kriterien. Bestehen aus wettbewerbsrechtlichen Erwägungen keine Bedenken, werden solche Programme von der Europäischen Kommission zugelassen. Die Länder übernehmen dann in Eigenverantwortung, ohne finanzielle Beteiligung des Bundes, die über die EU-Obergrenze hinausgehenden Prämienzahlungen. In den Fällen des Überschreitens von GAK- bzw. EU-Förderhöchstgrenzen haben die Prämienzahlungen *zusätzlich* Wirkungen auf die Haushalte der Bundesländer.

Die Anteile der Bundesländer an den übertragenen EU-Mitteln sind Tabelle 3 zu entnehmen. Danach profitieren Bayern und Baden-Württemberg mit einem Anteil von 31 vH bzw. 18 vH an den EU-Kofinanzierungsmitteln am stärksten. Dies ist um so erstaunlicher, als der Kofinanzierungsanteil in den westlichen Bundesländern lediglich 50 vH der Gesamtfördermittel beträgt, während sich die EU in Ostdeutschland mit 75 vH beteiligt. Von den etwa 3 Mrd. DM, die zwischen 1993 und 1997 in Deutschland für Agrarumweltmaßnahmen übertragen wurden, flossen in die ostdeutschen Bundesländer etwa 1 Mrd. DM, in die westlichen etwa 2 Mrd. DM.

Bei der bisherigen administrativen Praxis zeigt sich im Bundesvergleich, daß in den alten Ländern der Schwerpunkt mit rund zwei Dritteln der Finanzmittel bei den länderspezifischen und ohne Bundesbeteiligung zu finanzierenden Programmen liegt, während in den neuen Bundesländern rund 65 vH der Finanzmittel auf die Maßnahmengruppe entfallen, bei der sich der Bund beteiligt (Plankl 1994b: 31–45).

Plankl (1996: 33–47) beschreibt die Förderung umweltfreundlicher landwirtschaftlicher Produktionsverfahren vor und nach der EU-Agrarreform von 1992. Die Finanzierungsanteile für die Programme aus der Zeit vor 1992 sind Tabelle 2 (Punkt 2) zu entnehmen. Dabei wird deutlich, daß die Finanzierungsverantwortung der Bundesländer vor der Reform erheblich größer war. Dies kann als Hauptgrund dafür gewertet werden, daß nach der Reform bzw. der Einführung der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 und ihren entsprechenden Kofinanzierungsmöglichkeiten erheblich mehr Finanzmittel in förderungswürdige umweltfreundliche Produktionsverfahren flossen. Im Durchschnitt der Bundesländer betrugen die Steigerungen der verausgabten Mittel etwa 90 vH. Bei einzelnen Bundesländern liegen diese Zuwachsraten bei 200 bis 300 vH, selbst wenn man von den neuen Bundesländern absieht. Schleswig-Holstein ist das einzige Bundesland, das seinen geplanten Mittelverbrauch (deutlich) reduzierte.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 3

Agrarumweltprogramme in Deutschland und Kofinanzierung der EU

1993 bis 1997

	Ausgaben	davon: EU-Mittel	Anteil an Gesamtzahlungen der EU in D	Förderfläche 1997	Anteil an der Landes-LF
	in Mill. DM		in vH	in ha	in vH
Schleswig-Holstein	19,82	8,89	0,6	13 638	1,3
Niedersachsen	52,25	26,40	1,6	64 970	2,4
Bremen	0,65	0,26	–	901	9,6
Hamburg	7,79	3,19	0,2	3 601	25,5
Nordrhein-Westfalen	27,64	12,88	0,8	41 538	2,7
Rheinland-Pfalz	97,46	51,09	3,0	71 129	9,9
Saarland	18,25	8,99	0,6	29 705	40,6
Hessen	153,69	75,58	4,5	122 916	15,9
Baden-Württemberg	690,98	301,36	17,9	819 550	55,5
Bayern	1 077,31	512,56	30,5	2 934 790	86,9
Westdeutschland gesamt	2 145,84	1001,20	59,5	4 102 738	–
Mecklenburg-Vorpommern	52,70	36,91	2,2	53 072	3,9
Brandenburg	211,63	158,05	9,4	203 227	15,1
Berlin	0,05	0,02	–	93	4,1
Sachsen-Anhalt	131,06	81,94	4,9	126 616	10,8
Thüringen	224,86	168,08	9,9	174 367	21,7
Sachsen	315,64	236,11	14,0	580 088	63,9
Ostdeutschland gesamt	935,94	681,12	40,5	1 137 463	–
Deutschland gesamt	3 081,78	1 682,32	100,0	5 240 201	30,2

Eigene Berechnungen nach o.V. (1997f); o.V. (1998c); Niendieker (1998: 123–125).

RWI ESSEN

Die Analyse von Plankl macht auch deutlich, daß der Status eines Bundeslandes im Länderfinanzausgleich Auswirkungen auf die Mittelinanspruchnahme hat. Es läßt sich empirisch nachweisen, daß Bundesländer, die einen geringen *Zuwachs* der Mittel seit Einführung der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 zu verzeichnen haben, ausnahmslos zu den „Geberländern" im Länderfinanzausgleich zählen. Demgegenüber sind in der Gruppe, die hohe Mittelzuwächse zu verzeichnen hatte, ausnahmslos „Nehmerländer".

Von 1993 bis zum Oktober 1996 wurden in Deutschland von EU, Bund und Ländern insgesamt 2,15 Mrd. DM an Landwirte übertragen, die an Agrarumweltmaßnahmen nach Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 teilnahmen; Tabelle 4 zeigt die Finanzierungsanteile der EU, des Bundes und der Länder. Die Förderprogramme umweltfreundli-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 4

Ausgaben von EU, Bund und Ländern für Agrarumweltprogramme in Deutschland

1993 bis 1996; bis einschließlich 15. Oktober 1996 (Ende des EU-Haushaltsjahres)

Institution	Ausgaben in Mill. DM	Anteil in vH
EU-Ausgaben	1 158,8	53
Bundesausgaben (GAK)	147,6[a]	7
Landesausgaben		
innerhalb der GAK	98,4	5
außerhalb der GAK	742,4	35
Insgesamt	2 147,2	100

Eigene Berechnungen nach o.V. (1996f). – [a]Berechnungsgrundlage sind außer den im Rahmen der GAK 1994 und 1995 tatsächlich verausgabten die für 1996 angemeldeten Mittel.

cher landwirtschaftlicher Produktionsmethoden, die von Kreisen und Kommunen angeboten werden, sind nicht enthalten, da sie nicht bundesweit erfaßt werden[25]. Für das Jahr 1997 weist das Bundeslandwirtschaftsministerium weitere rund 900 Mill. DM an EU-, Bundes- und Landesmitteln aus, die im Rahmen der Agrarumweltprogramme an deutsche Landwirte gezahlt wurden (o.V. 1998g).

Es zeigt sich, daß die pauschale Aussage, die *fiskalische Äquivalenz* der Maßnahmen im Rahmen der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 sei nicht gewahrt, differenziert werden muß. Die starke Inanspruchnahme der Fördermaßnahmen, die außerhalb der GAK angeboten und abgewickelt werden, führt dazu, daß die Länder als programmformulierende Institutionen auf der Basis der tatsächlichen Ausgaben als Berechnungsgrundlage einen weitaus größeren Anteil an der (absoluten) Finanzierung der Maßnahmen haben als bei ausschließlicher Betrachtung der Finanzierungsanteile in den verschiedenen Maßnahmenkategorien (Tabelle 2). Allerdings ist bei dieser Schlußfolgerung zu berücksichtigen, daß es sich in Tabelle 4 um Bundesdurchschnittswerte handelt. Für einzelne Bundesländer, vor allem im Osten Deutschlands, sind Ungleichgewichte der dargestellten Art (niedriger Finanzierungsanteil bei starker Programmformulierungskompetenz) durchaus vorhanden. Erwähnenswert ist auch, daß zwischen 1993 und 1996 etwa 60 vH der Gesamtmittel, die an deutsche Landwirte übertragen wurden, an die beiden Bundesländer Bayern (763 Mill. DM) und Baden-Württemberg (520 Mill. DM) flossen. Auch bei Berücksichtigung eines weiteren Haushaltsjahres (Tabelle 3) ändert sich diese Relation nur unwesentlich. Dieses Ungleichgewicht belegt, daß trotz der finanziellen Beteiligung durch die EU die verbleibende Kofinanzierungsverpflichtung für die Bundesländer einen starken Hemmfaktor in der Programmformulierung darstellen kann.

Aus Tabelle 4 geht auch hervor, daß der Bund trotz ausgesprochen starker Zielfindungs- und Entscheidungskompetenz bei der Definition der Fördergrundsätze der

25 Zur Budgetbelastung der Kommunen in Baden-Württemberg vgl. Zeddies, Doluschitz (1996: 12).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

GAK einen geringen Anteil an den Gesamtausgaben hat. Umgekehrtes gilt für die EU, die erwartungsgemäß den höchsten Anteil an der Finanzierung der insgesamt transferierten Mittel trägt, sich mit den Rahmenvorgaben der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 jedoch inhaltlich, d.h. bei der konkreten Ausgestaltung der Maßnahmen, aus subsidiären Gründen im Hintergrund hält.

Auch für diesen Bereich läßt sich somit ein Verstoß gegen das Prinzip der fiskalischen Äquivalenz nachweisen. Der Bund, der die Inhalte der Förderbedingungen der GAK und die Höhe der Förderprämien (in bestimmten Bandbreiten) mitbestimmt und damit Wirkungen auf dezentralen Ebenen auslöst, finanziert nur einen geringen Anteil der Gesamtausgaben der Maßnahmen. Allerdings muß deutlich herausgehoben werden, daß dieses Mißverhältnis nicht nur durch den begrenzten Mitfinanzierungsanteil des Bundes zustande kommt. Wesentlicher Einflußfaktor ist auch die Zurückhaltung der Bundesländer bei der Programmformulierung im Rahmen der GAK.

Gerechtfertigt wird die Aufnahme bestimmter Maßnahmenbereiche in die GAK damit, daß diese (Organischer Landbau, Extensivierung von Grünland, Ackerland, Dauerkulturen, Umwandlung von Ackerland in Grünland) marktentlastende und agrarstrukturelle Wirkungen auslösen (Jungehülsing, Lotz 1995). Folgt man dieser durchaus nachvollziehbaren Argumentation, daß bei den genannten Maßnahmen gesamtwirtschaftliche gegenüber lokalen (Umwelt-) Effekten überwiegen, ist allerdings zu empfehlen, die Finanzierung konsequenterweise *vollständig* auf gesamtstaatlicher Ebene zu übernehmen.

Immerhin führt die „Finanzierungszurückhaltung" des Bundes zumindest zu der Erkenntnis, daß für die Umweltproblemkomplexe, die durch lokale und regionale Effekte geprägt sind, im Bund-Länder-Vergleich Verzerrungen der fiskalischen Äquivalenz in den Hintergrund treten. Der Hauptanteil dieser Verzerrungen kommt durch das Ungleichgewicht zwischen den Finanzierungsanteilen der EU und den dezentraleren Einheiten zustande und wird durch die räumliche und inhaltliche Entfernung der finanzierenden europäischen Institutionen zusätzlich verstärkt.

3.3. Resumee: Bewertung der Agrarumweltprogramme

Ein wesentlicher Teil freiwilliger Maßnahmen zwischen Landwirten und öffentlichen Institutionen zum Schutz der Umwelt wird in Form der beschriebenen Agrarumweltprogramme gebündelt. Diesen Programmen liegt als Rechtsgrundlage die Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 zugrunde, wodurch Wirkungen auf die Zuordnung der Teilkompetenzen ausgelöst werden.

Zielfindungs- und Entscheidungskompetenzen liegen in großem Umfang bei den Mitgliedstaaten sowie in Deutschland bei den Bundesländern bzw. lokalen oder regionalen Gebietskörperschaften. Die EU beschränkt sich auf Rahmenvorgaben, die ausreichend Freiheitsgrade offen lassen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die *Durchführungskompetenz* liegt nahezu ausschließlich bei dezentralen Institutionen. Allerdings behält sich die EU vor, als Bedingung zur Mitfinanzierung und aus wettbewerbsrechtlichen Gründen die Notifizierung zur Genehmigung geplanter Programme der jeweils konzipierenden Gebietskörperschaft vorzuschreiben.

Die konkreten Förderprogramme werden von sämtlichen beteiligten Institutionen gemeinsam finanziert. Die Anteile dieser Mischfinanzierung von EU, Bund und Ländern variieren je nach spezieller Maßnahmengruppe. Gemeinsam ist allen Agrarumweltprogrammen, daß Zielfindungskompetenz und *Finanzierungsverantwortung* in einem unterschiedlich starken Mißverhältnis zueinander stehen. Bei einzelnen Programmtypen wird massiv gegen das Prinzip fiskalischer Äquivalenz verstoßen. So ist die Finanzierungsverantwortung der EU im Verhältnis zum Grad ihrer Zielbestimmung ausgesprochen hoch. Auch bei näherer Betrachtung dieses Verhältnisses auf Bundesebene tritt deutlich zu Tage, daß der Bund trotz starker Mitverantwortung bei der Zielbestimmung (im Rahmen der GAK) nur einen geringen Anteil an der Gesamtfinanzierung der Maßnahmen trägt.

Der eklatanteste Verstoß gegen das Prinzip der fiskalischen Äquivalenz ist allerdings mit Blick auf die Landesebene und Kreis- bzw. Kommunalprogramme festzustellen. Hier übernehmen die EU und der Bund bedeutende Finanzierungsanteile, während die regionalen Gebietskörperschaften trotz weitestgehender Zielformulierungs-, Entscheidungs- und Durchführungskompetenzen finanziell kaum betroffen sind.

Die Agrarumweltprogramme nach Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 stellen zusammenfassend ein ausgesprochen positives Beispiel der Anordnung von Zielfindungs-, Entscheidungs- und Durchführungskompetenzen dar. Das festgestellte Mißverhältnis zur Finanzierungsverantwortung der Gebietskörperschaften muß allerdings als effizienzmindernder Faktor bei der Gesamtbewertung eingeordnet werden. Zur Annäherung an das Prinzip der fiskalischen Äquivalenz bedarf es der Übertragung stärkerer Finanzierungsverantwortung an die programmformulierenden Gebietskörperschaften, ggf. kombiniert mit zu erweiternden Einnahmenkompetenzen.

4. Zusammenfassung

Für den *Bereich des Bodenschutzes* wurde einer ordnungsrechtlichen Maßnahme mit zentralem Charakter (Bundes-Bodenschutzgesetz) mit der Düngeverordnung eine Maßnahme mit dezentralen Freiheitsgraden gegenübergestellt. Beide Politikmaßnahmen wirken auf den Boden-Wasser-Komplex, auf den von landwirtschaftlichen Tätigkeiten in weiten Bereichen lokal und regional begrenzte externe Effekte zu erwarten sind.

Das Bundes-Bodenschutzgesetz repräsentiert nicht nur durch seinen rahmengesetzlichen Anspruch zentrale Elemente. Zahlreiche Regelungsgegenstände werden hier weitgehend festgelegt und damit Zielfindungs- und Entscheidungskompetenzen

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

beim Bund konzentriert. Freiheiten für dezentrale Entscheidungsträger verbleiben in diesen Teilbereichen ausschließlich über den Umweg der Durchführungskompetenz.

Dezentralen Charakter mit Wirkungen auf die landwirtschaftliche Bodennutzung bekommt das Bundes-Bodenschutzgesetz durch § 17, in dem die gute fachliche Praxis als notwendige Bedingung zur Erfüllung der Vorsorgepflicht aufgegriffen wird. Die Konkretisierung dieses Begriffs überläßt der Bundesgesetzgeber den Gebietskörperschaften auf Landesebene bzw. den nach Landesrecht zuständigen Stellen. Die Grundsätze dieser von Landesberatungsstellen zu vermittelnden „guten fachlichen Praxis" beziehen sich etwa auf eine standort- und witterungsangepaßte Bodenbearbeitung, eine standortangepaßte Nutzung und Fruchtfolgegestaltung sowie den Erhalt naturbetonter Strukturelemente. Einen entscheidenden Einfluß auf den Grad der de facto implementierten Dezentralität des Bundes-Bodenschutzgesetzes nimmt die Art der „Anhörung beteiligter Kreise" ein. Die Auswahl dieser Gruppe betroffener Bürger, Wissenschaftler, Fachexperten und Lobbyisten sowie die Art ihrer Berücksichtigung haben entscheidenden Einfluß darauf, in welchem Maße die „beteiligten Kreise" mit Zielfindungs- und Entscheidungskompetenzen ausgestattet werden.

Die 1996 erlassene Düngeverordnung gehört zwar ebenfalls zu den Teilen des Bodenschutzrechts, die auf Bundesebene geregelt werden, stellt jedoch eine Sonderform bzgl. der impliziten Kompetenzallokation dar. Eine bundesweit geltende Maßnahme wurde hier mit der Möglichkeit (bzw. Verpflichtung) verknüpft, parzellenscharfe Lösungen zu finden. Bis zum Erlaß der Düngeverordnung geltende Landesregelungen mußten zwar an die Bundesregelung angepaßt werden bzw. verloren ihre Rechtskraft. Dennoch enthält sie nach wie vor dezentrale Elemente, da bei strenger Auslegung der Bestimmungen auf einzelne Parzellen oder zumindest einzelne landwirtschaftliche Betriebe bezogene Regelungsräume vorgesehen sind. Ihr Erfolg wird allerdings in Zukunft im wesentlichen von der Umsetzungswilligkeit und -fähigkeit der administrierenden Behörden abhängen. Vollzugsdefizite, ausgelöst durch nicht zu bewältigenden Kontrollbedarf, würden den Gesamterfolg der Düngeverordnung, die aus Sicht der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus im Vergleich zu Bodenschutzmaßnahmen mit ausschließlich zentralem Charakter positiv zu bewerten ist, in Frage stellen.

Auch mit den analysierten Maßnahmen aus dem Bereich des Naturschutzes wurde einer überwiegend zentral ausgestalteten Lösung eine primär dezentral institutionalisierte Maßnahme gegenübergestellt. Während es sich beim Bundesnaturschutzgesetz durch seine bundesweite Gültigkeit, trotz weitreichender Ausgestaltungsspielräume für die Länder, um eine Maßnahme mit deutlich zentralem Charakter handelt, sind die Freiheitsgrade für dezentrale Institutionen bei den Agrarumweltprogrammen nach Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 vergleichsweise hoch. Beide Maßnahmen wirken auf den Biodiversitäts- und Landschaftsschutz-Komplex, auf den von landwirtschaftlichen Tätigkeiten überwiegend lokal und regional begrenzte externe Effekte ausgehen.

Es existieren Potentiale zur Konkretisierung dezentraler Ansätze, selbst bei geltendem *Naturschutzrecht*. Das in der Mehrheit der Bundesländer gesetzlich geregelte

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verbandsklagerecht weist in diese Richtung. Weitere Partizipationsmöglichkeiten zur Berücksichtigung dezentraler Präferenzen sind zu erwägen. Das Naturschutzrecht kann als Beispiel für einen Regelungsbereich betrachtet werden, bei dem bestimmte zentrale Vorgaben aufgrund ökosystemarer Bedingungen und des damit erforderlichen Koordinierungsbedarfs notwendig sind. Diese überregionalen Zusammenhänge bedeuten, daß aus Effizienzgründen Teile der Zielfindungs- und Entscheidungskompetenz beim Bund, z.T. sogar bei der EU (Biotopverbundsysteme) verbleiben sollten. Allerdings bleibt zu prüfen, welche Art von Kompetenzen in welchem Ausmaß in diese Kategorie einzuordnen sind. Gleichzeitig bedeutet diese Schlußfolgerung jedoch, daß es zur Einhaltung des Prinzips der fiskalischen Äquivalenz ggf. auch einer stärkeren Mitfinanzierung durch den Bund in den Bereichen bedürfte, bei denen er mitentscheidet. Ob diese Forderung mit grundgesetzlichen Vorgaben vereinbar ist, bleibt zu überprüfen.

Mit dem Ziel einer effizienten Kompetenzverteilung kann eine Verordnung der EU begründet werden, wenn europäische Interessen berührt werden, z.B. Netzzusammenhänge im Bereich des Naturschutzes zu beachten sind oder einmalige Kulturgüter geschützt werden sollen. Bei genauerer Betrachtung der *Agrarumweltmaßnahmen* nach Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 zeigt sich jedoch, daß europäische oder in starkem Maße nationale Grenzen der Mitgliedstaaten überschreitende externe Effekte – mit Ausnahme von Marktentlastungseffekten – nicht im Mittelpunkt der Verordnung stehen, so daß die hohe Finanzierungsverantwortung der EU in Frage zu stellen ist. Auch eine starke Entscheidungskompetenz auf der Ebene des Bundes (GAK) ist nicht unproblematisch, wenn vor allem lokale und regionale öffentliche Güter durch die Agrarumweltpolitik geschützt werden und deshalb ein pauschales Mitspracherecht der nicht betroffenen Bundesländer nicht erkennbar wird.

Einsatzfelder ökonomischer Anreizsysteme wie des Vertragsnaturschutzes sollten wegen ihrer Marktkonformität und zu erwartender hoher Kosteneffizienz ausgeweitet werden. Allerdings können solche Maßnahmen aus Gründen der Bereitstellung eines Mindestschutzniveaus bzw. notwendiger Kontinuität im Zeitablauf ordnungsrechtliche und ggf. auch zentrale Lösungen nicht ersetzen, sondern lediglich ergänzen (Wissenschaftlicher Beirat beim BML 1996: 20).

Die Beachtung des Prinzips der fiskalischen Äquivalenz durch Zuweisung der Zielfindungs- *und* Finanzierungskompetenz an dezentrale Ebenen läßt Effizienzsteigerungen im Vertragsnaturschutz zu (Wissenschaftlicher Beirat beim BML 1996). Es ist zu überprüfen, ob Verbesserungen in diesem Bereich Kompetenzänderungen auf der Mittelentstehungs- bzw. -erhebungsseite gegenüber dem Status quo notwendig machen würden. Dadurch, daß zwar die Finanzierung zu einem erheblichen Anteil von zentralen Institutionen wie der EU übernommen wird, die Durchführungs- und damit auch die Kontrollkompetenz jedoch bei den Bundesländern liegt, wird der negative Effekt der Nichtbeachtung des Prinzips fiskalischer Äquivalenz verstärkt. Die Anreize sind so gesetzt, daß der Versuch der Bundesländer belohnt wird, möglichst sparsam zu kontrollieren. Mit solchem strategischen Verhalten werden zum einen Haushaltsmittel für die eigentlichen Kontrollmaßnahmen eingespart, an denen sich die EU nur eingeschränkt beteiligt. Zum anderen wird der eigenen landwirt-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

schaftlichen Klientel Einkommen gesichert. Die Erkenntnisse der Neuen Politischen Ökonomie können in diesen Fällen idealtypisch angewendet werden (Henrichsmeyer et al. 1999: 31ff.).

Daneben könnte auch eine stärkere Orientierung der gewährten finanziellen Anreize bzw. Kompensationen an den einzelbetrieblichen Mehraufwendungen bzw. Einkommenseinbußen unter Berücksichtigung der zu erwartenden höheren Administrationskosten zu Effizienz- und Akzeptanzsteigerungen führen. Eine Überprüfung der möglichen Implementation von Verfahren wie Auktionen oder Ausschreibungen vor der Vergabe von Verträgen würde eine zielgerichtete Maßnahme darstellen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Drittes Kapitel

Modellgrundlagen und Methoden zur quantitativen Analyse föderaler Strukturen der Agrarumweltpolitik in Deutschland

An dieser Stelle könnte das Fazit stehen, die Lösung lokal und regional begrenzter Umwelteffekte wie der landwirtschaftlichen Stickstoffimmissonen in Teilen des Boden-Wasser- sowie des Biodiversitäts-Komplexes sei den jeweils betroffenen Gebietskörperschaften zu überlassen. Die räumliche Zuordnung bestimmter Effekte zu einzelnen landwirtschaftlichen Aktivitäten im Zusammenhang mit Fragen der effizienten Kompetenzverteilung sowie die entsprechende Analyse geltender Politikmaßnahmen würden bereits einen Fortschritt in der wissenschaftlichen Diskussion darstellen. Im folgenden soll jedoch in einem weiteren Schritt in Richtung praktisch verwertbarer Ergebnisse versucht werden, auf der Basis raum- und umweltrelevanter Daten Räume abzugrenzen, von denen aus *ökonomischer* Sicht erwartet werden kann, daß sie im Sinne der Föderalismustheorie effizienter sind als aktuell geltende administrative Einheiten.

Aus den bisherigen Überlegungen können einige Kernaussagen abgeleitet werden. Dezentrale umweltpolitische Ansätze, bei denen das Prinzip der fiskalischen Äquivalenz beachtet wird, tragen auch in der Agrarumweltpolitik zur Effizienzsteigerung bei. In der Regel sollten danach die Kompetenzen für lokale Externalitäten auf lokaler, für regionale Externalitäten auf regionaler und für internationale Externalitäten auf internationaler Ebene angesiedelt werden. Die von verschiedenen Autoren für erforderlich gehaltene Berücksichtigung von Diffusionseigenschaften umweltbeeinflussender Substanzen oder von Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen sowie der räumlichen Verteilung und Assimilationskapazität der Umweltressourcen werden bei diesem Vorgehen implizit berücksichtigt bzw. den regionalen Institutionen überlassen, die über komparative Informationsvorteile verfügen (Scheele 1997b: 41–57; Klemmer 1995: 324–327).

Allerdings sind keine Pauschallösungen zu befürworten. Statt dessen ist eine Abwägung verschiedener Zieldimensionen vorzunehmen, und es müssen die Kompetenzen auf der Basis von

- Präferenzen,
- Kosten (Grenzbereitstellungs- und -vermeidungskosten, Durchführungs-, Verwaltungs-, Finanzierungs-, Kontrollkosten, weitere Transaktionskosten),

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

– Spielräumen für Innovationen

auf zentrale und dezentrale Träger verteilt werden. Bevor dieser Abwägungsprozeß empirisch vorgenommen werden kann, bedarf es der Auswahl von Regionalisierungsindikatoren und eines geeigneten statistischen Verfahrens.

1. Bestimmungsvariablen zur quantitativen Föderalismusforschung

Voraussetzung für die Abgrenzung effizienter Aktionsräume zur Lösung lokaler und regionaler, von der Landwirtschaft ausgelöster Umweltprobleme ist die Identifizierung geeigneter Umweltproblemkomplexe; sie wurden im ersten Kapitel mit Teilen des Boden-Wasser- und des Biodiversitäts-Komplexes ermittelt. Aus der Vielzahl der Umwelteffekte, die von landwirtschaftlichen Produktionsaktivitäten ausgehen können, wurden die Stickstoffemissionen ausgewählt; dafür spricht die besondere Umweltrelevanz des Inputfaktors Stickstoff. Neben den direkten Wirkungen auf die abiotischen Ressourcen Boden, Wasser und Luft können von Stickstoffemissionen auch Wirkungen auf die biologische Vielfalt und auf die ästhetischen Ressourcen ausgehen (Rudloff, Urfei 1997). Gleichzeitig kommt dem Element Stickstoff als Inputfaktor der Pflanzenbauverfahren und als Output bei Verfahren der Tierproduktion eine große betriebswirtschaftliche Bedeutung zu. Wegen seiner zentralen Rolle in der agrarumweltpolitischen Diskussion konzentriert sich die folgende Betrachtung daher auf die Stickstoffemissionen.

Im nächsten Schritt sind als wesentliche Homogenitätsvariable für jeden der lokalen Räume, die betrachtet werden sollen (hier die Stadt- und Landkreise Deutschlands) die Höhe der Stickstoffbilanzüberschüsse (Abschnitt 1.1.), die Grenzkosten der Vermeidung des Stickstoffaustrags (Abschnitt 1.2.), die Präferenzen (Abschnitt 1.3.) sowie das naturräumliche Potential (Abschnitt 1.4.) festzustellen.

1.1. Regionale Verteilung von Stickstoffbilanzüberschüssen

Als wesentliche Variable zur Abgrenzung von Umweltregionen der beschriebenen Art und zur Bestimmung der Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags ist es erforderlich, die Höhe der regionalen Stickstoffemissionen zu bestimmen. Damit ist es u.a. möglich, in Regionen, in denen bei gleichem Wirkungsradius von Umwelteffekten und vergleichbaren Präferenzen eine Verdichtung von umweltbelastenden Wirtschaftsaktivitäten vorhanden ist, strengere Maßnahmen zu ergreifen als in vergleichsweise dünn mit Verursachern ausgestatteten (Klemmer 1992: 14–19).

Zu diesem Zweck kann entweder versucht werden, die Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft direkt zu messen oder indirekte Indikatoren mit möglichst engem Bezug zum Umweltproblem zu quantifizieren. Da die direkte Messung eines erheblichen Aufwands bedürfte und es nicht möglich ist, das Ergebnis einzelnen Sektoren wie der Landwirtschaft direkt zuzuordnen, wird im folgenden ein indirekter Indikator vorgezogen. Damit nehmen die Praktikabilität der Quantifizierungsmöglichkeiten zu und der Erhebungsaufwand ab. Zugleich wird aber die Abbildungsgüte des Umweltproblems verschlechtert. Für die im folgenden zu analysierenden Umwelt-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

probleme, die von Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft ausgehen, muß diese Abwägung berücksichtigt werden.

Zur Quantifizierung der Stickstoffbilanzüberschüsse als indirektem Indikator für lokal und regional wirkende Stickstoffemissionen wurde das am Institut für Agrarpolitik in Bonn entwickelte **R**egionalisierte **A**grar- und **Um**welt**in**formations**s**ystem RAUMIS genutzt[1]. In diesem Agrarsektor- oder Partialmarktmodell werden u.a. mit Hilfe von Umweltindikatoren die umweltrelevanten Auswirkungen analysiert. Auch komparativ-statische Simulationsanalysen verschiedener Politikszenarien sind mit Hilfe des Modellsystems RAUMIS möglich. Es können simultan umweltrelevante Wirkungen sowie Anpassungsreaktionen in den Bereichen der Produktion, des Faktoreinsatzes und der Einkommen im Sektor Landwirtschaft quantifiziert werden. Dazu dient ein flächendeckender und bis auf die Ebene der Landkreise regional differenzierter Modellansatz. Für die hier gewählte Vorgehensweise wird die Simulationskomponente allerdings nur indirekt bei der Bestimmung zu erwartender Grenzvermeidungskosten der Emissionsreduktion genutzt. Da die Analyse statisch orientiert ist, werden ausschließlich Variablen ex post quantifiziert.

Die Basis des Modells stellt ein regionalisiertes lineares Programmierungs- oder Prozeßanalysemodell dar, das aktivitätsanalytisch differenziert und konsistent zur Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung formuliert ist (Weingarten 1996: 51). Da Daten der amtlichen Statistik, d.h. im wesentlichen der Ertragsstatistik sowie der Totalerhebung der Agrarberichterstattung, mit den Ergebnissen der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung konsistent gerechnet werden, können die hier in Form der Stickstoffbilanzüberschüsse des Basisjahrs 1991 verwendeten ex post-Abbildungen als abgesichert eingeschätzt werden. Weingarten (1996: 92) beschreibt das Modellsystem RAUMIS in diesem Sinn als Datenbank, „in der originärstatistische Daten verschiedener Quellen und Aggregationsstufen enthalten sind" und das daher besonders für die ex post-Abbildung geeignet ist.

Neben der Ertragsstatistik sowie der Totalerhebung fließen die Arbeitskräftestatistik, sektorale Daten zu Produktionsumfängen und -mengen, Faktor- und Vorleistungseinsätzen und Preisen, Handelsdüngerverbräuche sowie standardisierte Kalkulationsdaten und Experteneinschätzungen in das Modellsystem ein (Löhe 1998: 65ff.).

Nach Löhe (1998: 63) eignet sich das Modellsystem wegen seines prozeßanalytischen Charakters besonders, um „differenzierte Aussagen über die Auswirkungen von Preis-, Inputmengen- und Outputmengenveränderungen für die Einkommensentwicklung" abzuleiten. Insbesondere zur Quantifizierung der Wirkungen einer Absenkung des Intensitätsniveaus der landwirtschaftlichen Produktion auf die sektoralen und regionalen Einkommensgrößen sowie auf umweltrelevante Kenngrößen wie Stickstoffbilanzen bietet sich daher der Einsatz dieses prozeßanalytisch differenzierten Ansatzes an.

Aufgrund inkonsistenter oder fehlender Statistiken auf Gemeindeebene und da die exakte Lokalisierung der betroffenen Flächen bundesweit von untergeordneter Rele-

1 Ausführliche Erläuterungen: Löhe (1998: 60ff.); Weingarten (1996); Henrichsmeyer et al. (1992).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

vanz ist, werden zahlreiche kreisfreie Städte mit benachbarten Landkreisen zusammengefaßt oder Aggregate aus mehreren kreisfreien Städten gebildet. Weingarten (1996: 53) bezeichnet die räumliche Differenzierung auf der Basis der Landkreise und kreisfreien Städte als „Kompromiß zwischen der insbesondere für Umweltfragen geforderten möglichst tiefen regionalen Differenzierung und der für die Abbildungsgüte des Modellsystems erforderlichen Datenvielfalt und -qualität". Ergebnis dieser Aggregation sind 432 Modellkreise zum Gebietsstand des Basisjahres 1991, d.h. vor der Verwaltungsreform in den neuen Bundesländern[2].

Wie dargestellt, werden vom Sektor Landwirtschaft unterschiedlichste Stickstoffverbindungen in die Umweltmedien emitiert. Diese Emissionen beeinflussen in unterschiedlichem Ausmaß sämtliche abiotischen, biotischen und – in Form von Sekundäreffekten – auch ästhetischen Ressourcen. Die im folgenden als Indikator verwendeten Stickstoffbilanzen müssen aus diesem Grund als Sammelindikator für verschiedene Stickstoffemissionen angesehen werden. Nach Weingarten (1996: 67) wird bei diesem indirekten Indikator „von regional differenzierten Ausprägungen bestimmter Merkmale, die mit landwirtschaftlichen Aktivitäten verbunden sind, auf den Zustand der Umwelt geschlossen". Die ausgewiesenen Stickstoffbilanzüberschüsse umfassen aufgrund des indirekten Ansatzes verschiedene potentielle Austragskomponenten. Für den Gewässerbereich (einschließlich der Grund- und Oberflächengewässer) ordnen etwa Nieberg/Isermeyer (1994: 4) den im folgenden verwendeten Stickstoffsaldo, berechnet mit Hilfe statistischer Methoden und auf der Grundlage von Normdaten, als Indikator mit mittlerer bis hoher Korrelation zum Umweltproblem ein.

Weder die Form des Austrags (gasförmig, boden- oder wassergebunden) noch das primär betroffene Umweltmedium sind aufgrund der ausgewiesenen Stickstoffbilanzüberschüsse zu differenzieren. Mit der aggregierten Betrachtung kann naturgemäß auch keine Antwort auf die Frage gefunden werden, wie stark der Betroffenheitsgrad einzelner Raumeinheiten unterhalb der Stadt- und Landkreisebene ist; „*Hot-spots*", Spitzenbelastungen einzelner Raumpunkte, sind nicht identifizierbar. Allerdings kann die räumliche Zuordnung dazu dienen, regionale Gefährdungspotentiale und besonders gefährdete Regionen zu lokalisieren.

Die Stickstoffbilanzüberschüsse werden aus diesen Gründen im folgenden konsequent als „potentielle Emissionen" mit Wirkung auf die hier näher zu untersuchenden lokalen und regionalen Umweltressourcen interpretiert. Da sich in ihnen sämtliche denkbaren Umwelteffekte des Stickstoffs aus der Landwirtschaft aggregiert wiederfinden, ist ihr Niveau als Obergrenze lokal und regional wirksamer Effekte zu verstehen.

Das Ergebnis der Stickstoffbilanz ist der Saldo zwischen zugeführter und abgeführter Stickstoffmenge. Die modellkreisspezifische Stickstoffbilanz (Übersicht 14) bein-

2 Im folgenden werden die Begriffe Stadt- bzw. Landkreis und Modellkreis synonym verwendet, sofern es sich um die Diskussion von quantitativen Größen auf der Basis des Modellsystems RAUMIS handelt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 14

Elemente der Stickstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS	
+	Stickstoffzufuhr
+	mineralischer N-Dünger
+	N-Anfall aus tierischer Produktion
+	symbiotische N-Fixierung
+	asymbiotische N-Fixierung
+	Einträge aus der Atmosphäre
–	Stickstoffentzüge bzw. -„verluste"
–	Entzüge durch das Erntegut
–	„Ammoniakverluste"
=	Stickstoffbilanzsaldo (Denitrifikation, Auswaschung)

Nach Weingarten (1996: 70); Strotmann (1992: 47ff.).

haltet als Input neben dem Zukauf mineralischer Düngemittel den Stickstoffanfall aus der Tierproduktion, die biologische N_2-Fixierung und Immissionen aus der Luft (pauschal 30 kg N/ha) sowie als Output die Entzüge durch das Erntegut und gasförmige Verluste in Form von Ammoniak[3] (Henrichsmeyer et al. 1992: 28ff.). Weitere Positionen, die auf der Inputseite Wirkungen auf die Stickstoffbilanz ausüben können, werden vernachlässigt. Dazu gehören etwa Einträge durch Sekundärrohstoffdünger wie Komposte, Klärschlämme oder sonstige organische Siedlungsabfälle sowie über Beregnungswasser oder über das Saat- und Pflanzgut (Weingarten 1996: 69).

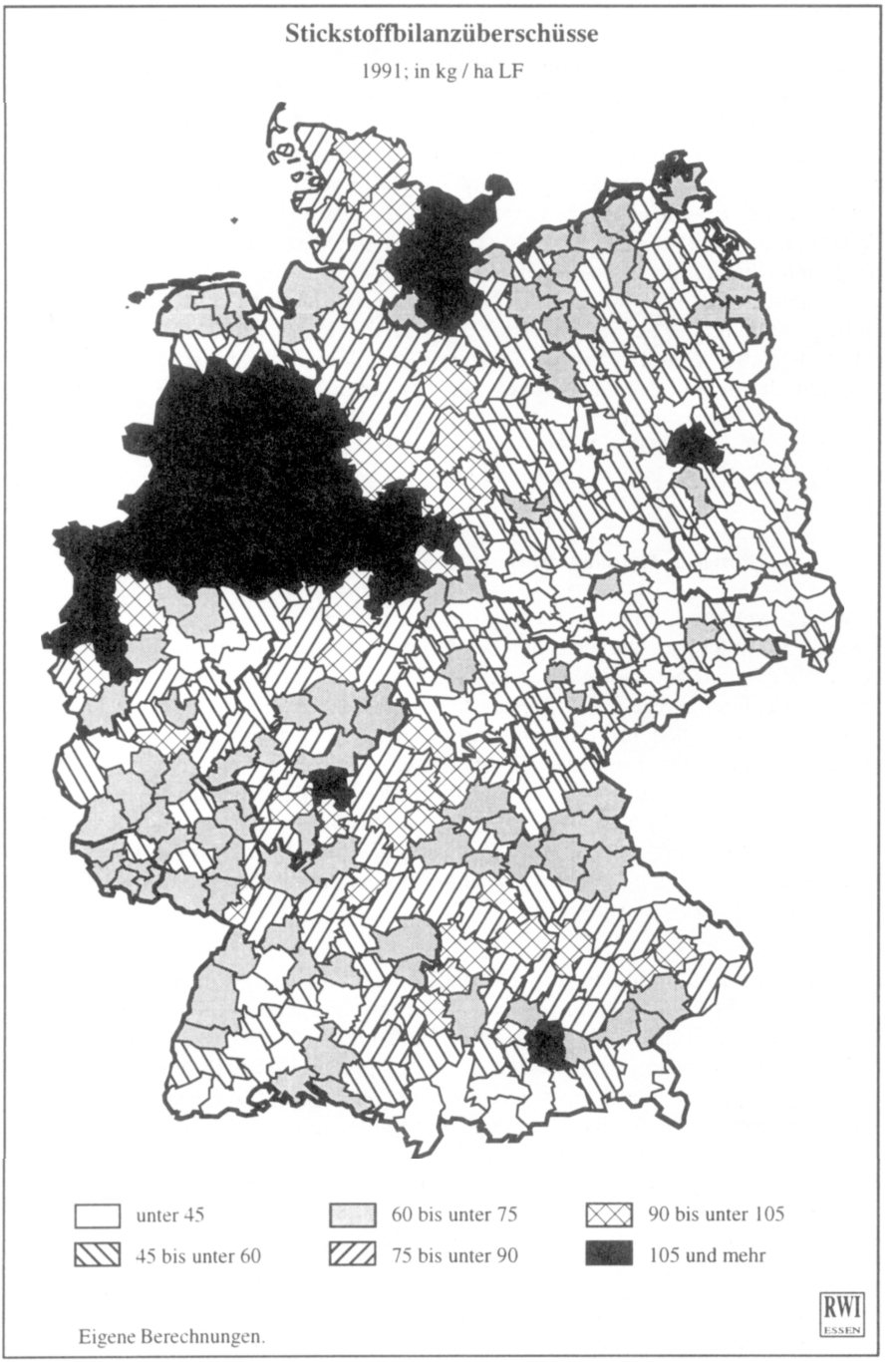
Da der zugeführte Stickstoff (insbesondere der aus Wirtschaftsdünger) nur zum Teil pflanzenverfügbar wird, ist die Stickstoffzufuhr grundsätzlich höher als die Summe aus Stickstoffentzügen durch das Erntegut und Ammoniakverlusten. Demzufolge entstehen Stickstoffüberschüsse, die sich in der Bilanz wiederfinden. Ihre Höhe dient näherungsweise zur Abschätzung des Grades der *Ökosystemstörung*. Die Höhe des Stickstoffzukaufs (über Futtermittel und mineralischen Stickstoffdünger) steht als indirekter Parameter für Energie- und Ressourcenverbrauch und somit teilweise für die *indirekte Störung fremder Ökosysteme* (Henrichsmeyer et al. 1994: 220ff.).

Aus Übersicht 14 geht hervor, daß die gasförmigen Ammoniakverluste aus der Tierhaltung bzw. aus der Lagerung organischer Dünger in der Stickstoffbilanz berücksichtigt werden. Es wird davon ausgegangen, daß 40 vH des Stickstoffs aus Wirtschaftsdüngern, der nicht pflanzenverfügbar wird, als Ammoniak entweicht. Die Wirkungen des verbleibenden Stickstoffs auf lokale und regionale Umweltressourcen werden mit der Berücksichtigung dieser Position der Stickstoffbilanz aussage-

3 Zur ausführlichen Interpretation der einzelnen Positionen der RAUMIS-N-Bilanzsalden vgl. Weingarten (1996: 67ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 2



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

kräftiger, da von den primär überregional wirkenden gasförmigen Emissionen abstrahiert wird[4].

Da absolute Kennziffern zu Fehlinterpretationen führen können, werden die Stickstoffbilanzüberschüsse der Landkreise im folgenden auf die Fläche bezogen (kg N/ha). Ein Blick auf die regionale Verteilung der Stickstoffbilanzüberschüsse läßt besonders belastete Gebiete erkennen (Karte 2). Eine hohe potentielle Stickstoffbelastung im Jahr 1991 ist erwartungsgemäß primär in veredlungsstarken Regionen mit durchlässigen Böden gegeben. Dabei treten vor allem das Weser-Ems-Gebiet und Westfalen hervor (Weingarten 1996: 107). Es handelt sich bei diesen Gebieten um Regionen, die durch einen hohen Viehbesatz, insbesondere mit hohen Anteilen weitgehend flächenunabhängiger Produktionsverfahren der Tierproduktion wie der Geflügelhaltung und Schweinemast, gekennzeichnet sind. Für die hohen Stickstoffbilanzüberschüsse ist hier primär der starke Anfall organischer Düngemittel verantwortlich, die mit entsprechend hohen Verlustraten ausgebracht werden. Für das Jahr 1991 wurde bundesweit ein durchschnittlicher Bilanzüberschuß von 64 kg N/ha berechnet. Die regionalen Werte lagen zwischen 223 kg N/ha (Kreis Vechta) und 1,41 kg N/ha (Kreis Garmisch-Partenkirchen).

1.2. Regionale Verteilung der Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags

In der umweltökonomischen Diskussion stellen die Grenzkosten der Vermeidung umweltrelevanter Emissionen einen zentralen Punkt dar, ihre empirische Ermittlung bereitet jedoch oft Schwierigkeiten[5]. Im Zusammenhang mit der Beurteilung privater und sozialer Grenzkosten der Güterproduktion bzw. um Allokationsoptima zu ermitteln, ist ihre Berücksichtigung notwendig. Diese Feststellung gilt aufgrund ausgesprochen starker Wechselbeziehungen zwischen Produktions- und Ökosystemen insbesondere für Austräge aus der Landwirtschaft. Die Notwendigkeit einer Differenzierung für den Agrarsektor kommt vor allem dadurch zustande, daß landwirtschaftliche Primärproduzenten im allgemeinen sowohl als Verursacher negativer Umwelteffekte als auch als Betroffene einer ubiquitären Belastung mit umweltwirksamen Stoffen anzusehen sind.

Die positiven Externalitäten, die ebenfalls von landwirtschaftlichen Unternehmen produziert und oft unter dem Stichwort „ökologische Leistungen" diskutiert werden (Karl, Urfei 1996), sind analog zu analysieren. Hier ist allerdings zusätzlich die Frage des Referenzsystems zu beantworten, ab dem Umwelteffekte, für die gesellschaftliche Knappheiten existieren, als positiv bzw. als Vermeidung einer negativen Externalität eingestuft werden können. Die in diesen Fällen auftretenden marginalen Kosten sind als Grenzkosten der Bereitstellung positiver externer Effekte zu subsumieren. Die Grenzziehung zwischen negativen und positiven externen Effekten der Land-

4 Zu einer differenzierten Darstellung landwirtschaftlich bedingter Spurengase mit Treibhauseffekt vgl. Meudt (1998).

5 Eine komprimierte Übersicht zur Diskussion der Effizienz vermeidungskostenabhängiger umweltpolitischer Instrumente findet sich bei Segerson (1996); die Arbeiten des Statistischen Bundesamtes zur Berechnung hypothetischer Vermeidungskosten stehen erst am Anfang (o.V. 1998b: 14–15).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wirtschaft entzieht sich jedoch oft einer objektiven, naturwissenschaftlich belegbaren Beurteilung und gehört in den politischen Raum. Sie wird daher im folgenden nicht problematisiert.

Ziel der folgenden Analyse ist es zu klären, inwieweit ein regionalisiertes Agrarsektormodell – wie das Modellsystem RAUMIS – zur Ermittlung von Grenzkosten der Vermeidung des Stickstoffaustrags aus dem Sektor Landwirtschaft geeignet ist. Dazu muß zunächst unabhängig von der Berechnungsmethode erläutert werden, ob in der Landwirtschaft im intersektoralen Vergleich Besonderheiten in bezug auf alternative Vermeidungsmethoden zu berücksichtigen sind (Abschnitt 1.2.1.). Bevor die modellspezifische Vorgehensweise offengelegt werden kann, bedarf es eines theoretischen Überblicks über zentrale Kenngrößen der Grenzvermeidungskostendiskussion (Abschnitt 1.2.2). Nach der Darstellung der Methodik und der Szenarioannahmen, die dem Modellauf zugrundeliegen, werden Modellergebnisse einschließlich der errechneten Grenzvermeidungskosten in regionaler Differenzierung abgebildet (Abschnitt 1.2.3.). Abschließend werden die Möglichkeiten und Grenzen der Ergebnisse zusammenfassend interpretiert. Da es sich bei RAUMIS um ein Sektormodell handelt, werden die Einflüsse auf die gesamtgesellschaftlichen Opportunitätskosten der Vermeidung von Stickstoffemissionen ebensowenig berücksichtigt wie Wechselwirkungen zwischen anderen Sektoren und der Landwirtschaft[6].

1.2.1. Besonderheiten des Agrarsektors: technische und strukturelle Vermeidungsmöglichkeiten

In der nichtlandwirtschaftlichen Diskussion umweltrelevanter Effekte wird im allgemeinen zwischen strukturellen und technischen Vermeidungsmaßnahmen differenziert. Beide Arten von Aktivitäten zielen darauf ab, umweltschädigende Emissionen aufgrund von Produktionstätigkeit zu verringern bzw. zu vermeiden. Strukturelle Maßnahmen sind im wesentlichen dadurch gekennzeichnet, daß Einschränkungen im Produktionsumfang bzw. Umstellungen im Produktionsprogramm vorgenommen werden. Von technischen Vermeidungsmaßnahmen, d.h. von Reinigungstechnologien, wird demgegenüber i.d.R. dann gesprochen, wenn die Vermeidungsaktivität dem Produktionsprozeß nachgeschaltet ist (z.B. Filter). Solche Maßnahmen werden auch als *„end-of-pipe"-Technologien* bezeichnet[7] (Statistisches Bundesamt 1996: 10–11; Statistisches Bundesamt 1997).

Im landwirtschaftlichen Kontext sind diese dem Produktionsprozeß nachgelagerten Technologien nicht zu verwechseln mit Verfahrens- oder Anbau*techniken*. Denn technische Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoffausträge aus der Landwirt-

6 Vgl. Halbritter (1980), der die Einsatzmöglichkeiten empirischer Grenzvermeidungskostenberechnungen bei regionalen externen Umwelteffekten für den Bereich energietechnischer Anlagen diskutiert.

7 Zur ökonometrischen Schätzung technologiespezifischer Vermeidungskostenfunktionen (*„end-of-pipe"-Fall*) vgl. Michaelis (1993). Michaelis weist auch nach, daß im industriellen Bereich der Reinigungs- und Filtertechnologien nicht mit stetig differenzierbaren Vermeidungskostenfunktionen zu rechnen ist, sondern mit einem sprunghaften Technologiewechsel in Abhängigkeit von bestimmten Schwellenwerten von Emissionsabgaben; vgl. auch Gawel (1993).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

schaft sind durchaus vorhanden (Schleppschlauchausbringung von Gülle, Direktsaatverfahren, Fütterungstechniken bei der Tierhaltung usw.), werden jedoch i.d.R. nicht den Produktionsverfahren nachgeschaltet, sondern integriert.

Bei den im folgenden vorgestellten Modellrechnungen werden die Auswirkungen einer exogen vorgegebenen Beschränkung der Stickstoffzufuhr analysiert. Im Mittelpunkt stehen neben Auswirkungen auf die Produktionsstruktur und -intensität die regionalen Grenzkosten der Düngungsbeschränkung und damit indirekt der Reduktion des Austrags N-haltiger Verbindungen. Die Analyse der strukturellen Veränderungen der landwirtschaftlichen Primärproduktion erfolgt einschließlich der Anpassungsreaktionen im Bereich von Anbau- und Verfahrenstechnologien[8]. Dies bietet sich an, da Reinigungstechnologien in der Landwirtschaft von geringerer Relevanz sind als in der Industrie. Eine Hauptursache ist im starken Flächenbezug der landwirtschaftlichen Produktion, insbesondere der Pflanzenproduktion, zu suchen. Daneben sind auch durch die ausgeprägten Diffusionseigenschaften umweltwirksamer Stickstoff-Verbindungen (NO_3^-, N_2O, NH_4^+, NO_x, NO_2^-, NH_3) dem Einsatz nachgelagerter Reinigungstechnologien enge Grenzen gesetzt. Diese begrenzten Möglichkeiten von „*end-of-pipe*"-Technologien spiegeln sich im Terminus „diffuse Quellen" wider, der besonders durch den Problembereich der Stickstoffausträge geprägt wird. Insbesondere zur Verminderung von Austrägen ins Grundwasser sind technische Möglichkeiten in den Betrieben nur begrenzt nutzbar. Vermeidungsmaßnahmen konzentrieren sich daher auf das Management der Produktionsverfahren, einschließlich der Anwendung umweltschonender Verfahrens- oder Anbautechniken. Die Optimierung des Einsatzes besonders umweltrelevanter Stoffe, etwa in bezug auf Zeitpunkte und Anzahl mineralischer Düngemittelgaben, ist hier als Beispiel zu nennen.

Allerdings sind auch Parallelen in der Diskussion zwischen den Sektoren Landwirtschaft und Industrie erkennbar. Denn in beiden Sektoren kann bei marginalen Abweichungen vom einzelbetrieblichen Optimum der Referenzsituation (ohne Faktorrestriktion) davon ausgegangen werden, daß (modell-) betriebliche Anpassungen primär in Form von Produktionseinschränkungen besonders umweltrelevanter Verfahren erfolgen. Außerdem sind in beiden Sektoren kurzfristig einschneidende Veränderungen der Produktionsstruktur nicht zu erwarten, da oft bedeutende betriebliche Investitionen begrenzend auf die Diversifizierungsmöglichkeiten wirken (Brandes et al. 1997: 61).

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, daß zur einzel- oder modellbetrieblichen Vermeidung umweltrelevanter Emissionen in landwirtschaftlichen Betrieben anders als im Bereich industrieller Produktionsverfahren Reinigungslösungen, d.h. dem Produktionsprozeß nachgeschaltete Maßnahmen, in den Hintergrund treten.

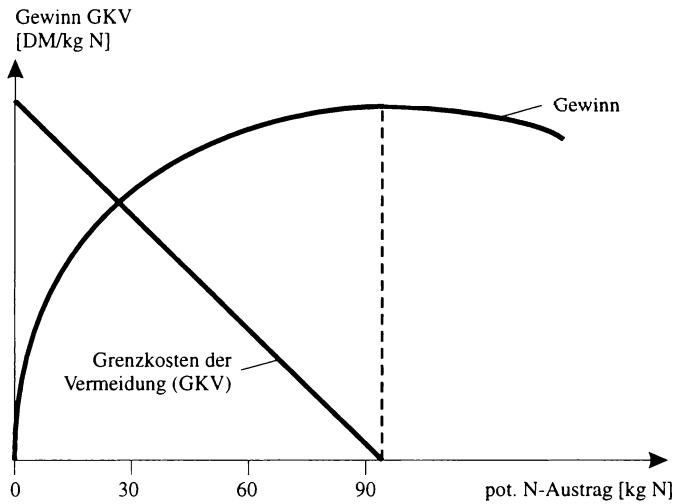
---

8 Zur Diskussion um die effiziente Vermeidung von Emissionen durch technische Maßnahmen *und* Produktionseinschränkung vgl. Cansier (1996: 33ff.). Solche Analysen verlangen allerdings die Annahme, daß Reinigungstechniken existieren, die auf bestimmten Abschnitten der Emissionsvermeidungskurve Kostenvorteile gegenüber der Produktionseinschränkung bieten.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 8

Ableitung der Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags



Nach Henrichsmeyer, Witzke (1996b: 268ff.).

RWI ESSEN

1.2.2. Theorie der Ermittlung von Grenzvermeidungskosten

Die graphische Darstellung der Ableitung des landwirtschaftlichen Gewinns in Abhängigkeit von zunehmender Emissionsbelastung wird üblicherweise als Grenzvermeidungskostenkurve bezeichnet (Schaubild 8) (Henrichsmeyer, Witzke 1996b: 269; Weimann 1990: 113). An dieser Kurve lassen sich die marginalen Opportunitätskosten der Emissionsvermeidung ablesen. Sekundäre Vermeidungs- oder Transaktionskosten durch Planung und Administration bei der Implementierung umweltpolitischer Maßnahmen werden bei dieser Betrachtung vernachlässigt[9] (Schulz 1989). Der fallende Verlauf der vereinfachend linear dargestellten Grenzvermeidungskostenkurve zeigt, daß gewinnmaximierende Landwirte bei Steigerung der Düngungsintensität und damit simultan des potentiellen Stickstoffaustrags mit sinkenden Grenzgewinnen rechnen müssen (Henrichsmeyer, Witzke 1996b: 269). Bis zum Maximum der Gewinnkurve sind diese Grenzgewinne positiv.

Betrachtet man nicht die Zunahme, sondern die Vermeidung von Stickstoffemissionen bzw. Stickstoffbilanzüberschüssen (Bewegung auf der GKV-Kurve von rechts nach links), wird deutlich, daß mit zunehmender Schadstoffvermeidung die Grenz-

9 Zur administrativen Praktikabilität räumlich differenzierter umweltpolitischer Maßnahmen vgl. Tietenberg (1978: 265–277).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

vermeidungskosten steigen. Das bedeutet, daß die zusätzlichen Einkommenseinbußen bei Verringerung des Austrags um eine Einheit N um so höher sind, je stärker die Vermeidung bzw. je niedriger die Austragsraten an Stickstoff bereits sind. Weimann (1990: 113) begründet diesen Verlauf damit, daß Vermeidungsaktivitäten technologisch um so aufwendiger sind, je niedriger das Schadstoffniveau bereits ausfällt (Cansier 1996: 14–15).

Mit der im folgenden gewählten Vorgehensweise wird von der Annahme rationalen Verhaltens der Landwirte im Sinne von Gewinnmaximierung ausgegangen, so daß im Ausgangspunkt für sämtliche Produktionsverfahren und in sämtlichen Regionen die Düngungsintensität realisiert wird, bei der das Maximum der Gewinnmöglichkeitskurve erreicht wird, d.h. die Grenzgewinnkurven die Abszisse schneiden.

1.2.3. Grenzvermeidungskosten in den RAUMIS-Modellkreisen[10]

Zur Bestimmung der Grenzvermeidungskosten („Schattenpreise") in Abweichung von der Referenz, d.h. dem Optimum bei Gewinnmaximierung, wird der Stickstoffeinsatz exogen begrenzt[11]. Mit Hilfe des Modellsystems RAUMIS wird daraus das zugehörige Optimum sowie der bei diesem Optimum zu erwartende Zielbetrag bestimmt. Damit wird implizit von der Annahme ausgegangen, die Reduzierung des Stickstoffeinsatzes gehe mit einer ebenso großen Verringerung der umweltrelevanten Stickstoffemissionen einher (lineare Beziehung). Diese Vorgehensweise wurde gewählt, um politische Realitäten möglichst weitgehend zu berücksichtigen und die administrative Praktikabilität potentieller Lösungen zu erhöhen. Denn bei einem Teil agrarumweltpolitischer Maßnahmen wird der Verzicht auf ertragsteigernde Betriebsmittel mit finanzieller Förderung honoriert, unabhängig von der tatsächlichen Reduktion umweltwirksamer Emissionen oder reduzierter Stickstoffbilanzüberschüsse als Indikator dafür[12]. Da von einem linearen Zusammenhang zwischen dem Düngemitteleinsatz und dem Austrag umweltrelevanter Emissionen jedoch nur unter idealisierten Bedingungen ausgegangen werden kann[13], sind die errechneten Schattenpreise entsprechend vorsichtig zu interpretieren. Ergebnis der Berrechnung ist die Höhe der Grenzkosten der Verringerung des Stickstoffeinsatzes in D-Mark und damit indirekt der Opportunitätskosten zur Verringerung des *potentiellen Stickstoffaustrags* (Schaubild 9).

Der Verlauf der Ertragsfunktionen ist hier entscheidend für die Bestimmung des gewinnoptimalen Produktionsprogramms. Dies gilt direkt bei Anwendung des soge-

10 Vgl. zu den folgenden Annahmen und Ergebnissen Meudt, Urfei (1998: 9–19).

11 Eine vergleichbare, jedoch nach Instrumententypen differenzierte Schattenpreisberechnung für luftgetragene Schadstoffe findet sich bei Atkinson, Tietenberg (1982).

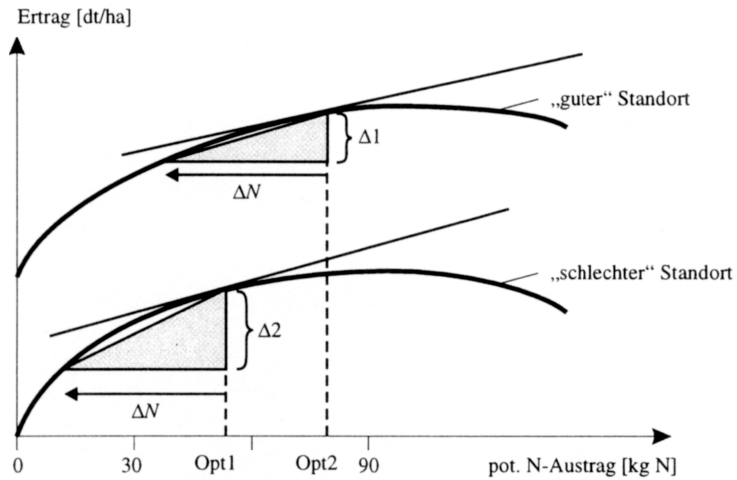
12 In Österreich können die Landwirte sich wie erwähnt für ein stufenweises Absenkung des Düngungsniveaus (in 6-kg Schritten) entscheiden. Die zugehörigen Förderprämien kommen dem hier vorgestellten Grenzvermeidungskostenansatz in Abhängigkeit des Düngemitteleinsatzes sehr nah (Amt der Niederösterreichischen Landesregierung 1994: 14ff.).

13 Allerdings ist davon auszugehen, daß bei Begrenzung der Aussagen auf den Bereich nahe des einzelbetrieblichen Optimums in der Referenzsituation zumindest näherungsweise solche linearen Beziehungen bestehen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 9

Grenzvermeidungskosten in Abhängigkeit von der Standortqualität



Nach Löhe (1998: 121).

nannten Intensitätsmoduls bzw. indirekt aufgrund der verschiedenen extensiven Produktionsverfahren[14], durch die beim linearen Progrmmierungslauf eine Approximation an die quadratischen Ertragsfunktionen vorgenommen wird. Da die Ertragsfunktionen in RAUMIS regional differenziert vorliegen, lassen die zu errechnenden Grenzvermeidungskostenwerte bestimmte Charakteristika erwarten. Auf der Basis naturwissenschaftlicher Versuchsreihen wurden die Ertragsfunktionen derart geschätzt, daß die Ertragsoptima auf „besseren Standorten" (Bodenklimazahl, Witterung usw.) bei einem höheren Stickstoffeinsatz erreicht werden und an jedem Punkt des relevanten Funktionsabschnitts höhere Funktionswerte aufweisen als bei Standorten mit „schlechteren" Bedingungen (Schaubild 9) (Weingarten 1996: 35ff.; Löhe 1998: 121). Dies hat zur Folge, daß die modellendogene Optimierung bei vorgegebenen Output-/Input-Preisverhältnissen unterschiedliche regionsspezifische Düngungsoptima liefert. Bei den zugrundegelegten Annahmen kann dies außerdem bedeuten, daß bei identischen Faktor-Produktpreis-Relationen auf schlechteren Standorten mit höheren Veränderungen der Grenzerträge bei Abweichen vom Optimum zu rechnen ist als auf guten Standorten (Schaubild 9: $\Delta 2 > \Delta 1$). Dies ist immer dann der Fall, wenn die Ertragskurven der „guten Standorte" im Bereich um den Optimalpunkt einen flacheren Verlauf aufweisen als die der „schlechten".

14 Zur Implementation alternativer Produktionsverfahren im Modellsystem RAUMIS vgl. Löhe (1998), zum Intensitätsmodul vgl. Weingarten (1996: 55ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

(Anbau-) Technologische Anpassungsmöglichkeiten wurden in RAUMIS für wichtige Produktionsverfahren des Pflanzenbaus und der Grünlandproduktion implementiert (Löhe, Britz 1997: 12ff.). Ausgehend vom Optimum ist das Modell bei Einführung einer Stickstoffrestriktion in der Lage, sich durch Änderungen des Produktionsprogramms in den Grenzen sämtlicher implementierter Produktionsverfahren, einschließlich der extensiven, anzupassen. Aufgrund dieser Modellbedingungen kann die Düngungsbeschränkung verschiedene simultane Anpassungsreaktionen in Form von Änderungen des Produktionsprogramms auslösen:

- Umschichtungen zwischen verschiedenen „konventionellen" Produktionsverfahren,
- Umschichtungen zugunsten „extensiver" Produktionsverfahren mit geringeren Ansprüchen an den N-Input,
- Ausscheiden aus der Produktion, verbunden mit Brachfallen landwirtschaftlich genutzter Flächen[15].

Durch die modellbedingten Begrenzungen in bezug auf die potentiellen (anbau-) technologischen Anpassungen ist es auch bei sukzessiver Verminderung des N-Einsatzes nicht möglich, vollständige Grenzvermeidungskosten*kurven* zu bestimmen, sondern ausschließlich einzelne Punkte bzw. Abschnitte darauf[16] (Löhe 1998: 81). Es werden lediglich die Schattenpreise ermittelt, von denen bei Abweichung vom Optimum auszugehen ist, d.h. ein spezieller Punkt auf der Kurve. Die Approximierung der Ertragsfunktion durch die alternativen Produktionsverfahren und die damit einhergehende Intransparenz des Verlaufs der Grenzkostenkurvenverläufe hat zur Folge, daß mit den errechneten Werten einerseits keine exakten Niveaus des gesellschaftlich wünschenswerten (Allokations-) Optimums vorgenommen werden können. Andererseits kann von ihnen nicht die Höhe eventueller Entschädigungsleistungen für staatlich verordnete Verringerungen der Düngungsintensitäten abgeleitet werden.

Für die beschriebene Fragestellung wurden Simulationsrechnungen durchgeführt. Zur leichteren Einordnung der Ergebnisse werden im folgenden das Simulationsszenario bzw. die zugehörigen Annahmen beschrieben:

- Das Zieljahr der Analysen ist 2005.
- Es gelten die Politikinstrumente der Agrarreform von 1992, d.h. die Preisausgleichszahlungen bleiben nominal konstant auf dem Niveau der letzten Stufe dieser Reform.
- Der Getreideweltmarktpreis ermöglicht Exporte ohne Subventionen; die freiwillige prämierte Flächenstillegung entfällt.

15 Veränderungen der speziellen Intensitäten innerhalb einzelner „konventioneller" Produktionsverfahren ohne Veränderungen des Produktionsprogramms wurden nicht abgebildet, da Intensitätsanpassungen annahmegemäß ausschließlich über extensive Produktionsverfahren vorgenommen werden.

16 Zur Simulation der Auswirkungen verschiedener denkbarer Politikmaßnahmen auf die marginalen Vermeidungskosten des Stickstoffaustrags vgl. Sumelius (1995).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Der obligatorische Stillegungssatz beträgt 5 vH bei Getreide und Hülsenfrüchten, bei Ölsaaten 10 vH („Blair-House-Abkommen").
- Der Zukaufspreis für mineralischen Stickstoff liegt bei 1,04 DM/kg. Dieser Preis gilt für alle Modellkreise.

Zusätzlich zu den beschriebenen Annahmen wurde im Simulationsszenario die zur Erreichung des Optimums in der Referenzsituation notwendige Zufuhr an mineralischem Stickstoffdünger um 5 vH reduziert[17]. Dies führt zu Schattenpreisen, die Auskunft darüber geben, um wieviel D-Mark der Zielbeitrag in der jeweiligen Region steigen würde, wenn 1 kg mehr mineralischer Stickstoffdünger eingesetzt werden könnte, bzw. um wieviel D-Mark der Zielbeitrag sinkt, wenn die mineralische Stickstoffzufuhr um 1 kg vermindert wird. Karte 3 zeigt die regionale Verteilung der Vermeidungskosten im Simulationslauf.

Tendenziell bestätigten sich die oben geäußerten Vermutungen: Hohe Grenzvermeidungskosten sind zum einen in den Ackerbauregionen Ostdeutschlands zu erwarten, andererseits in einzelnen Grünlandregionen Westdeutschlands. Bei den Ackerstandorten überrascht dieses Ergebnis nicht, da hier erwartungsgemäß mit einer hohen Grenzverwertung des mineralischen Stickstoffs im relevanten Bereich der Ertragsfunktion zu rechnen ist. Daß auch Regionen mit hohem Grünlandanteil wie die Bayerischen Alpen, der Bayerische Wald, das südliche Ostfriesland sowie Teile des Schwarzwaldes zu den Modellkreisen mit den höchsten Schattenpreisen zählen, überrascht jedoch auf den ersten Blick. Begründen läßt sich dies u.a. durch die modellendogene Differenzierung des Verlaufs der Ertragsfunktionen bzw. die Approximation an diese Funktionen aufgrund der spezifizierten extensiven Produktionsverfahren (Schaubild 9)[18]. Auch das in der Referenzsituation bereits niedrige N-Bilanzniveau in diesen Modellkreisen führt zu hohen Grenzvermeidungskosten, da hier im Vergleich zu stärker belasteten Regionen überproportional hohe Anstrengungen unternommen werden müssen, um dieselbe Vermeidungsleistung zu erzielen (Weimann 1990: 14–15).

Es bleibt darauf hinzuweisen, daß die hohen Grenzvermeidungskosten der Inputrestriktion auf schlechten Standorten nicht zu verwechseln sind mit hohen Gesamtverlusten. Hohe Gesamtverluste sind trotz z.T. niedrigerer Grenzvermeidungskosten primär auf guten, ackerfähigen Böden zu erwarten. Die dargestellten Zusammenhänge in Abhängigkeit der Standortgüte gelten ausschließlich für die *Grenz*kosten der Vermeidung.

1.2.4. Zusammenfassende Bewertung

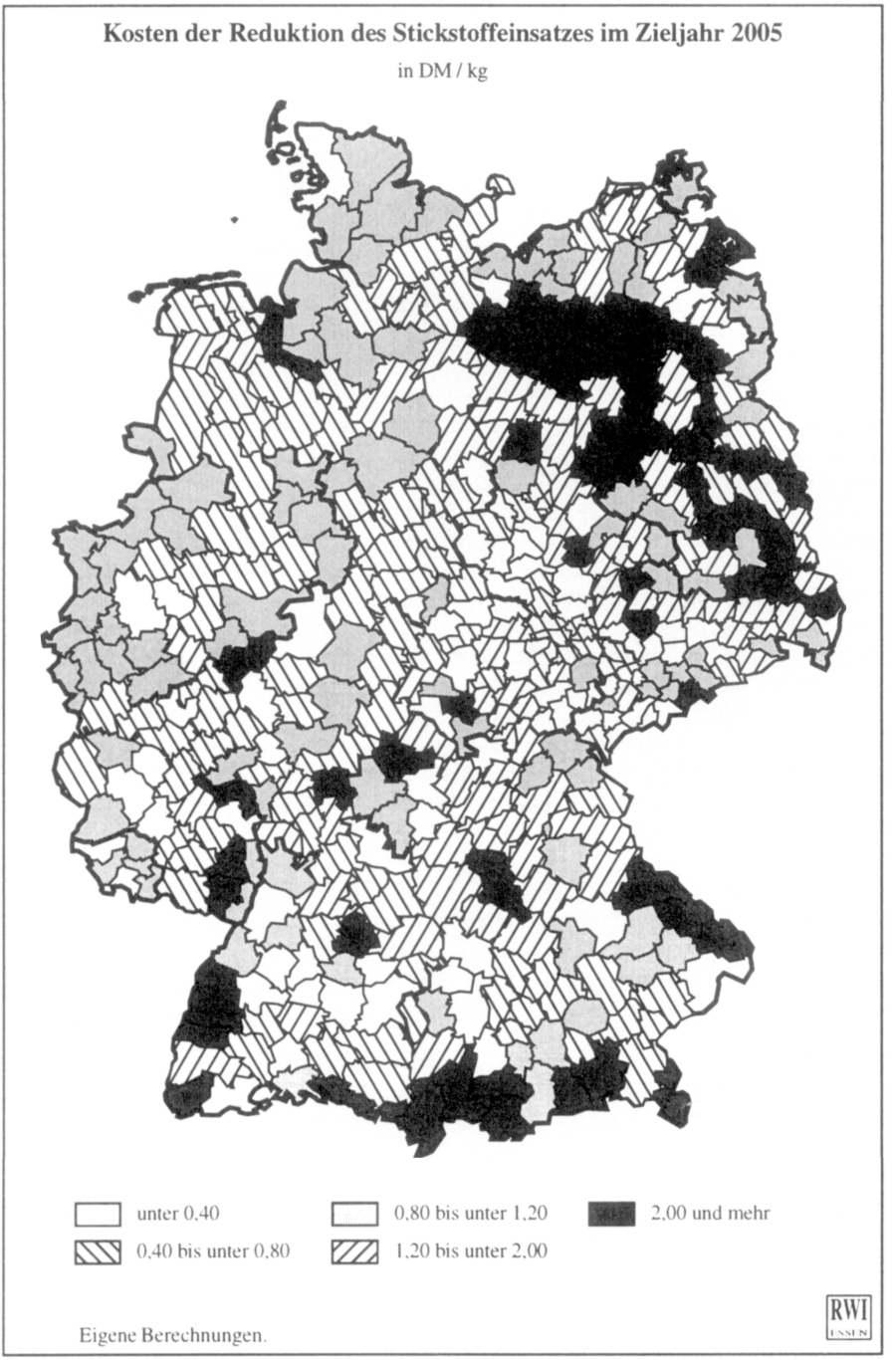
Das Modellsystem RAUMIS läßt sich nutzen, um Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags zu ermitteln. Neben der Möglichkeit, den gesamten Agrarsektor

17 Ein iteratives Absenken des Einsatzes mineralischen Düngers ergab für die 5 vH-Lösung die plausibelsten Ergebnisse.

18 Auch die geringeren Anpassungsmöglichkeiten aufgrund natürlicher Standortnachteile können ein Grund sein.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 3



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Deutschlands in regionaler Differenzierung bis auf die Ebene der Landkreise abzubilden, bieten die Ergebnisse einen sektoral konsistenten Rahmen für die Grenzkostenbewertung der Stickstoffausträge aus der Landwirtschaft. Allerdings sind bei der Interpretation die *Grenzen des Modells* sowie der Anwendung zu berücksichtigen.

Da es sich bei RAUMIS um ein Sektormodell handelt, stellt die Beschränkung auf den Sektor Landwirtschaft eine solche Begrenzung dar. Sowohl umweltrelevante Wirkungen anderer Sektoren auf die Landwirtschaft als auch in umgekehrter Richtung werden nicht erfaßt. Das bedeutet auch, daß die Wirkungen der potentiellen landwirtschaftlichen Stickstoffemissionen auf nichtlandwirtschaftliche Flächen wie Naturschutz-, Forst- oder sonstige Flächen nicht direkt erfaßt werden können. Auch bleiben die Emissionen umweltrelevanter Sektoren wie der Industrie oder des Verkehrs auf den Sektor Landwirtschaft unberücksichtigt bzw. gehen lediglich pauschal als durchschnittliche, räumlich nicht differenzierte Eintragsraten in das Modell ein.

Daneben sind weitere Grenzen zu berücksichtigen. Sämtliche Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft werden indirekt und als Aggregat ausgewiesen. Das bedeutet zum einen, daß nicht die tatsächlichen Emissionen die Basis der Berechnungen darstellen. Die Kenngrößen müssen als indirekter Indikator für physische Umwelteffekte wie Stickstoffausträge in das Grundwasser, in Fließgewässer oder in die Luft aufgefaßt werden. Zum anderen wird nicht zwischen einzelnen Fraktionen von Emissionen innerhalb des Aggregats „Stickstoffaustrag" differenziert. Die Folge ist, daß keine Anteile einzelner umweltwirksamer Stoffe (Nitrat, Methan, Ammoniak, Lachgas) mit jeweils unterschiedlichen Wirkungen auf die Umweltmedien bestimmt werden können. Insgesamt müssen aus diesen Gründen die vom Modell ausgewiesenen Grenzvermeidungskosten als Schattenpreise für die *mögliche* Verringerung des Stickstoffaustrags interpretiert werden. *Forschungsbedarf* verbleibt zur Bestimmung von Grenzvermeidungskosten auf der Basis von Indikatoren, die eine engere Korrelation zum Umweltproblem „Stickstoffemissionen" herstellen.

Einen weiteren limitierenden Faktor für Interpretationen stellen die modellendogen nur begrenzt möglichen (anbau-) technologischen Anpassungen innerhalb einzelner Produktionsverfahren dar. Für wichtige Pflanzenbau- und Grünlandverfahren sind zwar Produktionsalternativen mit extensiver Ausrichtung implementiert; Anpassungen bzgl. der Anbautechnologien sind also möglich. Allerdings besteht für die Modellimplementierung weiterer extensiver Verfahren, z.B. im Bereich der Landschaftspflege, der Verwertung von Siedlungsabfällen oder der Alternativen des Ökologischen Landbaus, d.h. der Umstellung vollständiger Betriebssysteme, weiterer *Forschungsbedarf* – mit Auswirkungen auch auf die Einschätzung der Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags.

1.3. Regionale Verteilung der (potentiellen) Zahlungsbereitschaft für Umweltverbesserungen

Neben den Grenzvermeidungskosten ist auch die regionale Verteilung individueller Zahlungsbereitschaften für mehr Umweltschutz eine entscheidende Größe zur Abgrenzung allokationseffizienter politischer Aktionsräume (Benkert 1981: 136ff.; Karl, Klemmer 1988: 161ff.). Die inhaltliche Nähe zu föderalismusrelevanten Frage-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

stellungen tritt in der Forderung nach mehr „Bürgernähe" und damit indirekt der Berücksichtigung regional differierender Präferenzen zu Tage (Bundesministerium für Wirtschaft 1998: 2; Döring 1996; Kilper, Lhotta 1996: 139). Ein grundlegendes Problem bei der Ermittlung von Zahlungsbereitschaften für öffentliche Güter, zu denen die meisten Umweltressourcen gehören, besteht darin, daß definitionsgemäß keine Markttransaktionen stattfinden und daher keine Preise vorhanden sind (Zimmer 1994: 39–52). Ziel sämtlicher Verfahren zur Quantifizierung von Zahlungsbereitschaften ist es, die Umwelteinflüsse wie andere Faktoren als Entscheidungsvariable von Produzenten und Konsumenten transparent zu machen (Cropper, Oates 1992; Finus 1991; Ewers, Rennings 1996).

Die Zahlungsbereitschaft kann prinzipiell mit Hilfe verschiedener Ansätze bestimmt werden. Indirekte Verfahren nutzen zur Ableitung von Preisen den Einsatz und die Preise privater Güter, die komplementär mit den Umweltgütern nachgefragt werden. Zu diesen Ansätzen zählen beispielsweise die Reisekostenmethode und die hedonische Preisermittlung. Bei der Reisekostenmethode wird von den zur Erlangung eines öffentlichen Gutes insgesamt notwendigen Aufwendungen, z.B. in Form von Eintrittsgeldern, Anreisekosten, Übernachtungen, auf die Zahlungsbereitschaft geschlossen (Henrichsmeyer, Witzke 1994b: 291). Grundlage für die hedonische Preisermittlung bildet die Annahme, daß die Preise marktfähiger Güter in Abhängigkeit von der Umweltqualität variieren, so beispielsweise der Preis für Baugrundstücke in Abhängigkeit der lokalen oder regionalen Umweltsituation.

Aus diesen Annahmen folgen entscheidende Nachteile der indirekten Verfahren: Ihre Anwendung setzt das Vorhandensein komplementärer Märkte für die zu untersuchenden Umweltgüter voraus. Diese Bedingung ist jedoch im Umweltbereich nur selten erfüllt (Hackl, Pruckner 1994). Außerdem werden nur solche Werte berücksichtigt, die sich auf die unmittelbare Inanspruchnahme des öffentlichen Gutes beziehen („*use values*").

Die *direkten Verfahren* ermitteln die Zahlungsbereitschaft mit Hilfe verschiedener Befragungstechniken (*contingent valuation*) (Finus 1992). Konsumenten werden direkt zu ihrer Einschätzung bezüglich der Zahlungsbereitschaft bzw. der potentiellen Entschädigungsforderungen befragt. Mit dem Anspruch, individuelle Präferenzen oder Zahlungsbereitschaften mit Hilfe von Befragungen im Raum möglichst punktgenau und im Niveau exakt zu bestimmen, sind jedoch einige statistisch-methodische und inhaltliche Probleme verbunden. Verzerrungen können etwa durch den „strategischen Bias" bzw. das „*free-rider*-Problem" entstehen. Regelmäßig wird beobachtet, daß die Befragten aus strategischen Gründen übertrieben hohe, nicht ihren tatsächlichen Präferenzen entsprechende Entschädigungsforderungen angeben. Außerdem können Verzerrungen dadurch zustande kommen, daß die Zahlungsbereitschaft für eine Umweltverbesserung möglichst niedrig angegeben wird, da der Interviewte hofft, so mit möglichst niedrigem persönlichen Aufwand an der Qualitätsverbesserung teilhaben zu können. Es wird z.T. kritisiert, der Informationsgrad der Befragten reiche nicht aus, um Antworten in der beabsichtigten Weise, d.h. in Richtung unterstellter Präferenzen oder Zahlungsbereitschaften, interpretieren zu können.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Der wesentliche Vorteil dieser direkten Verfahren besteht darin, daß neben den „*use values*" auch „*non use values*" wie Existenz-, Options- und Vermächtnisnutzen implizit in die Bewertung einfließen[19].

Unabhängig von der methodischen Frage der Zahlungsbereitschaftsermittlung zwingt die Notwendigkeit regionaler Differenzierung im Zusammenhang mit der Betrachtung lokal begrenzter externer Effekte zu verschiedenen Restriktionen. Beispielsweise sind repräsentative Stichproben für jeden Teilraum wie die Stadt- und Landkreise Deutschlands aus Kostengründen nicht realisierbar. Jedoch muß mit Informationsverlusten gerechnet werden, wenn von Stichprobenergebnissen auf die Grundgesamtheit geschlossen wird. Bahrenberg et al. (1992: 202) erwähnen im Zusammenhang mit der Diskussion um den „ökologischen Fehlschluß", daß mit Zunahme der Größe räumlicher Untersuchungseinheiten und der dadurch bedingten Aggregation und Durchschnittsbildung tendenziell die Varianzen der Variablen sinken[20]. Böltken und Strubelt (1985) sprechen analog von „Gruppenfehlschlüssen" im Sinne unzulässiger Analogien bei der Übertragung von interpretatorischen Gruppenergebnissen auf Untereinheiten des Aggregats[21].

Diesem Fehlerpotential ist die folgende Analyse z.T. ausgesetzt, da beabsichtigt ist, von der Individualebene (Stichprobenergebnisse auf Individualebene) auf das Aggregat (die Stadt- und Landkreise) zu schließen. Informationsverluste in Form von Verzerrungen der Korrelationskoeffizienten bzw. der Koeffizienten der zu schätzenden Diskriminanzfunktion sind daher zu erwarten. Zur Behebung dieser Verzerrungen wäre eine Mehrebenenanalyse geeignet, bei der individuelle Einflußfaktoren und Kontextvariablen wie sozio-ökonomische oder sozio-strukturelle Hintergründe simultan und auf verschiedenen föderalen Ebenen berücksichtigt werden (Bürklin 1988: 43; Bahrenberg et al. 1992: 203). Solche Analysen müssen jedoch anderen empirischen Untersuchungen vorbehalten bleiben.

In der amtlichen Statistik ist es aus Kostengründen üblich, von Stichprobenergebnissen auf Verteilungen in der Grundgesamtheit zu schließen (Nourney 1978). Von öffentlichen Institutionen wie dem Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR), das mit der „Laufenden Raumbeobachtung" regelmäßig regionalstatistische Daten veröffentlicht, werden jedoch aufgrund der o.g. Bedenken regionalisierte Zahlungsbereitschaftsanalysen nicht durchgeführt. Regionalisierungen werden lediglich für die Teilgebiete Ost- und Westdeutschland vorgenommen. Für abgesicherte wissenschaftliche Analysen bleibt in diesem Bereich ein vergleichsweise großer Forschungsbedarf.

Im Rahmen der hier vorzunehmenden Untersuchung bleibt die Notwendigkeit, zumindest näherungsweise regionalisierte Präferenzen bzw. Zahlungsbereitschaften

---

19 Zu den verschiedenen Komponenten der Nutzenstiftungen des Natur- und Landschaftsschutzes sowie deren räumlicher Dimension vgl. Zimmer (1994: 57ff.).

20 Zum „ökologischen Fehlschluß" bei Interpretationen vom Aggregat auf die Individualebene vgl. Czarnecki (1992: 39). Fehlschlüsse treten insbesondere dann auf, wenn Kontextmerkmale zur Erklärung individuellen Verhaltens benutzt werden (Bürklin 1988: 37).

21 Zu Problemen bei der Übertragung von Stichprobenergebnissen auf aggregierte Ebenen vgl. Boustedt (1975: 120ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zu ermitteln. Hilfestellung können bisher in diesem Zusammenhang selten eingesetzte multivariate Analyseverfahren bieten. Dabei werden Indikatorgrößen genutzt, d.h. sozio-ökonomische Variablen, die für die zu untersuchenden geographischen Einheiten bekannt sind und für die mit herkömmlichen statistischen Verfahren ein signifikanter Zusammenhang zu Zahlungsbereitschaften für mehr Umweltschutz nachgewiesen werden kann.

1.3.1. Repräsentative Erhebung und extrahierte Variablen

Untersuchungen zu Einstellungen, Präferenzen und Zahlungsbereitschaften zum Thema Umwelt existieren in großer Anzahl (Kramer 1997). Auch in bundesweite Panel-Befragungen wurden bereits seit ca. Mitte der achtziger Jahre regelmäßig Fragen zur subjektiven Bewertung des Zustands einzelner Umweltressourcen sowie zu gewünschten Änderungen oder zur Zufriedenheit mit dem aktuellen Umweltzustand aufgenommen. Dazu gehören etwa:

- die Allgemeine Bevölkerungsumfrage der Sozialwissenschaften (ALLBUS) des Zentralarchivs für Empirische Sozialforschung an der Universität Köln (ZA) und des Zentrums für Umfragen, Methoden und Analysen (ZUMA), Mannheim,
- das Sozioökonomische Panel (SOEP) des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung, Berlin,
- Studien des Mannheimer Instituts für praxisorientierte Sozialforschung (ipos) verschiedener Jahre sowie
- die International Social Survey Programme (ISSP) (Kramer, Noll 1996).

Da hier beabsichtigt ist, Aussagen zum gesamten Bundesgebiet abzuleiten, wurde Wert auf eine bundesweit möglichst repräsentative und aktuelle Stichprobe gelegt. Dazu boten sich die Ergebnisse einer aktuellen Befragung von Preisendörfer/Wächter-Scholz (1997) an, die im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit durchgeführt und Ende 1997 veröffentlicht wurden[22]. Im Rahmen dieser Befragung von 2 307 Personen wurde folgende Frage gestellt, die Rückschlüsse auf die Zahlungsbereitschaften für Umweltschutzmaßnahmen zuläßt:

„Wären Sie bereit, höhere Steuern und Abgaben für einen verbesserten Umweltschutz zu bezahlen, wenn sichergestellt wäre, daß diese direkt dem Umweltschutz zugute kämen?“[23]

22 Der Ergebnisbericht sowie der komplette Datensatz der Befragungsergebnisse wurden freundlicherweise von Herrn Prof. Dr. P. Preisendörfer und Frau F. Wächter-Scholz zur Verfügung gestellt.

23 Als Antwortmöglichkeiten wurden „Ja“, „Nein“ sowie „Teils/Teils“ zur Auswahl vorgegeben. Daneben bestand die Möglichkeit, die Antwort zu verweigern. Um eine dichotome Diskriminanzanalyse durchführen zu können, wurden die Antworten der Befragten so transformiert, daß die Antwort „Ja“ mit 1 codiert wurde sowie den Antworten „Nein“ und „Teils/Teils“ (und den Antwortverweigerungen) gemeinsam die Ausprägung 0 zugewiesen wurde.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Von einigen Autoren wird kritisiert, daß Fehlinterpretationen bzgl. des Niveaus an Zahlungsbereitschaft dadurch zustande kommen, daß die Befragten nicht über zu erwartende steigende Abgabenlasten informiert werden. So verweist Pommerehne (1987: 207) auf verschiedene Befragungen, bei denen die Zahlungsbereitschaft zurückgeht, sobald die Entscheidung für mehr Umweltschutz an eine zu erwartende höhere Steuerlast gebunden wird. Bei der hier zugrundeliegenden Befragung wird die Möglichkeit steigender Abgabenlasten explizit und als obligatorische Konsequenz formuliert. Systematische Über- oder Unterschätzungen aufgrund von Informationsmangel der Befragten bzgl. der zu erwartenden individuellen Konsequenzen können daher weitgehend ausgeschlossen werden.

Mit der Berücksichtigung der geäußerten Zahlungsbereitschaft wird von den möglichen Dimensionen des Umweltbewußtseins von Individuen die sogenannte intentionale oder konative Dimension erfaßt, die auf aktive Handlungsbereitschaft abzielt. Es handelt sich nach Wimmer (1993) um einen eindimensionalen Operationalisierungsansatz des Konstrukts Umweltbewußtsein, der für die ökonomische Aussagekraft in Richtung Zahlungsbereitschaft der Befragten jedoch als geeignet eingestuft wird. Demgegenüber wird das Umweltbewußtsein bei mehrdimensionalen Operationalisierungsansätzen als Komplex bewertet und mit Hilfe verschiedener Indikatoren, die unterschiedlich gewichtet sein können, ermittelt.

Die Eindimensionalität des beschriebenen Operationalisierungsansatzes macht vorsichtige Interpretationen der Ergebnisse notwendig. Die begrenzte Aussagekraft der gewonnenen „regionalisierten potentiellen Zahlungsbereitschaften" wird insbesondere dadurch ausgelöst, daß lediglich im Aggregat verschiedener positiver und negativer Nutzendimensionen unterschiedlichster Umweltproblemkomplexe zwischen den Alternativen für oder wider höhere Abgabenbelastung gewählt werden konnte. Durch die Formulierung der Frage können weder Zahlungsbereitschaften für einzelne Umweltressourcen (saubere Gewässer oder unbelastetes Trinkwasser, Artenvielfalt, saubere Luft o.ä.) noch für Umwelteffekte bestimmter lokaler oder regionaler Dimension abgeleitet werden. Vielmehr wird mit dem hier vorgestellten Konstrukt „potentielle Zahlungsbereitschaft" ein relativ diffuser Komplex aus Zahlungsbereitschaften für lokale, regionale, nationale und supranationale externe Effekte oder öffentliche Güter abgebildet. Es muß daher weiteren sozio-ökonomischen Forschungsarbeiten vorbehalten bleiben, Zahlungsbereitschaften für öffentliche Güter auf den verschiedenen föderalismusrelevanten räumlichen Ebenen zu ermitteln. Dabei ist zu erwarten, daß die Aussagekraft der ermittelten Ergebnisse mit der Nähe der Befragten zum Umweltproblem und damit dem persönlichen Betroffenheitsgrad steigt.

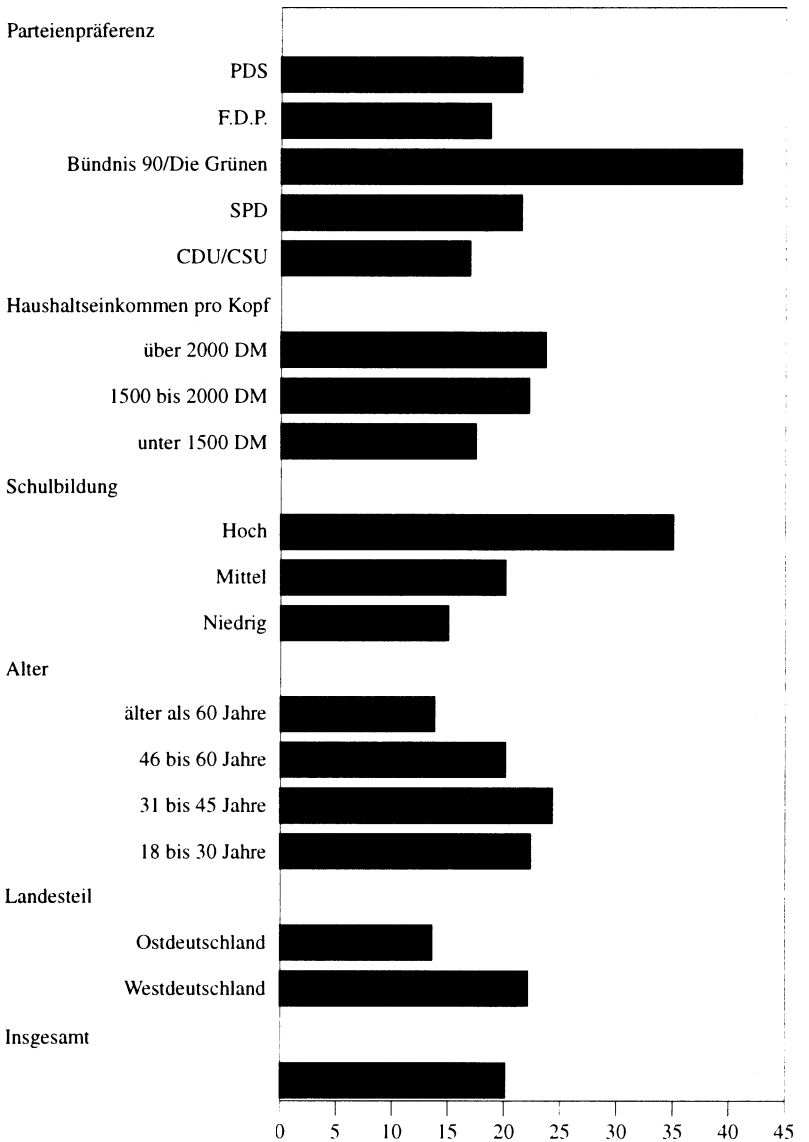
Das Ergebnis der Befragung wird in Schaubild 10 wiedergegeben. Es werden die Variablen abgebildet, für die Preisendörfer/Wächter-Scholz (1997: 197) einen signifikanten Unterschied zwischen einzelnen oder sämtlichen verschiedenen Teilgruppen feststellen konnten. Als deutlicher Bestimmungsfaktor der Zahlungsbereitschaft erweist sich der Wohnort: Während 22 vH der Westdeutschen die Frage nach höheren Abgaben oder Steuern mit „Ja" beantworten, sind es im östlichen Landesteil nur 14 vH. Preisendörfer und Wächter-Scholz erklären diese Einstellung mit der ange-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 10

Zahlungsbereitschaft für Umweltschutz in Deutschland

in vH der Befragten der jeweiligen Gruppe mit positiver Zahlungsbereitschaft



Nach Preisendörfer, Wächter-Scholz (1997: 197).

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

spannteren Budgetlage der ostdeutschen Privathaushalte. Weitere signifikante Erklärungsvariablen sind das Alter der befragten Person (mit negativem Einfluß), die Schulbildung, das Einkommen sowie die Parteienzugehörigkeit.

Diese Zusammenhänge werden durch die Ergebnisse weiterer sozio-ökonomischer Untersuchungen bestätigt. So gilt es inzwischen als unumstritten, daß mit dem individuellen Einkommen auch die Zahlungsbereitschaft für Umweltschutz zunimmt (Siebert 1978b; Cansier 1996: 80; Kämmerer et al. 1996; Siebert 1995: 219; Zimmermann, Kahlenborn 1994: 110). Auch der positive Erklärungsbeitrag des Bildungsniveaus ist mehrfach belegt. In voneinander unabhängigen Untersuchungen weisen Zimmer (1994: 140) und Kämmerer et al. (1996) empirisch nach, daß zwischen den Wahrscheinlichkeiten, im Rahmen einer Zufallsstichprobe Personen anzutreffen, die mit dem Status quo von Naturschutz und Landschaftspflege unzufrieden sind bzw. positive Zahlungsbereitschaften äußern, und

- steigendem Einkommen,
- steigendem formalem Qualifikationsniveau sowie
- höherer Stellung in der beruflichen Hierarchie

ein positiver Zusammenhang besteht. Auch der von Preisendörfer und Wächter-Scholz ermittelte signifikante Zusammenhang zwischen Lebensalter und der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter wird durch die Ergebnisse von Zimmer (1994: 206) bestätigt.

Die mit Abstand markanteste Bestimmungsgröße der Zahlungsbereitschaft stellt jedoch die Selbsteinschätzung der Befragten zur Parteienzugehörigkeit dar. Während mehr als 40 vH der Befragten, die Bündnis 90/Die Grünen wählen, positive Zahlungsbereitschaft für Umweltschutzmaßnahmen in Form von Abgaben oder Steuern äußern, liegen diese Anteile für sämtliche anderen Parteien um 20 vH. Mit dieser Signifikanz bestätigen Preisendörfer und Wächter-Scholz die These, Wahlergebnisse zugunsten der Partei Bündnis 90/Die Grünen seien als ein Indikator für den Anteil von Wählern mit ausgeprägten Umweltpräferenzen geeignet (Endres, Finus 1996).

Da auch bei wahlsoziologischen Untersuchungen der Anteil der Hochschulabsolventen bzw. von Wählern mit hohem qualifizierenden Schulabschluß an der Bevölkerung als wichtige, d.h. statistisch signifikante Bestimmungsgröße der Wahlentscheidung für Bündnis 90/Die Grünen gilt, kann von einer hohen Korrelation zwischen diesen beiden Bestimmungsgrößen ausgegangen werden[24] (Poguntke 1993: 195; Veen, Hoffmann 1992: 106).

In wahlsoziologischen Untersuchungen wird den Wählern von Bündnis 90/Die Grünen z.T. zwar ein enger Bezug zu Sachfragen attestiert, zugleich jedoch auch strategi-

24 Wielgohs (1994) belegt deutliche Unterschiede bzgl. sozio-ökonomischer Merkmale der Mitglieder und Wähler von Bündnis 90/Die Grünen in den beiden Landesteilen Deutschlands. Für eine Differenzierung der Analyse nach der Herkunft der Befragten aus Ost- oder Westdeutschland spricht auch die Tatsache, daß sich die Anhänger der Partei im Osten bzgl. einzelner sozio-ökonomischer Variablen bisher heterogener darstellen als im Westen (Veen, Hoffmann 1992: 156).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sches Verhalten bezüglich der endgültigen Wahlentscheidung vermutet[25]. Es gilt allerdings als empirisch belegt, daß für sie die Umweltpolitik einen sehr viel höheren Stellenwert einnimmt als für die Wähler der übrigen Parteien. Verschiedene Autoren bestätigen, daß „post-materialistische" Einstellungen, d.h. immaterielle Bedürfnisse, zu denen auch Umweltpräferenzen gerechnet werden, bei ihnen im Vergleich zu anderen Wählergruppen eindeutig dominieren (Schmitt-Beck 1994). Der Umweltschutz gehört für sie zu den Themen mit sehr hoher Priorität, neben Themen wie Friedenssicherung und der Sicherung von Arbeitsplätzen. Bei den Anhängern der übrigen Parteien werden die Prioritäten zwar in ähnlicher Reihenfolge gelistet, jedoch mit deutlichen Gewichten zugunsten anderer Themen (Veen, Hoffmann 1992: 111). Allerdings ist ein Unterschied zwischen den Wählern in den beiden Landesteilen Deutschlands festzustellen: Während für westdeutsche Bündnis 90/Die Grünen-Wähler der Umweltschutz die Prioritätenliste anführt, rangiert er in Ostdeutschland lediglich auf Platz drei[26].

Da die Variable „Parteienpräferenz" – hier operationalisiert durch die Frage nach der Partei, die bei der nächsten Bundestagswahl gewählt würde – nicht unumstritten ist, jedoch einen hohen Erklärungsbeitrag zur Zahlungsbereitschaft für Umweltschutzmaßnahmen verspricht, wird sie im folgenden eingehender diskutiert. Ihre Verwendung impliziert die Grundannahme der Ökonomischen Theorie der Politik von der Existenz des „rationalen Wählers". So sind nach Bürklin (1988: 13) demokratische Wahlen geeignet, die Handlungen der Regierungen und die Präferenzen der Gesellschaft aufeinander abzustimmen. Es wird angenommen, der Wähler wäge vor der Wahlentscheidung zwischen Kosten und Nutzen der verschiedenen Wahlprogramme ab, um sich dann für die Partei mit dem für ihn höchsten Nettonutzen zu entscheiden. Diesem Modell liegt auch die Vorstellung zugrunde, Zahlungsbereitschaften seien als Indikatoren oder „monetäre Nutzenäquivalente" individueller Präferenzen interpretierbar[27] (Cansier 1996: 78ff.).

Daneben wird die Entscheidung, den Wahlausgang als Variable zur Bestimmung potentieller Zahlungsbereitschaften für lokale öffentliche Güter zu nutzen, auch durch Transaktionskostenargumente gestützt. Danach nehmen die Anreize für Bürger, Bürokratien zu kontrollieren, mit der räumlichen und inhaltlichen Nähe zum Problem zu, da davon auszugehen ist, daß gleichzeitig die Kosten zur Informationsfindung für den einzelnen abnehmen (Bauer et al. 1996: 79). Bei Problemen lokaler oder regionaler Natur sollte somit annahmegemäß mit vergleichsweise großem Interesse der Bevölkerung am Wahlausgang und damit einer relativ guten Abbildungsgüte der Nachfrageseite gerechnet werden.

Allerdings weisen Scheele/Isermeyer (1989) darauf hin, daß nicht die Präferenzen der einzelnen Wähler bzw. Konsumenten zu Entscheidungen bzgl. der speziellen Ausgestaltung umweltpolitischer Maßnahmen führen, sondern komplexe politische Willensbildungsprozesse. Politikern verbleiben somit bei der Ausgestaltung von

25 Poguntke (1993: 208) verweist in diesem Zusammenhang auf die Bundestagswahl vom Dezember 1990. Zum Phänomen der Wechselwähler vgl. Dittrich (1987).

26 Im „Kernpotential" der Bündnis 90/Die Grünen-Wähler (Schmitt-Beck 1994).

27 Zur Kritik an dieser Vorgehensweise vgl. z.B. Beckenbach (1989).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Politikmaßnahmen breite Handlungsspielräume, u.a. da die Präferenzen für bestimmte Umweltqualitäten lediglich einen Bestimmungsparameter unter vielen für die Wahlentscheidung darstellen. Es ist davon auszugehen, daß Wähler diese Freiheitsgrade der politischen Umsetzung von Wahlentscheidungen antizipieren.

Auch Siebert (1978a: 88) bezeichnet Wahlen als geeignete Möglichkeit, Präferenzen von Individuen bzgl. gewünschter Umweltqualitäten zu ermitteln (Benkert 1981: 154). Allerdings weist er auf die Gefahren dieser Methode hin, da Parteiprogramme aus verschiedenen Kompartimenten zu vielen Problembereichen bestehen, so daß Wähler gezwungen sind, zwischen verschiedenen Zielen und damit verschiedenen öffentlichen Gütern abzuwägen. Die Folge kann sein, daß sich zwei Individuen für dieselbe zur Wahl stehende Partei entscheiden, für Individuum 1 jedoch ein völlig anderer Teil des zugehörigen Parteiprogramms den Ausschlag gibt. Im Extremfall können sich beide, selbst bei großer Repräsentanz ökologischer Ziele im betreffenden Parteiprogramm, für andere als ökologische Ziele entschieden haben. Es muß also davon ausgegangen werden, daß die positive Wahlentscheidung für einzelne Parteien keine eindeutigen Rückschlüsse auf spezielle Teile des jeweiligen Wahlprogramms zuläßt. Die Tatsache, daß sich sämtliche der großen Parteien, besonders bei einzelnen Umweltthemen, sehr stark annähern, und eine abnehmende Parteienbindung der Wähler verstärken dieses Problem[28] (Poguntke 1993). Daneben weist Siebert auch darauf hin, daß die Kosten der in Aussicht gestellten Bereitstellung von Umweltqualitäten in Parteiprogrammen nicht explizit werden, so daß die Wahlentscheidung Zahlungsbereitschaften nur indirekt abbilden kann.

1.3.2. Angewandte Methode: Diskriminanzanalyse

Bei dem zu analysierenden Problem soll der funktionale Zusammenhang zwischen verschiedenen sozio-ökonomischen Bestimmungsgrößen (Alter, Einkommen, Parteienzugehörigkeit usw.) als unabhängigen und der Zahlungsbereitschaft für mehr Umweltschutz (vorhanden oder nicht vorhanden) als abhängiger Variable ermittelt werden. Um solche Beziehungen zu untersuchen, die wie im hier vorliegenden Fall vollständig oder partiell nicht metrisch skaliert sind, stehen verschiedene Analyseverfahren zur Verfügung.

Liegen sowohl die abhängige als auch die unabhängigen Variablen nominal skaliert vor, wird üblicherweise die *Kontingenzanalyse* eingesetzt. Mit Hilfe von statistischen Tests kann festgestellt werden, ob ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Variablen nachzuweisen ist. Auch Richtung und Stärke dieses Zusammenhangs können näherungsweise bestimmt werden. Da diesem Verfahren allerdings Grenzen gesetzt sind, werden bei der Untersuchung der Abhängigkeit einer dichotomen Variable von mehr als einer unabhängigen Variablen auch „*Binary-Choice-Models*"

28 Zur Zunahme „multipler Affinitäten" der deutschen Wähler vgl. Schmitt-Beck (1994). Allerdings weist Hoffmann (1997) darauf hin, daß trotz ähnlicher Begrifflichkeiten verschiedener Parteiprogramme politische Grundorientierungen, Werthaltungen und Problemsichten weit auseinander liegen können.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

oder „*Logit- bzw. Probit-Modelle*“ benutzt[29] (Backhaus et al. 1994: 181). Auch im Zusammenhang mit agrarökonomischen Fragestellungen wurden diese Modelle bereits angewendet[30] (Thiele 1997). Neben diesen Modellen kommt grundsätzlich auch die *Diskriminanzanalyse* für Probleme der dargestellten Art in Frage. Allerdings wird sie i.d.R. eingesetzt, wenn die unabhängigen Variablen metrisch skaliert sind.

Übergänge zwischen diesen verschiedenen Analysemethoden sind möglich und auch empirisch erprobt. Verschiedene Autoren wie Erb sowie Bahrenberg et al. weisen nach, daß sich die Diskriminanzanalyse als Prognoseverfahren nicht nur bei Vorliegen metrisch skalierter, sondern auch diskreter oder gemischter unabhängiger Variablen verwenden läßt (Hartung, Elpelt 1986: 240; Bahrenberg et al. 1992: 339; Erb 1990: 57 mit Verweis auf Feilmeier et al. 1981). In dieselbe Richtung weist die Feststellung Maddalas (1987: 27), die Diskriminanzanalyse sei zum linearen Wahrscheinlichkeitsmodell äquivalent und auch dann geeignet, wenn auf der Seite der erklärenden nicht metrische, sondern *Dummy*-Variablen zum Einsatz kommen. Er bescheinigt Logit- und Probit-Modellen zwar grundsätzlich eine größere Robustheit bei Problemen nominal skalierter unabhängiger Variablen, verweist jedoch auf verschiedene empirische Arbeiten, die zu dem Ergebnis kommen, daß die Logit-Schätzung nur geringfügig bessere Ergebnisse liefert als die Diskriminanzanalyse[31].

Neben diesen lediglich geringfügigen Verlusten bei Problemen der zu analysierenden Art sprechen verschiedene Faktoren für den Einsatz der Diskriminanzanalyse. Sie gehört zu den häufig angewandten und bewährten Analyseverfahren in der sozialwissenschaftlichen Forschung. Ihre Anwendung auf umweltökonomische Probleme erhöht somit die interdisziplinäre Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Gerade für explorative Untersuchungen wie hier ist dieser Faktor intersubjektiver Überprüfbarkeit nicht zu vernachlässigen. Auf der ökonometrisch-analytischen Seite wird die Kritik mangelnder Robustheit dadurch relativiert, daß im vorliegenden Fall nicht ausschließlich *Dummy*-Variablen als Erklärende verwendet werden, sondern mit dem „Lebensalter“ und den „Netto-Haushaltseinkommen“ auch metrisch skalierte Größen.

Wie dargestellt, basieren die Ergebnisse einer Diskriminanzanalyse auf den Beziehungen zwischen metrischen oder gemischten unabhängigen Variablen und einer nominal skalierten abhängigen Variable innerhalb einer bekannten Stichprobe. Ziel ist es, Objekte aus einer Grundgesamtheit, für die Ausprägungen der Bestimmungsvariablen bekannt sind, möglichst eindeutig zwei (im dichotomen Fall) oder mehreren zur Auswahl stehenden Gruppen zuzuordnen. Dieses Ziel ist dann weitgehend erfüllt, wenn die Streuung der Objekte innerhalb einer Gruppe möglichst gering, die Streuung zwischen den verschiedenen Gruppen möglichst groß ist.

---

29 Ausführliche Einführungen zu diesen Modellformen finden sich in Maddala (1987: 13ff.); Pindyck, Rubinfeld (1998: 298–333); Greene (1990: 661–703). Palmquist (1991: 77–120) erläutert die Einsatzmöglichkeiten und Grenzen solcher „*discrete choice models*“ bei der hedonischen Preisermittlung von Umweltgütern. Eine Formulierung eines *discrete choice models* zur Bestimmung des Erholungsnutzens öffentlicher Güter findet sich bei Bockstael et al. (1991).

30 Zimmer (1994: 48) verwendet ein Logit-Modell zur Schätzung spezieller Fragestellungen des Natur- und Landschaftsschutzes.

31 Einen alternativen Ansatz mit ähnlicher regionaler Differenzierung zeigen Witzke, Urfei (1999).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Im Rahmen der Diskriminanzanalyse wird zunächst, ähnlich wie bei der Regressionsanalyse, eine lineare (Diskriminanz-) Funktion geschätzt (Brosius, Brosius 1995: 772).

$$D = B_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_mX_m \tag{1}$$

mit:

D	:	diskrete Gruppenvariable (1 = positive Zahlungsbereitschaft, 0 = keine positive Zahlungsbereitschaft bzw. indifferent);
B_0	:	absolutes Glied;
b_1 bis b_m	:	Diskriminanzkoeffizienten der jeweiligen Variablen;
X_1 bis X_m	:	unabhängige Variablen.

Allerdings wird bei der Schätzung der Koeffizienten (b_1 bis b_m) wegen der diskreten Skalierungsform der abhängigen Variable nicht nach der Methode der kleinsten Quadrate vorgegangen, sondern der Quotient

$$\frac{SS_b}{SS_w} = \text{Eigenwert} \tag{2}$$

maximiert (Backhaus et al. 1994: 101). SS_b steht für die Streuung zwischen den Gruppen. Diese berechnet sich als Summe des Quadrats der Abweichungen der mittleren Diskriminanzwerte jeder der beiden Gruppen (im dichotomen Fall) vom Gesamtmittel der nach Gleichung (1) bestimmten und für jeden Fall (hier für jeden Befragten) errechneten Diskriminanzwerte, gewichtet mit der jeweiligen Gruppengröße.

Die Streuung der Elemente innerhalb jeder Gruppe wird durch SS_w bestimmt, der Summe des Quadrats der Abweichungen jedes Diskriminanzwertes vom mittleren Diskriminanzwert der jeweiligen Gruppe, über beide Gruppen und sämtliche Fälle, ebenfalls gewichtet mit der jeweiligen Gruppengröße

$$\frac{SS_b}{SS_w} = \frac{\sum_{j=1}^{2}\left[\overline{D}_j - \overline{D})^2 \cdot n_j\right]}{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{2}\left[(D_{ij} - \overline{D}_j)^2 \cdot n_j\right]} = \text{Eigenwert} \tag{3}$$

wobei

$$\overline{D}_j = \frac{1}{n_j} \cdot \sum_{i=1}^{n_j} D_{ji} \text{ sowie } \overline{D} = \frac{1}{n_1 + n_2} \cdot (n_1\overline{D}_1 + n_2\overline{D}_2).$$

Die Gesamtstreuung SS ergibt sich aus der Summe aus SS_b und SS_w und entspricht

$$SS = \sum_{j=1}^{2}\sum_{i=1}^{n}(D_{ji} - \overline{D})^2.$$

Da SS_b auch als erklärte und SS_w als nicht erklärte Streuung verstanden werden kann, dient der Eigenwert als Maß für das Verhältnis von erklärter zu nichterklärter Streuung der Stichprobe.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

In einem zweiten Schritt wird auf der Basis der Stichprobenwerte für jeden Fall mit seinem speziellen Funktionswert D die (a posteriori-) Wahrscheinlichkeit berechnet, mit der er den zur Auswahl stehenden Gruppen G_i (positive bzw. keine Zahlungsbereitschaft) zuzuordnen ist. Basis der Berechnung bildet der Satz von Bayes

$$P(G_j|D) = \frac{P(D|G_j) \cdot P(G_j)}{\sum_{j=1}^{2} P(D|G_j) \cdot P(G_j)}, \tag{4}$$

mit dessen Hilfe auf der Basis der bekannten (a priori-) Wahrscheinlichkeiten $P(G_j)$ und $P(D|G_j)$ der gesuchte Wert bestimmt werden kann. Da ohne zusätzliche Informationen das Ziehen jeder der möglichen Fälle gleich wahrscheinlich ist, kann $P(G_j)$ mit Hilfe der Gruppenanzahl bestimmt werden. Bei binären abhängigen Variablen beträgt die a priori-Wahrscheinlichkeit dann für beide Gruppen 0,5. Liegen weitere Informationen über die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Gruppenvariable vor, können diese genutzt werden, um die a priori-Wahrscheinlichkeit anzupassen. Die Bestimmung von $P(D|G_j)$ – der bedingten Wahrscheinlichkeit, mit der sich der Funktionswert D ergibt, wenn bekannt ist, daß der betrachtete Fall Gruppe G_j angehört – beruht auf der Annahme, daß die Daten aus einer normalverteilten Grundgesamtheit stammen und die Parameter der Verteilung geschätzt werden können[32] (Brosius, Brosius 1995: 775). Die bedingten Wahrscheinlichkeiten lassen sich dann einer Tabelle der standardisierten Normalverteilung entnehmen (Backhaus et al. 1994: 135). Ergebnis der Berechnung sind im dichotomen Fall zwei a posteriori-Wahrscheinlichkeiten für jeden Fall der Stichprobe mit Werten zwischen 0 und 1. Da jeder Fall genau einer Gruppe zugeordnet wird, addieren sich die errechneten Wahrscheinlichkeiten zu 1.

Mit Hilfe der a posteriori-Wahrscheinlichkeiten erfolgt im nächsten Analyseschritt die Zuteilung in die zur Auswahl stehenden Gruppen. Jeder Fall der Stichprobe wird der Gruppe zugeteilt, für die sich die höchste Wahrscheinlichkeit ergibt. Der Abstand der bei dichotomen abhängigen Variablen errechneten beiden Wahrscheinlichkeiten kann bereits einen Hinweis auf die Trennstärke der Schätzfunktion geben. Je geringer der Unterschied zwischen den beiden Wahrscheinlichkeiten ist, desto schlechter ist die Trenngüte der Diskriminanzanalyse.

Als Gütekriterium für die Einteilung der Stichprobenfälle in die zur Auswahl stehenden Gruppen dienen verschiedene Maße, z.B. der *Eigenwert* (Gleichung 2). Da dieser Quotient mit zunehmender Größe der Streuung zwischen den Gruppen und abnehmender Größe der Streuung innerhalb der Gruppen steigt, wird mit wachsendem Eigenwert eine steigende Güte der Schätzung angezeigt. Ein weiteres Gütemaß stellt der *kanonische Korrelationskoeffizient* dar, die Quadratwurzel des Quotienten aus der Abweichung zwischen den Gruppen und der Gesamtstreuung (Backhaus et al. 1994: 101)

32 Zur Bestimmung der Funktionsparameter der zugehörigen Dichtefunktion vgl. Erb (1990: 54).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

(5) $$\sqrt{\frac{SS_b}{SS_b + SS_w}}.$$

Er kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei hohe Werte für eine tendenziell hohe Güte der Schätzung sprechen.

1.3.3. Ergebnisse: Schätzfunktion und regionale (potentielle) Zahlungsbereitschaft für Umweltschutz

Der folgende empirische Abschnitt ist zweigeteilt. Zunächst wird die eigentliche Diskriminanzanalyse durchgeführt, d.h. anhand bekannter unabhängiger Variablen aus der Stichprobe eine Diskriminanzfunktion möglichst hoher Güte bestimmt. Mit Hilfe dieser Schätzfunktion und aus der amtlichen Statistik bekannter sozio-ökonomischer Parameter der Landkreise und kreisfreien Städte Deutschlands wird dann die regionale potentielle Zahlungsbereitschaft für mehr Umweltschutz berechnet.

Geschätzte Diskriminanzfunktion

Datengrundlage der Diskriminanzanalyse sind die Ergebnisse der Befragung von Preisendörfer und Wächter-Scholz. Berücksichtigt wurden sämtliche Variablen, für die ein signifikanter Einfluß auf die Zahlungsbereitschaft nachgewiesen werden konnte, mit Ausnahme des Einkommens. Es wurde nicht einbezogen, da Daten zum verfügbaren Einkommen in den Stadt- und Landkreisen Deutschlands bisher nicht flächendeckend verfügbar sind. Um Verzerrungen in der folgenden Prognose zu vermeiden, blieb diese Variable schon bei der Funktionsschätzung unberücksichtigt[33].

Das Ergebnis der geschätzten Funktion wird in Tabelle 5 in Form der standardisierten Koeffizienten dargestellt. Die in der Stichprobe gemessenen Ausprägungen der unabhängigen Variablen wurden vor der Berechnung der Diskriminanzfunktion standardisiert (Mittelwert: 0, Standardabweichung: 1), um die absoluten Werte der Koeffizienten miteinander vergleichen zu können. Der Erklärungsbeitrag der einzelnen Variablen läßt sich an ihrer Korrelation mit den Werten der geschätzten Diskriminanzfunktion ablesen (Tabelle 6). Es wird deutlich, daß die Parteienzugehörigkeit zu Bündnis 90/Die Grünen den mit Abstand höchsten Erklärungswert besitzt, gefolgt vom Bildungsniveau und dem Alter der Befragten. Erwartungsgemäß ist auch der Erklärungsanteil der Variablen Ostdeutschland, d.h. der Zugehörigkeit des Befragten zum östlichen bzw. westlichen Landesteil, noch befriedigend. Demgegenüber besitzen die Sympathie für einzelne Parteien wie CDU/CSU oder FDP und vor allem PDS sowie das Geschlecht der Befragten kaum Erklärungswert.

Tabelle 7 gibt einen ersten Eindruck von der Güte der Diskriminanzfunktion. Mit Hilfe des geschätzten Modells wurden mehr als 45 vH der Befragten, die sich für höhere Umweltschutzabgaben aussprachen, auch in diese Kategorie eingeordnet.

33 Berechnungen von Witzke und Urfei (1999) mit Berücksichtigung des Einkommens durch eine Hilfsvariable führten zu ähnlichen regionalen Differenzierungen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 5

Standardisierte Koeffizienten der geschätzten Diskriminanzfunktion		
Unabhängige Variable		Diskriminanzkoeffizienten
B_0	Konstante	0,553
b_1	B90/Die Grünen	0,644
b_2	CDU/CSU	0,100
b_3	FDP	–0,026
b_4	PDS	0,157
b_5	SPD	0,184
b_6	Geschlecht: weiblich	–0,067
b_7	Alter	–0,257
b_8	Ausbildung	0,464
b_9	Landesteil: Ost	–0,310
Eigene Berechnungen.		RWI ESSEN

Tabelle 6

Korrelation zwischen einzelnen Variablen und den Werten der Diskriminanzfunktion	
Unabhängige Variable	Korrelationen
B90/Die Grünen	0,730
Bildung	0,619
Alter	–0,439
Landesteil (Ost)	–0,424
CDU/CSU	–0,101
Geschlecht (weiblich)	–0,047
FDP	–0,047
SPD	0,036
PDS	–0,017
Eigene Berechnungen.	RWI ESSEN

Gleichzeitig wurden 80 vH der Befragten, die sich gegen eine solche Abgabenerhöhung aussprachen bzw. indifferent waren, auch als solche Gruppe richtig identifiziert. Insgesamt wurden ca. 71 vH der Befragten richtig gruppiert.

Da in der geplanten Clusteranalyse die Prognosequalität, d.h. die „richtige" Kategorisierung von Elementen, die nicht zur Stichprobe gehören, eine sekundäre Problematik darstellt, sind andere Gütekriterien der Diskriminanzfunktion relevanter als die Frage des Anteils „richtig" zugeordneter Elemente. Mit Hilfe des χ^2-Maßes läßt sich

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 7

Klassifizierungsergebnisse auf der Basis der geschätzten Diskriminanzfunktion			
Tatsächliche Gruppenzugehörigkeit	Vorhergesagte Gruppenzugehörigkeit		insgesamt
	ja	nein	
	Anzahl		
ja	176	214	390
nein	245	964	1 209
	Anteil in vH		
ja	45	54	100
nein	20	80	100

Eigene Berechnungen. – Insgesamt wurden 71 vH der untersuchten Fälle korrekt klassifiziert.

z.B. die Hypothese testen, es bestehe kein Unterschied zwischen den Gruppenmittelwerten der Funktionswerte, die sich auf der Basis der geschätzten Diskriminanzfunktion ergeben, und den Werten der Grundgesamtheit. Bei 9 Freiheitsgraden und einem χ^2-Wert von 160,258 läßt sich diese Hypothese mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von weniger als 0,1 vH ablehnen. Von einem Unterschied der Mittelwerte der beiden Kategorien „mehr Ausgaben für Umweltschutz" und „keine Zahlungsbereitschaft bzw. Indifferenz" auf der Basis der berücksichtigten unabhängigen Variablen ist also auszugehen.

Der relativ niedrige Eigenwert von 0,106 bedeutet, daß die Streuung zwischen den beiden Gruppen im Verhältnis zur Streuung innerhalb dieser beiden Gruppen relativ gering ist. Auch der kanonische Korrelationskoeffizient von 0,309 deutet an, daß ein erheblicher Teil der Gesamtvarianz unerklärt bleibt. An diesen Werten wird deutlich, daß Verbesserungsbedarf bei der Schätzgüte der Diskriminanzfunktion verbleibt.

Es darf jedoch nicht übersehen werden, daß gegenüber der verfügbaren Alternative – einer Schätzung der funktionalen Abhängigkeit potentieller Zahlungsbereitschaft für Umweltschutz mit nur einer erklärenden Variablen – deutliche Verbesserungen der Prognosegüte erreicht werden konnten. Denn selbst bei Berücksichtigung der Einzelvariable mit dem höchsten Erklärungsanteil, der „Parteienzugehörigkeit zu Bündnis 90/Die Grünen", hätten nicht annähernd befriedigende Schätzergebnisse erzielt werden können[34]. Die funktionale Verknüpfung mehrerer unabhängiger Variablen führt gemessen am Eigenwert der Funktionen zu einer Verdopplung der Schätzgüte.

34 Der Eigenwert der entsprechenden Diskriminanzfunktion beträgt 0,056, der zugehörige kanonische Korrelationskoeffizient 0,231.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bei der Festlegung der Bestimmungsvariablen zur Schätzung der Diskriminanzfunktion wurde bereits auf einen

- signifikanten Erklärungsbeitrag zur geäußerten Zahlungsbereitschaft für mehr Umweltschutz *und*
- auf eine regionale Differenzierung der amtlichen Statistik bis auf die Ebene der Landkreise und kreisfreien Städte Deutschlands geachtet,

so daß die Prognose, d.h. die Einstufung der Landkreise und kreisfreien Städte in eine der beiden Gruppen positive bzw. nichtpositive Zahlungsbereitschaft möglich war. Im Verlauf der Variablenauswahl stellte allerdings insbesondere die Verfügbarkeit regionalisierter und gleichzeitig flächendeckender sozio-ökonomischer Daten einen limitierenden Faktor dar.

Die Variablen Wahlergebnisse sowie der Anteil der Personen bestimmten Alters und Geschlechts werden vom Statistischen Bundesamt und den Statistischen Landesämtern für sämtliche Landkreise ermittelt und sind frei zugänglich. Die Schulbildung der Bevölkerung nach Landkreisen kann jedoch nicht problemlos übernommen werden, da zwar in jedem Jahr die Schulabgänger der verschiedenen Schularten erhoben werden, nicht jedoch die Bevölkerungsanteile mit entsprechenden Abschlüssen. Als indirekter Indikator für das Bildungsniveau mußte daher der Anteil von Hochschulstudenten an der Gesamtbevölkerung der jeweiligen Region herangezogen werden.

Während Variablen wie der Anteil von Personen bestimmter Altersklassen eindeutig zu operationalisieren sind, ist zu klären, wie der Wahlausgang als Variable in die Analyse einzubeziehen ist (Immerfall 1992: 189). Die Anzahl der absoluten Stimmen in den Landkreisen bietet sich nicht an, da ansonsten (Wahl-) Kreise mit hoher Wahlbeteiligung bzw. „große" Wahlkreise übergewichtet würden. Auch die Berücksichtigung des Wahlausgangs im Verhältnis zu den gesamten Wahlberechtigten des entsprechenden Gebiets würde bei unterschiedlich großen Wahlkreisen oder solchen mit über- oder unterdurchschnittlicher Wahlbeteiligung zu Verzerrungen führen. Es wird daher auf die übliche prozentuale Angabe der abgegebenen Stimmen im Verhältnis zu den im Wahlkreis insgesamt abgegebenen Stimmen zurückgegriffen.

Weiterhin ist die bisher nicht problematisierte Frage zu klären, welche der verschiedenen Wahlformen – Kommunal-, Landtags-, Bundestags- oder Europawahlen –, für die amtliche Ergebnisse verfügbar sind, als Referenz benutzt werden sollen. Bei der Schätzung der Diskriminanzfunktion wurde zwar auf der Basis der beschriebenen Erhebung die „Sonntagsfrage" gestellt, d.h. nach der Wahlentscheidung in bezug auf die nächste Bundestagswahl gefragt. Für die Auswahl der Landtagswahlergebnisse bei der Prognose sprechen jedoch stichhaltige Gründe: Einerseits liegen empirische Wahlforschungsanalysen zu Bundestags- und Landtagswahlen in großer Anzahl vor, während Analysen der Einflußfaktoren auf kommunaler Ebene die Ausnahme dar-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

stellen. Andererseits gilt es als nachgewiesen, daß bestimmte kommunale Spezifika den relativen Erklärungsanteil der soziökonomischen Variablen für das Wahlverhalten in den Hintergrund drängen (Czarnecki 1992: 95; Hoffmann 1997). Die These von der Persönlichkeitswahl bei Kommunalwahlen – d.h. des starken Zusammenhangs zwischen persönlichen Bezügen zu Wählern und dem Wahlerfolg einzelner Kandidaten, verbunden mit relativer Nachrangigkeit der Parteienzugehörigkeit und auch thematischer Positionen – gilt inzwischen auch empirisch als bestätigt (Czarnecki 1992: 21ff.; Thöni 1986: 116). Neben dieser personellen sind auch fachlich-inhaltliche Argumente zu nennen, da spezifische lokale oder regionale Problemlagen am Wahltermin das Ergebnis beeinflussen können.

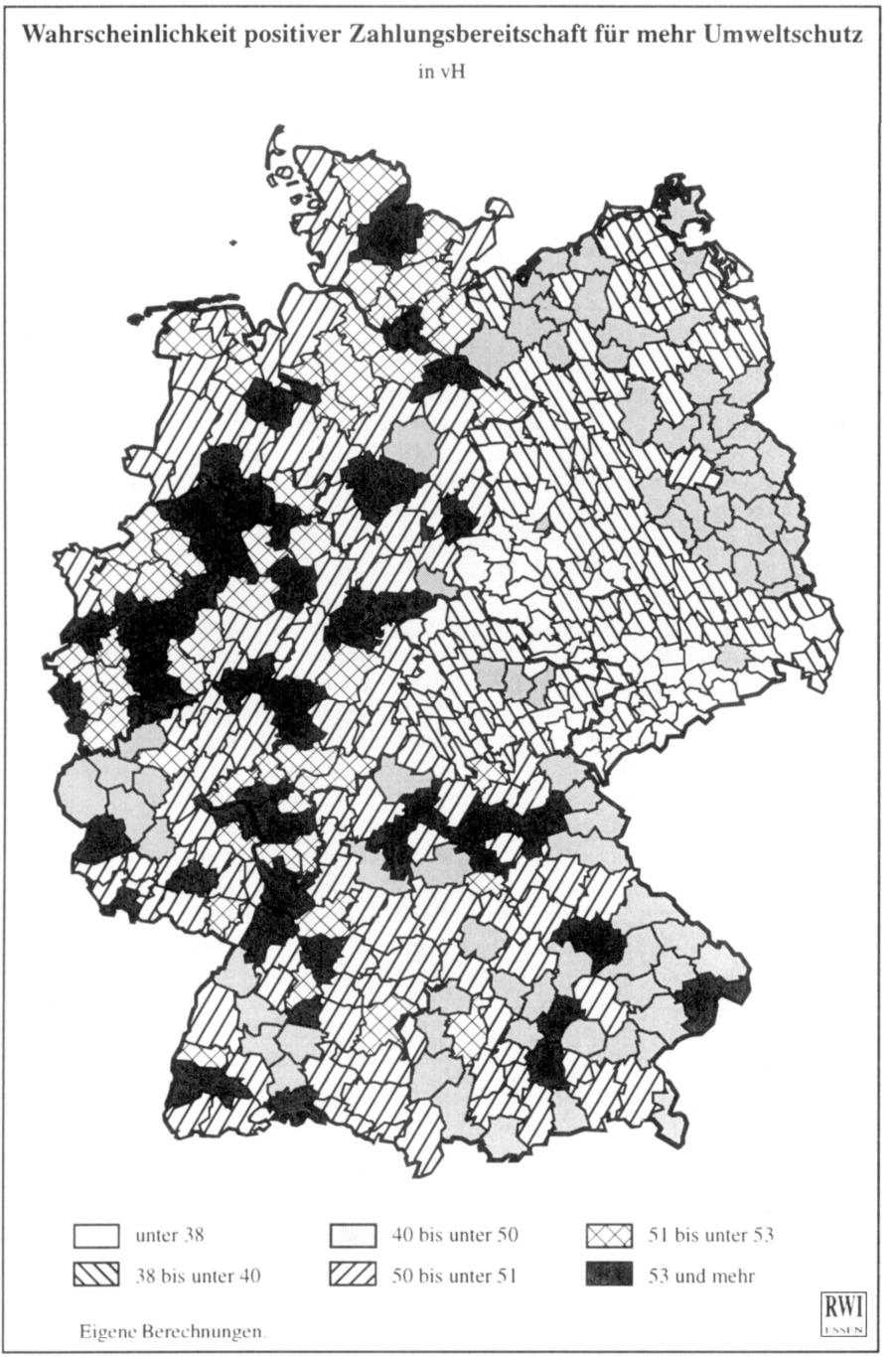
Allerdings ist bei Kommunalwahlen eine stärkere Problemnähe der Betroffenen zu erwarten, die sich regelmäßig auch in großem kommunalpolitischen Engagement der Bevölkerung ausdrückt. Die Wahlbeteiligung als Indikator für das Bewußtsein der Wahlbevölkerung bezüglich aktueller lokaler Problemlagen ist jedoch deutlich niedriger als bei Landtags- und Bundestagswahlen (Czarnecki 1992: 93). Aufgrund der angestrebten regionalisierten Aussagen für das Gesamtgebiet Deutschlands und der dazu notwendigen Datenbasis fiel nach Abwägung zwischen möglichst weitgehender Problemnähe der Wahlbevölkerung und gewünschtem Ausschließen spezifisch lokaler Störgrößen die Entscheidung zugunsten der Landtagswahlergebnisse der Jahre mit möglichst engem Bezug zum gewählten Basisjahr 1991[35].

Akzeptiert man die ermittelten Wahrscheinlichkeiten für potentiell positive Zahlungsbereitschaften als Ergebnisse einer explorativen Analyse, deren Verbesserung weiteren ökonometrischen Untersuchungen überlassen bleiben muß (Witzke, Urfei 1999), ergeben sich für die Landkreise Deutschlands die in Karte 4 dargestellten Werte. Um Differenzierungen zwischen den beiden Polen „keine Zahlungsbereitschaft" und „positive Zahlungsbereitschaft" abbilden zu können, wurden nicht, wie bei Prognosen auf der Basis von Diskriminanzanalysen üblich, die Ergebnisse der Kategorienzuweisung, d.h. das jeweils wahrscheinlichste Ergebnis, wiedergegeben. Statt dessen wird jedem Modellkreis seine Wahrscheinlichkeit positiver Zahlungsbereitschaft für mehr Umweltschutz zugewiesen, die sich bei Berücksichtigung der spezifischen unabhängigen Variablen in der Diskriminanzfunktion ergibt. Dadurch können zwar nicht die Niveaus positiver Zahlungsbereitschaften abgelesen werden. Anhand der Funktionswerte sind jedoch Rückschlüsse darauf möglich, ob der betreffende Landkreis mit einer hohen oder geringen Wahrscheinlichkeit in die Gruppe der Stadt- und Landkreise mit positiver Zahlungsbereitschaft einzuordnen ist. So wird gegenüber der 0-1-Abbildung eine differenziertere Vergleichbarkeit der Stadt- und Landkreise möglich.

35 Da die Einordnung der Befragten von Preisendörfer/Wächter-Scholz (1997: 20) nach der üblichen „Sonntagsfrage" erfolgte, d.h. Bezüge zur nächsten Bundestagswahl hergestellt wurden, impliziert ein solches Vorgehen die Übertragbarkeit der geäußerten Parteienpräferenz auf andere Wahlformen – hier Landtagswahlen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 4



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 8

Sozio-ökonomische Kenngrößen des Landkreises Euskirchen		
Unabhängige Variable		Kreisspezifische Werte
x_1	B90/Die Grünen[1]	8,5 vH
x_2	CDU/CSU	47,3 vH
x_3	FDP	5,1 vH
x_4	PDS	0 vH
x_5	SPD	37,0 vH
x_6	Geschlecht: weiblich[2]	51,5 vH
x_7	Alter[2]	46 Jahre
x_8	Ausbildung[3]	0 vH
x_9	Landesteil: Ost	nein

Eigene Berechnungen nach Angaben des Statistischen Bundesamtes, der Statistischen Landesämter sowie des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung. – [1]Landtagswahl 1994. – [2]Deutsche, älter als 18 Jahre. – [3]Anteil Studenten.

RWI ESSEN

Die Einordnung soll am Beispiel des Landkreises Euskirchen, der am westlichen Rand Nordrhein-Westfalens liegt, vorgenommen werden. Für Euskirchen werden von der amtlichen Statistik die sozio-ökonomischen Kenngrößen aus Tabelle 8 ausgewiesen. Nach Einsetzen dieser Werte in die geschätzte Diskriminanzfunktion ergibt sich ein Diskriminanzwert von 0,263. Auf dieser Basis ist der Landkreis Euskirchen mit einer Wahrscheinlichkeit von 51,3 vH der Gruppe zahlungsbereiter und nur mit 48,7 vH der Gruppe nicht zahlungsbereiter Stadt- und Landkreise zuzuordnen.

Mit Blick auf Deutschland insgesamt ist festzustellen, daß zwischen West- und Ostdeutschland ein Gefälle bzgl. der Zahlungsbereitschaft für mehr Umweltschutz vorhanden ist. Die Stadt- und Landkreise Ostdeutschlands weisen deutlich niedrigere Werte auf als die westlichen. Durch vergleichsweise hohe Wahrscheinlichkeiten für positive Zahlungsbereitschaften zeichnen sich im ostdeutschen Landesteil lediglich die Stadt Berlin (wegen ihres hohen Studentenanteils) sowie die umliegenden Landkreise aus. Die niedrigsten Werte finden sich mit z.T. lediglich 38 vH in den Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. Die niedrigsten Durchschnittswerte weist trotz relativ hoher Studentenanteile in den Städten Chemnitz und Dresden Sachsen auf.

Für sämtliche westdeutsche Regionen ergeben sich Wahrscheinlichkeiten von mehr als 38 vH für positive Zahlungsbereitschaften, mit geringen Unterschieden. Auch in die Kategorie mit den höchsten Wahrscheinlichkeiten sind ausnahmslos Kreise aus dem Westen einzuordnen, wobei wegen der Wahlerfolge der Partei Bündnis 90/Die Grünen in Nordrhein-Westfalen ein Schwergewicht festzustellen ist. Zu den Kreisen mit den höchsten Wahrscheinlichkeiten positiver Zahlungsbereitschaft gehören Bayreuth (inkl. Stadt Bayreuth), Darmstadt (inkl. Stadt Darmstadt), Erlangen-Hoechst (inkl. Stadt Erlangen), Aachen (inkl. Stadt Aachen) und Warendorf (inkl. Münster).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Den Ausschlag geben in diesen Modellkreisen neben den Wahlerfolgen der Partei Bündnis 90/Die Grünen die hohen Anteile studentischer Einwohner in den zugehörigen kreisfreien Städten.

1.3.4. Zusammenfassende Bewertung

Obwohl direkte oder indirekte Zahlungsbereitschaftsanalysen immer wieder in einzelnen Regionen der Bundesrepublik durchgeführt werden – z.T. auch mit dem Anspruch der Repräsentativität –, liegen flächendeckende und regionalisierte Informationen über die Nachfrage nach Umweltqualität bisher nicht vor.

Die vorgestellten Ergebnisse konnten die grundsätzliche Eignung der Diskriminanzanalyse als multivariates Analyseverfahren für Probleme der beschriebenen Art belegen. Mit ihr lassen sich regionalisierte potentielle Zahlungsbereitschaften auf der Basis von Stichprobenergebnissen ermitteln. Insbesondere die verfahrensbedingte Verknüpfung mehrerer Variablen bedeutet einen Gewinn an Erklärungsbeitrag im Verhältnis zur üblichen eindimensionalen Betrachtung der Umweltpräferenzen (Einkommen, Parteienzugehörigkeit oder Alter als einzelne unabhängige Variablen). Allerdings machte die Datenbasis trotz ihres Repräsentativitätsanspruchs und ihrer Aktualität lediglich relativ undifferenzierte Aussagen möglich. Die Trenngüte der geschätzten Diskriminanzfunktion ließ zu wünschen übrig.

Verbesserungen der Aussagekraft des Schätzmodells können von verschiedenen Erweiterungen und Spezifizierungen erwartet werden. Zunächst ist zu überprüfen, ob Logit- bzw. Probit-Modelle, die primär für Probleme mit gemischten oder rein qualitativen unabhängigen Variablen empfohlen werden, robustere Ergebnisse liefern als die Diskriminanzanalyse (Witzke, Urfei 1999). Darüber hinaus sind Schätzungen mit Ausgangsdaten weiterer Befragungsergebnisse oder Paneldaten zur Nachfragesituation nach öffentlichen Umweltgütern durchzuführen. Der Vergleich der Schätzergebnisse auf der Basis verschiedener Befragungsmethoden und -inhalte verspricht interessante Rückschlüsse auf den Erklärungsbeitrag einzelner Bestimmungsgrößen. Insbesondere ein stärkerer Bezug zu einzelnen Umweltressourcen ist erforderlich, um mögliche Interpretationen (umwelt-) problembezogen konkretisieren zu können.

Bei Problemen der empirischen Föderalismusforschung, für die Regionalisierungen von Präferenzen oder Zahlungsbereitschaften einen wichtigen Bestandteil darstellen, sind „Mehrebenenanalysen" durchzuführen, d.h. Modelle zu entwickeln, die in der Lage sind, funktionale Zusammenhänge der dargestellten Art für einzelne föderale Ebenen abzubilden (Bürklin 1988: 43; Bahrenberg et al. 1992: 203).

1.4. Regionale Verteilung von Naturräumen

Es gehört zu den häufig von naturwissenschaftlicher Seite gestellten Forderungen an ökonomische Ziel-Mittel-Analysen, bei der Festlegung umweltpolitischer Regelungsräume nicht ausschließlich die Grenzen von Verwaltungsräumen, sondern auch

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

die Grenzen von Naturräumen zu berücksichtigen[36] (Kaule 1996). In der Regel scheitern solche Versuche entweder an mangelnder Praxisrelevanz bzw. administrativer Umsetzbarkeit, oder die verfügbaren Datengrundlagen lassen solche Gebietsabgrenzungen nicht zu. Die amtliche Statistik erhebt umweltrelevante Daten üblicherweise für einzelne Verwaltungsgebiete. Naturräumliche Abgrenzungen werden nicht oder wie bei Wasserschutz- oder Naturschutzgebieten lediglich in speziellen Problembereichen bzw. begrenzten Räumen berücksichtigt.

Im folgenden wird mit Hilfe eines EDV-gestützten Geographischen Informationssystems (GIS) eine Zuordnung der Landkreise und kreisfreien Städte Deutschlands zu Regionen, die nach naturräumlichen Kriterien abgegrenzt wurden, vorgenommen (Karte 5)[37]. Diese Vorgehensweise stellt die Grundlage eines Kompromisses zwischen den beiden Eckpunkten möglichst umfassender Berücksichtigung natürlicher Gegebenheiten und der Orientierung an den Grenzen von Gebietskörperschaften und Verwaltungsräumen dar[38].

Dazu wird die Karte der Verwaltungsgebiete Deutschlands (Stadt- und Landkreise) des Gebietsstandes von 1991, also vor der Kreisreform in den ostdeutschen Bundesländern, mit Hilfe eines GIS über die Karte der *naturräumlichen Gliederung Deutschlands nach Meynen et al.* (1962) projeziert. Anschließend werden per GIS-Algorithmus die Flächenanteile jeder „Naturräumlichen Haupteinheit" für jeden Landkreis und jede kreisfreie Stadt Deutschlands berechnet.

Die naturräumliche Gliederung Deutschlands basiert auf einer langjährigen wissenschaftlichen Tradition und ist nach wie vor aktuell[39]. Finke (1996: 92) beschreibt die Theorie der naturräumlichen Gliederung nach Meynen et al., deren Ursprünge bis in die vierziger Jahre zurückzuverfolgen sind, als Abgrenzung von Räumen, die sich „aus kleinsten, physiogeographisch homogenen Raumeinheiten" zusammensetzen. Erfolgt diese räumliche Abgrenzung ausschließlich nach abiotischen Geofaktoren, wird das Ergebnis als Physiotop oder Fliese bezeichnet. Fließen auch biotische und funktionale bzw. ökosystemare Faktoren ein, wird der Begriff Ökotop benutzt.

Bei der Gliederung nach Meynen et al. erfolgt die landeskundliche Beschreibung der naturräumlichen Einheiten u.a. nach Oberflächenform, Klima, Gewässervorkom-

36 Zur Problematik regionaler Leitbilder vgl. Henrichsmeyer et al. (1994: 106).

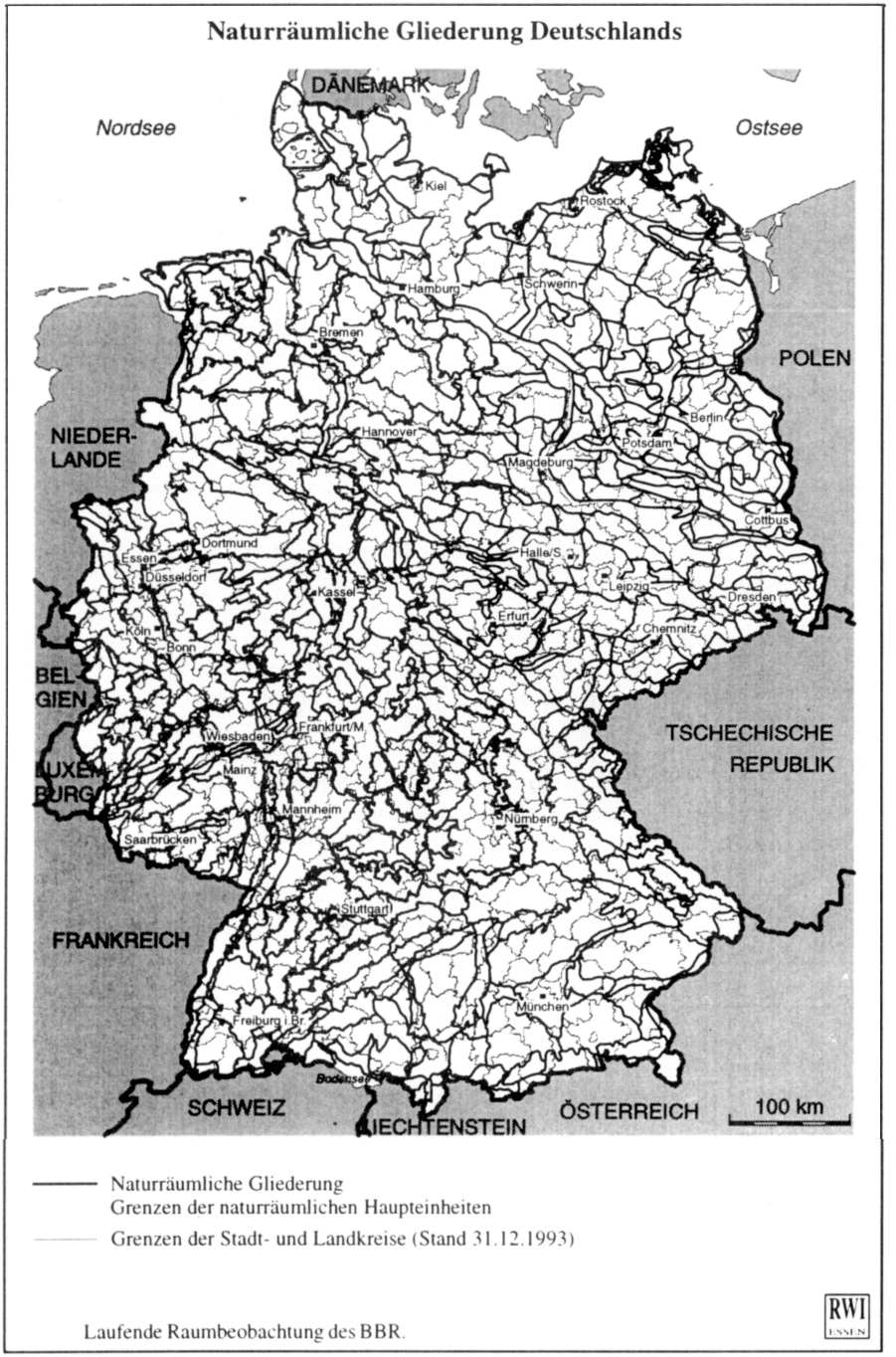
37 Die mit Hilfe des Software-Pakets ARC/Info 7.03 errechneten Daten wurden vom Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, im Rahmen der „Laufenden Raumbeobachtung des BBR" zur Verfügung gestellt (Stand: 22. Juni 1998).

38 Eine ähnliche Vorgehensweise wählen Herrmann/Kaule (1998). Allerdings findet der räumliche Abgrenzungskompromiß hier nicht auf der Basis von Verwaltungsräumen statt, sondern wird mit Hilfe eines 50 m x 50 m-Rasters gewählt. Bork et al. (1995: 12ff.) führen ebenfalls ökonomische und naturwissenschaftliche Daten zusammen, orientieren sich für den gewählten Untersuchungsraum, einen Ausschnitt Nordost-Deutschlands, jedoch an den Verwaltungsgrenzen der Gemeinden. Das Statistische Bundesamt arbeitet z.Zt. im Rahmen eines bundesweiten Monitoringansatzes und mit Hilfe der „Ökologischen Flächenstichprobe/ÖFS" ebenfalls an einer Typisierung Deutschlands nach ökologischen Standortmerkmalen (Hoffmann-Kroll et al. 1997: 17–20).

39 Z.B. nutzt der Deutsche Rat für Landespflege (1997: 5–27) aktuell die naturräumliche Gliederung Deutschlands nach Meynen et al. für die Leitbilddiskussion von Beispiellandschaften „peripherer Räume" Deutschlands.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 5



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

men, Böden und der natürlichen Vegetation. Abgegrenzt wird außerdem nach bestimmten Geofaktoren wie Relief, Bodenwasserhaushalt, Mikroklima und auch nach faunistischen und floristischen Kriterien (Meynen et al. 1962: 45). Leser (1997: 122) zeigt auf, daß bei dieser Gliederung das physiognomische Prinzip, d.h. die sichtbare Darstellung des Naturraums, im Vordergrund steht, während prozessual-haushaltliche Aspekte (wie Bodenwasserhaushaltsregime) bestenfalls indirekt erfaßt werden. Er definiert die naturräumliche Gliederung als „Verfahren zur Ausscheidung von Landschaftsräumen, die in Typen dargestellt und hierarchisch geordnet werden", wobei „überwiegend nach visuell wahrnehmbaren Geoökofaktoren (z.B. Georelief, oberflächennaher Untergrund, Boden, Oberflächenwasser, Vegetation), manchmal auch unter Verwendung von Einzelmerkmalen dieser (z.B. Hangneigung, Bodenfeuchte, Natürlichkeitsgrad der Vegetation)" (Leser 1997: 210), vorgegangen wird.

Als Berechnungsgrundlage der Flächenanteile wird im folgenden die Stufe der „Naturräumlichen Haupteinheiten" benutzt, von denen für Deutschland ca. 500 verschiedene Typen vorhanden sind. Sie werden z.T. räumlich weiter disaggregiert bis hinunter zur Fliese oder bis hin zur „Gruppe Naturräumlicher Haupteinheiten" zusammengefaßt. Meynen et al. (1962: 17) bezeichnen die Naturräumlichen Haupteinheiten als „natürliche Wuchsbezirke", Schmidt/Michel (1998: 27–34) als „Landschaftsindividuen", innerhalb derer zwar eine gewisse Heterogenität in bezug auf Standortbedingungen zu verzeichnen ist, die sich insgesamt jedoch deutlich von Nachbarbezirken unterscheiden. Nach Finke (1996: 93) wird mit dieser Regionenbildung implizit unterstellt, die vorgenommene Kartierung bilde innerhalb der Naturräumlichen Einheiten homogene ökologische Charaktere ab. Da ökologische Aspekte in die naturräumliche Gliederung einfließen, werde mit dieser Kartierung auch versucht, Antworten auf „die Frage des biotischen Wuchspotentials in Form der (potentiellen) natürlichen Vegetation" (Finke 1996: 109) zu geben.

Allerdings sind solche naturräumlichen Gliederungen sowie ihre Interpretationen im inzwischen fast vierzigjährigen wissenschaftlichen Diskurs nicht unumstritten. So führt Finke (1996: 93) aus, daß bei der naturräumlichen Gliederung nach Meynen et al. die Zielrichtung der Kartierung Deutschlands unklar bleibt[40]. Dies sei besonders aus dem Grund beklagenswert, da eine naturräumliche Gliederung nie pauschal, sondern stets problembezogen erfolgen müsse. Jedoch hebt Leser (1997: 442) hervor, daß der besondere Vorteil der landschaftsökologischen Raumgliederung nach Meynen et al. darin besteht, daß diese *Gliederung für das gesamte Bundesgebiet* vorliegt, während andere Raumgliederungsverfahren bisher lediglich auf einzelne Regionen angewendet wurden.

Die naturräumliche Gliederung Deutschlands ist als indirekter Indikator für die abiotischen und biotischen Potentiale von Raumpunkten und Regionen zu verstehen, welcher jedoch nicht in der Lage ist, zwischen verschiedenen Umwelt-Teilphänomenen lokal oder regional zu differenzieren. Eine Alternative wäre die Kartierung der Potentiellen Natürlichen Vegetation (PNV) Deutschlands, eine Regionenbildung, die

40 Zur Kritik an der naturräumlichen Gliederung und Vorschlägen komplementärer Verwendung anderer Gliederungssystematiken wie beispielsweise der „Naturräumlichen Ordnung", insbesondere zur Berücksichtigung ökosystemarer, funktionaler Umweltbeziehungen vgl. Leser (1997: 209ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 9

Naturräumliche Gliederung des Landkreises Euskirchen						
Nr.	Naturraum-Name	Anteil an der Kreisfläche	Jahresmittel-temperatur	absolute Minimum-Temp.	Niederschlag (Jahressumme)	Lage
		in vH	in °C		in mm	in m über NN
272	Ahreifel	6,2	7,0 bis 9,0	–22 bis –26	600 bis 700	< 300 bis 500
274	Münstereifeler Wald	7,8	7,5 bis 9,0	–23 bis – 24	600 bis 720	< 300 bis 500
275	Mechernicher Voreifel	13,7	7,5 bis 9,0	–23 bis – 24	600 bis 700	< 350 bis 500
276	Kalkeifel	28,7	7,0 bis 7,5	–23 bis – 25	700 bis 850	< 450 bis 550
281	Westliche Hocheifel	4,5	6,0	–23	850 bis 1150	< 650
553	Zülpicher Börde	18,5	9,5	–24	550 bis 650	< 250
282	Rureifel (Urft- und Oleftal, Kermeter Wald)	20,6	6,0 bis 9,0	–23 bis –24	650 bis 1 300	< 400 bis 600

Nach Meynen et al. (1962).

vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) vorgenommen wird, wobei auf niedrigen Ordnungsstufen – also hoher Aggregation bzw. grobem Maßstab – eine hohe Korrelation zwischen dieser Abgrenzung und der nach Meynen et al. festzustellen ist, da ähnliche Homogenitätskriterien verwendet werden.

Das Beispiel eines ausgewählten Landkreises Deutschlands kann einen Eindruck von den Interpretationsmöglichkeiten der naturräumlichen Gliederung nach Meynen et al. geben (Tabelle 9). Der rund 1 250 km² große Landkreis Euskirchen liegt mit seiner Gebietsfläche in sieben verschiedenen Naturräumlichen Haupteinheiten. 6,2 vH der Fläche können dem Naturraum Ahreifel zugerechnet werden, 7,8 vH dem Münstereifeler Wald, 13,7 vH der Mechernicher Voreifel, 28,7 vH der Kalkeifel, 4,5 vH der Westlichen Hocheifel, 18,5 vH der Zülpicher Börde und 20,6 vH der Rureifel. Bereits diese große Anzahl an Naturräumen ist ein Hinweis dafür, daß es sich um eine ausgesprochen heterogene Region bezüglich des naturräumlichen Potentials handelt. Die geomorphologischen und sonstigen abiotischen Kriterien, aber auch die vegetationskundlichen Merkmale weisen eine verhältnismäßig hohe Varianz auf. In absoluten Werten bedeutet dies z.B. Jahresniederschlagswerte zwischen 550 mm und 1 300 mm, Höhenlagen von unter 250 m bis 650 m über NN und durchschnittliche Jahrestemperaturen von 6,0 °C bis 9,5 °C.

Zusammenfassend kann davon ausgegangen werden, daß die beschriebene naturräumliche Gliederung Deutschlands als Orientierungsmaßstab für die Abgrenzung natürlicher Areale auf der Basis naturwissenschaftlicher Parameter genutzt werden kann. Sie gehört zu den klassischen Regionalisierungen naturwissenschaftlich und räumlich orientierter Wissenschaftsdisziplinen. Sie erfüllt den Anspruch der flächendeckenden Abbildung für das gesamte Bundesgebiet. Mit den technischen Möglichkeiten Geographischer Informationssysteme lassen sich die naturräumlichen Bestimmungsfaktoren in idealer Weise mit sozio-strukturellen oder sozio-ökonomi-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

schen Fragestellungen verknüpfen und bieten daher für die Zukunft erhebliches Forschungspotential für interdisziplinäre Ansätze. Allerdings wurde auch deutlich, daß es sich bei den Naturräumlichen Haupteinheiten nach Meynen et al. um einen indirekten Indikator für das Naturraumpotential handelt. Je nach Problemstellung kann es daher sinnvoll bzw. erforderlich sein, Kartierungen mit konkreterem Problembezug auszuwählen – z.B. zum Boden- und Gewässerschutz oder dem Erholungspotential von Landschaften. Da die folgende Regionalisierung nicht zur Abgrenzung politischer Aktionsräume für *einzelne* abiotische, biotische oder ästhetische Umweltressourcen dienen soll, sondern über verschiedene Schutzgüter hinweg lokal und regional begrenzte externe Effekte der gemeinsame Bezugspunkt sind, ist die Verwendung der beschriebenen Naturraumkategorie gerechtfertigt[41].

2. Clusteranalyse als multivariate Analysemethode zur Regionalisierung

Ziel des folgenden Analyseschrittes ist es, Raumeinheiten (z.B. Landkreise) mit einer ähnlichen Ausprägung in bezug auf eine oder mehrere Variablen zu Gruppen oder Typen zusammenzufassen. Methodisch eignet sich dazu die Clusteranalyse, die im folgenden näher beschrieben wird (Bahrenberg et al. 1992: 278). Im Zusammenhang mit geographischen Problemen wird die Clusteranalyse als *Raumtypisierungsverfahren* bezeichnet (Bahrenberg et al. 1992: 307). Kommt die Bedingung räumlicher Kontingenz der Cluster hinzu, dient sie als *Regionalisierungsverfahren*[42].

Versucht man, für verschiedene Umweltproblemkomplexe politische Aktionsräume zu definieren, ist es erforderlich, sich auf Komplexe mit gleichen oder zumindest vergleichbaren räumlichen Diffusionseigenschaften zu beschränken. Das bedeutet, daß man lediglich solche Umweltproblemkomplexe zusammenfaßt und für sie Politikaktionsräume abgrenzt, von denen aufgrund naturwissenschaftlicher Untersuchungen bekannt ist, daß ausgehend vom Emissionsort ausschließlich lokale oder regionale Umwelteffekte zu erwarten sind. Ist diese inhaltliche Aggregation geschehen, sind Indikatoren zu finden, die das Umweltphänomen räumlich disaggregiert abbilden können.

2.1. Regionalisierungsverfahren in den Raumwissenschaften

Verfahren zur Regionalisierung werden u.a. in den Bereich der „regionalen Taxometrie" eingeordnet[43]. Als ein früher Regionalisierungsversuch gilt ein Beitrag von Berry (1958) aus den fünfziger Jahren[44]. Der Vorteil quantitativer Regionalisierungsverfahren wurde damals im Vergleich zu anderen praktizierten Methoden vor allem in

41 Zur Operationalisierung der naturräumlichen Gliederung in der folgenden Clusteranalyse vgl. Abschnitt 2.2.

42 Zur Kontingenzbedingung vgl. auch Bartels (1975: 93–115); Boustedt (1975: 135).

43 Als Beispiel für eine Anwendung der Clusteranalyse in der Geographie vgl. Chen (1994).

44 Zu frühen Formen von Clusteranalysen bei Regionalisierungsproblemen vgl. außerdem Spence (1968: 120–156) sowie die dort zitierte Literatur. Everitt (1993: 8ff.) beschreibt das breite Anwendungsfeld clusteranalytischer Verfahren und nennt Beispiele aus der Psychiatrie, Archäologie, Biologie und Medizin.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

der intersubjektiven Nachprüfbarkeit der Ergebnisse gesehen (Sedlacek 1978: 17). Schon Anfang der sechziger Jahre wurden in der Geographie multivariate Analysemethoden entwickelt, die zur Raumabgrenzung dienten, i.d.R. mit dem Ziel der Regionalisierung möglichst homogener Gebiete bezüglich der wirtschaftlichen Entwicklung. Im Zusammenhang mit agrarpolitischen Modellrechnungen wurden bereits Anfang der siebziger Jahre Regionalisierungen nach dem Homogenitätsprinzip vorgenommen und bewährten sich dort (Hogeforster, Jürging 1973: 126–137; Henrichsmeyer, de Haen 1972). Clusteranalyseverfahren gehören daher auch im agrarökonomischen Forschungsbereich zu den klassischen multivariaten Analysemethoden. Als Kriterien zur Abgrenzung homogener Agrarregionen können in diesen Fällen natürliche Standortbedingungen oder auch agrarstrukturelle Faktoren dienen (De Haen 1979; Mantau 1975; Timmermann 1983; Harms 1975). In der vorliegenden Untersuchung werden diese Analysemethoden auf Problemfelder der (Umwelt-) Föderalismusforschung angewendet.

Backhaus et al. (1994: 261) zählen die Clusteranalyse zu den „strukturen-entdekkenden" multivariaten Analysemethoden, da auf die Einteilung in abhängige und unabhängige Variablen verzichtet wird. Statt dessen wird auf der Grundlage eines Homogenitätskriteriums eine Bündelung von Objekten vorgenommen – in der hier vorgenommenen Analyse von Stadt- und Landkreisen zu Regionen[45]. Das Ziel dieser Bündelung ist eine möglichst weitgehende Homogenität innerhalb der gebildeten Gruppen („*interne Kohäsion*") bei gleichzeitig möglichst starker Inhomogenität der Gruppen zueinander („*externe Isolierung*") (Bacher 1994: 2).

Methodologisch formuliert geht es nach Fischer (1982: 39) bei der vorliegenden Analyse darum, „für die räumlichen Basiseinheiten eines Untersuchungsgebietes eine Hierarchie von disjunkten homogenen Regionen zu finden, die die Ähnlichkeitsstruktur hinsichtlich der gewählten 1-stelligen Prädikate möglichst optimal wiedergibt (= hierarchisches Problem der disjunkten homogenen Regionalisierung)". Disjunkt bedeutet hier, daß keine Überlappungen der Regionen zugelassen sind, diese statt dessen (landkreis-) grenzscharf voneinander getrennt werden. Daneben wird die Forderung nach Vollständigkeit oder Exhaustivität an das Verfahren gestellt, d.h. der Anspruch formuliert, jedes Raumobjekt der Basismenge (sämtliche Stadt- und Landkreise) einem Cluster zuzuordnen (Fischer 1982: 50). Im Ergebnis deckt die Summe der Fläche sämtlicher gebildeter Regionen die gesamte Bundesrepublik ab, ohne daß es zu räumlichen Überschneidungen kommt.

Insgesamt folgt der Ablauf der folgenden empirischen Analyse dem in Übersicht 15 dargestellten Verlauf. Nachdem

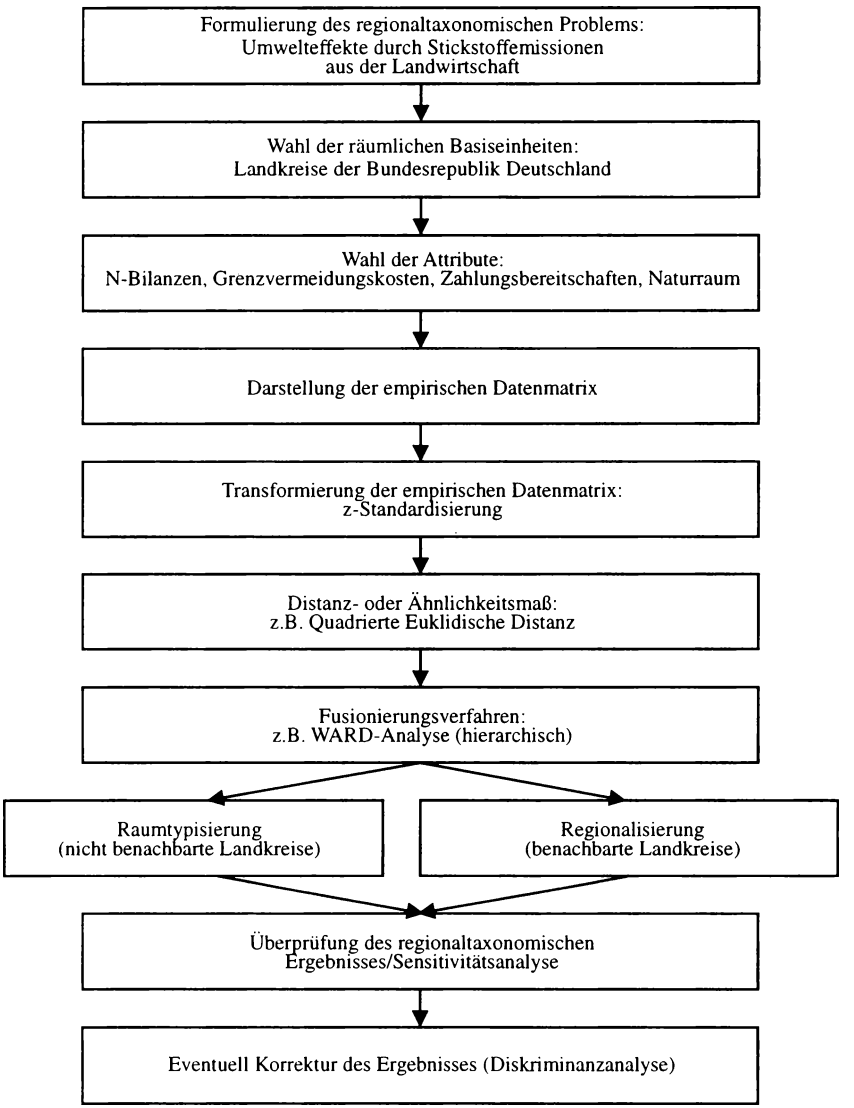
- das regionaltaxonomische Problem, d.h. das Ziel, umweltpolitische Aktionsräume abzugrenzen, die in bezug auf verschiedene Bestimmungsfaktoren möglichst homogen sind, formuliert ist,
- die Wahl der Basiseinheiten in Form der Stadt- und Landkreise Deutschlands getroffen ist und

45 Zum umgekehrten Vorgehen der Clusterung von Variablen anstatt von Objekten vgl. Eckey, Klemmer (1975).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 15

Arbeitsphasen bei der Regionalisierung mit Hilfe der Clusteranalyse



Nach Fischer (1982: 51).

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- die Homogenitätsattribute (Stickstoffbilanzüberschüsse, Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags, Zahlungsbereitschaften für mehr Umweltschutz und Zugehörigkeit zu bestimmten Naturräumen) feststehen,

erfolgen die in Übersicht 15 dargestellten verbleibenden, eher technischen Schritte der Clusteranalyse[46].

2.2. Darstellung der empirischen Datenmatrix

Die Abgrenzung umweltpolitischer Regionen im Sinne von zusammenhängenden Aktionsräumen zur Lösung lokaler und regionaler Probleme aufgrund des Austrags von Stickstoffverbindungen aus der Landwirtschaft erfolgt auf der Basis der im ersten Abschnitt beschriebenen Parameter:

- Stickstoffbilanzüberschüsse;
- Grenzkosten der Vermeidung des Stickstoffaustrags;
- potentielle Zahlungsbereitschaften für mehr Umweltschutz;
- naturräumliche Zugehörigkeit.

Nach Whittlesey (1954) sind die zu formulierenden Räume als Mehrkomponentenregionen zu bezeichnen und somit von Einkomponentenregionen abzugrenzen, deren Definition lediglich auf der Berücksichtigung einer Variable beruhen.

Die Operationalisierung von Bestimmungsgrößen wie des externen Effekts „Stickstoffaustrag aus der Landwirtschaft" oder der marginalen Zahlungsbereitschaft mit nur einer Indikatorgröße (hier dem Stickstoffilanzüberschuß pro Hektar bzw. dem errechneten Wahrscheinlichkeitswert) ist in der Regionalisierungspraxis üblich. So werden zur Abgrenzung der Fördergebiete der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der regionalen Wirtschaftsstruktur" die Kriterien Wirtschaftskraft, Einkommen, Arbeitsmarktsituation und Infrastruktur verwendet, von denen lediglich die Infrastruktur mit mehreren Meßgrößen bestimmt wird (Sinz, Steinle 1989; Klemmer 1995a; Gräber 1991; Eckey et al. 1990). Bei der Fördergebietsauswahl im Rahmen der Wettbewerbskontrolle regionaler Beihilfen beschränkt sich die EU-Kommission i.w. sogar auf die beiden Kernindikatoren Bruttoinlandsprodukt bzw. Bruttowertschöpfung zu Faktorkosten und die Arbeitslosenquote (Eser 1989b). Dieses eindimensionale Verfahren hat den Vorteil, daß Interkorrelationen zwischen den Variablen und damit eine Übergewichtung einzelner Bestimmungsfaktoren weitgehend ausgeschlossen werden können. Die Begrenzung der Variablenanzahl wird darüber hinaus dadurch relativiert, daß hinter den verwendeten Kenngrößen eine Vielzahl verschiedener Einzelgrößen steht. So kann die Variable Grenzkosten der Vermeidung als ein kumulierter Index aus den verschiedenen einfließenden Komponenten „natürliche Standortfaktoren" (Erträge, Klima, Bodenzahlen usw.), „Betriebsleiterfähigkeit" u.a. verstanden werden.

46 Sowohl die Auswahl der Abgrenzungsparameter als auch der benutzten Methoden kann erheblichen Einfluß auf die Einbeziehung oder Ausgrenzung einzelner Gebietseinheiten etwa in ein Fördergebiet haben (Eser 1989b).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 16

Verwendete Datenmatrix (Ausschnitt)

	Variablen							
	1 (HEI)	2 (RZQ)	... (...)	n=432 (ZR)	433 (N-Bil)	434 (GKV)	435 (Präf)	436 (NR)
Kreis 1 (HEI)	$a_{1,1}$	$a_{1,2}$	$a_{1,...}$	$a_{1,432}$	$a_{1,433}$	$a_{1,434}$	$a_{1,435}$	$a_{1,436}$
Kreis 2 (RZQ)	$a_{2,1}$	$a_{2,2}$	$a_{2,...}$	$a_{2,432}$	$a_{2,433}$	$a_{2,434}$	$a_{2,435}$	$a_{2,436}$
Kreis 3 (NF)	$a_{3,1}$	$a_{3,2}$	$a_{3,...}$	$a_{3,432}$	$a_{3,433}$	$a_{3,434}$	$a_{3,435}$	$a_{3,436}$
Kreis 4 (OH)	$a_{4,1}$	$a_{4,2}$	$a_{4,...}$	$a_{4,432}$	$a_{4,433}$	$a_{4,434}$	$a_{4,435}$	$a_{4,436}$
Kreis ... (...)	$a_{...,1}$	$a_{2,2}$	$a_{...,...}$	$a_{...,432}$	$a_{...,433}$	$a_{...,434}$	$a_{...,435}$	$a_{...,436}$
Kreis n=432 (ZR)	$a_{432,1}$	$a_{432,2}$	$a_{432,...}$	$a_{432,432}$	$a_{432,433}$	$a_{432,434}$	$a_{432,435}$	$a_{432,436}$

HEI: Dithmarschen, RZQ: Herzogtum Lauenburg, NF: Nordfriesland, OH: Ostholstein, ZR: Zeulenroda, N-Bil: Stickstoffbilanz, GKV: Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags, Präf: potentielle Zahlungsbereitschaft für Umweltschutz, NR: Naturräumliche Zugehörigkeit.

RWI ESSEN

Zur Erfüllung des Kontingenzprinzips – der Bedingung, Cluster zusammenzuführen, die ausschließlich benachbarte Landkreise umfassen – ist eine „Raumstruktur-Matrix" zu entwerfen (Siebert 1965: 9). Ähnlich wie bei einer Input-Output-Tabelle werden sämtliche der *n* räumlichen Untersuchungsobjekte, hier die Stadt- und Landkreise in der im Modellsystem RAUMIS vorliegenden Differenzierung (n=432), auf der Horizontalen und Vertikalen in derselben Reihenfolge eingetragen. Die Felder der Matrix geben jeweils an, ob die betrachteten Objekte gemeinsame Kreisgrenzen haben oder nicht (Übersicht 16). Das Nachbarschaftskriterium wird aufgrund dieser Vorgehensweise durch 432 Variablen mit den möglichen Ausprägungen 0 und 1 abgebildet. Die Dummies für jeden Landkreis werden mit 1 kodiert, wenn die betrachteten Landkreise eine gemeinsame Grenze aufweisen, sonst mit 0. Da lediglich die relative Lage der Untersuchungsobjekte zueinander von Interesse ist, nicht die absolute Lage im geographischen Raum, sind zusätzliche Informationen wie geographische Längen- und Breitenangaben nicht erforderlich. Ergebnis der Überprüfung des Nachbarschaftskriteriums ist eine $n \times n$-Kontingenzmatrix, die in die Ausgangsdatenmatrix der Clusteranalyse einfließt (Fischer 1982: 127).

Die Einbeziehung des Nachbarschaftskriteriums als zusätzliche *Dummy*-Variable hat den Vorteil, Ausreißer in bezug auf die im Mittelpunkt der Analyse stehenden Homogenitätsvariablen (Grenzvermeidungskosten, Präferenzen, Stickstoffbilanzüberschüsse) tendenziell zu „entschärfen". Zugleich wird durch das Kontingenzkriterium aber eine Generalisierung bewirkt, die dazu führt, daß die Homogenität innerhalb der Cluster abnimmt, d.h. ein Informationsverlust bzgl. der inhaltlichen Bestimmungsfaktoren bewirkt wird[47] (Timmermann 1983).

47 Verzerrungen, die bei 0-1-Variablen wie dem hier benutzten Kontingenzkriterium dadurch entstehen können, daß gemeinsame Nichtnachbarschaft ebenso als Homogenität aufgefaßt wird wie gemeinsame Nachbarschaft, werden in der folgenden Analyse nicht durch zusätzliche Umrechnungsverfahren oder besondere Koeffizienten ausgeschaltet. Vgl. zu dieser Problematik Backhaus et al. (1994: 265).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Ein ähnliches Vorgehen wurde bei der Aufnahme der Variablen „Naturräumliche Zugehörigkeit" gewählt. Jede der rund 500 Naturräumlichen Haupteinheiten Deutschlands wurde als Variable formuliert, deren Felder mit den entsprechenden Flächenanteilen (in vH) des jeweiligen Stadt- und Landkreises gefüllt wurden. Vereinfachend erfolgt die Darstellung dieser Teilmatrix in Übersicht 16 als Einzelspalte. Nach der Darstellung sämtlicher berücksichtigter Variablen und der Codierung der Landkreise und kreisfreien Städte ergibt sich die Ausgangsdatenmatrix (Übersicht 16), die als Grundlage der Clusteranalyse dient.

2.3. Standardisierung und Wahl des Distanz- bzw. Ähnlichkeitsmaßes

Da es sich bei den ausgewählten Variablen um metrische (Stickstoffbilanzüberschüsse, Präferenzen, Grenzvermeidungskosten, Flächenanteil Naturräumlicher Haupteinheiten am Landkreis) und um nominale bzw. dichotome oder binäre (Nachbarschaftskriterium) Variablen handelt, tritt beim Clusteralgorithmus das Problem gemischter Variablen auf. Zur Behebung dadurch möglicherweise bedingter Verzerrungen – die im übrigen auch durch unterschiedliche Skalenniveaus bzw. Maßeinheiten oder Varianzen innerhalb rein metrisch skalierter Variablen ausgelöst werden können – werden verschiedene Verfahren vorgeschlagen[48]. Hier wurden die Datenreihen standardisiert, und zwar in Form einer z-Standardisierung nach Gleichung (6), die dazu führt, daß die Mittelwerte sämtlicher Variablen Null und deren Standardabweichung Eins ergeben[49]

$$z_i = \frac{x_i - \bar{x}}{s_x} \tag{6}$$

mit:

x_i : Wert der Variablen x für das i-te Raumobjekt;
$\bar{x}$: Mittelwert der x_i;
s_x : Standardabweichung der x_i.

Dieses Verfahren wird insbesondere angewendet, um zu erreichen, daß sämtliche Variablen mit demselben Gewicht in den Clusterprozeß einfließen[50] (Schnorr-Bäcker 1986). Zur Feststellung des Homogenitätsgrades zweier Untersuchungsobjekte ste-

48 Zur Lösung des Problems gemischter Variablentypen verweist Fischer (1982: 101–102) auf zwei verschiedene Möglichkeiten: Bei der Strategie der „Skalentransformation" werden sämtliche Variablen auf denselben Variablentyp (nominal – ordinal – metrisch) skaliert. Hier sind sowohl die Meßniveau-Degression als auch die Progression möglich. Diese Verfahrensweisen führen dann dazu, daß Informationen unterstellt werden, die nicht vorhanden sind (bei der Meßniveau-Progression) bzw. daß auf vorhandene Informationen verzichtet wird (bei der Meßniveau-Degression). Bei der zweiten Strategie wird die Ausgangsmatrix so umgestellt, daß Blöcke gleicher Variablentypen zusammengefaßt werden. Erst wenn solche Blöcke metrischer, ordinaler und nominaler Variablen gebildet worden sind, wird eine eigene Distanzmatrix für jeden dieser Blöcke errechnet.

49 Ein ähnliches Vorgehen wird bei der Abgrenzung von Fördergebieten der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der regionalen Wirtschaftsstruktur" gewählt (Zarth 1991); die z-Standardisierung wird durch das Statistikpaket SPSS unterstützt. Zur Standardisierungsmethode vgl. Pocock, Wishart (1969: 73–97). Klemmer und Waniek (1995: 50) beschreiben als Nachteil dieser Standardisierungsmethode, daß sie zu „Stauchungen" und „Streckungen" der Ausgangsdaten führt.

50 Allerdings ist darauf zu achten, konstante Variablen, d.h. solche mit gleicher (oder sehr ähnlicher) Ausprägung, in sämtlichen Fällen zu eliminieren, da ansonsten Verzerrungen entstehen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

hen verschiedene *Distanz- oder Ähnlichkeitsmaße* zur Auswahl. Während Distanzmaße die Unähnlichkeit zweier Objekte messen und diese im Clusteralgorithmus minimieren, maximieren Ähnlichkeitsmaße den Homogenitätsgrad direkt. Da die Wahl des Ähnlichkeitsmaßes Einfluß auf die Reihenfolge der Regionen vom ähnlichsten Objektpaar zum unähnlichsten haben kann, ist die Auswahl dieses Maßes und des entsprechenden Algorithmus von großer Bedeutung für das Analyseergebnis.

Bei metrischen Variablen wie den hier verwendeten und objektorientierten Analysen werden zur Messung der Ähnlichkeit i.d.R. Distanzmaße empfohlen (Backhaus et al. 1994: 272; Bacher 1994: 199). Für die Berücksichtigung dichotomer Variablen wurden spezielle Distanzmaße entwickelt, zu denen die *Quadrierte Euklidische Distanz* zählt, die auch bei Analysen mit metrischen Variablen empfohlen wird (Bacher 1994: 200, 221); in der folgenden Analyse kommt dieses Distanzmaß zum Einsatz. Die Quadrierte Euklidische Distanz leitet sich von der verallgemeinerten Minkowski-Metrik ab (Gleichung 7), indem r = 2 und q = 1 gesetzt wird[51] (Bacher 1994: 222):

(7)
$$d_{k,l} = \left(\sum_{j=1}^{J} | x_{kj} - x_{lj} |^r \right)^{1/q}$$

mit:

r,q	:	Konstante;
x_{kj}	:	Wert der Variablen j bei Objekt k (j=1,2,...,J);
x_{lj}	:	Wert der Variablen j bei Objekt l (j=1,2,...,J);
$d_{k,l}$	:	Distanz der Objekte k und l.

Das Ergebnis der Distanzberechnung für jeweils ein Objektpaar im ersten Schritt ist die sogenannte Ausgangsdistanzmatrix (Übersicht 17), die

- quadratisch ist, d.h. *n* Zeilen und *n* Spalten besitzt;
- symmetrisch ist, da die Distanz $d_{k,l}$ identisch mit $d_{l,k}$ sein muß,
- in der Diagonalen, den Distanzen der Regionen zu sich selbst, Nullen aufweist.

2.4. Fusionierungsalgorithmus (hierarchisch-agglomerativ)

Die Distanzberechnung in der beschriebenen Form ist nur möglich, solange jeweils zwei Einzelobjekte (Stadt-/Landkreise) miteinander verglichen werden. Sobald das ähnlichste Objektpaar ermittelt wurde und zu einem 2-Objekt-Cluster fusioniert worden ist, stellt sich im nächsten Schritt die Frage, wie die verbleibenden Einzelobjekte mit dem fusionierten Cluster zu vergleichen sind. Dazu stehen verschiedene Algorithmen zur Auswahl. Diese unterscheiden sich in der Methode, die Distanz zwischen zwei Clustern festzustellen, die aus mehr als einer Raumeinheit bestehen, also Gruppen von Raumobjekten darstellen. Die Entscheidung für ein spezielles Ähnlichkeits- bzw. Distanzmaß ist weitgehend unabhängig von der Wahl des Fusionierungsalgorithmus (Bahrenberg et al. 1992: 284). Da verschiedene Clusteranalyse-

51 Es ist allerdings zu beachten, daß die Euklidischen Distanzen nicht skaleninvariant sind; das bedeutet, Normierung bzw. Standardisierung der Variablen können Auswirkungen auf die Reihung der Objekte bzgl. ihrer Distanzen haben (Fischer 1982: 81).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 17

Ausgangsdistanzmatrix						
	Kreis					
	1 (HEI)	2 (RZQ)	3 (NF)	4 (OH)	... (...)	432 (ZR)
Kreis 1 (HEI)	0	$d_{1,2}$	$d_{1,3}$	$d_{1,4}$	$d_{1,...}$	$d_{1,432}$
Kreis 2 (RZQ)	$d_{2,1}$	0	$d_{2,3}$	$d_{2,4}$	$d_{2,...}$	$d_{2,432}$
Kreis 3 (NF)	$d_{3,1}$	$d_{3,2}$	0	$d_{3,4}$	$d_{3,...}$	$d_{3,432}$
Kreis 4 (OH)	$d_{4,1}$	$d_{4,2}$	$d_{4,3}$	0	$d_{4,...}$	$d_{4,432}$
Kreis ... (...)	$d_{...,1}$	$d_{...,2}$	$d_{...,3}$	$d_{...,4}$	0	$d_{...,432}$
Kreis 432 (ZR)	$d_{432,1}$	$d_{432,2}$	$d_{432,3}$	$d_{432,4}$	$d_{432,...}$	0

HEI: Dithmarschen, RZQ: Herzogtum Lauenburg, NF: Nordfriesland, OH: Ostholstein, ZR: Zeulenroda.

läufe mit jeweils unterschiedlichen Fusionierungsalgorithmen beim Einsatz des WARD-Verfahrens die plausibelsten Ergebnisse lieferten, wird dieser Algorithmus im folgenden angewendet. Beim WARD-Verfahren (Übersicht 18) handelt es sich um ein hierarchisches Verfahren, bei dem eine einmal vorgenommene Paarung von Regionen im weiteren Verlauf nicht mehr rückgängig gemacht werden kann[52]. Daß andere Clusteralgorithmen keine befriedigende Verbesserung der Homogenität der Cluster liefern, kann sowohl mit den hohen Anforderungen erklärt werden, die das WARD-Verfahren stellt, als auch durch die zum Teil geringen Varianzen in der Ausgangsdatenmatrix bedingt sein (Fischer 1982: 126).

Die Distanz zwischen einem Objekt (oder einer Gruppe) R und einer fusionierten Gruppe, die aus den Elementen (Einzelobjekte oder Gruppen) P und Q besteht, wird beim WARD-Verfahren nach

$$(8) \qquad D(R,P+Q) = \frac{1}{NR+NP+NQ}\,[(NR+NP)\cdot D(R,P) + (NR+NQ)\cdot D(R,Q) - NR\cdot D(P,Q)\,]$$

mit:

NR	:	Zahl der Objekte in Gruppe R;
NP	:	Zahl der Objekte in Gruppe P;
NQ	:	Zahl der Objekte in Gruppe Q;
D(R,P)	:	Distanz zwischen den Gruppen R und P;
D(R,Q)	:	Distanz zwischen den Gruppen R und Q;
D(P,Q)	:	Distanz zwischen den Gruppen P und Q

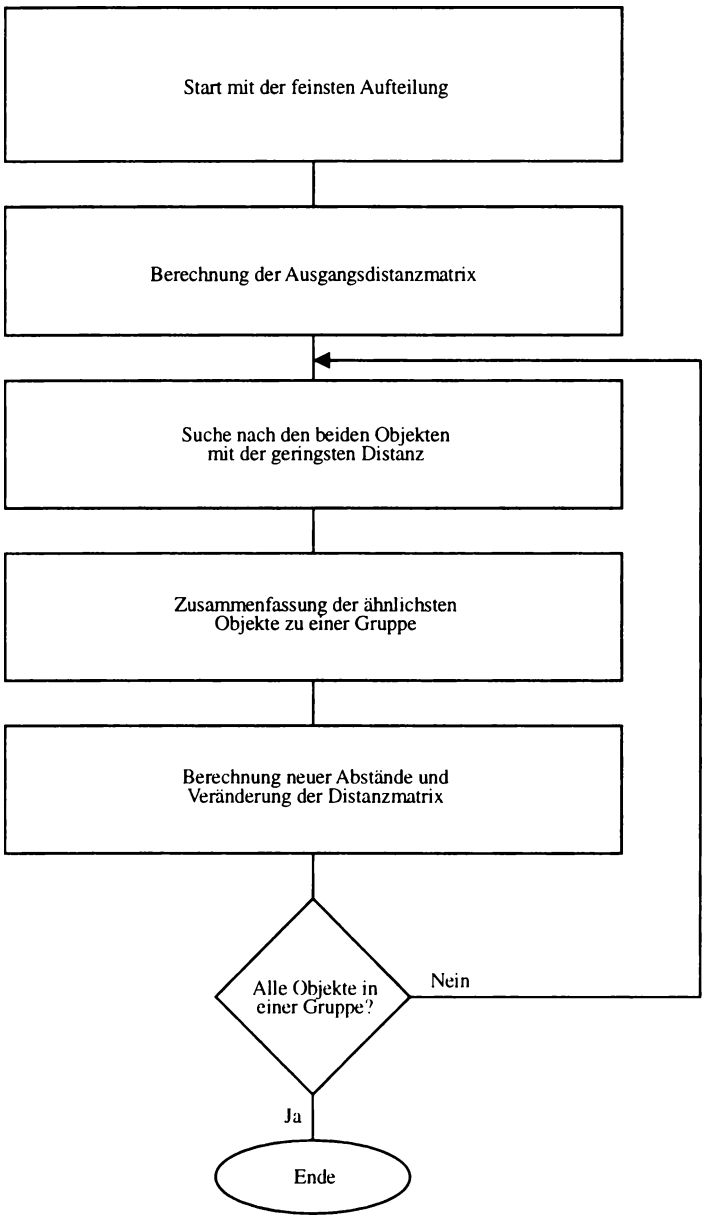
bestimmt (Backhaus et al. 1994: 287). Die einfließenden Distanzen werden weiterhin mit Hilfe der Quadrierten Euklidischen Distanz berechnet (Gleichung (7)). Im Ver-

52 Zu den hierarchischen Verfahren zählen das Single-Linkage-, Complete-Linkage-, Average-, Weighted-Average-, Within-Average-Linkage-, Median-, Zentroid- und Ward-Verfahren (Bacher 1994: 144). Die Alternative, von der umfassenden Clusterung in Form einer Gruppe auszugehen, die aus sämtlichen Untersuchungsobjekten besteht, und dieses Cluster schrittweise zu verkleinern, wird als „partitionierendes Verfahren" bezeichnet.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 18

Fusionierungsalgorithmus



Nach Backhaus et al. (1994: 285).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

lauf der schrittweisen Fusionierung verschiedener Stadt- und Landkreise stellt sich die Frage, wann der Algorithmus abzubrechen ist. Findet kein Abbruch statt, würde die Analyse ein einziges Cluster liefern, das sämtliche Stadt- und Landkreise einschließt. Bei der Unterbrechung, d.h. bei der Festlegung der endgültigen Anzahl von Clustern, handelt es sich um einen Optimierungsprozeß im Verlauf zunehmender Generalisierung durch Fusion weiterer Objekte in bestehende Cluster, verbunden mit Informationsverlusten. In der Literatur werden verschiedene Entscheidungskriterien zum Abbruch vorgeschlagen (Everitt 1993: 73, 100ff.; Bähr 1971: 11–19; Johnston 1968). Im folgenden wird eine übliche und leicht anwendbare Methode angewendet, bei der die Clusteranalyse an der Stelle beendet wird, an der die Distanzmaße von einem Schritt zum nächsten sprunghaft ansteigen („Elbow-Kriterium")[53] (Backhaus et al. 1994: 307).

Von verschiedenen Autoren wird als Nachteil des WARD-Verfahrens die Tendenz zur Bildung etwa gleich großer Cluster genannt (Fischer 1982: 126). Dieser Mangel kehrt sich im Rahmen des Aktionsraumdesigns bei Problemen der empirischen Föderalismusforschung in einen Vorteil um. Denn bei der Abgrenzung von Verwaltungsregionen kann eine (relative) Vergleichbarkeit der Größe dieser Räume aus Gründen der interregionalen Kräfteverteilung, Regierbarkeit usw. gewollt bzw. sinnvoll sein.

2.5. Einschätzung der Güte und Interpretation von Fusionierungsergebnissen

Bei der hier vorgenommenen Clusteranalyse wurde zwar nur eine begrenzte Anzahl von Variablen berücksichtigt. Es darf aber nicht übersehen werden, daß mit der Anzahl der Variablen auch die Gefahr von Interkorrelationen und damit von Fehlzuordnungen steigt. Bacher (1994: 164–166) weist sogar anhand der Ergebnisse verschiedener Simulationsstudien nach, daß die Verwendung irrelevanter Variablen vor Ausreißern, einem falschen Distanzmaß oder ungeeigneten Gruppierungsverfahren die größte Fehlerquelle bei der Clusterbildung darstellt.

Zu sämtlichen in der Literatur diskutierten Gütemaßen ist festzuhalten, daß es keine dieser Maßzahlen erlaubt, ohne Berücksichtigung weiterer Größen eine eindeutige Entscheidung für ein Fusionierungsergebnis zu treffen. Bei jeder Anwendung sind verschiedene Maße zu berücksichtigen, Plausibilitätsprüfungen durchzuführen und die Ergebnisse problembezogen zu interpretieren. Als ein mögliches Kriterium zur Bestimmung der Homogenität der geclusterten Gruppen dient der *F-Wert* (Backhaus et al. 1994: 310).

(9) $$F = \frac{V(J,G)}{V(J)}$$

mit:
V(J,G) : Varianz der Variablen J im Cluster G;
V(J) Varianz der Variablen J in der Erhebungsgesamtheit.

53 Verschiedene Clusteranalyseläufe bei Variation der genannten Faktoren führten zur Entscheidung für die beschriebene Methodik.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bei ihm wird die Varianz jeder betrachteten Variablen (J) eines Clusters (G) durch die Varianz derselben Variable in der Erhebungsgesamtheit dividiert. Je kleiner der errechnete Wert ist, desto geringer ist die Streuung der betrachteten Variablen innerhalb des Clusters im Vergleich zur Streuung der Variablen in der Gesamtheit. Überschreitet der Wert 1, ist die Varianz im Cluster größer als in der Gesamtheit der Werte. Nach Backhaus et al. (1994) wird ein Cluster dann als vollkommen homogen bezeichnet, wenn alle F-Werte kleiner 1 sind.

Als weiteres Maß zur Beurteilung des Homogenitätsgrades bzw. primär zur *Interpretation der gebildeten Cluster* dient der *T-Wert*:

$$T = \frac{\overline{X}(J,G) - \overline{X}(J)}{S(J)} \tag{10}$$

mit:

$\overline{X}(J,G)$: Mittelwert der Variablen J über die Objekte des Clusters G;

$\overline{X}(J)$: Gesamtmittelwert der Variablen J in der Erhebungsgesamtheit;

S(J) : Standardabweichung der Variablen J in der Erhebungsgesamtheit.

Der T-Wert läßt sich interpretieren als relative Abweichung einer Klasse vom Mittelwert der Grundgesamtheit (Schnorr-Bäcker 1986: 697–702). Je größer der T-Wert ist, desto stärker weicht das betreffende Cluster in bezug auf die betrachtete Variable vom Mittelwert der Grundgesamtheit ab. Darüber hinaus deuten negative T-Werte auf eine Unterrepräsentanz in der betrachteten Gruppe im Vergleich zur Gesamtheit hin, positive Werte zeigen demgegenüber Überrepräsentanz an.

Nach Backhaus et al. (1994: 316) sollten im Anschluß an Fusionierungen Sensitivitätsanalysen durchgeführt werden, bei denen Ergebnisvariationen aufgrund von Veränderungen des Ähnlichkeitsmaßes, des Fusionierungsalgorithmus und der Gruppenzahl überprüft werden. Auch mit Hilfe einer sukzessiven Veränderung der Variablengewichtungen lassen sich Sensitivitätsanalysen durchführen, d.h. Veränderungen in der Regionsabgrenzung in Abhängigkeit von der Einzelgewichtung nachvollziehen (Klemmer, Bremicker 1983). Ein Beispiel für die Anwendung dieser Methode der Variablengewichtung ist die Abgrenzung von Fördergebietskulissen im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der regionalen Wirtschaftsstruktur". Nach Klemmer/Bremicker (1983: 89) gehört es zu den entscheidenen Kompetenzen des Planungsausschusses dieser Gemeinschaftsaufgabe, Gewichte für die einfließenden Homogenitätsvariablen zu beschließen.

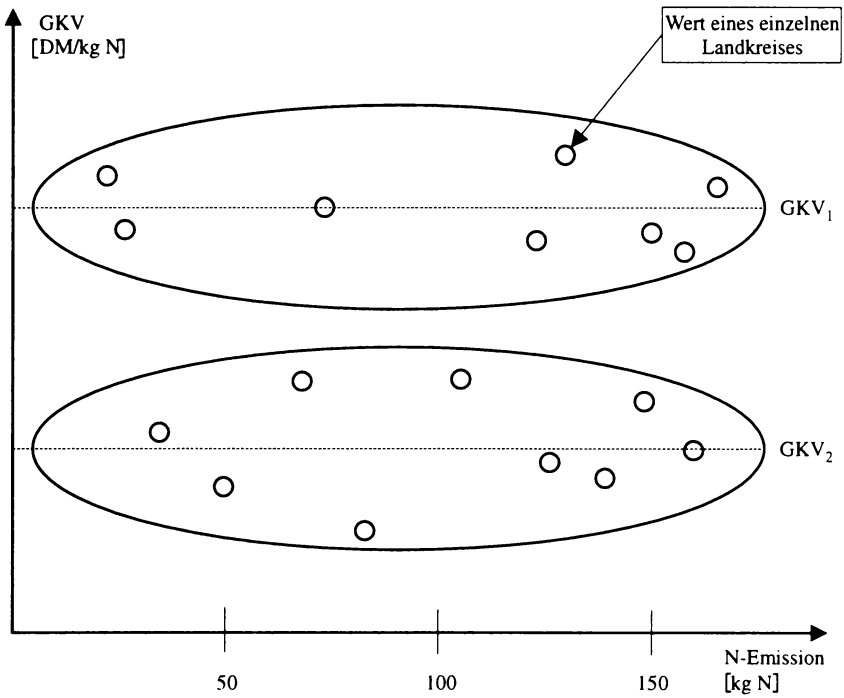
2.6. Schlußfolgerungen zur Anwendung der Clusteranalyse

Bei der beschriebenen Prozedur werden im ersten Schritt Stadt- und Landkreise mit ähnlichen Ausprägungen *einzelner* Homogenitätsvariablen zusammengefaßt. Übertragen auf das Beispiel der Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags bedeutet dieses Vorgehen, daß die betreffenden Raumobjekte zunächst ausschließlich aufgrund des Vergleiches von Grenzvermeidungskosten, d.h. unabhängig von ihrem jeweiligen absoluten Stickstoffbilanzüberschuß zusammengefaßt werden. Ein hypo-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 11

Clusterung auf der Grundlage homogener Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags (schematisches Ergebnis)



Erläuterungen vgl. Text.

RWI ESSEN

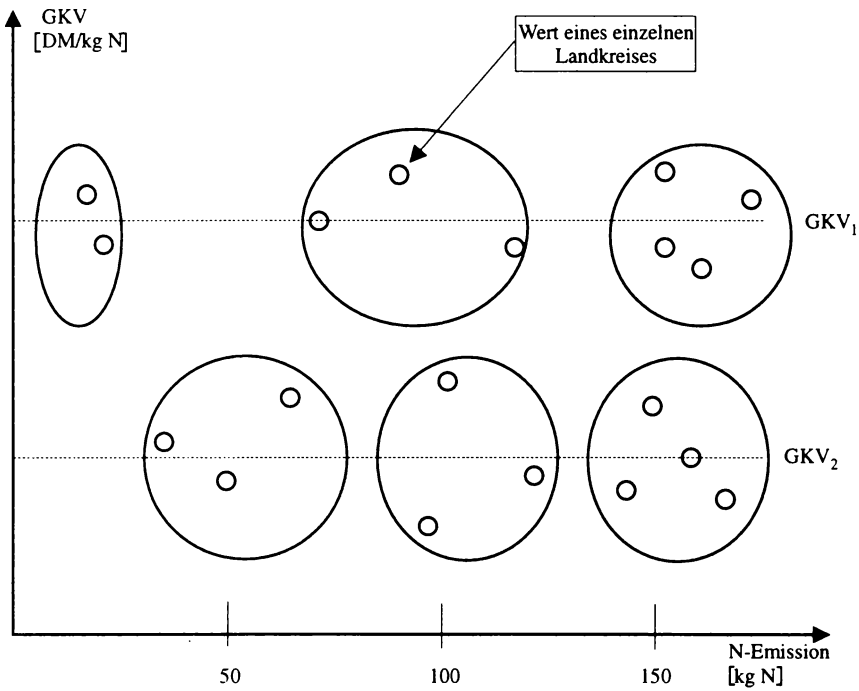
thetisches Ergebnis einer solchen Clusteranalyse wird in Schaubild 11 durch die ovalen Mengen, bestehend aus mehreren Stadt- und Landkreisen, symbolisiert.

Neben den Grenzkosten der Vermeidung des Stickstoffaustrags zur Definition von Regelungsräumen spricht jedoch auch die Höhe der Belastung durch negative Effekte für eine spezifische Anpassung der Parameter umweltökonomischer Instrumente. Im ersten Kapitel wurde nachgewiesen, daß vergleichbar hohe Emissionen ähnlich gestaltete umweltpolitische Maßnahmen, etwa in Form der Eingriffsintensität von umweltpolitischen Instrumenten, erfordern. Scheele (1993: 424–430) begründet diese Forderung nach Beachtung der Emission*shöhe* bei der Abgrenzung von Regelungsräumen damit, daß die Administrations- und Kontrollkosten pro Einheit Schadensvermeidung bei Orten hoher Emissionsraten im Vergleich zu Orten niedriger Emissionsraten vergleichsweise gering und damit Effizienzgewinne möglich sind. Klemmer (1992: 14–19) argumentiert ähnlich und fordert strengere Produktionsauf-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 12

Clusterung bei simultaner Berücksichtigung homogener Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags und von Stickstoffbilanzüberschüssen (schematisches Ergebnis)



Erläuterungen vgl. Text.

RWI ESSEN

lagen in solchen Gebieten, in denen eine hohe Verdichtung von Emissionsquellen zu beobachten ist. Für das im Rahmen der vorliegenden Untersuchung angestrebte Clusterverfahren hat diese Forderung zur Konsequenz, daß Raumpunkte vergleichbarer Stickstoffbilanzüberschüsse in einem Regelungsraum zusammenzufassen sind.

Die simultane Berücksichtigung der Variablen „Niveau des externen Effekts" in der Form des indirekten Indikators „Stickstoffbilanzüberschuß" führt dazu, daß die in Schaubild 11 dargestellten Cluster kompakter werden, d.h. die interne Homogenität bzgl. beider berücksichtigter Variablen zunimmt. In Schaubild 12 wird dieser Gewinn an Homogenität durch die abnehmende Größe der abgebildeten Cluster wiedergegeben.

Neben den Variablen Stickstoffbilanzen, Grenzkosten der Vermeidung und potentielle Zahlungsbereitschaften fließen auch die Flächenanteile der jeweiligen naturräum-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

lichen Einheiten in den Stadt- und Landkreisen als Homogenitätsvariable in die Clusteranalyse ein. Aufgrund dessen werden primär solche Landkreise einem gemeinsamen Cluster zugeordnet, die sich bezüglich der Flächenanteile derselben naturräumlichen Einheiten möglichst ähnlich sind. So würde der Landkreis Euskirchen, in dem 20,6 vH dem Naturraum Rureifel zuzuordnen sind, zunächst *nicht* mit dem Nachbarkreis Aachen zusammengefaßt, in dem die entsprechende Naturraumfläche 26,8 vH ausmacht, sondern mit dem Nachbarkreis Düren, dessen Flächen diesem Naturraum zu 18,6 vH angehören. Insgesamt führt die simultane Berücksichtigung der beschriebenen Homogenitätsvariablen dazu, daß die Stadt- und Landkreise einer gebildeten Region bezüglich der Flächenanteile einzelner Naturräumlicher Haupteinheiten und damit der naturräumlichen Ausstattung *tendenziell* ähnlich sind. Dabei kann es vorkommen, daß nach der Abgrenzung einzelne Stadt- oder Landkreise innerhalb einer Region mit solchen aus anderen Regionen eine hohe naturräumliche Ähnlichkeit aufweisen. Diese Aussage gilt im übrigen auch in bezug auf die Höhe des Stickstoffbilanzüberschusses, die Grenzkosten der Vermeidung und die Zahlungsbereitschaft für mehr Umweltschutz. Zugunsten der maximalen Gesamthomogenität über sämtliche Variablen ist dieses Ergebnis jedoch nicht zu vermeiden.

Da inhaltliche Gründe zunächst nicht für eine stärkere Gewichtung einzelner Homogenitätsvariablen sprechen, werden im folgenden sämtliche Variablen gleichgewichtet in die Fusionierung eingehen[54]. In bestimmten Konstellationen, d.h. bei Analysen mit hoher Relevanz einzelner Indikatoren wie der naturräumlichen Zuordnung, kann das Clusteranalyseverfahren problembezogen angepaßt werden. Die besondere Relevanz einzelner Indikatoren kann sich dann ergeben, wenn zur Erreichung des angestrebten Gesamteffizienzziels die Erfüllung bestimmter Teilziele (z.B. Minimierung bestimmter externer Effekte, Minimierung der Opportunitäts- bzw. Grenzvermeidungskosten, Minimierung der Frustrationskosten durch nicht berücksichtigte Präferenzen) von überdurchschnittlicher Bedeutung ist. In solchen Fällen muß die Gleichgewichtung der Homogenitätsvariablen aufgegeben werden.

Zur Regionenbildung in bezug auf einzelne Umweltprobleme ist es darüber hinaus möglich, die naturräumliche Gliederung zu differenzieren. Je nach Umweltproblemkomplex und Datenlage kann es angemessen sein,

- bei bodenschutzrelevanten Problemstellungen Bodentypen, Ausgangsgesteine o.ä.,
- im Zusammenhang mit Naturschutzfragestellungen die Abgrenzung von Biotoptypen oder potentieller natürlicher Vegetation sowie ihre räumliche Zuordnung,
- bei Problemen der Trinkwasserbereitstellung die Lokalisierung von Wassereinzugsgebieten,

54 Durch die Art der (Ausgangs-) Matrizendarstellung von „Nachbarschaftsbeziehungen" und „Naturräumlicher Zugehörigkeit" erhalten diese beiden Variablen allerdings bei der Regionalisierung (und nur dort) implizit ein höheres Gewicht als die restlichen Einzelvariablen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- bei landschaftsästhetisch oder touristisch motivierten Analysen Kartierungen regionaltypischer Landschaften bzw. des Erholungspotentials von Regionen oder
- bei abfallwirtschaftlichen Analysen das Entsorgungspotential

als Abgrenzungskriterium zu verwenden[55]. In dieser Hinsicht bietet das vorgeschlagene Regionalisierungsverfahren eine gewisse inhaltlich-methodische Flexibilität. Es ist in der Lage, der naturwissenschaftlichen Forderung nach Abgrenzung von Politikräumen in Abhängigkeit naturräumlicher Bedingungen je nach Stärke des Arguments mit Hilfe stufenlos anpaßbarer Gewichtungsfaktoren oder der problembezogenen Auswahl bestimmter naturräumlicher Abgrenzungskriterien gerecht zu werden.

55 Klemmer (1988: 61) führt dazu aus, daß es „nicht sinnvoll ist, nach nur einem System funktionaler Umweltregionen zu suchen, welches für alle umweltpolitischen Teilziele verwendet werden kann".

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Viertes Kapitel

Clusterbildung zur Formulierung effizienter Politikaktionsräume in der Agrarumweltpolitik

Die folgenden Ergebnisse der Clusterbildung müssen sich am Homogenitätsgrad existierender Politiklösungen messen lassen. Wie gezeigt, variieren die untersuchten Indikatoren:

- Stickstoffbilanzen,
- Grenzkosten der Vermeidung des Stickstoffaustrags,
- potentielle Zahlungsbereitschaften für mehr Umweltschutz und
- Flächenanteil naturräumlicher Einheiten

im Vergleich der Stadt- und Landkreise z.T. erheblich. Da für die betrachteten, überwiegend lokalen und regionalen externen Effekte des Boden-Wasser- und Biodiversitäts-Komplexes geltende Regelungen in bedeutendem Maße von den Bundesländern mitbestimmt werden, können die Grenzen der Bundesländer für den Referenzzustand als Clustergrenzen aufgefaßt werden. Durch die ausgesprochen starke Regelungskompetenz der Bundesländer im Bereich der Agrarumweltprogramme nach Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 und das Recht der Länder zur Konkretisierung des rahmensetzenden Bundesrechts im Naturschutzbereich ist diese Vorgehensweise zu rechtfertigen. Bei den beschriebenen Maßnahmen auf Bundesebene – dem Bundes-Bodenschutzgesetz und der nationalen Düngeverordnung – ist diese Feststellung allerdings zu relativieren. Aufgrund der zentralen Vorgaben in den genannten Rechtsbereichen müssen ergänzend auch die Varianzen des „Clusters" der gesamten Bundesrepublik zum Vergleich herangezogen werden.

Als Maß für die Homogenität innerhalb der Cluster auf Bundes- oder Landesebene können die F-Werte der Einzelcluster sowie die Varianz bzgl. der Variablenausprägungen zugehöriger Verwaltungsräume herangezogen werden. Der F-Wert zeigt an, wie das Verhältnis zwischen der Streuung des betrachteten Clusters und der Streuung in der Gesamtheit der berücksichtigten Untersuchungsobjekte zu bewerten ist. Bei F-Werten größer als 1 ist die Homogenitätsbedingung nur eingeschränkt erfüllt. Ziel der Abgrenzung möglichst homogener Regionen oder Raumtypen sollten daher möglichst niedrige F-Werte in den gebildeten Clustern sein. Tabelle 10 stellt die

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 10

F-Werte der Bundesländer			
Cluster Nr.	Sickstoffbilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungsbereitschaft
Brandenburg	0,09	0,45	0,03
Berlin	1,01	0,87	0,60
Baden-Württemberg	0,40	0,52	0,11
Bayern	0,95	3,32	0,11
Bremen	–	–	–
Hessen	0,15	0,12	0,12
Hamburg	–	–	–
Mecklenburg-Vorpommern	0,07	0,47	0,04
Niedersachsen	1,18	0,16	0,06
Nordrhein-Westfalen	1,37	0,24	0,10
Rheinland-Pfalz	0,21	0,92	0,09
Schleswig-Holstein	0,24	0,12	0,03
Saarland	0,03	0,18	0,04
Sachsen	0,28	0,42	0,02
Sachsen-Anhalt	0,11	0,39	0,02
Thüringen	0,25	0,20	0,04

Eigene Berechnungen. Varianz der jeweiligen Variablen innerhalb eines Bundeslandes im Verhältnis zu deren Varianz in Deutschland. –: Keine Werte wegen fehlender Varianz (Cluster mit nur einem Element).

RWI ESSEN

entsprechenden Werte für die Referenzsituation dar, d.h. für die betrachteten Variablen in den 16 Bundesländern. Die Streuungsmaße der Homogenitätsvariable „Anteil von Naturräumen" werden im folgenden nicht ausgewiesen, da eine Interpretation solcher Werte sachlogisch nicht möglich ist.

Bis auf die „Cluster" Bayern, Berlin, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sind hohe Homogenitätsgrade festzustellen. Insbesondere in Bayern sind, u.a. ausgelöst durch die Größe des Bundeslandes, ausgesprochen heterogene Bedingungen vorzufinden, so daß die Varianzen der Stickstoffbilanzen und der Grenzvermeidungskosten hohe Werte annehmen. Die geringe *Gesamt*streuung der potentiellen Zahlungsbereitschaften spiegelt sich auch in entsprechend geringen Varianzen in den einzelnen Bundesländern wider und läßt bereits hier vermuten, daß diese Variable bei der folgenden Clusterung nur eine geringe Trennwirkung entfalten wird.

Eine differenzierte Darstellung der Homogenitätsbewertung einzelner Bundesländer erlauben die Varianzen, auf deren Grundlage die ausgewiesenen F-Werte berechnet wurden (Tabelle 11). Sie vermitteln einen Eindruck von den absoluten Schwankungen um den jeweiligen Mittelwert. Läßt man die Stadtstaaten Hamburg und Bremen unberücksichtigt, stellen neben den bereits genannten Bundesländern Bayern, Nie-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 11

Varianzen der nicht standardisierten Homogenitätsvariablen in der Referenzsituation[1]

Territoriale Einheiten	Stickstoffbilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungsbereitschaft
Deutschland	837,2 (64,4)	0,97 (0,890)	0,0041 (0,4572)
Mittelwert der Bundesländer[2]	333,2	0,509	0,0004
Brandenburg	75,9 (46,7)	0,44 (1,65)	0,0001 (0,4067)
Berlin	849,5 (76,9)	0,85 (0,65)	0,0025 (0,535)
Baden-Württemberg	336,6 (61,2)	0,50 (0,65)	0,0005 (0,5111)
Bayern	796,6 (70,4)	3,23 (1,37)	0,0005 (0,5011)
Bremen	0 (–6,99)	0 (1,82)	0 (0,53)
Hessen	129,0 (80,2)	0,12 (0,49)	0,0005 (0,5243)
Hamburg	0 (68,8)	0 (1,19)	0 (0,53)
Mecklenburg-Vorpommern	61,1 (60,7)	0,46 (1,28)	0,0001 (0,4032)
Niedersachsen	985,7 (96,7)	0,16 (0,57)	0,0003 (0,5128)
Nordrhein-Westfalen	1150,7 (101,9)	0,24 (0,64)	0,0004 (0,5281)
Rheinland-Pfalz	178,4 (65,8)	0,90 (0,72)	0,0004 (0,5063)
Schleswig-Holstein	202,6 (100,8)	0,12 (0,44)	0,0001 (0,5018)
Saarland	25,9 (65,2)	0,18 (0,50)	0,0002 (0,508)
Sachsen	234,9 (37,9)	0,40 (0,68)	6,7908E–05 (0,4536)
Sachsen-Anhalt	96,1 (43,5)	0,38 (0,71)	6,9488E–05 (0,3782)
Thüringen	208,7 (47,4)	0,19 (0,48)	0,0002 (0,3843)

Eigene Berechnungen. – [1]In Klammern stehen die jeweiligen Mittelwerte. – [2]Ungewogener Mittelwert der Varianzen jedes Einzelclusters (= Bundeslandes) der jeweiligen Variable über sämtliche 16 Bundesländer.

RWI ESSEN

dersachsen und Nordrhein-Westfalen die Länder Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und das Saarland den zweiten Eckpunkt bei der Homogenitätsbetrachtung dar. Während sich die erstgenannten Bundesländer durch hohe Inhomogenität in Form hoher Einzelvarianzen auszeichnen, sind die letztgenannten durch verhältnismäßig homogene Bedingungen gekennzeichnet.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Dieses Ergebnis insgesamt hoher Homogenitätsgrade in der Ausgangslage, d.h. bei der geltenden territorialen Abgrenzung der 16 Bundesländer, ist um so überraschender, als die historische Grenzziehung der Länder selbstverständlich nicht anhand der diskutierten Homogenitätskriterien erfolgte[1]. Die Homogenität ist demnach zwar ein Zufallsprodukt, territoriale Neuabgrenzungen für die beschriebenen Umweltproblembereiche mit dem Ziel einer Effizienzsteigerung werden dennoch an diesem Homogenitätsgrad zu messen sein.

Im Vergleich der Varianzen der Bundesländer sowie des Bundesländerdurchschnitts mit den Werten für Deutschland insgesamt ist ablesbar, daß die länderspezifische Abgrenzung überwiegend mit deutlich geringeren Varianzen verbunden ist. Allerdings können einzelne Varianzen in den Bundesländern, die durch vergleichsweise große Inhomogenität gekennzeichnet sind, die Durchschnittswerte der „Bundeslösung" auch deutlich übersteigen. Besonders große Homogenitätsgewinne sind in den „Länderclustern" in bezug auf die Variable Stickstoffbilanzüberschuß zu verzeichnen.

Die T-Werte können zur weitergehenden Interpretation der Einzelcluster herangezogen werden. Sie zeigen bei Werten größer als Null an, daß die Variable im jeweiligen Cluster im Vergleich zur Gesamtheit der Untersuchungsobjekte bezogen auf ihr durchschnittliches Niveau überrepräsentiert wird, und umgekehrt. Bei den bisher als ausgesprochen homogen identifizierten Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Saarland lassen sich die T-Werte folgendermaßen interpretieren: Das „Cluster" Mecklenburg-Vorpommern zeichnet sich besonders durch relativ hohe Grenzkosten der Vermeidung aus, das Saarland durch besonders hohe potentielle Zahlungsbereitschaften und Sachsen-Anhalt unterschreitet bei sämtlichen der drei Variablen den Durchschnitt der Stadt- und Landkreise (Tabelle 12).

Zur territorialen Abgrenzung der Referenzsituation, d.h. bei der aktuellen Gestalt der Bundesländer, sind einige Ergebnisse zusammenfassend festzuhalten. Trotz einer unerwartet hohen Ausgangshomogenität sind in einigen Bundesländern deutliche Varianzen innerhalb der drei Homogenitätsvariablen zu erkennen. Darüber hinaus blieb bisher auch bezüglich der ausgewiesenen Homogenitätskennwerte unberücksichtigt, daß bei der territorialen Abgrenzung der analysierten Maßnahmenkategorien nur in wenigen Ausnahmefällen spezifische naturräumliche oder ökosystemare Bedingungen einfließen. Dies führt dazu, daß in der Ausgangslage auch bezüglich der naturräumlichen Ausstattung der politischen Aktionsräume mit hohen Varianzen bzw. lediglich zufälligen Homogenitäten zu rechnen ist. Diese Feststellung läßt sich allerdings wegen der gewählten Umsetzung in Form der Ausgangsdatenmatrix nicht in einer Maßzahl (z.B. der Varianz) ausdrücken.

---

1 Allerdings ist beim hier gewählten Vorgehen auch zu beachten, daß die hohe Homogenität durch z.T. geringe Varianzen der Ausgangsdaten verursacht wird. Eine Veränderung der Datengrundlage könnte daher zu Änderungen der Einschätzung führen. Auch wird die hohe Ausgangshomogenität durch den gewählten Algorithmus verursacht: Aufgrund des Verzichts auf (politisch festzulegende) Gewichte für Einzelvariablen bei impliziter Gewichtungsstärke des Nachbarschaftskriteriums kann die Homogenität großer Raumeinheiten wie der Bundesländer größer sein als die kleiner Regionen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 12

T-Werte in der Referenzsituation (16 Bundesländer)			
Cluster	Stickstoffbilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungsbereitschaft
Brandenburg	–2,03	1,14	–4,66
Berlin	0,43	–0,26	1,57
Baden-Württemberg	–0,18	–0,35	2,52
Bayern	0,21	0,26	2,05
Bremen	–	–	–
Hessen	1,39	–1,16	3,04
Hamburg	–	–	–
Mecklenburg-Vorpommern	–0,48	0,57	–4,52
Niedersachsen	1,03	–0,80	3,50
Nordrhein-Westfalen	1,11	–0,51	3,56
Rheinland-Pfalz	0,11	–0,18	2,60
Schleswig-Holstein	2,56	–1,32	4,14
Saarland	0,17	–0,92	3,90
Sachsen	–1,73	–0,42	9,92
Sachsen-Anhalt	–2,13	–0,30	–9,48
Thüringen	–1,17	–0,92	–5,46

Eigene Berechnungen. –: Keine Werte wegen fehlender Varianz (Cluster mit nur einem Element). RWI ESSEN

Die folgenden Ergebnisse der Clusteranalyse werden aufzeigen, welche Homogenitätsveränderungen bei Regionalisierungen möglich sind, die sich nicht an den Verwaltungsgrenzen der Bundesländer orientieren, sondern naturräumliche Gemeinsamkeiten benachbarter Stadt- und Landkreise berücksichtigen. Abschließend wird die Forderung nach räumlicher Kontingenz aufgegeben, um weitgehend homogene Raumtypen auszuweisen; damit kann ein weiterer Homogenitätszuwachs erreicht werden.

1. Regionalisierung

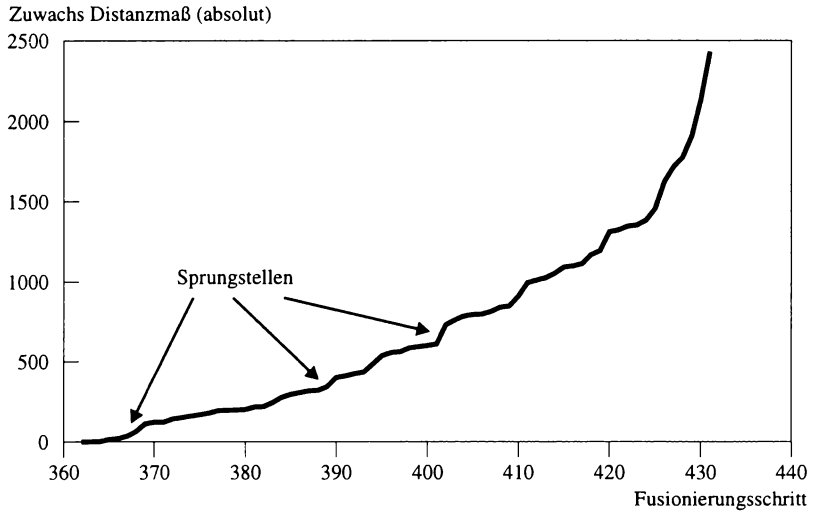
Zunächst wird mit den Stadt- und Landkreisen als Ausgangsobjekten ein Regionalisierungsversuch unternommen. Dazu werden neben den beschriebenen drei Variablen auch die Zugehörigkeit zu naturräumlichen Einheiten als Homogenitätsvariable berücksichtigt und ausschließlich benachbarte Raumobjekte zusammengefaßt.

Den Verlauf der absoluten Zuwächse des der Clusteranalyse zugrunde liegenden Distanzmaßes (Quadrierte Euklidische Distanz) ab dem 360. Fusionierungsschritt zeigt Schaubild 13. Ein besonders ausgeprägtes, sprunghaftes Ansteigen des Distanzmaßes ist u.a. bei Schritt 402 festzustellen. Dies kann als Entscheidungskriterium

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 13

Veränderung des Distanzmaßes im Verlauf der Clusteranalyse zu Regionen[1]



Eigene Berechnungen. – [1] Die absoluten Zuwächse des Distanzmaßes wurden bei Fusionsschritt 362 auf den Nullpunkt normiert.

genutzt werden, um den Fusionierungsalgorithmus *vor* dieser Stelle abzubrechen und eine möglichst hohe Homogenität der Clusterelemente zu erreichen („Elbow-Kriterium"). Ergebnis des Abbruchs an dieser Stelle sind 31 (= 432 – 401) Cluster bzw. Regionen Deutschlands mit weitgehender Homogenität bzgl. der beschriebenen Variablen.

Außer bei Schritt 402 sind an weiteren Stellen des Fusionierungsverlaufes Sprungstellen festzustellen. Je nach gewünschter Homogenität bzw. maximal zulässiger Regionenzahl kann der Algorithmus auch an diesen Stellen abgebrochen werden. Einige Ergebnisse solcher Alternativen, für die grundsätzlich gilt, daß mit zunehmender Regionenzahl die Gesamthomogenität (und damit auch die Effizienz der Regionalisierung) ansteigt, sind in den Karten 6 bis 8 dargestellt. Es ist zu beachten, daß identische Schraffuren nicht bedeuten, daß die Homogenitätsvariablen der betroffenen Regionen dieselbe Ausprägung besitzen. Insbesondere an Karte 8 wird deutlich, daß die Anzahl der Elemente innerhalb eines Clusters variiert. Neben Clustern, die lediglich aus einzelnen Landkreisen bestehen[2], wurden auch Cluster mit bis zu 17 Einzelelementen gebildet. Außer diesen auf die Objekt*anzahl* bezogenen Abwei-

2 Emsland (Nr. 40), Waldeck-Frankenberg (Nr. 56), Nordfriesland (Nr. 63), Oberallgäu inkl. Stadt Kempten (Nr. 64).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 13

F-Werte und T-Werte bei der 64-Cluster-Lösung der Regionalisierung

Cluster Nr.	F-Werte			T-Werte		
	Stickstoff-bilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungs-bereitschaft	Stickstoff-bilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungs-bereitschaft
1	0,28	0,34	0,10	0,69	–0,43	2,86
2	0,11	0,28	0,01	–2,19	–0,74	–17,45
3	0,20	0,49	0,21	1,48	0,01	2,10
4	0,50	0,02	0,11	1,89	–1,30	3,59
5	0,29	0,26	0,01	–1,84	–0,94	–12,28
6	0,18	0,14	0,17	0,81	1,48	2,04
7	0,18	0,003	0,01	1,48	–11,64	6,72
8	0,46	0,04	0,16	0,02	–2,65	2,09
9	0,06	0,42	0,03	–0,69	0,47	–5,02
10	0,09	0,50	0,004	–1,28	0,29	–13,60
11	0,92	2,67	0,06	0,14	0,21	2,91
12	0,23	0,15	0,03	–0,94	–1,30	–5,87
13	0,27	0,18	0,18	1,22	–1,25	1,42
14	0,33	0,24	0,58	–0,42	–0,80	–1,21
15	0,05	0,24	0,20	–0,52	0,32	1,69
16	0,06	0,20	0,01	–0,44	–0,31	10,01
17	0,02	1,66	0,05	0,35	0,05	3,70
18	0,30	0,17	0,16	–1,13	–1,43	2,09
19	0,45	0,13	0,03	–1,44	–0,41	–7,67
20	1,62	1,57	0,52	0,17	0,63	–0,51
21	0,04	0,39	0,02	–2,50	1,25	–4,72
22	0,02	0,15	0,04	0,32	–1,16	3,81
23	0,24	0,03	0,03	–0,77	–2,13	3,42
24	0,25	0,005	0,17	4,87	–6,86	2,80
25	1,18	0,31	0,03	–0,24	0,32	5,39
26	0,06	0,49	0,02	–2,68	1,45	–6,72
27	0,03	0,33	0,004	–4,17	1,64	–11,15
28	0,20	0,21	0,02	–1,76	0,68	–9,10
29	0,09	0,11	0,04	–0,35	0,15	–3,43
30	0,23	0,80	0,01	–2,28	0,54	–13,64
31	0,12	0,43	0,03	–2,37	0,81	–5,60
32	0,37	0,12	0,81	0,79	0,04	0,46
33	1,67	7,27	0,39	–0,17	0,47	0,96
34	3,01	0,23	0,07	1,21	–1,08	3,32
35	0,03	0,06	0,30	0,90	–2,49	1,52
36	0,85	0,16	0,95	–0,39	–0,09	–0,15
37	0,07	0,01	0,07	6,87	–4,41	3,51
38	0,04	0,01	0,01	–5,18	–9,10	–11,22
39	0,21	0,13	0,05	–1,30	–1,39	–4,99
40	–	–	–	–	–	–
41	0,20	0,76	0,24	–0,55	0,63	1,95

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

noch: Tabelle 13

F-Werte und T-Werte bei der 64-Cluster-Lösung der Regionalisierung						
Cluster Nr.	F-Werte			T-Werte		
	Stickstoff-bilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungs-bereitschaft	Stickstoff-bilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungs-bereitschaft
42	0,07	0,10	0,09	1,66	–1,45	3,16
43	0,61	1,02	0,06	–0,39	–0,002	4,08
44	0,21	0,41	0,11	–1,25	–0,47	–3,68
45	0,22	0,08	0,79	2,24	–1,70	0,64
46	0,07	0,19	0,03	2,03	–0,34	4,37
47	0,09	0,50	0,02	–2,82	0,78	–4,69
48	1,15	16,50	0,02	–0,74	0,46	4,20
49	0,40	2,19	0,05	–0,45	0,19	3,38
50	0,001	0,12	0,01	–22,24	1,40	–13,95
51	0,11	0,74	0,03	–0,22	1,14	–4,67
52	0,15	0,03	0,17	0,60	–3,57	2,86
53	0,06	0,01	0,15	5,58	–5,88	2,36
54	0,09	0,001	0,07	3,06	–14,35	3,05
55	0,13	0,17	0,01	4,19	–0,99	7,41
56	–	–	–	–	–	–
57	0,03	2,58	0,30	–0,33	0,56	1,81
58	0,13	0,002	0,01	4,78	–5,67	8,17
59	0,002	0,04	0,22	29,60	–3,36	2,43
60	0,01	0,22	0,01	–3,06	2,07	–9,33
61	0,12	1,98	0,01	–3,14	0,11	6,76
62	0,08	0,03	0,05	6,91	–2,58	5,15
63	–	–	–	–	–	–
64	–	–	–	–	–	–

Eigene Berechnungen. –: keine Werte wegen fehlender Varianz (Cluster mit nur einem Element).

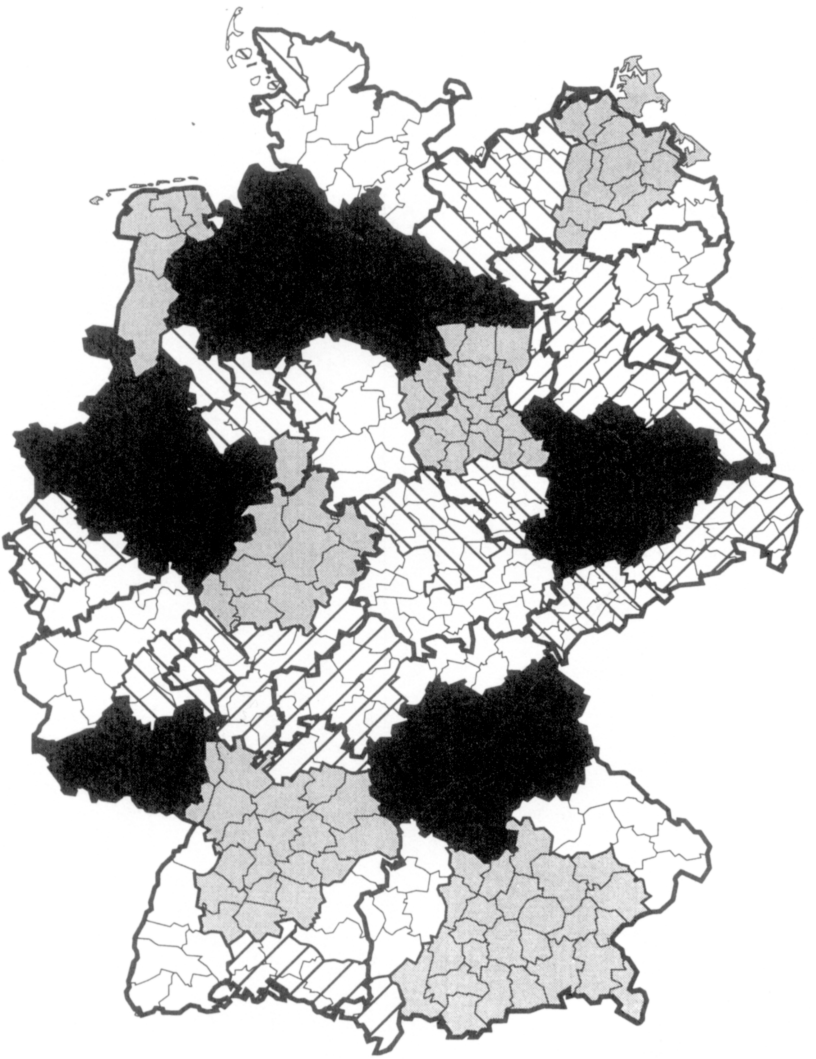
chungen vom Mittelwert führt der eingesetzte WARD-Fusionierungsalgorithmus allerdings insgesamt zu ähnlich großen Regionen.

Bestimmte Merkmale lassen sich durch die T-Werte der Cluster bestimmen. An Cluster Nr. 32 (Karte 8 sowie Tabelle 13) mit bundesländerüberschreitendem Charakter läßt sich dies exemplarisch belegen. Es umfaßt die Stadt- und Landkreise Celle (NS), Lüchow-Dannenberg (NS), Gifhorn (NS), Lüneburg (NS), Soltau-Fallingbostel (NS), Uelzen (NS), Harburg (NS), Osterburg (ST) und Salzwedel (ST). Damit fließen Stadt- und Landkreise aus den beiden Bundesländern Niedersachsen und Sachsen-Anhalt in diese Region ein. Inhaltlich wird die Region durch leicht überdurchschnittliche Ausprägungen der Homogenitätsvariablen charakterisiert. Das bedeutet, daß diese Region den Durchschnitt der gesamten deutschen Stadt- und Landkreise annähernd repräsentiert.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 6

Regionalisierung mit 31 homogenen Umweltaktionsräumen



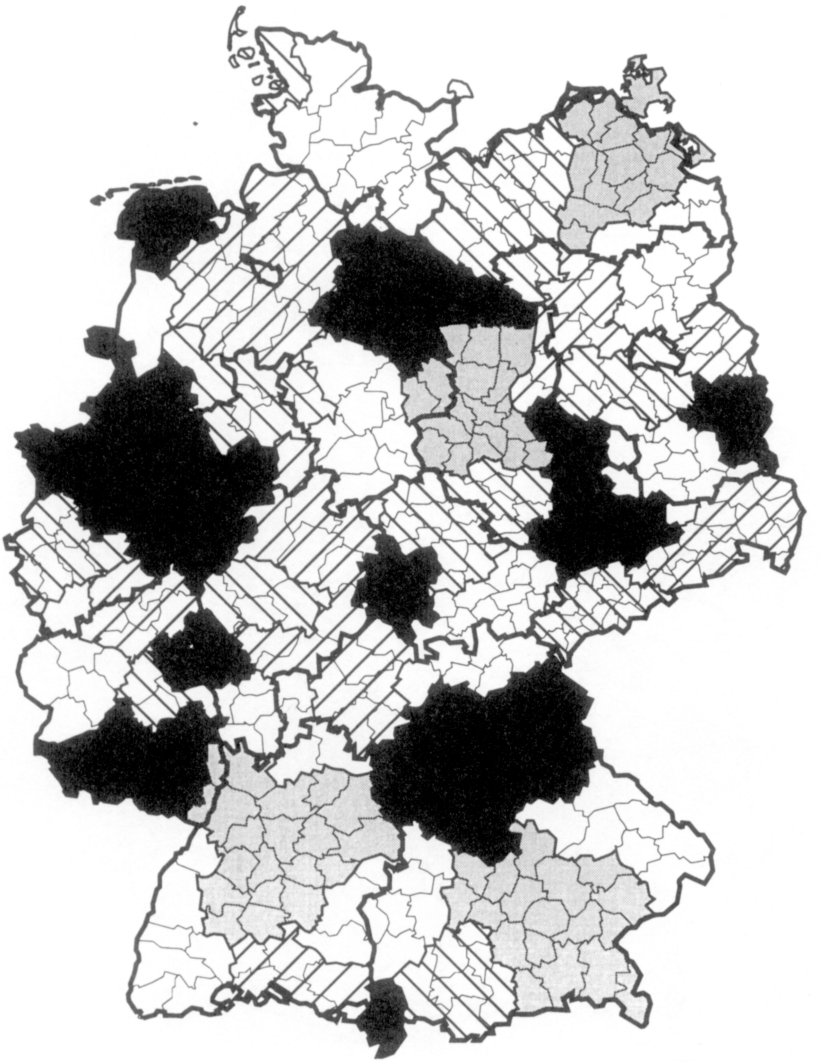
Eigene Berechnungen. Erläuterungen vgl. Text.

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 7

Regionalisierung mit 43 homogenen Umweltaktionsräumen



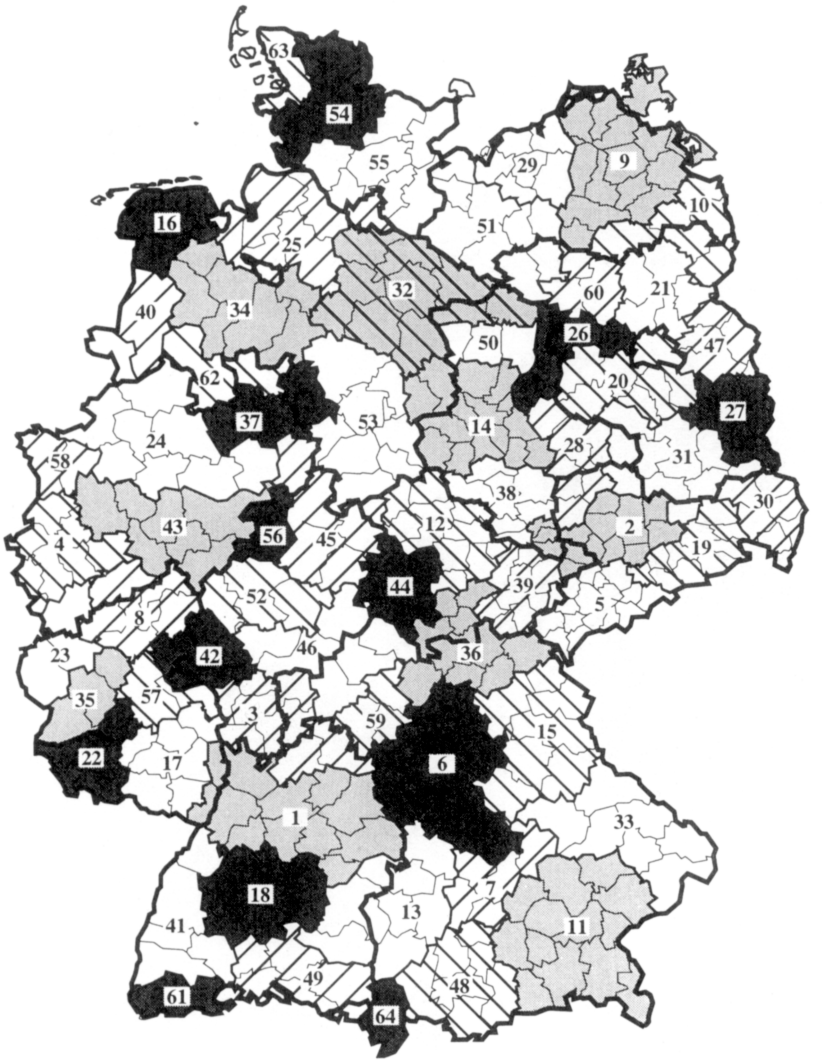
Eigene Berechnungen. Erläuterungen vgl. Text.

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 8

Regionalisierung mit 64 homogenen Umweltaktionsräumen



Eigene Berechnungen. Erläuterungen vgl. Text sowie Tabelle 13 (Ziffern).

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 14

Mittlere Varianzen der Regionalisierungsergebnisse bei unterschiedlicher Clusterzahl

	Stickstoffbilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungsbereitschaft	Summe der Veränderungen[1]
Mittlere Varianz, 31 Cluster[2]	399,2	0,804	0,000617	–
Mittlere Varianz, 43 Cluster[2]	344,9	0,954	0,000613	–
Mittlere Varianz, 64 Cluster[2]	266,5	0,739	0,000703	–
Veränderung beim Übergang 31 zu 43, in vH[3]	13,6	–18,6	0,6	–4,4
Veränderung beim Übergang 43 zu 64, in vH[3]	22,7	22,5	–14,6	30,6
Veränderung beim Übergang 31 zu 64, in vH[3]	33,2	8,1	–13,9	27,5

Eigene Berechnungen. – [1]Summe der prozentualen Veränderungen der Einzelvariablen beim Übergang von ... zu ... Clustern in vH-Punkten. – [2]Ungewogener Mittelwert der Varianzen jedes Einzelclusters der jeweiligen Variable. – [3]Die Einzelziffern stehen für die jeweilige Gesamtclusteranzahl; positive Werte in den Matrixfeldern bedeuten einen Homogenitätsgewinn der entsprechenden Variable.

RWI ESSEN

Die Kennwerte aus Tabelle 14 dienen der Beurteilung der in den Karten ausgewiesenenen Ergebnisse. Abgebildet werden die mittleren Varianzen der zugehörigen Cluster für jede Einzelvariable, so daß die Entwicklung der clusterinternen Varianz bei schrittweiser Erhöhung der Regionenzahl deutlich wird. Daneben werden die prozentualen Veränderungen beim Übergang zwischen Lösungen unterschiedlicher Clusteranzahl abgebildet, um die Homogenitätsänderungen der verschiedenen Variablen vergleichbar zu machen. Am Beispiel der Stickstoffbilanzen wird deutlich, daß die Varianzen dieser Homogenitätsvariable mit wachsender Regionenzahl abnehmen. Die entsprechende Varianz sinkt von 399 bei 31 Regionen über 345 bei 43 Regionen auf 267 bei der 64-Regionenlösung und damit insgesamt um 33 vH. Es wird auch deutlich, daß durch die Erhöhung der zugelassenen Clusteranzahl nicht automatisch mit einer Homogenitätszunahme bei sämtlichen der drei Einzelvariablen gerechnet werden kann. Sowohl die Varianzen der Variablen Grenzkosten der Vermeidung des Stickstoffaustrags (beim Übergang von 31 zu 43 Regionen) als auch der potentiellen Zahlungsbereitschaft für mehr Umweltschutz (beim Übergang von 43 zu 64 Regionen) nehmen trotz Anstiegs der Zahl zugelassener Regionen zu.

Daraus ist ableitbar, daß die Gewichtung bzw. Bedeutung der Einzelfaktoren in die Entscheidung für eine bestimmte *Abbruchstelle* des Fusionierungsalgorithmus einfließen kann. Treten etwa im dargestellten Fall die Grenzkosten der Stickstoffreduktion im Vergleich zu den beiden anderen Variablen oder anderen Rahmenbedingungen aus inhaltlichen Gründen in den Hintergrund, kann der Übergang von 31 zu 43 Regionen trotz Zunahme der Varianzen dieser Einzelvariablen gerechtfertigt sein. Bei der Beschreibung der Clusteranalyse wurde bereits darauf hingewiesen, daß zur Berücksichtigung solcher inhaltlicher Argumente auch Gewichtungen der Homogenitätsvariablen berücksichtigt werden können. Dieses Vorgehen hat zur Folge, daß

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Einzelvariablen mit hoher Bedeutung den Verlauf des Fusionierungsverfahrens wesentlich mitbestimmen. Bei einer Zunahme der Zahl zugelassener Regionen kann dann von einer Abnahme der Varianzen in bezug auf diese stärker gewichteten Variablen im Vergleich zur Gleichgewichtung ausgegangen werden.

Bei Berücksichtigung der drei dargestellten Bestimmungsfaktoren sowie der Bedingung, ausschließlich benachbarte Stadt- und Landkreise in einer Region zusammenzuführen und gleichzeitig deren naturräumliche Ausstattung zu beachten, sprechen einige Argumente für die Lösung mit 64 Regionen. Bei der Wahl dieser Variante sind ausgehend von der 31-Clusterlösung die höchsten Homogenitätszuwächse bei der Variablen Stickstoffbilanzüberschuß festzustellen. Auch die Variable Grenzkosten der Vermeidung des Stickstoffaustrags gewinnt an Homogenität. Demgegenüber nimmt die Homogenität der Variablen potentielle Zahlungsbereitschaft um nahezu 14 vH ab. Insgesamt ist bei der Verdopplung der Regionenzahl von 31 auf 64 eine Gesamtabnahme der Varianzen bzw. eine Zunahme der regionsinternen Homogenität um 28 vH festzustellen.

Bei Betrachtung der F-Werte der 64 Einzelcluster (Tabelle 13) wird im Vergleich zu Tabelle 10 offensichtlich, daß gegenüber der Ausgangslösung mit 16 Bundesländern ein deutlicher Homogenitätszuwachs in nahezu allen Clustern festzustellen ist. Nur einzelne Ausnahmen, bei denen die F-Werte 1 übersteigen, können als *nicht* vollkommen homogene Cluster bezeichnet werden, während sich die Mehrheit der gebildeten Cluster durch eine ausgesprochene Homogenität auszeichnet[3].

2. Raumtypisierung

Bei Aufgabe der Kontingenzbedingung und gleichzeitiger Vernachlässigung der Zuordnungsfrage zu naturräumlichen Einheiten ergibt sich der in Schaubild 14 wiedergegebene Verlauf der absoluten Zuwächse des Distanzmaßes, beginnend beim 410. Fusionierungsschritt. Bei Betrachtung der absoluten Zuwächse der Distanzniveaus und einem Vergleich mit der bisherigen Clusterung kann bereits festgestellt werden, daß die Vernachlässigung der beiden genannten Homogenitätskriterien mit deutlichen Homogenitätszuwächsen der gebildeten Cluster in bezug auf die übrigen Variablen verbunden ist.

Sprungstellen sind bei verschiedenen Fusionierungsschritten festzustellen, so daß unterschiedliche Raumtypen abgegrenzt werden können. Anders als bei den Karten 6 bis 8 bedeuten in den Karten 9 bis 11 gleiche Schraffuren der Stadt- und Landkreise die Zugehörigkeit zu einem Cluster- bzw. einem Raumtyp[4]. Dargestellt wird die geographische Verteilung der Clusterlösungen für 6, 14 und 22 Raumtypen.

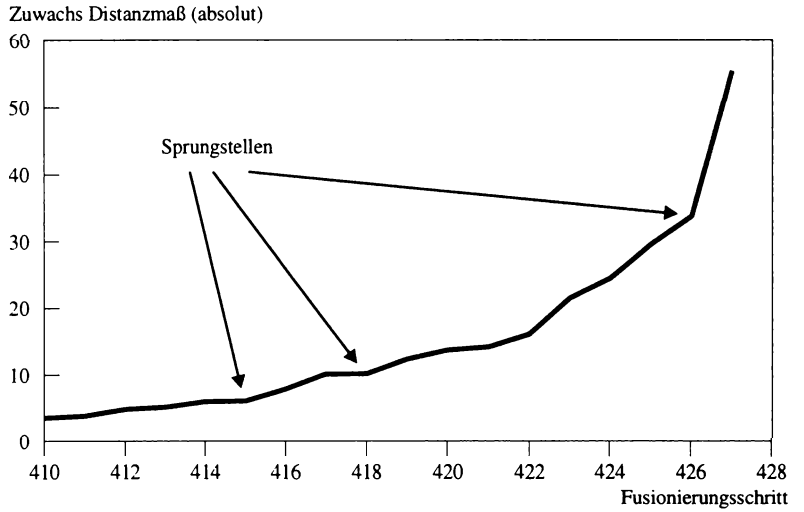
3 Zur Über- bzw. Unterrepräsentanz einzelner Variablen in den 64 Einzelclustern im Vergleich zur Gesamtheit der Stadt- und Landkreise vgl. die T-Werte in Tabelle 13.

4 Inhaltlich sind die Schaffuren jedoch nicht interpretierbar. Das bedeutet auch, daß ähnliche Schraffuren keinen inhaltlichen Zusammenhang zwischen den jeweiligen Stadt- und Landkreisen kennzeichnen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 14

Veränderung des Distanzmaßes im Verlauf der Clusteranalyse zu Raumtypen



Eigene Berechnungen.

RWI ESSEN

Insbesondere aus Karte 11 geht hervor, daß Stadt- und Landkreise unterschiedlicher geographischer Regionen ähnliche Ausprägungen in bezug auf die berücksichtigten Homogenitätsvariablen aufweisen. Als Beleg kann der Raumtyp herangezogen werden, der bei der 22-Cluster-Lösung als Cluster Nr. 1 bezeichnet wird. Zu diesem Raumtyp zählen insgesamt 21 Stadt- und Landkreise, die sich auf insgesamt neun Bundesländer verteilen[5].

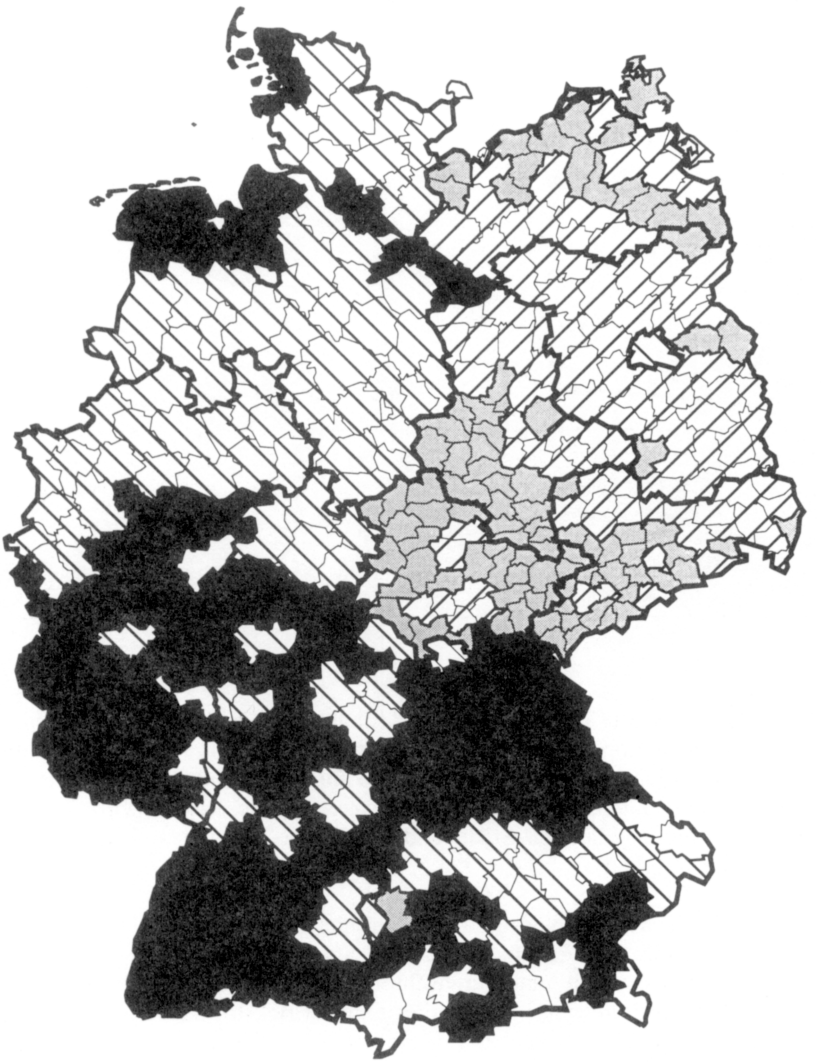
Mit Hilfe der T-Werte läßt sich die inhaltliche Interpretation dieses Raumtyps vornehmen (Tabelle 15). Es handelt sich um Stadt- und Landkreise, bei denen im Vergleich zur Gesamtheit unterdurchschnittliche Stickstoffbilanzsalden mit vergleichsweise hohen Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags und vor allem mit einer ausgesprochen hohen Zahlungsbereitschaft für mehr Umweltschutz der Bevölkerung zusammenfallen. Aus einer solchen Feststellung könnte der politikrelevante Schluß gezogen werden, daß in den Stadt- und Landkreisen dieses Raumtyps

5 Esslingen (BW), Rastatt inkl. Stadt Baden-Baden (BW), Ostalbkreis (BW), Schwandorf (BY), Amberg-Sulzbach inkl. Stadt Amberg (BY), Nürnberger Land (BY), Kronach (BY), Bamberg inkl. Stadt Bamberg (BY), Forchheim (BY), Unterallgäu inkl. Stadt Memmingen (BY), Neustadt/Windsheim (BY), Neustadt/Waldnaab inkl. Stadt Weiden (BY), Neumarkt i.d. Oberpfalz (BY), Rheingau-Taunus-Kreis (HE), Hamburg (HH), Cuxhaven (NS), Leer (NS), Oberbergischer Kreis (NW), Bad Kreuznach (RP), Neunkirchen (SL), Saarlouis (SL).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 9

Raumtypisierung mit 6 homogenen Umweltaktionsräumen



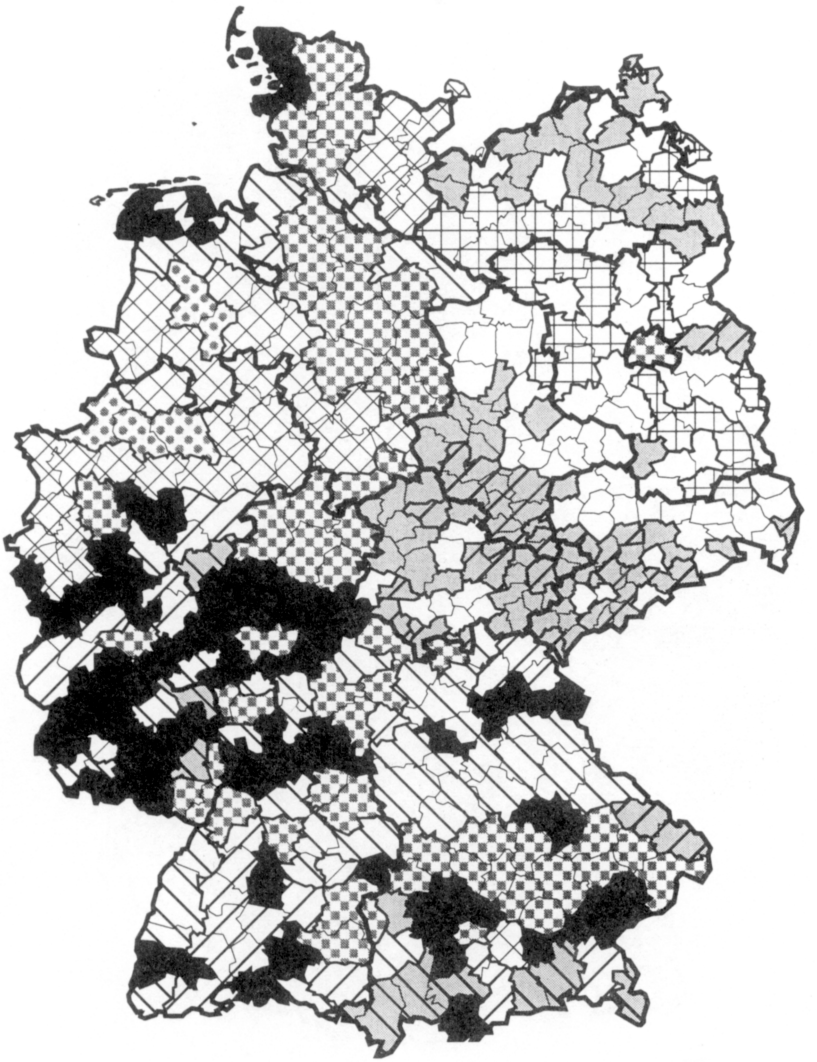
Eigene Berechnungen. Erläuterungen vgl. Text.

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 10

Raumtypisierung mit 14 homogenen Umweltaktionsräumen



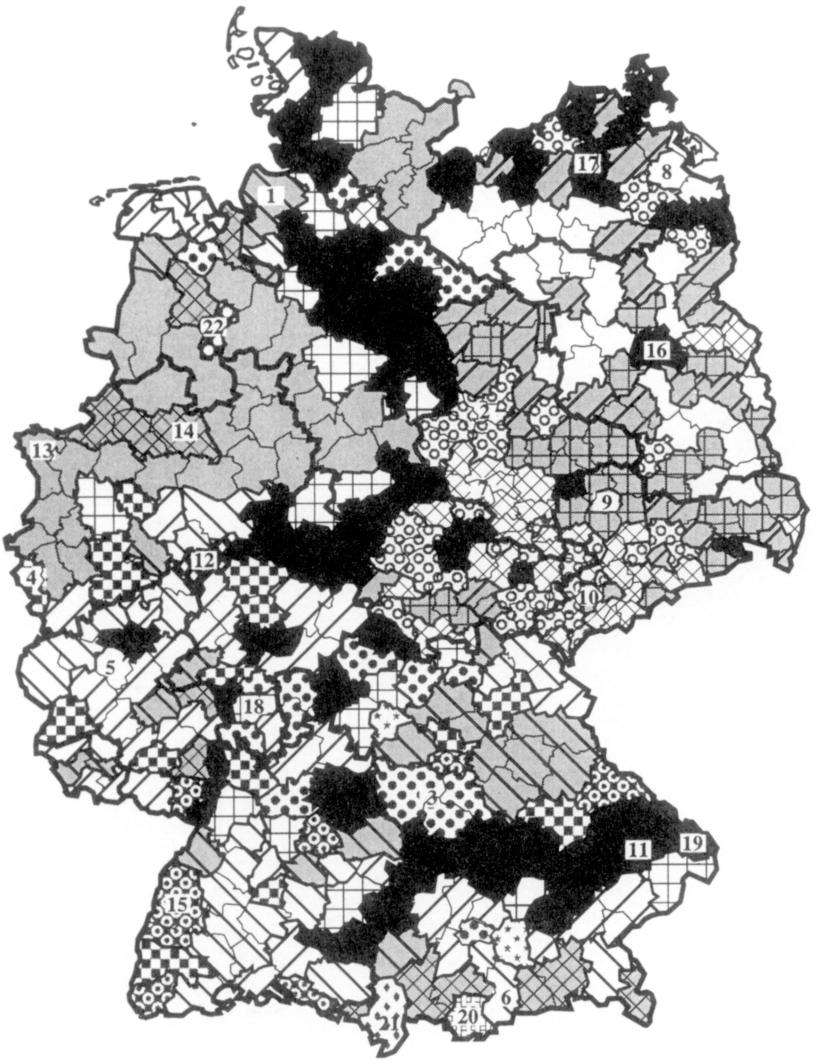
Eigene Berechnungen. Erläuterungen vgl. Text.

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karte 11

Raumtypisierung mit 22 homogenen Umweltaktionsräumen



Eigene Berechnungen. Erläuterungen vgl. Text sowie Tabelle 15 und 17 (Ziffern).

RWI ESSEN

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 15

T-Werte bei der 22-Cluster-Lösung der Raumtypisierung			
Cluster Nr.	Stickstoffbilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungsbereitschaft
1	–0,33	1,09	4,23
2	–2,17	–5,16	–5,04
3	2,45	2,24	4,01
4	0,75	–0,43	9,07
5	0,81	–3,72	4,12
6	–1,54	–2,05	5,25
7	–3,10	–1,96	–5,30
8	–1,36	6,11	–4,84
9	–3,69	0,83	–4,33
10	–3,55	1,62	–4,30
11	4,11	–1,61	4,63
12	–1,39	5,77	2,17
13	6,12	–2,45	3,92
14	13,64	–3,22	1,91
15	–0,55	5,86	5,20
16	–	–	–
17	0,57	–0,36	–4,99
18	3,49	–3,46	4,10
19	–318,82	237,33	0,07
20	–	–	–
21	–4,34	2,79	4,44
22	–	–	–

Eigene Berechnungen. –: Keine Werte wegen fehlender Varianz (Cluster mit nur einem Element). RWI ESSEN

Politikmaßnahmen mit dem Ziel einer weiteren Verringerung der Stickstoffausträge trotz zusätzlicher (Steuer-) Belastung gesellschaftlich akzeptiert sein könnten.

Eine andere Interpretation könnte auf der Basis der T-Werte für den Raumtyp 17 gezogen werden[6]. Hier fallen hohe Stickstoffbilanzsalden mit relativ niedrigen Grenzvermeidungskosten und vor allem sehr niedrigen potentiellen Zahlungsbereitschaften zusammen. Offensichtlich ist die Bevölkerung in diesen Räumen mit der aktuellen Umweltlage zufrieden bzw. trotz niedriger Vermeidungskosten nicht bereit, zusätzliche Budgetbelastungen zu akzeptieren[7].

6 Günzburg (BY), Bützow (MV), Bad Doberan (MV), Teterow (MV), Gadebusch (MV), Grimmen (MV), Grevesmühlen (MV), Sternberg (MV), Malchin (MV), Pasewalk (MV), Ribnitz-Damgarten (MV), Rügen (MV), Strasburg (MV), Sebnitz (SN), Delitzsch (SN), Stadtroda (TH), Worbis (TH), Heiligenstadt (TH), Nordhausen (TH).

7 Möglich ist allerdings auch, daß die Betroffenen nicht ausreichend über den Umweltzustand ihres Raumtyps informiert sind.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 16

Mittlere Varianzen bei der Abgrenzung von Raumtypen bei unterschiedlicher Clusterzahl

	Stickstoffbilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungsbereitschaft	Summe der Veränderungen[1]
Mittlere Varianz, 6 Cluster[2]	265,4	0,393	0,000368	–
Mittlere Varianz, 14 Cluster[2]	177,2	0,096	0,000432	–
Mittlere Varianz, 17 Cluster[2]	148,0	0,095	0,000344	–
Mittlere Varianz, 22 Cluster[2]	81,9	0,067	0,000304	–
Veränderung beim Übergang 6 zu 14, in vH[3]	33,2	75,6	–17,3	91,5
Veränderung beim Übergang 14 zu 17, in vH[3]	16,5	0,4	20,3	37,2
Veränderung beim Übergang 17 zu 22, in vH[3]	44,6	30,0	11,8	86,5
Veränderung beim Übergang 6 zu 22, in vH[3]	69,1	83,0	17,6	169,7

Eigene Berechnungen. – [1]Summe der prozentualen Veränderungen der Einzelvariablen beim Übergang von ... zu ... Clustern in vH-Punkten. – [2]Mittelwert der Varianzen jedes Einzelclusters der jeweiligen Variable. – [3]Die Einzelziffern stehen für die jeweilige Gesamtclusteranzahl; positive Werte bedeuten eine Abnahme der Varianz.

RWI ESSEN

Auffällig ist an der Zusammenstellung der T-Werte, daß einerseits häufig niedrige Stickstoffbilanzüberschüsse mit ebenfalls niedrigen potentiellen Zahlungsbereitschaften zusammenfallen. Hier ist politischer Handlungsbedarf unter den gegebenen Rahmenbedingungen und Annahmen offensichtlich nicht feststellbar. Dies ist in fünf Raumtypen (Cluster Nr. 2, 7, 8, 9, 10) der Fall. Zugleich ist die Kombination hoher Stickstoffbilanzsalden mit ebenfalls hohen potentiellen Zahlungsbereitschaften bei einem Drittel der Raumtypen vorzufinden (Cluster Nr. 3, 4, 5, 11, 13, 14, 18). Die Forderung nach Reduktion umweltwirksamer Stickstoffausträge auf Kosten der betroffenen Bevölkerung sollte in diesen Stadt- und Landkreisen zumindest überprüft werden.

Zur Bewertung der verschiedenen Lösungsvorschläge mit unterschiedlicher Anzahl zugelassener Raumtypen dienen die bereits für die Regionalisierung diskutierten Kennwerte (Tabelle 16). Im Vergleich zu den für die Regionen berechneten Werten fällt zunächst ein deutlich niedrigeres Varianzniveau bei sämtlichen Homogenitätsvariablen auf. Selbst bei nur sechs zugelassenen Raumtypen unterschreiten sämtliche Varianzen die ausgewiesenen Werte der Regionalisierung mit 64 Clustern. Dieser deutliche Homogenitätszuwachs wird durch den Verzicht auf die räumliche Kontingenz der klassifizierten Elemente ermöglicht. Allerdings kommen durch diese Vorgehensweise Nachbarschaften von Elementen eines Clusters nur zufällig, nicht systematisch zustande.

Wie bei der Regionalisierung führt eine erhöhte Anzahl von Raumtypen zwar im Durchschnitt stets zu höherer Homogenität der Einzelcluster. In Einzelfällen kann die

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 17

F-Werte bei der 22-Cluster-Lösung der Raumtypisierung			
Cluster Nr.	Stickstoffbilanz	Grenzkosten der Vermeidung	Potentielle Zahlungsbereitschaft
1	0,08	0,06	0,03
2	0,04	0,02	0,06
3	0,09	0,06	0,04
4	0,14	0,27	0,03
5	0,03	0,03	0,03
6	0,17	0,06	0,02
7	0,15	0,08	0,05
8	0,10	0,05	0,03
9	0,02	0,06	0,05
10	0,08	0,09	0,06
11	0,05	0,07	0,02
12	0,41	0,22	0,13
13	0,08	0,04	0,05
14	0,05	0,03	0,38
15	0,24	0,04	0,02
16	–	–	–
17	0,11	0,10	0,04
18	0,08	0,03	0,09
19	3,1592E–05	0,00046283	0,44
20	–	–	–
21	0,24	0,20	0,05
22	–	–	–

Eigene Berechnungen. –: Keine Werte wegen fehlender Varianz (Cluster mit nur einem Element). RWI ESSEN

Homogenität der Variablen jedoch auch abnehmen. Dieser Fall tritt für die Variable „Potentielle Zahlungsbereitschaft für mehr Umweltschutz" beim Übergang von 6 zu 14 Raumtypen auf. Wegen der hohen Homogenitätszuwächse der beiden anderen Variablen wird dieser Homogenitätsverlust jedoch mehr als kompensiert, so daß mit einer Summe der Varianzänderungen von ca. 92 vH zu rechnen ist.

Erneut können die F-Werte herangezogen werden, um diesen Eindruck hoher Homogenität zu belegen (Tabelle 17). Bei der Lösung mit 22 zugelassenen Raumtypen spiegeln die F-Werte diese Feststellung wider: Sämtliche F-Werte bewegen sich deutlich unter 1, so daß von vollkommener Homogenität der Raumtypen dieser 22-Clusterlösung gesprochen werden kann. Die Varianzen der Homogenitätsvariablen in den 22 Clustern unterschreiten den entsprechenden Wert in der Gesamtheit der Stadt- und Landkreise Deutschlands vor dem ersten Fusionierungsschritt.

An der Zusammenstellung der Clusteranalyseergebnisse der verschiedenen Regionalisierungen und Raumtypisierungen ist deutlich geworden, daß sich das eingesetzte

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

multivariate Analyseverfahren für Problemstellungen der beschriebenen Art grundsätzlich eignet. Über die Möglichkeit der Variation der einfließenden Indikatoren, Gewichtungsfaktoren, Analyseschritte, Distanzmaße und Fusionierungsalgorithmen bietet die Clusteranalyse darüber hinaus zahlreiche Anpassungsmöglichkeiten an spezifische Untersuchungsfragen. Je nach Anspruch an die Art der territorialen Abgrenzung, d.h. ob es etwa erforderlich ist, Nachbarschaftsbeziehungen zwischen Stadt- oder Landkreisen zu berücksichtigen, differiert die Art und Interpretierbarkeit der gebildeten Regionen und Raumtypen. Bei Interpretationen der Clusteranalyseergebnisse können die ausgewiesenen Kennwerte als Maß für den clusterinternen Homogenitätsgrad und als Indikator für charakteristische Eigenschaften genutzt werden. Die Kennzeichnung der jeweiligen Räume wird mit Hilfe dieser Größen möglich und macht die Ergebnisse für politikrelevante Empfehlungen zur Frage effizienter Kompetenzallokationen auf unterschiedliche Verwaltungsräume bzw. zur territorialen Abgrenzung politischer Aktionsräume nutzbar.

Besonders zwei deutliche Vorteile lassen sich mit dem vorgeschlagenen Verfahren verbinden. Zum einen ist es aufgrund seiner ausgesprochenen Transparenz möglich, Informationen beteiligter Akteure (Politiker, Wissenschaftler, betroffene Bevölkerungsgruppen, Interessenvertreter usw.) vor Beginn und auch im Verlauf der Clusteranalyse zu berücksichtigen. Zum anderen ermöglichen die Ergebnisse eine intersubjektive Überprüfbarkeit und sind damit überzeugender als Verfahren, die mit qualitativen Abgrenzungskriterien operieren.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Fünftes Kapitel

Schlußfolgerungen und weiterer Forschungsbedarf

Das vorgestellte multivariate Analyseverfahren ist geeignet, (Agrar-) Umweltpolitikräume abzugrenzen, die als Ausgangslösung für effiziente Territorien genutzt werden können. Es hat sich in anderen raumbezogenen Wissenschafts- und Politikbereichen im Rahmen unterschiedlicher Anwendungen bewährt. Auch mit der vorliegenden Arbeit konnte belegt werden, daß Clusteranalysen in der Lage sind, die Änderung von Homogenitätsgraden effizienzbestimmender Variablen aufgrund veränderter territorialer Organisation abzuschätzen. Darüber hinaus ist es mit der beschriebenen Systematik zur Kompetenzallokationsanalyse möglich, geltende Maßnahmen aus verschiedenen Politikbereichen daraufhin zu überprüfen, ob Abweichungen zu theoretisch effizienten Kompetenzzuordnungen festzustellen sind und daher Änderungsbedarf besteht. Die Transparenz der Methode und die damit verbundene intersubjektive Überprüfbarkeit der Ergebnisse machen ihre besondere Stärke aus.

Institutionelle Innovationen in Form horizontaler Kooperation zwischen Gebietskörperschaften einer Ebene oder Neuzuschnitte von Verwaltungsräumen können mit den vorliegenden Ergebnissen begründet werden. Mit diesem Gesamtresultat konnte für die diskutierten Teilbereiche der Agrarumweltpolitik zumindest in ersten Ansätzen die These widerlegt werden, die Aussagekraft der Föderalismustheorie sei in bezug auf quantitative Fragestellungen eng begrenzt. Für weitere Untersuchungsfelder lassen Erweiterungen und Modifizierungen der Methode interessante Ergebnisse erwarten.

1. Schlußfolgerungen

Zur Systematisierung der Schlußfolgerungen bedarf es zunächst einiger zusammenfassender Erläuterungen. Die entsprechend den Analyseergebnissen zu konstituierenden Politikaktionsräume sind geeignet, die Aktivitäten ordnungs- bzw. ablaufpolitisch zu steuern, die vom Nitrataustrag landwirtschaftlicher Produktionsverfahren verursacht werden *und* lokal bzw. regional begrenzt sind. Die Referenz der Betrachtung bilden also nicht einzelne abiotische, biotische oder ästhetische Umweltressourcen, sondern die Emissionen von Stickstoffverbindungen aus der Landwirtschaft mit Wirkungen auf verschiedene Schutzgüter. Mögliche Interpretationen beschränken

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sich außerdem auf Umwelteffekte, die nicht bzw. nur unwesentlich über die Grenzen des verursachenden Landkreises hinausreichen.

Notwendig wird diese letztgenannte Form der Differenzierung durch die jeweils zu berücksichtigenden spezifischen Bedingungen der Umweltressourcen bzw. der zugehörigen individuellen Präferenzen und ihrer Anordnung im Raum. Effekte, die diese Bedingungen erfüllen, d.h. bei denen definitionsgemäß durch den Stickstoffaustrag ausschließlich bzw. überwiegend Präferenzen der Individuen des betroffenen oder maximal angrenzender Landkreise tangiert werden können, sind z.B.:

- der Austrag von Stickstoffverbindungen (insbesondere Nitrat) in das Grundwasser, das zur Trinkwasserversorgung lokal und regional ansässiger Bevölkerung genutzt wird,
- die Eutrophierung lokaler oder regionaler Steh- und Fließgewässer,
- der Verlust von Tier- und Pflanzenarten lokaler/regionaler Bedeutung, die an extensive Standorte gebunden sind, sowie
- von diesen Veränderungen in der Artenzusammensetzung ausgehende Wirkungen auf die ästhetischen Ressourcen,
- Geruchswirkungen durch die Ausbringung organischer Dünger,
- die Nitratbelastung von für den Nahversorgungsbereich vorgesehenen Lebensmitteln (z.B. bei Gemüse, das zur regionalen Vermarktung bestimmt ist),
- die düngungsbedingte Beeinflussung der Regelungs- und Produktionsfunktion des Bodens,
- der Verbrauch von lokal begrenzten Lagerstätten nicht erneuerbarer Ressourcen wie fossiler Brennstoffe, Mineralien o.ä.,
- Effekte, die unter dem Begriff „Landschaftsverarmung" durch intensiv geführte Fruchtfolgen zusammengefaßt werden können.

Aufgrund der Qualität des Indikators „Stickstoffbilanzüberschüsse", der zur Bestimmung der Stickstoffemissionen aus landwirtschaftlichen Betrieben als indirekter Indikator einzustufen ist, sind weitere Begrenzungen der Interpretation notwendig. Einerseits ist dieser Indikator lediglich in der Lage, *potentielle* Wirkungen auf die Umwelt abzubilden. Zum anderen sind sämtliche territorialen Abgrenzungsvorschläge inhaltlich an die Ausbringung bzw. den Austrag von stickstoffhaltigen Düngemitteln gebunden. Die Ergebnisse lassen daher keine Interpretationen etwa zu notwendigen Gebietsabgrenzungen aufgrund nichtdüngungsbedingter lokaler Geruchsbelastungen oder der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln zu.

Die Beschränkung auf die genannten Homogenitätsvariablen zieht weitere Begrenzungen der Interpretation nach sich. Interregionale Unterschiede der ökologischen Kapazitäten, d.h. der jeweiligen Assimilationspotentiale der Regionen, konnten nur sehr eingeschränkt berücksichtigt werden. Die Frage der Zugehörigkeit untersuchter Stadt- und Landkreise zu naturräumlichen Einheiten im Verlauf der Regionalisierungsanalysen kann lediglich als Hilfsmittel zur Erfüllung dieses Anspruchs aufge-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

faßt werden. Bewertungen, die ökosystemare Beziehungen berücksichtigen wollen, müssen daher je nach betrachtetem Umweltproblem weiter differenzieren. Sollte etwa beabsichtigt sein, die Wirkung von Stickstoffausträgen auf die Artenzusammensetzung einer Region näher zu untersuchen bzw. für dieses Umweltteilproblem effiziente Zuschnitte der Aktions- und Regelungsräume zu suchen, hängt die tatsächliche Immissionswirkung und damit der politische Handlungsbedarf von Größen ab wie:

- der Artenzusammensetzung im Ausgangsstadium,
- dem Anteil oligotropher, d.h. an ein niedriges Nährstoffmilieu gebundener Arten,
- der Intensität atmosphärischer Austauschprozesse bzw. der Diffusionsbedingungen,

die sich im Vergleich der Landkreise deutlich unterscheiden können. Da der Stickstoffaustrag aus der landwirtschaftlichen Produktion verschiedene Umweltwirkungen mit jeweils spezifischen funktionalen Reaktionen auslösen kann, müssen solche Bewertungen problembezogenen Ökosystemmodellen überlassen bleiben und sind nicht pauschal für sämtliche Stickstoffausträge zu beantworten.

Für sämtliche Raumbetrachtungen gilt, daß zugunsten der Ergebnisqualität territorialer Neuabgrenzungen die Quantifizierung der Umweltwirkungen innerhalb eines Umweltraumes möglichst umfassend erfolgen sollte. Dies bedeutet für alle Untersuchungsebenen, für die im Rahmen ähnlich angelegter Studien effiziente Lösungen gefunden werden sollen, daß die Betrachtung ökosystemarer Verflechtungen nicht wie in der vorliegenden Untersuchung an den nationalen Grenzen enden sollte, sondern auch Nachbarstaaten einbeziehen muß. Modelle oder Monitoringsysteme mit internationaler Aussagekraft lassen sich für Ansätze dieser Art nutzen. Liefern solche Informationssysteme regional differenzierte Daten[1], würde auch die Qualität von territorialen Neuabgrenzungsvorschlägen in bezug auf Umweltprobleme regionaler Art steigen.

Sämtliche aufgeführten Differenzierungen sind von Relevanz für die raum- und problembezogene Begrenzung von Politikempfehlungen. Sie bedeuten, daß die entwickelten Politikaktionsräume:

- entweder als „Rohlinge" zu verstehen sind, die in bezug auf einzelne Teilprobleme der Stickstoffproblematik aus der Landwirtschaft angepaßt werden müssen, bzw.
- es sich im Sinne pragmatischer Abgrenzungen um Aktionsräume handelt, die von den spezifischen Assimilationskapazitäten jedes einzelnen Landkreises sowie bisher nicht quantifizierbaren Transaktionskosten abstrahieren und de-

1 Bei dem z.Zt. am Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Universität Bonn entstehenden Modell CAPRI (Common Agricultural Policy Regionalized Impact Analysis) handelt es sich um ein von der Europäischen Kommission gefördertes Agarsektormodell, mit dem in internationaler Kooperation die gesamte EU auf regionaler Ebene abgebildet wird und das auch Umweltindikatoren ausweist (Internet: http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/capri/capri_e.htm).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ren Feinabgrenzung in einem Verhandlungsprozeß den Regionen selbst überlassen bleiben muß.

In beiden Fällen stellt das Ergebnis der vorliegenden Analyse keinen Endpunkt dar, sondern muß zugunsten der angestrebten Effizienz Anpassungsmöglichkeiten offen lassen. Die vorgestellten Regionen und Raumtypen können daher als Vorstufe territorialer Neuabgrenzungen angesehen werden. In Abhängigkeit des betrachteten Umweltproblems, ausgelöst durch den Stickstoffaustrag aus landwirtschaftlichen Quellen, sowie der spezifischen naturräumlichen Bedingungen des jeweiligen Untersuchungsraums können Neuabgrenzungen erforderlich werden (Klink 1995). Solche Neuabgrenzungen können durch Umgruppierungen der gebildeten Landkreiscluster, d.h. durch Ausschluß oder Hinzunahme einzelner Landkreise, vorgenommen werden. Diese Vogehensweise entspricht einer in der Raumordnungspraxis üblichen heuristischen Verfahrensweise, bei der Ergebnisse mathematischer Analyseverfahren eine Ausgangslösung darstellen, die dann durch weitere – politische oder andere – Kriterien ergänzt und modifiziert wird (Sinz 1995).

Unter Berücksichtigung dieser Begrenzungen werden im folgenden einige *Empfehlungen* formuliert, die bei geltendem Recht, d.h. bei aktuellen Regelungen zur Umweltproblematik im Agrarsektor, umsetzbar sind.

Grundsätzliche Vorgehensweise zur Bestimmung effizienter Kompetenzallokation

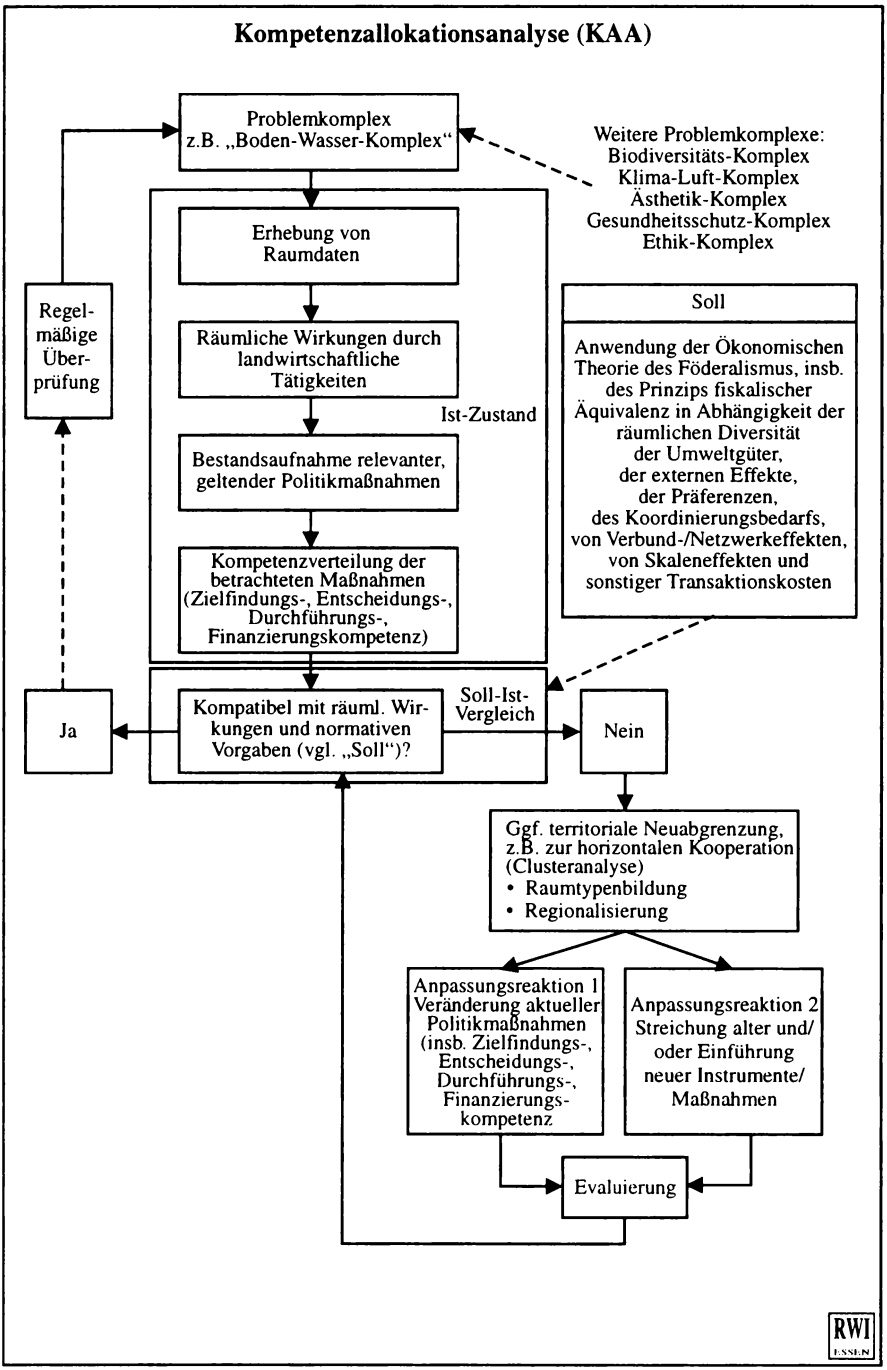
Zur *Bestandsaufnahme der Kompetenzallokation* aktueller agrarumweltpolitischer Instrumente in spezifischen Regionen einschließlich ggf. vorzunehmender Anpassungen bedarf es eines *Analyserasters*. Das hier vorgestellte Orientierungsschema (Übersicht 19) (Henrichsmeyer et al. 1999: 142ff.) erfüllt diesen Zweck und orientiert sich an den im ersten Kapitel definierten Teilkompetenzen zur Zielformulierung, Entscheidung, Durchführung und Finanzierung agrarumweltpolitischer Maßnahmen. Dieser Forschungsansatz kann u.a. als Rahmen zur Analyse der Operationalisierbarkeit von dezentralen Lösungsansätzen in ausgewählten Regionen genutzt werden. Er dient dazu, Abweichungen zwischen effizienten Kompetenzzuordnungen und dem Ist-Zustand festzustellen. Wegen seines dynamischen Vorgehens ist er auch für regelmäßige Überprüfungen im Zeitablauf geeignet.

Zur *Neuorganisation der Kompetenzallokation* bieten sich grundsätzlich verschiedene Möglichkeiten an. Neben der Anpassung von Verwaltungsräumen an Effizienzkriterien in Form von *Veränderungen der territorialen Grenzen* können auch Formen der Kompetenzverlagerung gewählt werden, die bereits bei geltender territorialer Abgrenzung möglich sind. Horizontale Kooperationen von Gebietskörperschaften derselben Ebene können in diesem Sinn als „*weiche Form*" der territorialen Neuabgrenzung von Politikaktionsräumen bezeichnet werden. Die Übergänge zwischen den beiden Eckpunkten weicher horizontaler Kooperation und territorialem Neuzuschnitt sind in Abhängigkeit der Intensität der Kooperationsbeziehung fließend.

Bei den folgenden Empfehlungen handelt es sich daher nicht notwendigerweise um die Veränderung von Verwaltungsgrenzen, sondern zunächst lediglich um die Identi-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 19



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

fizierung von Räumen, die mit ähnlichen Variablenkonstellationen und davon ableitbaren vergleichbaren Problemlagen konfrontiert sind. Lösungen solcher Art sind sowohl für (räumlich disperse) Raumtypen als auch für benachbarte Stadt- und Landkreise innerhalb einer abgrenzbaren Region denkbar. Darüber hinaus sind auch Perspektiven möglich, die eine Umorganisation geltender Kompetenzen in Form von Veränderungen der territorialen Abgrenzung von Gebietskörperschaften bedeuten. Die Umsetzung solcher Veränderungen bedarf allerdings erheblicher Anpassungen des derzeitigen Normensystems, so daß sie bestenfalls langfristig realistisch erscheinen.

Bei sämtlichen Anpassungen der Kompetenzallokation in Form territorialer Neuabgrenzungen stehen die ermittelten Regionen und Raumtypen als Orientierungsgröße zur Verfügung. Je nach problemspezifischer und räumlich-individueller Ausgangslage können Veränderungen dieser Territorien vorgenommen werden. Einflußfaktoren, die auch bei rein statischer Betrachtung solche Anpassungen notwendig machen können, sind sämtliche Variablen, über die ausschließlich auf dezentraler Ebene Informationen vorliegen. Dazu gehören neben den beschriebenen spezifischen naturräumlichen Bedingungen, die auf der bisherigen (nationalen) Betrachtungsebene und vor allem auf der Grundlage der dargestellten Datenlage unberücksichtigt bleiben mußten, ggf. vorhandene personelle Engpässe in der Umweltadministration oder auch psychologische Barrieren zwischen gemeinsam betroffenen Räumen.

Grundsätzlich ist festzuhalten, daß sich die entwickelten Methoden und Verfahren, die auf die Clusterung von Stadt- und Landkreisen Deutschlands angewendet wurden, auch für die territoriale Abgrenzung anderer politischer Ebenen und für unterschiedliche Raumwirkungen eignen. Für internationale oder globale Fragestellungen wäre es möglich, Staaten (oder Subregionen) zusammenzufassen, die ähnliche Umweltbedingungen aufweisen bzw. von ähnlichen Umwelteffekten betroffen sind. Dies könnte im Zusammenhang mit internationalen Verhandlungen dann sinnvoll sein, wenn vorab geklärt werden soll, welche strategischen Allianzen anzustreben sind.

In Richtung Mikroebene würde es bei ausreichender Datenlage der Homogenitätsvariablen möglich sein, Räume auf lokalem Niveau zusammenzufassen. Dazu sind allerdings Erhebungen auf Parzellen-, Gemarkungs- oder Gemeindeebene erforderlich, die i.d.R. nur in Ausnahmefällen für sämtliche der verschiedenen Kategorien naturwissenschaftlicher, ökonomischer und soziologischer Kennzahlen vorhanden sind. Vorgehensweisen dieser Art sind bei räumlich begrenzten externen Effekten notwendig, die zum Teil im Bereich des biotischen Ressourcenschutzes auftreten.

Empfehlungen zur effizienten Kompetenzallokation bei lokalen und regionalen externen Umwelteffekten

Welche verdichteten Schlußfolgerungen lassen sich nun aus den Analyseergebnissen und den Erfahrungen verschiedener Politikbereiche ziehen? Möglich ist z.B. die Zusammenarbeit durch spontanen oder institutionalisierten Erfahrungs- und Informationsaustausch. In diese Kategorie sind die *Länder-Arbeitsgemeinschaften* einzu-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ordnen, die für spezielle Umweltproblemfelder bereits existieren (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser/LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Boden/LABO, Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz/LANA). Übertragen auf die diskutierten Problemkomplexe mit lokalem und regionalem Ausmaß wäre es möglich, Institutionen auf der Ebene der Städte, Gemeinden und Landkreise („Regionalarbeitsgemeinschaften") zu konstituieren. Auch die Beteiligung zentraler Instanzen als neutraler Teilnehmer oder in Abhängigkeit des betrachteten Problems mit mehr oder weniger starkem Stimmrecht kann hier ähnlich den *Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaften* erwogen werden. In den Abstimmungsprozeß der Stadt- und Landkreise einzubeziehen wären in diesen Fällen Vertreter der zuständigen Landesbehörden.

Ein weiteres Beispiel für Formen der horizontalen Kooperation von Regionen – in diesem Fall sogar mit grenzüberschreitendem internationalem Charakter – stellt der 1994 errichtete *Ausschuß der Regionen* (AdR) bei der EU dar[2]. Einige Autoren halten die Einrichtung dieses Gremiums, das aus Vertretern der Regionen der EU-Mitgliedstaaten rekrutiert wird, für einen richtigen Schritt zu einem „Europa der Regionen" (Jochimsen 1998: 3–19). Da dem Ausschuß nach Art. 198a EG-Vertrag lediglich beratende Funktion zukommt und er nicht mit Entscheidungskompetenz ausgestattet ist (Möschel 1995), wird allerdings mit der positiven Bewertung des AdR oft auch die Forderung nach stärkerer Kompetenzausstattung verknüpft.

Die Zusammenarbeit über Landkreisgrenzen hinweg wird aus dem wissenschaftlichen Bereich schon seit längerer Zeit empfohlen. Brösse (1994) stellt im Zusammenhang mit der Diskussion um eine dauerhafte und umweltgerechte Raumentwicklung die geltenden Regionsabgrenzungen im politischen und administrativen Sinn in Frage.

In jüngerer Zeit setzt sich auch in den traditionell stark planungsorientierten Disziplinen der Raumordnung die Erkenntnis durch, daß regional differenzierte Politiklösungen gerade bei ökologischen Problemstellungen zentralen und standardisierten Planungsvorgaben vorzuziehen sind[3] (Wiegandt 1994). Regionalisierung bedeute damit gleichzeitig auch „eine stärkere Zuwendung zur territorialen (räumlichen) Perspektive auf Kosten der sektoralen Perspektive" (Hübler et al. 1996: 82). Insbesondere im Zusammenhang mit (Regional-) Planungsaufgaben – aber auch Naturschutzbestimmungen – wird aufgrund oft bestehender personeller (oder informatorischer) Engpässe eine kreisgrenzenübergreifende Zusammmenarbeit befürwortet (Finke et al. 1993: XI; Luz 1990). Kooperationen dieser Art sind in der Lage, die Effizienzvorteile dezentraler Politiklösungen mit den Skaleneffekten und Koordinierungsnotwendigkeiten zentraler Organisationsformen zu verbinden. Gerade bei Umweltproblemen wird eine solche Koordinierungsnotwendigkeit häufig festgestellt und ausdrücklich

2 Allerdings läßt sich dieses Beispiel nicht direkt auf die betrachteten Problemkategorien übertragen, da die Mitglieder des Ausschusses nur zum Teil aus den Städten, Gemeinden und Landkreisen rekrutiert werden, sondern für Deutschland die Vertreter der Bundesländer dominieren.

3 Nach Ritter et al. (1994: 111) gehören Raumordnung und Landesplanung „zu den am stärksten durchnormierten Planungssystemen". Eine grundsätzliche Entwicklungsmöglichkeit zur Verknüpfung planerischer und sogenannter umweltökonomischer oder marktwirtschaftlicher Instrumente zeigt Fürst (1992) auf.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

davor gewarnt, bestimmte übergeordnete Aufgaben auf die untere Zulassungsebene zu delegieren, da hier eine ökologisch notwendige Abstimmung aus den genannten Gründen nicht wahrgenommen werden könne (Finke et al. 1993: 30).

Zum *aktuellen Stand der interkommunalen Kooperation* führen Karl/Klemmer (1995) insbesondere für den Bereich der Regional- und Umweltpolitik aus, daß sie relativ schwach ausgeprägt ist. Diese Feststellung gilt mit wenigen Ausnahmen in bezug auf die kommunale Abwasserpolitik und Abfallentsorgung auch für die kommunale Umweltpolitik, insbesondere die Agrarumweltpolitik. Dagegen heißt es im Umweltbericht des Bundesumweltministeriums (1998: 183) ausdrücklich, daß „die Stärkung der Region als Umsetzungsebene" insbesondere für den Bereich der räumlichen Planungen zum Ziel der Bundespolitik gehöre. In diesem Sinne empfiehlt Wiegandt (1994) informelle Regionalkonzepte ohne direkten gesetzlichen Auftrag und unter Beteiligung verschiedener regionaler Betroffener. Auch die Verknüpfung ökonomischer und ökologischer Zielgrößen wird an dieser Stelle aufgegriffen und empfohlen.

Eine bundesweit bewährte Form der horizontalen Kooperation auf lokaler und regionaler Ebene stellen *Zweckverbände* dar. Zweckverbände, deren Mitglieder Gemeinden, Landkreise und andere Körperschaften des öffentlichen Rechts sein können, übernehmen kommunale Aufgaben (Treuner et al. 1994: 30). Ähnliche Organisationen zwischen bundesstaatlicher und kommunaler Ebene können auch die Funktion von Politiknetzwerken, d.h. von Koordinations- oder Moderationsaufgaben, wahrnehmen[4]. Die etabliertesten horizontalen Kooperationen auf der lokalen und regionalen Ebene existieren bereits seit den siebziger Jahren als Zweckverbände in den Bereichen Abfallentsorgung und Wasserversorgung[5]. Auch im Bereich des Naturschutzes wurden die Möglichkeiten kooperativer Lösungen auf lokaler und regionaler Ebene bereits erprobt[6]. Die Abgrenzung der Regionalverbände orientiert sich allerdings nur selten an naturräumlichen Bedingungen oder raumordnerischen Erfordernissen (Fürst et al. 1990: 38). In der Regel sind politische Opportunitäten ausschlaggebend. Daß der Erfolg von regionalen Bündnissen von spezifischen institutionellen und vor allem auch polit-ökonomischen Verhältnissen abhängen kann, analysieren Fürst et al. (1990) für ausgewählte Regionalverbände.

Weitere Erfahrungen, die in der Vergangenheit in Bereichen außerhalb der Umweltpolitik gemacht wurden, können auf die hier diskutierten Problemkomplexe übertragen werden. Die regionalisierte, *kooperative Strukturpolitik des Landes Nordrhein-Westfalen* etwa, die Ende der achtziger Jahre entwickelt wurde, läßt Rückschlüsse zu, die für umweltpolitische Konzeptionen mit dezentraler Zielrichtung genutzt werden

4 Fürst et al. (1990: 83, 27) zählen verschiedene Arten von möglichen Zusammenschlüssen im Rahmen interkommunaler oder interregionaler Kooperation auf: (Stadt-) Umlandverband, Regionalverband, Raumordnungsverband, Kommunalverband, regionaler Planungsverband, Zweckverband oder Mehrzweckverband, Stadtverband, Nachbarschaftsverband.

5 Der Umlandverband Frankfurt z.B. konzentriert sich in den Aufgabenbereichen mit Bezug zum Ressourcenschutz auf Fragen der Abfallwirtschaft sowie Probleme des Gewässer- und insbesondere des Trinkwasserschutzes (Fürst et al. 1990: 77).

6 Zu entsprechenden Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel der Renaturierung eines Fließgewässersystems vgl. Borggräfe, Kölsch (1997); Oppermann et al. (1997).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

können (Blotevogel 1994). Unter Beteiligung verschiedener lokaler und regionaler Akteure werden bei dieser Form der Kooperation regionale Leitbilder entwickelt und Konzepte entworfen[7]. Die Kompetenz zum Beschluß der Konzepte bzw. vorzunehmender Änderungen verbleibt zwar bei der Landesregierung, die Zielfindungskompetenz ist jedoch sogenannten dezentral angesiedelten *Regionalkonferenzen* zugewiesen und damit den betroffenen Regionen[8] (Schäffer 1990). Natur- und Umweltschutzprobleme wurden dort allerdings bisher nicht thematisiert, im Mittelpunkt standen strukturpolitische Fragen (Hübler et al. 1996: 87).

Ziel der Regionalkonferenzen ist es, „die Sachkenntnis und das Handlungspotential der regionalen und lokalen Akteure, die in Eigenverantwortung neue Koordinierungs- und Kooperationsformen für eine sich selbst tragende Entwicklung in ihrer Region finden sollen"[9] (Heinze et al. 1992: 79f.), zu mobilisieren und alle relevanten regionalen Interessen zu vertreten. Damit stellen die Regionalkonferenzen in der Form, wie sie in Nordrhein-Westfalen per Kabinettbeschluß institutionalisiert seit 1990 in die regionale Strukturpolitik eingebunden werden, einen für die hier diskutierten Probleme möglichen und vielversprechenden Ansatz dar (Fürst 1993).

Besonders interessant für die vorliegende Untersuchung ist die Frage der räumlichen Konstituierung der kooperativen Strukturpolitik. Die Abgrenzung der Kooperationsregionen wurde nicht von der Landesregierung vorgenommen, sondern den Betroffenen überlassen, insbesondere mit dem Ziel, dezentrales Wissen zu nutzen und die Konstituierung regionaler Identitäten von Anfang an zu fördern und damit die regionale Selbstverantwortung zu stärken (Schätzl 1996). Nach Blotevogel (1994: 17) sind das Ergebnis nichtadministrative Räume mittlerer Größe auf einer Maßstabsebene zwischen den Kreisen und Regierungsbezirken. Die Kooperationsregionen umfassen damit eine Gruppengröße, die auch für die hier analysierten Umweltprobleme mit lokaler oder regionaler Dimension als geeignet eingestuft wurden.

Von den positiven Erfahrungen, die in Nordrhein-Westfalen mit der Delegation der Abgrenzung von Regionen an die Betroffenen vor Ort gemacht wurden, kann abgeleitet werden, daß die ermittelten (Umwelt-) Politikaktionsräume als Orientierungsrahmen dienen können. Modifizierungen, die aufgrund dezentraler Informationen und Ziele begründet sein können, müssen wie erwähnt vor einer endgültigen Abgrenzung möglich sein. Sie sind im Sinne der Effizienz der in diesen Räumen vorzunehmenden Maßnahmen notwendig. Inhaltlich könnte nach abgeschlossener Regionenbildung, ähnlich wie bei den Regionen der kooperativen Strukturpolitik Nordrhein-Westfalens, die Konzeption konkreter Projekte bzw. von Prioritätenlisten am Anfang der horizontalen Kooperation stehen (Blotevogel 1994: 15–40).

---

7 Beteiligte sind Regierungspräsidenten, Verwaltungsbeamte der kreisfreien Städte und Kreise, Oberbürgermeister, Landräte, Fraktionsvorsitzende der Stadträte und Kreistage, Vertreter der Industrie- und Handelskammern, des Handwerks, der Landwirtschaft und der Gewerkschaften sowie Direktoren der Arbeitsämter, Geschäftsführer der Einrichtungen zur Wirtschaftsförderung, Hochschulrektoren u.a.

8 Zu den Aufgaben von Regionalkonferenzen oder „kooperierenden Städten" vgl. Ritter et al. (1994: 103, 116).

9 Zu kooperativen Politiklösungen unter weitgehender Beteiligung der Betroffenen vgl. Spehl (1994).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Als Kritik an der Regionalisierung im Rahmen der in Nordrhein-Westfalen gewählten Kooperationslösung in der Strukturpolitik werden verschiedene Punkte genannt, die bei einer Übertragung auf den Agrarumweltbereich vermieden werden sollten (Blotevogel 1994: 15–40):

- die unterschiedliche Dimensionierung der Regionen im horizontalen Vergleich[10],
- mangelnde Diskussion der Lösungen in der Öffentlichkeit und damit eingeschränkte politische Legitimation,
- faktische Benachteiligung der primär betroffenen Gemeinde- bzw. Stadträte und Kreistage im konkreten politischen Entscheidungsprozeß,
- *rent seeking* durch Lobbyisten und damit Überrepräsentanz einzelner Interessengruppen,
- Nichtberücksichtigung von Vertretern mit konkurrierenden Zielsystemen anderer Fachpolitiken.

Sollte für ausgewählte Räume festgestellt werden, daß eine gemeinsame Lösung sämtlicher Beteiligter in der beschriebenen Art oder im Rahmen eines anderen Kooperationsverfahrens nicht möglich ist, könnte die notwendige Abstimmung als Minimallösung auch in einer *„Koordination durch Information"* zwischen den betroffenen Stadt- und Landkreisen bestehen (Schmitz 1995). Für diese „weiche Kooperation" kann die entwickelte „Raumtypisierung" genutzt werden. Eine horizontale Kooperation von Stadt- und Landkreisen dieser Art kann mit den etablierten Städtenetzen auf der kommunalen Ebene verglichen werden (Ritter et al. 1994).

Empfehlungen zur Anpassung geltender Maßnahmen der Agrarumweltpolitik

Die genannten Schlußfolgerungen gelten für beide beschriebenen Umweltproblemkomplexe, die durch lokal bzw. regional begrenzte externe Effekte beeinflußt werden und somit auch für bestimmte Teilbereiche der diskutierten Maßnahmen aktueller Agrarumweltpolitik. Für den Bereich des *Naturschutzrechts* könnte dies etwa bedeuten, daß sich der Bund aufgrund seiner verfassungsgegebenen Rahmenkompetenz auf die Teilbereiche beschränkt, die tatsächlich von nationaler Bedeutung sind. Für die Umwelteffekte auf den Naturhaushalt, die räumlich sehr stark begrenzt sind und keiner Koordinierung auf nationaler Ebene bedürfen, sollten Kompetenzen auf den entsprechenden Ebenen angesiedelt werden. Dies könnten für den bedeutenden Problembereich der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft die dargestellten Regionen und Raumtypen sein.

Ein solches Vorgehen kann in Teilbereichen der Naturschutzpolitik mit einem Kompetenzverzicht des Bundes und der Bundesländer verbunden sein, schließt jedoch stärkere Kompetenzen des Bundes in anderen Bereichen überregionaler und nationaler Bedeutung nicht aus. Sollen die Effizienzkriterien der Ökonomischen Theorie des

10 Dieser Mangel wird durch die Clusteranalyse nach dem WARD-Verfahren vermieden, da wie erwähnt verfahrensspezifisch ähnlich große Cluster (bezogen auf die Anzahl der Landkreise) gebildet werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Umweltföderalismus beachtet werden, bedeuten solche Änderungen der Kompetenzallokation allerdings auch Anpassungen bezüglich der Finanzierungsverantwortung, d.h. der Ausgabenkompetenz und Einnahmenverantwortung der regelnden Körperschaften.

Auch für den Aktionsbereich des *freiwilligen Umwelt- und Naturschutzes* auf vertraglicher Basis sind Anpassungen auf der Grundlage der vorgeschlagenen territorialen Neuabgrenzungen denkbar. Dazu sollte es möglich sein, nicht nur landesweit geltende Agrarumweltprogramme zu konzipieren, sondern, wie dies in einigen Bundesländern bereits praktiziert wird, auch auf regionaler Ebene. Allerdings ist im Sinne der vorliegenden Ergebnisse zu empfehlen, bei der Konzeption Räume zu bündeln, die sich durch relativ homogene Bedingungen auszeichnen. Konsequente Neuorganisationen müßten sich auf sämtliche Teilkompetenzen (Zielfindungs-, Entscheidungs-, Durchführungs- und Finanzierungskompetenz) beziehen, d.h. sowohl auf die konzeptionellen Elemente als auch auf die administrative Umsetzung und die Finanzierung der Förderprogramme.

Ein weiterer und weitaus konsequenterer Fortschritt bei der Umsetzung der Agrarumweltprogramme wäre die Bündelung über Bundesländergrenzen hinweg. Anpassungen in der Regelungsintensität, der Ausgestaltung der jeweiligen Förderprogramme und insbesondere der Höhe von Förderprämien für vergleichbare Maßnahmen bei grenzüberschreitenden Regionen mit ähnlichen Charakteristika der beschriebenen Homogenitätsvariablen wären effizienzsteigernd im Sinne der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus. Für solche Bündelungen sind die dargestellten Ergebnisse sowohl der Raumtypisierung als auch der Regionalisierung als erste Anhaltspunkte geeignet. Orientierungen der Kompetenzallokation an den Abgrenzungen dieser Territorien wären mit einer Zunahme der Homogenität gegenüber dem Ausgangszustand verbunden und hätten entsprechende Effizienzgewinne zur Folge. Allerdings bleiben eine Überprüfung der Ergebnisse und ein Ausbau der bisher in verschiedenen Punkten unbefriedigenden Datenlage (regionalisierte Grenzkosten der Vermeidung, Zahlungsbereitschaften) notwendig, um zu politikrelevanten und operationalisierbaren Abgrenzungen kommen zu können.

Als ein Beispiel geltender Regelungen mit Anpassungsbedarf in diesem Sinn kann die Maßnahme „Förderung des Verzichts auf chemisch-synthetische Düngemittel" angesehen werden. Sollten für diese Maßnahme, die in Deutschland bisher überwiegend zentral im Rahmen der „Gemeinschaftsaufgabe zur Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" geregelt wird, Regionalisierungen und territoriale Neuabgrenzungen bezüglich der Förderinhalte und -höhen in der dargestellten Art vorgenommen werden, sind Effizienzgewinne zu erwarten.

Neben diesen Vorschlägen, die sich problemlos bei geltendem Recht übertragen lassen, sind auch Weiterentwicklungen denkbar, deren Umsetzung größere Anstrengungen erforderlich machen. Die territorialen Abgrenzungen aufgrund der dargestellten Clusteranalyse können auch für eine derartige Neuorganisation als Orientierungsgröße genutzt werden, die an spezifische regionale Bedingungen anzupassen sind.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Einige Autoren empfehlen sogar, ermutigt durch technischen Fortschritt (Kommunikationstechnologien), *Gebietskörperschaften* nicht nach räumlichen, sondern *nach funktionalen Kriterien abzugrenzen* (Klemmer 1998; Zimmer 1994: 30). Individuen eines Standortes könnten dann gleichzeitig Mitglied verschiedener Institutionen sein, deren (staatliche oder private) Aufgabe darin bestünde, das Allokationsoptimum jeweils spezieller öffentlicher Güter herzustellen. Bisher sind Individuen Mitglied in einer Gebietskörperschaft bzw. einer Hierarchie aus Gebietskörperschaften, die gleichzeitig mehrere öffentliche Güter mit unterschiedlicher Reichweite produzieren.

2. Forschungsbedarf

Analysen auf der Basis der Ökonomischen Theorie des Föderalismus repräsentieren bisher einen ausgesprochen jungen Forschungszweig im Agrarumweltbereich. Zur Entwicklung politikrelevanter, operationaler Empfehlungen sind daher weitergehende Forschungsarbeiten notwendig, die konsequenterweise in einem *umfassenden Forschungsansatz* gelöst werden sollten. Da Untersuchungsansätze der empirischen Föderalismusforschung für den Umweltbereich auf Informationen aus verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen angewiesen sind, können sie als idealtypisches interdisziplinäres Forschungsfeld bezeichnet werden.

Die Föderalismusforschung bietet für die Agrarumweltpolitik erhebliche Potentiale. Dies gilt für den qualitativ-analytischen Bereich, in besonderem Maße jedoch für quantitative Forschungsansätze. Die folgenden Ausführungen sind daher zweigeteilt. Zunächst werden Möglichkeiten beschrieben, das empirisch-quantitative Analyseinstrumentarium zu ergänzen, um Aussagen weiter abzusichern. Mögliche Erweiterungen dieser Art betreffen einerseits die Datenbasis, andererseits Verfahren bzw. Methoden. Anschließend erfolgt eine Zusammenstellung verbleibender Fragestellungen im Zusammenhang mit der Kompetenzallokation zwischen verschiedenen politischen Ebenen.

Da Umweltmonitoringansätze für den Bereich potentieller externer Effekte aus der Landwirtschaft und auch Modellsysteme nur in wenigen Fällen für die Gesamtfläche der Bundesrepublik und in regionalisierter Form entwickelt sind, stellt die bisher zur Verfügung stehende *Datenbasis* den wesentlichen Begrenzungsfaktor weiterführender Analysen dar. Ist allerdings beabsichtigt, lokale Problemkonstellationen zu untersuchen, stehen für zahlreiche Areale unterhalb der Bundes- oder Landesebene Forschungsergebnisse zur Verfügung; dies verspricht i.d.R. erweiterte Interpretationsmöglichkeiten. Ähnliches gilt für die Berücksichtigung spezieller naturräumlicher Abgrenzungen, die den Vorteil des engeren Problembezugs mit dem Nachteil der begrenzten Verwendungsmöglichkeit von Ergebnissen in Form von territorialen Abgrenzungen verbinden. Zur Beurteilung spezieller Probleme, etwa aus dem Bereich des Bodenschutzes, kann es aus fachlich-naturwissenschaftlicher Sicht notwendig sein, pedologische Zuordnungen in den Clusterprozeß einfließen zu lassen, anstelle der allgemeinen naturräumlichen Gliederung nach visuellen Geoökofaktoren wie in der vorliegenden Arbeit.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Insgesamt bleibt für zukünftige Forschungsarbeiten im Bereich der Validierung der Datenbasis die Notwendigkeit, die Kombination von naturwissenschaftlich geprägten „Ökosystemmodellen" mit ökonomischen Modellen der hier beschriebenen Art zu prüfen, um Verbesserungen der Aussageschärfe möglich zu machen[11]. Voraussetzung für einen solchen interdisziplinären Forschungsansatz ist die räumliche Vergleichbarkeit der einfließenden Modelle, d.h. die Bedingung, daß der jeweilige Untersuchungsraum vollständig abgedeckt werden kann. Für einzelne Regionen Deutschlands existieren solche Ökosystemmodelle, während gesamtdeutsche Modelle bisher lediglich in Ansätzen vorhanden sind. In diesem Bereich der Kooperation zwischen ökonomischen und naturwissenschaftlichen Wissenschaftsdisziplinen besteht erheblicher Forschungsbedarf (Geier et al. 1998). Die empirische Föderalismusforschung für den Umweltpolitikbereich kann als idealtypisches Anwendungsfeld für solche kombinierten Modelle betrachtet werden.

Zur vorgestellten *Methode* (Clusteranalyse) ist festzustellen, daß ergänzende Sensitivitätsanalysen aufgrund des innovativen Charakters notwendig sind. Modelltests, z.B. durch den Einsatz alternativer Fusionierungsalgorithmen oder anderer Distanzmaße, könnten die Validität der Ergebnisse stützen. Insbesondere würde es sich in einem der Clusteranalyse folgenden Schritt anbieten, die Ergebnisse mit Hilfe einer Diskriminanzanalyse zu bestätigen bzw. Umstellungen der Clusterelemente vorzunehmen. Mit Hilfe einer solchen Diskriminanzanalyse kann überprüft werden, ob die Homogenität innerhalb der gebildeten Gruppen durch Verlagerung einzelner Raumobjekte in andere Cluster erhöht werden kann (Bähr 1971: 360–373). Damit werden die Nachteile der hier verwendeten hierarchischen Algorithmen aufgehoben.

Methodisch muß außerdem überprüft werden, ob die klassischen statistischen Methoden der Raumwissenschaften mit den Möglichkeiten *Geographischer Informationssysteme* kombiniert werden können. Voraussetzung für eine sinnvolle Nutzung dieser Informationssysteme ist jedoch wie auch bei der Anwendung klassischer Verfahren, daß die Datenbasis lokale bzw. regionale Umwelteffekte abbilden kann (Openshaw, Rao 1994; Openshaw 1996; Openshaw, Alvanides 1996).

Erweiterungen der Aussagemöglichkeiten sind zu erwarten, wenn das Clusteranalysemodell um zusätzliche Bestimmungsvariablen für lokale bzw. regionale Effekte wie den Pflanzenschutzmitteleinsatz oder die Intensität der mechanischen Bodenbearbeitung (inkl. der Grenzkosten ihrer Reduktion sowie der regional differierenden Präferenzen in bezug auf betroffene Ressourcen) ergänzt wird. Für ein solches Verfahren ist das Ergebnis der Abwägung zwischen Treffsicherheit der Lösungen bzgl. einzelner Problemkomplexe und Administrierbarkeit zu entwickelnder Lösungen für spezielle Teilprobleme in Abhängigkeit der Gesamtzahl von Einzellösungen ausschlaggebend.

---

11 Walter et al. (1998) grenzen in einer aktuellen Veröffentlichung 18 Bezugsräume Baden-Württembergs auf der Basis des „Zielartenkonzepts" ab und berücksichtigen neben biotischen und abiotischen natürlichen Bedingungen auch Umweltqualitätsziele als Abgrenzungskriterien. Zu den Inhalten, Aufgabenbereichen und Grenzen der Ökosystemforschung vgl. Finke (1996: 31ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

In der vorliegenden Arbeit wurden exemplarisch Teile des Boden-Wasser- sowie des Biodiversitäts-Komplexes, einschließlich einiger Aspekte des Landschaftsschutzes betrachtet. Diese Schwerpunkte wurden ausgewählt, da hier von vergleichsweise begrenzten räumlichen Umwelteffekten des Verursacherbereichs Landwirtschaft auszugehen war. Zunächst ist mit Hilfe *naturwissenschaftlicher Untersuchungsmethoden* festzustellen, ob und vor allem für welche dieser Umwelteffekte die These begrenzter Wirkungsradien bestätigt werden kann. In einem weiteren Schritt sollte überprüft werden, ob neben den genannten Umwelteffekten weitere vorhanden sind, die ähnliche lokal und regional begrenzte Wirkungsradien aufweisen. Ziel solcher Forschungsarbeiten, die eng mit den Anforderungen ökonomischer Ansätze abgestimmt sein müssen, sollte eine möglichst vollständige Identifizierung, Quantifizierung und Verursacherzuordnung (bzw. Aktivitätenzuordnung) von externen Effekten aus der Landwirtschaft sein.

Neben der Intensivierung der Forschungsbemühungen zu den räumlichen Wirkungsradien konkreter externer Effekte in diesen beiden Komplexen sind *weitere Umweltproblemkomplexe* sowie die Reichweite jeweils auftretender externer Effekte zu untersuchen. Hier würden sich eine umfassende Betrachtung des Ästhetik-, des Gesundheitsschutz-, des Klima-Luft-Komplexes sowie ethischer Fragen, die durch landwirtschaftliche Aktivitäten berührt werden, anbieten.

Im Anschluß an naturwissenschaftliche Erhebungen physischer Umwelteffekte sind für ein umfassendes Forschungskonzept *sozio-ökonomische Forschungsarbeiten* vorzusehen. Dazu gehört neben der Identifizierung in ihren Nutzenfunktionen betroffener Individuen und der Quantifizierung dieser Nutzen (-einbußen oder -gewinne) die Erfassung von begrenzenden Faktoren bei den umsetzenden Behörden der administrativen Ebenen und den betroffenen Landwirten vor Ort. Ein wesentlicher Teil möglicher Transaktionskosten, einschließlich der Administrationskosten, die im Verlauf der Umsetzung vorgeschlagener Politiklösungen zu erwarten sind, könnte mit diesen Erkenntnissen schon im Vorfeld vermieden werden.

Bedeutender Forschungsbedarf verbleibt zur Ermittlung der individuellen Betroffenheitsgrade durch Umweltveränderungen innerhalb der verschiedenen Wirkungsradien von Umwelteffekten. *Zahlungsbereitschaftsanalysen* stellen eine Möglichkeit dar, Betroffenheitsgrade zu identifizieren und zu quantifizieren. Inzwischen liegen zwar zahlreiche Einzeluntersuchungen dieser Art vor. Sie beziehen sich jedoch überwiegend auf Teilräume der Bundesrepublik bzw. singuläre Einzelprobleme wie den Arten- oder Gewässerschutz und sind daher für eine Übertragungen auf räumliche Aggregate wie Bundesländer oder Deutschland wenig geeignet. Eine Vertiefung dieser Analysen zur Ermittlung der absoluten Zahlungsbereitschaft für größere Untersuchungsräume und differenziert nach einzelnen Umwelteffekten bzw. betroffenen Umweltressourcen ist notwendig. Zur Förderung der Verwendbarkeit ermittelter Zahlungsbereitschaften für Problemstellungen der empirischen Föderalismusforschung sollte möglichst mit verschiedenen sozio-ökonomischen Methoden vorgegangen werden. Darüber hinaus ist zu überprüfen, ob auch andere Verfahren und Methoden geeignet sind, den Betroffenheitsgrad von Bevölkerungsgruppen zu ermitteln.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Daneben besteht großer Forschungsbedarf zur Klärung sämtlicher Fragestellungen, die nach *instrumentellen Lösungen* zur effizienten Kompetenzallokation suchen. Dazu bedarf es einer eingehenden Kompetenzallokationsanalyse (s.o.) in bezug auf geltende Instrumentarien bzw. Maßnahmen der aktuellen Agrarumweltpolitik. Die impliziten Zuordnungen der verschiedenen Teilkompetenzen sind für bisher nicht betrachtete Politikmaßnahmen zu analysieren, um Abweichungen von normativ ermittelten Kompetenzzuteilungen feststellen zu können. Zur Behebung solcher Abweichungen müssen Instrumente daraufhin überprüft werden, ob Anpassungen ohne neue Normensetzung möglich sind. Die Anbindung von Teilbereichen der dargestellten Überlegungen und Erweiterungsmöglichkeiten an die Regional- und Landesplanung verspricht in diesem Zusammenhang interessante Ergebnisse (Schmitz 1995: 370–372).

Auf der Grundlage der Evaluierung sind im weiteren Ablauf der Kompetenzallokationsanalyse verschiedene Anpassungen möglich und ggf. erforderlich. Solche Veränderungen können notwendig sein, um Politikmaßnahmen an veränderte Externalitäten, Präferenzen und Grenzvermeidungskosten anzupassen. Dies kann die Überarbeitung existierender Politikmaßnahmen bedeuten oder die Einführung neuer Regelungen. Soll die Kompetenzallokation verändert werden, ist stets ein *Neudesign von Aktionsräumen* zu erwägen. Für mögliche territoriale Neuabgrenzungen in Form von Raumtypen oder Regionen steht das besprochene Clusteranalyseverfahren zur Verfügung.

Da das vorgestellte Schema zur Kompetenzallokationsanalyse auf andere externe Effekte bzw. öffentliche Güter übertragbar ist, kann es als universelles Instrument der Föderalismusforschung betrachtet werden. Auch in einem umfassend angelegten Forschungsansatz unter Einbeziehung *weiterer Politikbereiche* eignet es sich daher als Orientierungsrahmen. Wertvolle Ergänzungen könnte hier bei Beschränkung auf den Umweltbereich etwa die Berücksichtigung der Agrarstrukturpolitik liefern. Aber auch die Agrarmarktpolitik sowie die Agrarsozialpolitik und nichtlandwirtschaftsbezogene Fach- und Sektorpolitiken wie die Forstpolitik, die Verkehrs- und Energiepolitik lösen Wirkungen auf den Agrarsektor und die Umweltmedien aus und sind daher in die Überlegungen einzubeziehen. Denkbar ist sogar, daß bei territorialen Neuabgrenzungen mit dem Ziel der Effizienzsteigerung Aufgaben aus verschiedenen Politikbereichen zusammengefaßt werden, die ähnliche Ausbreitungscharakteristika aufweisen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Sechstes Kapitel

Zusammenfassung

Mit der vorliegenden Arbeit wurden die Anwendungsmöglichkeiten der Ökonomischen Theorie des Föderalismus auf externe (Umwelt-) Effekte des Agrarsektors untersucht. Neben der Erläuterung theoretischer Grundlagen, mit denen normative Maßstäbe an praktische Politikmaßnahmen angelegt werden, stand eine Abschätzung des Einsatzpotentials multivariater statistischer Analysemethoden im Mittelpunkt der Untersuchung.

Die Anwendung der Ökonomischen Theorie des Föderalismus auf Umweltproblemkomplexe, für die landwirtschaftliche Aktivitäten relevant sind, stellt in der agrar- und umweltökonomischen Forschungspraxis bisher ein Novum dar. Dies gilt in besonderem Maße für quantitative Untersuchungsansätze, da i.d.R. die Datenlage begrenzt ist.

Voraussetzung zur Ableitung entsprechender Politikempfehlungen ist die Einordnung von Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten als *externe Effekte*. Der Sektor Landwirtschaft stellt im Rahmen solcher Externalitätendiskussionen einen Sonderfall dar, da hier neben negativen auch positive Umweltwirkungen ausgelöst werden können. Für Analysen auf der Basis der Ökonomischen Theorie des Föderalismus ist neben dieser Differenzierung insbesondere eine Kategorisierung solcher Effekte entsprechend ihres *Wirkungsradius* von Bedeutung. Abhängig davon, wie stark die betrachteten Umweltwirkungen im geographischen Raum diffundieren, d.h. welche Individuen in ihren Nutzen- oder Produktionsfunktionen betroffen sind, muß zwischen lokalen und regionalen, interregionalen bis hin zu nationalen und internationalen externen Effekten unterschieden werden.

Diskussionen der theoretischen Grundlagen föderalismusbezogener Analysen lassen sich auf abstraktem Niveau führen, können jedoch in Abhängigkeit des betrachteten Externalitätenproblems auch konkretisiert werden. Grundsätzlich beschäftigt sich die *Ökonomische Theorie des Föderalismus* mit der Frage, auf welcher politischen Ebene Kompetenzen (Zielfindungs-, Entscheidungs, Durchführungs- und Finanzierungskompetenz) effizient anzusiedeln sind. Die verschiedenen politischen Ebenen werden durch die Städte und Gemeinden, Landkreise, Bundesländer, den Bund sowie die Europäische Union und weitere supranationale oder internationale Staatenbündnisse repräsentiert.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Zentrales Ergebnis der theoretischen Erwägungen ist, daß die Regelungskompetenzen für die Internalisierung externer Effekte auf der Ebene angesiedelt sein sollten, die primär betroffen ist. Bei Einhalten dieses *Prinzips fiskalischer Äquivalenz*, zu dem auch gehört, daß regelnde Institutionen die jeweilige Politikmaßnahme entsprechend ihres Betroffenheitsgrades und damit auch ihrer Regelungskompetenz finanzieren, wird ökonomische Effizienz erwartet. Der territoriale Abgrenzungsvorgang zur Erreichung dieses Ziels, d.h. die Definition effizienter Politikaktionsräume unter den genannten Restriktionen, wird auch als „*perfect mapping*" bezeichnet.

Sollen Schlußfolgerungen für den Teilbereich externer *Umwelt*effekte abgeleitet werden, bedarf es einiger Konkretisierungen. Für den Umweltbereich ist z.B. die effizienzbestimmende Frage von Bedeutung, ob trotz lokaler oder regionaler Begrenzung der Umwelteffekte *Koordinierungsbedarf* auf zentraler Ebene festzustellen ist. Außerdem muß geklärt werden, ob *Skaleneffekte* zu erwarten sind. Während sowohl Skaleneffekte als auch Koordinierungsbedarf für tendenziell zentrale Politiklösungen sprechen, ist ein hoher Heterogenitätsgrad der *Präferenzen* für Umweltschutz bei betroffenen Bevölkerungsgruppen im Raum ein starkes Argument für tendenziell dezentrale Lösungen. Dasselbe gilt für raumbezogene Varianzen der *Grenzvermeidungskosten* negativer bzw. der Grenzbereitstellungskosten positiver externer Effekte.

Die Theoriediskussion zusammenfassend bleibt festzuhalten, daß gerade in der Umweltpolitik sowohl Argumente für dezentrale Politiklösungen zu finden sind als auch für zentrale. Das Gewicht der verschiedenen Argumente muß problemspezifisch geklärt werden, Pauschallösungen sind ausgeschlossen. Grundsätzlich läßt sich jedoch die Forderung aufstellen, Kompetenzen so anzusiedeln bzw. Politikaktionsräume in der Form abzugrenzen, daß möglichst die Gesamtheit der Betroffenen erfaßt wird und möglichst weitgehende Homogenität bzgl. der Präferenzen betroffener Bevölkerungsgruppen, der Grenzkosten der Vermeidung von Emissionen durch die Verursacher und der Intensität bzw. des Niveaus externer Effekte hergestellt werden sollte, um Effizienzverluste zu vermeiden.

Die bisherigen normativen Vorgaben der Theorie lassen sich direkt auf den Agrarsektor übertragen. Da von verschiedenen Aktivitäten landwirtschaftlicher Produktion Umweltwirkungen ausgehen können, müssen Systematisierungsversuche unternommen werden, um die Diskussion auf geeignete Bereiche zu beschränken. Sämtliche Umweltressourcen einschließlich der biotischen, abiotischen und ästhetischen Ressourcen können von (land-) wirtschaftlichen Aktivitäten beeinflußt werden. Die Darstellung der wichtigsten dieser Effekte ergab, daß Umweltproblemkomplexe differenziert werden können, bei denen räumlich begrenzte Umwelteffekte dominieren, und solche, die von interregionalen, nationalen oder sogar Staatsgrenzen überschreitenden Ursache-Wirkungsbeziehungen geprägt sind. Zur ersten Kategorie sind Teile des *Boden-Wasser-Komplexes* und des *Biodiversitäts-Komplexes* einschließlich bestimmter Wirkungen auf das Landschaftsbild zu zählen. Als ein Beispiel für den Gegenpol zählt der Großteil des Klima-Luft-Komplexes.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Da raumbezogene Untersuchungen mit ökonomischem Anspruch traditionell in den Regionalwissenschaften angesiedelt sind, mußten vor dem nächsten Schritt der Analyse – der Ermittlung expliziter und impliziter Kompetenzallokation bei geltenden Instrumenten – einige regionalwissenschaftliche Hintergründe beleuchtet werden. *Raumtypen* sind in raumwissenschaftlicher Definition als Untersuchungsobjekte (hier die Stadt- und Landkreise Deutschlands) zu verstehen, die in bezug auf verschiedene Merkmale vergleichbare Charakteristika aufweisen. *Regionen* erfüllen darüber hinaus die Bedingung, räumlich kontingent zu sein, d.h. ausschließlich aus Objekten zu bestehen, die räumlich benachbart sind. Das Ergebnis normativer Raumanalysen bilden üblicherweise *Aktionsräume*, innerhalb derer Politikmaßnahmen umgesetzt werden. Solche politischen Aktionsräume können als Aggregate aus *Regelungsräumen* verstanden werden, in denen ein einheitlicher Instrumenten- oder Mitteleinsatz sowie eine einheitliche Regelungsintensität gelten und Beiträge zur Emissionsverminderung flexibel gehandelt werden können. Bei *Regionalisierungen* werden das *Homogenitätsprinzip*, das auf eine möglichst weitgehende Ähnlichkeit abgegrenzter Räume abzielt, oder das *Funktionalitätsprinzip* zur Berücksichtigung funktionaler Beziehungen zwischen den betrachteten Räumen angewendet. Die empirische Analyse zur Abgrenzung möglichst effizienter Räume entsprechend der Ökonomischen Theorie des Umweltföderalismus berücksichtigt diese beiden Regionalisierungsprinzipien simultan.

Die bisher zwar mit Sektorbezug, aber dennoch nach wie vor auf abstraktem Niveau vorgenommenen Überlegungen führten zu dem Ergebnis, daß bei konkretem (Umwelt-) Problembezug zwischen *zwei verschiedenen Eckpunkten* unterschieden werden muß. Zum einen sind Schlußfolgerungen für die Regelung *interregionaler oder internationaler externer Effekte* möglich. Hier kann mit Regionalisierungsmethoden eine Disaggregierung des Naturraums vorgenommen werden, innerhalb dessen sich die relevanten Effekte ausbreiten. Die zu bildenden Raumtypen oder Regionen sind durch vergleichsweise homogene Bedingungen gekennzeichnet, für die sich jeweils angepaßte Politikmaßnahmen anbieten. Die Gesamtheit zu verteilender Kompetenzen ist jedoch vollständig auf den gesamten Naturraum zu verteilen. Den zweiten Eckpunkt stellen *lokale oder regionale Umwelteffekte* dar. Hier kann mit Hilfe von Regionalisierungsmethoden eine Bündelung von Teilräumen vollzogen werden. Diese Raumtypen oder Regionen sind ebenfalls durch eine hohe Homogenität bezüglich der berücksichtigten Variablen gekennzeichnet. Der Unterschied zur erstgenannten Kategorie besteht jedoch darin, daß die vorzusehende Gesamtregelungskompetenz nicht über die Grenzen der gebildeten Regionen hinausgehen sollte.

Auf diesen Grundlagen führte die folgende Bestandsaufnahme der Kompetenzallokation bei geltenden Politikmaßnahmen des Agrarumweltbereiches zu differenzierten Ergebnissen. Im deutschen *Bodenschutzrecht* zeigt sich eine Tendenz zu Regelungen auf nationaler Ebene. Sowohl das Bundes-Bodenschutzgesetz, an das geltende Länderregelungen zum Bodenschutz angepaßt werden müssen, als auch die Düngeverordnung wurden von nationalen (Bundes-) Institutionen auf zentralem Niveau erlassen. Allerdings ist dieser Normenbereich des Bodenschutzrechts auch ein Beispiel dafür, daß selbst bei nationalem Geltungsbereich von Gesetzen Freiheitsgrade auf dezentraler Ebene verbleiben können, die Anpassungsmöglichkeiten an spezifi-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sche Bedingungen möglich machen. Für die Düngeverordnung gelten bei enger Auslegung als Regelungsraum einzelne Parzellen, auf denen bedarfsgerecht zu düngen ist. Die Umsetzungspraxis des 1998 verabschiedeten Bundes-Bodenschutzgesetzes wird zeigen, ob die „Anhörung beteiligter Kreise", die an verschiedenen Stellen vorgesehen ist, zur Berücksichtigung dezentraler Präferenzen geeignet ist.

Mit anderen Akzenten sind die Regelungen des deutschen *Naturschutzrechts* zu bewerten. Durch die grundgesetzlich geregelte Rahmenbefugnis des Bundes dominiert zwar auch hier eine nationale Normensetzung. Den Bundesländern bleiben jedoch Spielräume zur Umsetzung dieser Rahmenvorgaben. Zentrale Befugnisse des Bundes lassen sich zum Teil mit Koordinierungsnotwendigkeiten rechtfertigen, die für verschiedene Naturschutzbereiche begründet werden können (Biotopvernetzung, Schutz von Biotopen nationaler Bedeutung, weltweit gefährdete Arten usw.). Auffällig ist ein Mißverhältnis zwischen der Stärke der Bundeskompetenz bei der Zielfindung und Entscheidung einerseits und der Zurückhaltung des Bundes bei der Finanzierung von Maßnahmen andererseits. Zur stärkeren Beachtung des Prinzips fiskalischer Äquivalenz ist daher sowohl ein Regelungsverzicht des Bundes in den Bereichen zu fordern, die nicht von nationaler Bedeutung sind, als auch eine stärkere Finanzierungsbeteiligung des Bundes bei den Umweltproblemkomplexen, für die seine starken Regelungskompetenzen gerechtfertigt sind.

Deutliche Unterschiede im Vergleich zu den bisher vorgestellten Rechtsgebieten gelten für den Politikbereich freiwilliger Maßnahmen des Umwelt- und Naturschutzes auf vertraglicher Basis zwischen Gebietskörperschaften und Landwirten. Die „*Agrarumweltprogramme*", die mit der EU-Agrarreform von 1992 weite Verbreitung fanden, sind inzwischen in sämtlichen deutschen Bundesländern umgesetzt. Es ist einerseits positiv herauszustellen, daß den Bundesländern auf der Grundlage einer rahmensetzenden EU-Verordnung große Freiheitsgrade bei der Programmformulierung und -umsetzung belassen wurden. In einigen Regionen werden den Gebietskörperschaften sogar auf lokaler oder regionaler Ebene Möglichkeiten zur Konzeption von Programmen geboten. Aus effizienzorientierter Sicht ist die Freiwilligkeit der Maßnahmen zu unterstützen. Andererseits ist bei der Bewertung der Agrarumweltprogramme negativ festzustellen, daß gegen das Prinzip der fiskalischen Äquivalenz – je nach Programmteil in unterschiedlichem Maße – verstoßen wird. Denn bei weitgehender Zielfindungs- und Entscheidungskompetenz der Bundesländer liegt die Hauptfinanzierungslast bei der EU (bis zu 75 vH). In Deutschland werden Teile der Agrarumweltprogramme im Rahmen der „Gemeinschaftsaufgabe zur Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" zentral durch den Bund geregelt. Auch für diese Fördermaßnahmen ist ein Mißverhältnis zwischen der Finanzierungsverantwortung des Bundes (15 bis 30 vH der Gesamtfinanzierung) und seiner Mitbestimmungsbefugnis bezüglich der Inhalte zu fördernder Maßnahmenbereiche unverkennbar. Diese Verstöße gegen das Prinzip fiskalischer Äquivalenz können nicht vollständig mit übergeordneten Zielen wie der angestrebten Marktentlastung gerechtfertigt werden.

Im Anschluß an die bisher überwiegend qualitativ geführte Diskussion und motiviert durch Abweichungen realer Regelungen von theoretischen Vorgaben, die durch territoriale Neuabgrenzungen z.T. behoben werden könnten, folgten im weiteren

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Untersuchungsverlauf *quantitative Analysen*. Für Regionalisierungsversuche mit Hilfe multivariater statistischer Verfahren ist es zunächst erforderlich, geeignete Indikatoren bzw. Variablen festzulegen und regional differenziert zu quantifizieren. Die Homogenitätsvariablen, auf deren Grundlage die folgenden Berechnungen durchgeführt werden, sind:

- die regionale Verteilung der Stickstoffbilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft,
- die regionale Verteilung der Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags aus der Landwirtschaft,
- regional differenzierte *potentielle* Zahlungsbereitschaften für Umweltverbesserungen und
- die regionale Verteilung von Naturräumen,

jeweils für das Gesamtgebiet Deutschlands in disaggregierter Form bis zur Ebene der Stadt- und Landkreise. Zur Bestimmung dieser Variablen dienten verschiedene Modellansätze und Methoden. Sowohl die *Stickstoffbilanzüberschüsse* als auch die *Grenzvermeidungskosten des Stickstoffaustrags* wurden mit Hilfe des am Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Universität Bonn entwickelten Modellsystems RAUMIS errechnet. Die Bestimmung der Präferenzen zur Verbesserung der Umwelt in den Stadt- und Landkreisen Deutschlands erfolgte auf der Basis von Ergebnissen einer repräsentativen Umfrage im Auftrag des Bundesumweltministeriums. Mit Hilfe einer Diskriminanzanalyse und kombiniert mit regionalen sozio-ökonomischen Daten der amtlichen Statistik wurden *Wahrscheinlichkeiten für positive Zahlungsbereitschaften* in den Regionen Deutschlands errechnet. Die Zuordnung der Stadt- und Landkreise zu *naturräumlichen Einheiten* erfolgte durch die „Laufende Raumbeobachtung" des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung mit einem Geographischen Informationssystem.

Um konkrete Regionalisierungen durchführen zu können, wurde das *multivariate Analyseinstrumentarium* erläutert. Es handelt sich um ein *Clusteranalyseverfahren*, das Klassifizierungen von Untersuchungsobjekten anhand des simultanen Vergleichs der Stadt- und Landkreise in bezug auf vorgegebene Homogenitätsvariablen vornimmt. Auf der Basis eines frei wählbaren Fusionierungsalgoritmus (WARD-Verfahren) und eines problemorientiert zu bestimmenden Distanz- oder Ähnlichkeitsmaßes (Quadrierte Euklidische Distanz) erfolgte eine hierarchisch-agglomerative Verknüpfung der Untersuchungsobjekte. Um auch Regionen im engeren Sinn, d.h. räumlich kontingente Gebiete, abgrenzen zu können, wurde zusätzlich eine *Dummy*-Variable eingeführt, die für jeweils zwei betrachtete Räume feststellt, ob gemeinsame Grenzen vorhanden sind. Bei der Clusteranalyse wurden die untersuchten Stadt- und Landkreise in Abhängigkeit ihrer Ähnlichkeit sukzessive zusammengefaßt. Der Abbruch der schrittweisen Fusionierung, d.h. die Entscheidung für eine bestimmte Regionen- oder Raumtypenzahl, wurde anhand objektiver Kriterien vorgenommen.

Die *Synthese der Bestimmungsvariablen* zeigte zunächst, daß die Homogenität bei geltender territorialer Abgrenzung in Form der deutschen Bundesländer Verbesserun-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gen zuläßt. Allerdings muß auch darauf hingewiesen werden, daß der Homogenitätsgrad bereits bei geltender Verwaltungs- bzw. Aktionsraumabgrenzung (Bundesländerebene) überraschend hoch ist, obwohl sich die (historische) Grenzziehung an anderen Größen orientierte als an den genannten Variablen.

Es folgte eine *Regionalisierung* zur Abgrenzung möglichst homogener Politikaktionsräume, die sich nicht an den Grenzen der deutschen Bundesländer orientierte, sondern lediglich am Gebietsstand der Stadt- und Landkreise. Die Kennwerte zeigten, daß erst bei 64 neu abgegrenzten Regionen eine zufriedenstellende Homogenität erreicht werden kann. Dieses Ergebnis kam im wesentlichen zustande, da hier anders als bei üblichen Gebietsabgrenzungen zusätzlich Wert darauf gelegt wurde, Stadt- und Landkreise zusammenzufassen, die demselben Naturraum angehören. Dennoch bleibt fraglich, ob die Zunahme an Homogenität die große Zahl neu zu konstituierender Verwaltungsregionen rechtfertigt, durch die (Transaktions-) Kosten verursacht werden, die bisher nicht betrachtet wurden.

Anders fällt die Beurteilung einer *Raumtypisierung* aus, bei der auf räumliche Kontingenz der Stadt- und Landkreise und gemeinsame Zugehörigkeit zu Naturräumen verzichtet wurde. Bereits die Formulierung von 22 Raumtypen (oder Clustern) zeigte deutliche Verbesserungen der Homogenität gegenüber der Referenzsituation mit 16 Bundesländern. Bedingt durch die Art der Klassifizierung sind die Raumtypen allerdings höchstens zufällig, nicht systematisch benachbart. Für die Ableitung möglicher Politikempfehlungen ist dieser Sachverhalt entscheidend.

Diese *Ergebnisse* zeigten, daß Clusteranalysen geeignet sind, Probleme der betrachteten Art zu lösen. Gegenüber subjektiven Verfahren oder zufälligen Abgrenzungen von Politikaktionsräumen sind höhere Homogenitätsgrade und eine damit verbundene Nutzung von Effizienzpotentialen möglich. Insbesondere der relative Zuwachs an Homogenität im Vergleich zum Referenzzustand wird transparent und intersubjektiv nachvollziehbar. Da weitere effizienzbestimmende Größen wie die zu erwartenden Transaktionskosten (Verwaltungskosten, Abnahme an Frustrations- bzw. Überstimmungskosten usw.) nicht quantifiziert werden konnten, ist allerdings eine Aussage zur Veränderung der Gesamteffizienz vorgeschlagener territorialer Neuabgrenzungen im Sinne einer umfassenden Kosten-Nutzen-Analyse nicht möglich.

Zur sachgerechten Interpretation der Abgrenzungsergebnisse in Form von Politikaktionsräumen ist auf die *impliziten Annahmen* und Restriktionen zu achten. Die Grenzen der Aussagefähigkeit werden durch verschiedene Annahmen gesetzt. Dazu gehört, daß aufgrund der einfließenden Variablen lediglich diejenigen externen Effekte betrachtet wurden, die vom potentiellen Stickstoffaustrag verursacht werden. Innerhalb dieser Emissionsgruppe wurde außerdem auf die Teileffekte fokusiert, die als lokale und regionale externe Effekte zu bezeichnen sind. Zu überregionalen externen Effekten des Stickstoffaustrags, wie Klimawirkungen oder Veränderungen der Artenzusammensetzung an weit entfernten Immissionsorten, sind daher ebensowenig Aussagen möglich wie zu Umwelteffekten, die von anderen Emissionen (z.B. von Pflanzenschutzmitteln) verursacht werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Wegen der verbleibenden Konkretisierungsnotwendigkeiten bei Betrachtung einzelner Untersuchungsräume mit spezifischen Umweltkonstellationen und sonstigen Rahmenbedingungen ist es notwendig, endgültige territoriale Abgrenzungen für dezentrale und regionale Politikansätze den Betroffenen vor Ort zu überlassen. Die dargestellten territorialen Abgrenzungen sind daher als *Ausgangspunkt für heuristische Verfahren* zur Lösungsfindung geeignet. Ein solches offenes Verfahren ist auch zu befürworten, da im Zeitablauf Anpassungen der Regionalisierung wegen Veränderungen der Variablenkonstellationen und sonstiger Rahmenbedingungen notwendig werden können.

Dennoch konnten einige Empfehlungen für Handlungsoptionen politischer Entscheidungsträger abgeleitet werden. Zunächst ist zwischen „weichen" Formen der territorialen Neuabgrenzung sowie der Neuformulierung politischer Gebietseinheiten zu unterscheiden. Im ersten Fall können auf dem Wege *horizontaler Kooperation* zwischen existierenden Gebietskörperschaften und bei geltendem Recht Effizienzpotentiale genutzt werden, im zweiten Fall sind tatsächliche Grenzziehungen verschiedener inhaltlicher Auslegung notwendig.

Für horizontale Kooperationen bieten sich verschiedene Varianten an, die sich z.T. bereits in anderen Politikbereichen bewährt haben. *Anwendungsbeispiele* sind die verschiedenen Länderarbeitsgemeinschaften (Boden, Wasser, Naturschutz) und Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaften, die als Kooperationsformen auch auf Stadt- und Landkreisebene übertragbar sind. Auch der 1994 bei der EU eingerichtete „Ausschuß der Regionen" sowie die auf kommunaler Ebene bewährten Zweckverbände oder die kooperative Strukturpolitik des Landes Nordrhein-Westfalen, zu der auch die Einrichtung von „*Regionalkonferenzen*" gehört, stellen horizontale Formen der Zusammenarbeit dar.

Aus ökonomischer Sicht, d.h. unter möglichst weitgehender Berücksichtigung der Nutzen- und Kostenkomponenten, wäre auch die zweite Form der territorialen Neuabgrenzung im engeren Sinne, d.h. die Veränderung geltender (Bundesländer-) Grenzen nach funktionalen Kriterien zu befürworten, aus realistischer Perspektive werden solche Anpassungen jedoch bestenfalls langfristig möglich sein.

Da es sich bei der empirischen Föderalismusforschung um einen jungen Bereich handelt, verbleibt umfangreicher *Forschungsbedarf*. Wegen ihrer verschiedene Disziplinen übergreifenden Orientierung kann die empirische Föderalismusforschung für den (Agrar-) Umweltbereich als Paradebeispiel interdisziplinär anzulegender Ansätze aufgefaßt werden. Erweiterungen betreffen einerseits im empirisch-quantitativen Bereich die Verbreiterung der Datenbasis, ggf. in Kombination mit naturwissenschaftlich orientierten „Ökosystemmodellen", und die Überprüfung alternativer Clusteranalyseoptionen in Form weiterer Sensitivitätsanalysen, andererseits die Analyse weiterer Umweltproblemkomplexe und Politikmaßnahmen. Zur Orientierung zu planender Forschungskonzepte wurde ein Schema zur Kompetenzallokationsanalyse entwickelt, das auf sämtliche Politikbereiche anwendbar ist, in denen externe Effekte geregelt werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Literaturverzeichnis

Aegerter, C. (1996), Anforderungen an ein Bundes-Bodenschutzgesetz aus der Sicht einer Großstadt. In M. Oldiges (ed.) (1996), 163–169.

Agrarbündnis (ed.) (1994), *Der kritische Agrarbericht Landwirtschaft 1994.* Subventionsbetrügereien in der EG. Interview mit Siegfried Reinke, Leiter der „Einheit für die Koordinierung der Betrugsbekämpfung" im Generalsekretariat der EG-Kommission. Arbeitsgemeinschaft bäuerliche Landwirtschaft, Rheda-Wiedenbrück.

Ahner, D. (1996), Gemeinsame Agrarpolitik – Herzstück und Sorgenkind. In M. Röttinger und C. Weyringer (eds.), *Handbuch der europäischen Integration* – Strategie-Struktur-Politik der Europäischen Union. Wien: MANZ'sche Wien, 846–869.

Ahrens, A. (1992), Gesellschaftspolitische Aspekte der Honorierung von Umweltleistungen der Landwirtschaft. In J. Pfadenhauer et al. (1992), 117–150.

Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1973), Methoden der empirischen Regionalforschung. Forschungs- und Sitzungsberichte 87. Hannover: Jänecke.

Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1975a), Ausgeglichene Funktionsräume. Grundlagen für eine Regionalpolitik des mittleren Weges. Forschungs- und Sitzungsberichte 94. Hannover: Schroedel.

Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1975b), Methoden der empirischen Regionalforschung. 2. Teil. Hannover: Schroedel.

Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1994a), Dauerhafte, umweltgerechte Raumentwicklung. Arbeitsmaterialien 212. ARL, Hannover.

Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1994b), Raumordnungspolitik in Deutschland – Wissenschaftliche Plenarsitzung 1993. Forschungs- und Sitzungsberichte 197. ARL, Hannover.

Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1994c), Neue Ansätze regionaler Entwicklungspolitik in Nordrhein-Westfalen. Forschungs- und Sitzungsberichte 194. ARL, Hannover.

Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1995), *Handwörterbuch der Raumordnung*. ARL, Hannover.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1996): Räumliche Aspekte umweltpolitischer Instrumente. Forschungs- und Sitzungsberichte 201. ARL, Hannover.

Altmann, A. (1993), Bodenschutz mit der Landwirtschaft. In W. Barz et al. (eds.) (1993), 69–79.

Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (ed.) (1994), *Regionalprogramm Ökopunkte Niederösterreich* – Ausführungsprogramm 1995–1999 für die Abwicklung im Rahmen von ÖPUL (Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft). Wien: Eigenverlag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung.

Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz (ed.) (1986), 10 Jahre Bundesnaturschutzgesetz – Erfahrungen und Erfordernisse. Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 39. Greven: Kilda-Verlag.

Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz (ed.) (1990), Biotopschutz zwischen traditionellen und neuen Schutzgebietskonzepten. Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 44. Greven: Kilda-Verlag.

Atkinson, S.E. and T.H. Tietenberg (1982), The empirical properties of two classes of designs for transferable discharge permit markets. *Journal of Environmental Economics and Management* 9: 101–121.

Bach, M. und H.-G. Frede (1995), Gewässerschutz in der Landwirtschaft – welcher Weg ist der beste? *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 8 (1): 58–66.

Bacher, J. (1994), *Clusteranalyse*. München: Oldenbourg.

Back, H.-J. (1995), Regionalisierung. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1995), 821–823.

Backhaus, K., B. Erichson, W. Plinke und R. Weiber (1994), *Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorienierte Einführung*. Berlin et al.: Springer.

Bader, D. und H. May (1992), *EG und Naturschutz* – Institutionalisierung, Regelungslage und Verknüpfung zu anderen Politikbereichen. Bonn: Economica Verlag.

Baedeker, H.J. (1993), Grundzüge eines künftigen Bodenschutzrechtes. In W. Barz et al. (eds.) (1993), 12–26.

Bähr, J. (1971), Regionalisierung mit Hilfe von Distanzmessungen. *Raumforschung und Raumordnung* 29: 11–19; Wiederabdruck in P. Sedlacek (ed.) (1978), 360–373.

Bahrenberg, G. (1988), Zwecke und Methoden der Raumgliederung. *Raumforschung und Raumordnung* Heft 1–2, 1988 (1–2): 2–11.

Bahrenberg, G., E. Giese und J. Nipper (1992), Statistische Methoden in der Geographie. Band 2: Multivariate Statistik. Teubner Studienbücher Geographie. Stuttgart: Teubner.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bartels, D. (1975), Die Abgrenzung von Planungsregionen in der Bundesrepublik Deutschland – eine Operationalisierungsaufgabe. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1975a), 93–115.

Barz, W. et al. (eds.) (1993), *Bodenschutz* – Symposium am 29. und 30. Juni 1992 in Münster. Münster: Zentrum für Umweltforschung der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster (ZUFO).

Bateman, I.J. and I.H. Langford (1997), Non-users' willingness to pay for a national park: an application and critique of the contingent valuation method. *Regional Studies* (31) 6: 571–582.

Baudoux, P., G. Kazenwadel und R. Doluschitz (1997), Agrarumweltprogramme: Betriebliche Wirkungen und Einstellungen von Landwirten. *Agrarwirtschaft* 46 (4/5): 184–197.

Bauer, S., J.-P. Abresch und M. Steuernagel (1996), *Gesamtinstrumentarium zur Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung*. Stuttgart: Metzler-Poeschel, Materialien zur Umweltforschung Nr. 26.

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege / ANL (ed.) (1994), Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz. Informationen 4. Laufen und Frankfurt: Eigenverlag (ANL).

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ed.) (1996), Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes – naturschutzfachliche Anforderungen. Laufende Seminarbeiträge 1/96. Laufen: Eigenverlag (ANL).

Beckenbach, F. (1989), Die Umwelt im (Zerr-) Spiegel der Innenwelt – Überlegungen zur Monetarisierung des Umweltverzehrs. In F. Beckenbach, U. Hampicke und W. Schulz (eds.) (1989), 3–18.

Beckenbach, F., U. Hampicke und W. Schulz (eds.) (1989), Möglichkeiten und Grenzen der Monetarisierung von Natur und Umwelt. Schriftenreihe des Instituts für Ökologische Wirtschaftsforschung 20. Berlin: Eigenverlag.

Becker, H. (1993), Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln im Naturhaushalt. In Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ed.) (1993a), 79–88.

Becker-Soest, D. und R. Wink (1994), *Vision und Wirklichkeit des globalen Bodenschutzes: effizienzorientierte institutionelle Ansätze auf marktwirtschaftskonformem Boden*. Diskussionsbeiträge Nr. 25, Seminar für Wirtschafts- und Finanzpolitik der Ruhr-Universität Bochum. Bochum.

Benkert, W. (1981), *Die raumwirtschaftliche Dimension der Umweltnutzung*. Berlin: Duncker & Humblot.

Benninger, M. (1996), Bewirtschaftungsvereinbarungen im Lichte umweltpolitischer Prinzipien. *Berichte über Landwirtschaft* 74 (4): 625–644.

Benz, A. (1994), Föderalismus und europäische Integration. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1994b), 73–75.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Berg, E., R. Rauh, A. Heißenhuber und H. Hofmann (1993), *Analyse der Vor- und Nachteile unterschiedlicher Konzepte zur Entlohnung externer Leistungen der Landwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung ökologischer Leistungen.* Endbericht im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Weihenstephan.

Bergmann, E. (1992), Raumordnung, Umweltschutz und die Wahl der Instrumente. *Informationen zur Raumentwicklung* 1992 (2/3): 107–120.

Berry, B.J.L. (1958), A Note Concerning Methods of Classification. *Annals of the Association of American Geographers* 48: 300–303; deutsche Übersetzung in P. Sedlacek (ed.) (1978), 21–26.

Biehl, D., B. Dietrichs, E. Harder, P. Klemmer und J. Olbrich (1987), Begründung eines dezentralisierten Föderalismus. In Konrad-Adenauer-Stiftung (ed.) (1987), 19–102.

Blotevogel, H.H. (1994), Neue Ansätze regionaler Entwicklungspolitik in Nordrhein-Westfalen. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1994c), 15–40.

Blume, H.-P. (1993): Bodenschutz: Warum, wogegen und wie? In W. Barz et al. (eds.) (1993), 35–53.

Bockstael, N.E., K.E. McConnell and I. Strand (1991), Recreation. In J.B. Braden and C.D. Kolstad (eds.) (1991), 227–270.

Bökemann, D. (1982), *Theorie der Raumplanung.* München et al.: Oldenbourg.

Böltken, F. und W. Strubelt (1985), Möglichkeiten und Voraussetzungen der Nutzung von Daten aus der Umfrageforschung für den Ausbau der laufenden Raumbeobachtung. *Informationen zur Raumentwicklung* 1985 (5): 345–356.

Borggräfe, K. und O. Kölsch (1997), Naturschutz in der Kulturlandschaft. Angewandte Landschaftsökologie 12. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

Bork, H.R., C. Dalchow, H. Kächele, H.-P. Piorr und K.-O. Wenkel (1995), *Agrarlandschftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen.* Berlin: Ernst & Sohn.

Born, R. (1996a), Alle Naturschutzprogramme auf einen Blick. *Landwirtschaftliches Wochenblatt* 1996 (24): 21–23.

Born, R. (1996b), Neue Kreisprogramme ab 1. Juli 1996. *Landwirtschaftliches Wochenblatt* 1996 (24): 24–25.

Bössmann, E. (1982), Volkswirtschaftliche Probleme der Transaktionskosten. *Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft* 138: 664–679.

Böttcher, K. (1998), Erfahrungen mit dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem in Deutschland. *Berichte über Landwirtschaft* 76: 43–54.

Boustedt, O. (1975), Grundriß der empirischen Regionalforschung. Teil I: Raumstrukturen. Taschenbücher zur Raumplanung 4. Hannover: Schroedel.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Braden, J.B. and C.D. Kolstad (eds.) (1991), Measuring the demand for environmental quality. Amsterdam et al.: North-Holland. Contribution to economic analysis no. 198.

Braden, J.B., H. Folmer and T.S. Ulen (eds.) (1996), Environmental Policy with Political and Economic Integration – The European Union and the United States. Cheltenham und Brookfield: Elgar.

Brahms, M., C.v. Haaren und H. Langer (1986), Naturschutzansprüche und ihre Durchsetzung. Angewandte Wissenschaft 331. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag.

Brandes, W., G. Recke und T. Berger (1997), *Produktions- und Umweltökonomik* – Band 1. Stuttgart: Ulmer (UTB).

Breton, A. (1965), A theory of government grants. *Canadian Journal of Economics and Political Science* 31: 175–187.

Breton, A. (1970), Public Goods and the stability of federalism. *Kyklos* 23: 882–902.

Brosius, G. und F. Brosius (1995), SPSS – Base System und Professional Statistics. Bonn et al.: International Thouson Publ.

Brösse, U. (1994), Dauerhafte, umweltgerechte Raumentwicklung. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1994a), 24–68.

Brümmerhoff, D. (1992), *Finanzwissenschaft*. München und Wien: Oldenbourg.

Buchanan, J.M. (1965), An Economic Theory of Clubs. *Economica* 34: 1–14.

Buchanan, J.M. (1974), Who should distribute what in a Federal System? In H.M. Hochman and G.E. Peterson (eds.) (1974), 22ff.

Bückmann, W., P. Cebulla, B. Draeger, M. Patzak und A. Voegele (1986), Theoretische Aspekte des Bodenschutzes unter besonderer Berücksichtigung der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. Europäische Hochschulschriften II: Rechtswissenschaft 488. Frankfurt a.M. et al.: Lang.

Bückmann, W. (ed.) (1988), *Aktuelle Fragen der Umsetzung der Bodenschutzkonzeption*. Frankfurt a.M. et al.: Lang.

Bückmann, W. (1991), Rechtsprobleme eines Bodenschutzgesetzes. Umweltplanungsrecht (UPR) 1991 (9): 321–327.

Bückmann, W. (ed.) (1996), Bodenschutz – Länderübergreifender Vergleich bestehender Gesetze und Gesetzesentwürfe anhand des rechts- und naturwissenschaftlichen Forschungsstandes. Umweltpolitik und Umweltplanung 3. Frankfurt a.M.: Lang.

Budäus, D. (1996), Neues Führungsmanagement in der Erprobung – Reformbilanz auf kommunaler Ebene. In G. Dill und H. Hoffmann (eds.) (1996), 3–24.

Bulutoglu, K. (1976/77), Fiscal Decentralization: A survey of normative and positive contributions. *Finanzarchiv* 35: 1–34.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bundesminister des Innern (ed.) (1985), Bodenschutzkonzepion der Bundesregierung. BT-Drucksache 10/2977 vom 7.3.1985. Deutscher Bundestag, Bonn.

BML – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ed.) (1993a): Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel in Agrarökosystemen. Angewandte Wissenschaft 426. Münster: Landwirtschaftsverlag.

BML – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ed.) (1993b), *Grundsätze einer markt- und standortangepaßten Landbewirtschaftung*. Bonn.

BML – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ed.) (1994), Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" für den Zeitraum 1994 bis 1997. BT-Drucksache 12/7845 vom 13.6.1994. Deutscher Bundestag, Bonn.

BML – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ed.) (1995a), *Umsetzung der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 in der Bundesrepublik Deutschland* – Bericht an die Europäische Kommission für den Evaluierungsbericht der Kommission an den Rat und an das Europäische Parlamament über die Umsetzung in der EU. BML, Bonn.

BML – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ed.) (1995b), *EG-Agrarreform*. Bonn.

BML – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ed.) (1996), *Die neue Düngeverordnung*. Bonn.

BML – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ed.) (1998), *Agrarbericht der Bundesregierung*. Bonn.

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ed.) (1995), Bundeseinheitliche Regelungen für Altlasten und Bodenschutz. *Umwelt* 1995 (10): 354–356.

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ed.) (1996a), Kabinettbeschluß zum Bundes-Bodenschutzgesetz gefaßt. *Umwelt* 1996 (11): 376–378.

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ed.) (1996b), Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes von der Bundesregierung beschlossen. *Umwelt* 1996 (10): 316–317.

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ed.) (1997a), *Ökologie – Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland*. Bonn.

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ed.) (1997b), *Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung* – Berichte der Arbeitskreise anläßlich der Zwischenbilanzveranstaltung am 13. Juni 1997. Bonn.

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ed.) (1998), *Umweltpolitik* – Umweltbericht 1998. Bonn.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ed.) (1999), *Environmental Policy - Soil Protection Policies within the European Union* (Workshop, 9.–11. Dezember 1998). Bonn.

Bundesministerium für Wirtschaft (ed.) (1998), Bericht über die Anwendung des Subsidiaritätsprinzips im Jahr 1997 („Subsidiaritätsbericht 1997"). Bonn.

Bundesregierung (1995), Bericht der Bundesregierung zum Jahresgutachten 1994 des Wissenschaftlichen Beirates der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen „Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden". BT-Drucksache 13/2221 vom 29.8.1995. Deutscher Bundestag, Bonn.

Bundesregierung (1996), Gesetzentwurf der Bundesregierung – Entwurf eines Gesetzes zum Schutz des Bodens. BR-Drucksache 702/96 vom 27.9.1996. Bundesrat, Bonn.

Bürklin, W. (1988), *Wählerverhalten und Wertewandel*. Grundwissen Politik Nr. 3. Opladen: Leske + Budrich.

Cansier, D. (1996), *Umweltökonomie*. Stuttgart: Lucius & Lucius (UTB).

Caswell, J.A. and J.v.L. Kleinschmitt (1997), Using benefit-cost criteria for settling federalism disputes: an application to food safety regulation. *American Journal of Agricultural Economics* 79: 24–38.

Chen, Xiaoqiu (1994), Untersuchung zur zeitlich-räumlichen Ähnlichkeit von phänologischen und klimatologischen Parametern in Westdeutschland und zum Einfluß geoökologischer Faktoren auf die phänologische Entwicklung im Gebiete Taunus. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 189. Offenbach a.M.: Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes.

Cropper, M.L. and W.E. Oates (1992), Environment Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature* 30: 675–740.

Czarnecki, T. (1992), *Kommunales Wahlverhalten*. Beiträge zur Kommunalwissenschaft Nr. 36. München: Minerva-Publikation.

Czybulka, D. (1996), Rechtspflichten des Bundes und der Länder zur Ausweisung und Beibehaltung von Schutzgebieten und Biotopen. In D. Czybulka (ed.), Naturschutzrecht und Landschaftsplanung in europäischer Perspektive – Erster Warnemünder Naturschutzrechtstag. Rostocker Schriften zum Seerecht und Umweltrecht 1. Baden-Baden: Nomos-Verlags-Gesellschaft, 39–53.

Dabbert, S. und J. Braun (1993), Auswirkungen des EG-Extensivierungsprogramms auf die Umstellung auf ökologischen Landbau in Baden-Württemberg. *Agrarwirtschaft* 42 (2): 90–99.

Dabbert, S., J. Braun und B. Kilian (1996), Rechtliche und agrarumweltpolitische Maßnahmen zur Erreichung unterschiedlicher Stufen der Nachhaltigkeit der Landbewirtschaftung. In G. Linckh et al. (eds.) (1996), 627–654.

Dachverband Agrarforschung (ed.) (1995), *Ökologische Leistungen der Landwirtschaft* – Definition, Beurteilung und ökonomische Bewertung. Band 24. Agrarspectrum Nr. 24. Frankfurt a.M.: DLG-Verlag.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Deblitz, L., H. Buller, O. Röhm, J. Schramer und G.A. Wilson (1998), Ausgestaltung und Inanspruchnahme der Agrarumweltprogramme in den EU-Mitgliedstaaten. Berichte über Landwirtschaft 76: 55–73.

Deblitz, L. und R. Plankl (eds.) (1998), EU-wide synopsis of measures according to Regulation REG (EEC) 2078/92 in the EU: Joint publication. Braunschweig.

Degenhart, C. (1996), Bundeskompetenz für ein Bodenschutzgesetz? In M. Oldiges (ed.) (1996), 31–40.

Deutscher Bundestag (ed.) (1996), Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" für den Zeitraum 1996 bis 1999. BT-Drucksache 13/4349. Deutscher Bundestag, Bonn. Darin: Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. Juli 1988 (BGBl. I S. 1055), zuletzt geändert durch Gesetz vom 11. November 1993 (BGBl. I S. 1865).

Deutscher Rat für Landespflege (1986), Bodenschutz – Gutachtliche Stellungnahme. In Deutscher Rat für Landespflege (ed.), Bodenschutz – Gutachtliche Stellungnahme und Ergebnisse eines Kolloquiums des Deutschen Rates für Landespflege. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 51. Meckenheim: Druck Leuter Meckenheim, 7–23.

Deutscher Rat für Landespflege (1997), Leitbilder für Landschaften in „peripheren Räumen". Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 67. Meckenheim: Druck Leuter Meckenheim, 5–27.

Dieterich, F. (1987), Die Bodenschutzkonzeption der deutschen Bundesregierung. In Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien (ed.), Agrarpolitik und Bodenschutz. *Förderdienst* 1987, Sonderausgabe, 47–55.

Dietrichs, B. (1987), Dezentralisierung in ausgewählten Politikbereichen – Raumordnung, Landesplanung, Städtebau- und Wohnungspolitik. In Konrad-Adenauer-Stiftung (ed.) (1987), 188–298.

Dill, G. und H. Hoffmann (eds.) (1996), *Kommunen auf Reformkurs* – Wie zukunftsfähig sind unsere Städte und Gemeinden für die Europäische Union? Sankt Augustin: Konrad-Adenauer-Stiftung.

Dittrich, K.-H. (1991), Sozialstrukturelle Bestimmungsgründe der Wahlentscheidung. In H.-J. Veen und E. Noelle-Neumann (eds.), *Wählerverhalten im Wandel.* Studien zur Politik Nr. 16. Paderborn et al.: Schöningh, 129–162.

Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft (DLG) (ed.) (1993), *Mehr Bodenschutz durch ein Bodenschutzgesetz?* – Wege einer bodenschonenden Landbewirtschaftung. Vorträge und Ergebnisse des DLG-Kolloquiums vom 8. und 9. Dezember 1992. Frankfurt a.M.: DLG-Verlag.

Dohse, D. (1996), Lokale öffentliche Güter, privatwirtschaftliche Standortwahl und räumliche Effizienz. Schriftenreihe des Instituts für Regionalforschung der Universität Kiel 13. München: Florentz.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Döring, T. (1994a), Die Beurteilung der EG-Regionalpolitik unter Subsidiaritätsaspekten. *Konjunkturpolitik* 40 (1): 1–26.

Döring, T. (1994b), Subsidiaritätsprinzip. *Wirtschaftswissenschaftliches Studium* 23: 243–246.

Döring, T. (1996), Das Subsidiaritätsprinzip in der Europäischen Union – Konkretisierungsversuche und offene Fragen in ökonomischer Sicht. *ORDO – Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft* 47: 293–323.

Dreißigacker, H.-L. (ed.) (1997), *Bodenschutz in Europa*. Köln et al.: C. Heymanns.

Dudenhöffer, F. und H. Gebauer (1982), Die Allokation lokaler öffentlicher Güter bei Konsumentenmobilität – Einige Anmerkungen zum Tiebout-Theorem. In H. Siebert (ed.), Umweltallokation im Raum. Frankfurt a.M.: Lang, 93–144.

Ebel, F. und A. Hentschel (1987), Neue Wege des Naturschutzes in Nordrhein-Westfalen im Vergleich mit Naturschutzprogrammen anderer Bundesländer. *Berichte über Landwirtschaft* 65: 412–434.

Ebert, A. und E. Bauer (1995), Einführung zum Bundesnaturschutzgesetz. Beck-Texte im dtv: Naturschutzrecht. München: dtv, XI–XLIII.

Eckey, H.-F. und P. Klemmer (1975), Die Clusteranalyse und ihre Anwendungsmöglichkeiten im Rahmen der Regionalforschung. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1975), Forschungs- und Sitzungsberichte 105, 145–155.

Eckey, H.-F., K. Horn und P. Klemmer (1990), Abgrenzung von regionalen Diagnoseeinheiten für die Zwecke der regionalen Wirtschaftspolitik. Beiträge zur Struktur- und Konjunkturforschung 29. Bochum: Brockmeyer.

Endres, A. (1985), *Umwelt- und Ressourcenökonomie*. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

Endres, A. und M. Finus (1996), Umweltpolitische Zielbestimmung im Spannungsfeld gesellschaftlicher Interessengruppen: Ökonomische Theorie und Empirie. In H. Siebert (ed.) (1996), 35–130.

Erb, W.-D. (1990), Anwendungsmöglichkeiten der linearen Diskriminanzanalyse in Geographie und Regionalwissenschaft. Schriften des Zentrums für regionale Entwicklungsforschung der Justus-Liebig-Universität Gießen 39. Hamburg: Weltarchiv.

Erbguth, W. (1993), Überregionale Emissionen und Immissionen: Einsatzbereich und Wirkungsbereich der Luftreinhalteplanung. In W. Barz et al. (eds.) (1993), 169.

Eser, T.W. (1989a), Der Einfluß der Europäischen Gemeinschaften auf die regionale Wirtschaftspolitik in der Bundesrepublik Deutschland. Trierer Beiträge zur Stadt- und Regionalplanung 17. Trier, Universität Trier.

Eser, T.W. (1989b), Die Kontrolle regionaler Beihilfen im Rahmen der Wettbewerbspolitik der Europäischen Gemeinschaften. Raumforschung und Raumordnung 47 (4): 202–216.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Europäische Kommission (1991), Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG) vom 12. Dezember 1991. Amtsblatt der EG L 375 vom 31. Dezember 1991. Luxemburg, 1–8.

Europäische Kommission (1992a), Verordnung Nr. 3508/92 des Rates vom 27. November 1992 zur Einführung eines integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems für bestimmte gemeinschaftliche Beihilferegelungen. Amtsblatt der EG L 355 vom 5. Dezember 1992. Luxemburg.

Europäische Kommission (1992b), Verordnung (EWG) Nr. 3887/92 der Kommission vom 23. Dezember 1992 mit Durchführungsbestimmungen zum integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem für bestimmte gemeinschaftliche Beihilferegelungen. Amtsblatt der EG L 391 vom 31. Dezember 1992. Luxemburg.

Europäische Kommission (1996), Verordnung (EG) Nr. 746/96 der Kommission vom 24. April 1996 zur Durchführung der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 des Rates für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren. Amtsblatt der EG L 102/19–27. Luxemburg.

Europäische Kommission (1997a), Agenda 2000 – Eine stärkere und erweiterte Union. *Bulletin der Europäischen Union* 1997 (5): Luxemburg.

Europäische Kommission (1997b), Bericht der Kommission an den Rat über die finanzielle Beteiligung der Gemeinschaft an den Kontrollen der Beihilfen im Agrarsektor durch Fernerkundung gemäß Artikel 6 der Verordnung (EG) Nr. 165/94. In KOM 1997/39 vom 10.2.1997.

Europäische Kommission (1997c), *Der Vertrag von Amsterdam – Ergebnisse, Erläuterungen, Vertragsentwurf.* EU-Nachrichten-Dokumentation Nr. 3 vom 9. Juli 1997. Bonn: Selbstverlag der Europäischen Kommission-Vertretung in der Bundesrepublik Deutschland.

Everitt, B.S. (1993), *Cluster Analysis.* London et al.: Arnold.

Ewers, H.-J. und K. Rennings (1996), Quantitative Ansätze einer rationalen umweltpolitischen Zielbestimmung. In H. Siebert (ed.) (1996), 135–171.

Ewringmann, D., H. Irmer und G. Rincke (1976), Raumordnerische und gewässergütewirtschaftliche Aspekte zur Abwasserabgabe. *Informationen zur Raumentwicklung* 1976 (8): 373–381.

Feilmeier, M., I. Fergel und G. Segerer (1981), Lineare Diskriminanz- und Clusteranalyseverfahren bei Kreditscoringsystemen. *Zeitschrift für Operations Research, Serie B* 1981: B25–B38.

Feld, L.P. und G. Kirchgässner (1998), Fiskalischer Föderalismus. *WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium* 27 (2): 65–70.

Finke, L. (1996), *Landschaftsökologie.* Braunschweig: Westermann.

Finke, L. (1997), Anforderungen an die Landschaften und die Regionalplanung. In Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ed.) (1997a), 65–70.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Finke, L., G. Reinkober, S. Siebentop und B. Strotkemper (1993), *Berücksichtigung ökologischer Belange in der Regionalplanung in der BRD*. Hannover: Verlag der Akademie für Raumforschung und Landesplanung.

Finus, M. (1991), Ansätze zur Messung des Wertes von Umweltgütern in der Landwirtschaft: Methodische Grundlagen und einige Gedanken zur Anwendbarkeit in der Agrarpolitik. Agrarökonomische Diskussionsbeiträge der Universität Gießen 9. Gießen: Institut für Agrarpolitik und Marktforschung.

Finus, M. (1992), Ansätze zur Messung des Wertes von Umweltgütern in der Landwirtschaft: Methodische Grundlagen. *Agrarwirtschaft* 41 (12): 367–374.

Fisahn, A. (1996), Internationale Anforderungen an die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes. In Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ed.) (1996), 27–36.

Fischer, G. (1973), *Praxisorientierte Theorie der Regionalforschung*. St. Galler Wirtschaftswissenschaftliche Forschungen Nr. 29. Tübingen: Mohr.

Fischer, M.M. (1982), Eine Methodologie der Regionaltaxonomie: Probleme und Verfahren der Klassifikation und Regionalisierung in der Geographie und Regionalforschung. Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung 3. Bremen: Universität Bremen, Presse- und Informationsamt.

Fischer, P. (1996), Quantifizierung der Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in Fließgewässer. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie 12. Gießen: Justus-Liebig-Universität.

Fischer-Hüftle, P. (1990), Anforderungen an die Weiterentwicklung von Rechtsvorschriften zum Biotopschutz. In Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz (ed.) (1990), 173–188.

Frey, B.S. (1979), Begründung einer stärkeren Dezentralisierung politischer Entscheidungen aus der ökonomischen Theorie des Föderalismus. In Konrad-Adenauer-Stiftung (ed.) (1979), 24–57.

Frey, R.L. (1969): Aufgabenteilung zwischen Bund, Kantonen und Gemeinden im Bildungswesen. *Schweizerische Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik* 105: 367–385.

Froeschle (1993), Von der Bodenschutzkonzeption aus dem Jahre 1985 zu einem Bodenschutzgesetz – Was will die Bundesregierung? In DLG (ed.) (1993), 5–8.

Fürst, D. (1986), Die Problematik einer ökologisch orientierten Raumplanung – Raumplanung als Instrument einer präventiven Umweltpolitik? In D. Fürst, P. Nijkamp und K. Zimmermann (eds.) (1986), 103–213.

Fürst, D. (1992), Die Verzahnung raumbezogener Fachplanungen im Umweltbereich mit umweltökonomischen Instrumenten. *Informationen zur Raumentwicklung* 1992 (2/3): 159–166.

Fürst, D. (1993), *Regionalkonferenzen zwischen offenen Netzwerken und fester Institutionalisierung*. Gelsenkirchen: Institut Arbeit und Technik.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Fürst, D. und E.-H. Ritter (1993), *Landesentwicklungsplanung und Regionalplanung*. Düsseldorf: Werner.

Fürst, D., W. Klinger, J. Knieling, M. Mönnecke und H. Zeck (1990): Regionalverbände im Vergleich : Entwicklungssteuerung in Verdichtungsräumen. Schriften zur kommunalen Wissenschaft und Praxis 4. Baden-Baden: Nomos-Verlags-Gesellschaft.

Fürst, D., P. Nijkamp und K. Zimmermann (ed.) (1986), Umwelt-Raum-Politik – Ansätze zu einer Integration von Umweltschutz, Raumplanung und regionaler Entwicklungspolitik. Berlin: Ed. Sigma.

Garbe, C. (1996), *Umweltpolitik in der EU: Effiziente Zuordnung umweltpolitischer Kompetenzen im Lichte des Subsidiaritätsprinzips* – Das Beispiel der Nitratrichtlinie (91/676 EWG). Göttingen: Cuvillier.

Gassner, E. (1996), Zur Kompetenz in Sachen Naturschutz. *Natur und Recht* 1996 (3): 130–135.

Gawel, E. (1993), Die Agrarwirtschaft als Objekt der Umweltpolitik – Anmerkungen zur politischen Ökonomie des umweltpolitischen Zugriffs auf die Landwirtschaft. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 6 (2): 257–268.

Geier, U., G. Urfei und J. Weis (1996), Stand der Umsetzung einer umweltfreundlichen Bodennutzung in der Landwirtschaft – Analyse der Empfehlungen des Schwäbisch Haller Agrarkolloquiums der Robert Bosch Stiftung. Schriftenreihe des Instituts für Organischen Landbau. Berlin: Köster.

Geier, U., M. Meudt, B. Rudloff, G. Urfei und H.-P. Schick (1998), Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft – Indikatorensysteme. UBA-Forschungsbericht 108 01 139. Bonn: Institut für Europäische Integrationsforschung.

Gellermann, M. und A. Middeke (1991), Der Vertragsnaturschutz – Tatsächliche Gestaltung und rechtliche Grenzen. *Natur und Recht* 10: 457–465.

Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues (ed.) (1994), Gesellschaftliche Forderungen an die Landwirtschaft. Band 30. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag.

Glatzel, H. (1996), Überlegungen des BMU zur Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes (Stand: 12. Dezember 1995). In Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ed.) (1996), 23–26.

Goppel, T. (1996), Statement des Bayerischen Staatsministers für Landesentwicklung und Umweltfragen. In Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ed.) (1996), 9–11.

Gräber, H. (1991), Ein verhaltensorientiertes Konzept zur Auswahl von Fördergebieten in der regionalen Strukturpolitik. *Informationen zur Raumentwicklung* 1991 (9/10): 557–568.

Greene, W.H. (1990), *Econometric Analysis*. New York und London: Macmillan et al.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Grigg, D.B. (1967), Regions, Models and Classes. In H.P. Chorley (ed.), Models in Geography. Deutsche Übersetzung in P. Sedlacek (ed.) (1978). Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft: 64–119.

Gruber, R. (1995), Gebietskategorien. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1995), 357–365.

Hackl, F. und G.J. Pruckner (1994), Touristische Präferenzen für den ländlichen Raum: Die Problematik ihrer empirischen Erfassung und Internalisierung. In Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues (ed.) (1994), 343–353.

Haen, H. de (1979), Abgrenzung landwirtschaftlicher Wirtschaftsgebiete. In F. Bauersachs und W. Henrichsmeyer (eds.), Beiträge zur quantitativen Sektor- und Regionalanalyse im Agrarbereich. Band I: Sektorale und interregionale Analyse mit prozeßanalytischen Modellsystemen. Hannover: Strothe, 113–131.

Hagedorn, K. (1993), Umweltpolitische und sozialpolitische Reformen in der Agrarpolitik. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 16 (3): 235–280.

Haining, R. (1990), *Spatial data analysis in the social and environmental sciences*. Cambridge et al.: Cambridge Univ. Pr.

Halbritter, G. (1980), Modellansatz zur Lösung von regionalen ökologisch-ökonomischen Planungsproblemen. *Jahrbuch für Regionalwissenschaft* 1: 7–26.

Hanf, C.-H. (1993), Ökonomische Überlegungen zur Ausgestaltung von Verordnungen und Verträgen mit Produktionsauflagen zum Umwelt- und Naturschutz. *Agrarwirtschaft* 42 (3): 138–147.

Hansen, H. und F.v. Klitzing (1975), Grundlagen des Raumbezugs für computer-unterstützte Forschungs- und Planungsmethoden. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1975), 157–186.

Hansjürgens, B. (1994), Erfolgsbedingungen für Kooperationslösungen in der Umweltpolitik. *Wirtschaftsdienst* 74: 35–42.

Hansmeyer, K.-H., D. Fürst und K. Zimmermann (1975), Infrastruktur und unternehmerische Standortentscheidungen. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1975), Forschungs- und Sitzungsberichte 105, 117–156.

Harms, O. (1975), Abgrenzung und ökonomische Charakterisierung der Regionen Niedersachsens im Hinblick auf die zukünftige agrarische Entwicklung. *Agrarwirtschaft*, Sonderheft 60. Hannover: Strothe.

Hartung, J. und B. Elpelt (1986), *Multivariate Statistik*. München: Oldenbourg.

Hauck, J. (1993), Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg. In DLG (ed.) (1993), 93–100.

Hecht, D. und N. Werbeck (1995), Ökonomie des Bodenschutzes. In M. Junkernheinrich, P. Klemmer und G. Wagner (eds.) (1995), 162–167.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Heinze, R., H. Voelzkow und J. Hilbert (1992), Strukturwandel und Strukturpolitik in Nordrhein-Westfalen. Schriften des Instituts Arbeit und Technik 3. Opladen: Leske + Budrich.

Heißenhuber, A., J. Katzek, F. Meusel und H. Ring (1994), *Landwirtschaft und Umwelt*. Bonn: Economica-Verlag.

Henrichsmeyer, W. und H. de Haen (1972), Zur Konzeption des Schwerpunktprogrammes der Deutschen Forschungsgemeinschaft „Konkurrenzvergleich landwirtschaftlicher Standorte". *Agrarwirtschaft* 21 (5).

Henrichsmeyer, W., J. Dehio und B. Strotmann (1992), Aufbau eines computergestützten regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystems für die Bundesrepublik Deutschland (RAUMIS). Forschungsvorhaben des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Endbericht. Teil 2: Umweltpolitische Szenarien. Bonn: Institut für Agrarpolitik der Universität Bonn.

Henrichsmeyer, W. und H. Karl (1995), Landwirtschaft und Umwelt. In M. Junkernheinrich, P. Klemmer und G. Wagner (eds.) (1995), 93–99.

Henrichsmeyer, W., U. Köpke, W. Schumacher, J. Bausch-Weis, J. Dehio, U. Geier, H.-J. Hötzel und G. Urfei (1994), *Entwicklung von Zielsetzungen und Maßnahmen für den Politikbereich Landwirtschaft und Ländlicher Raum – Natur und Umwelt*. Bonn: Institut für Agrarpolitik der Universität Bonn.

Henrichsmeyer, W., B. Rudloff und G. Urfei (1999), *Agrarumweltpolitik nach dem Subsidiaritätsprinzip* - Problemkomplexe im Agrarumweltbereich (II: Angewandte Theorie). Studie im Auftrag der Robert Bosch Stiftung. Bonn: Institut für Agrarpolitik der Universität Bonn.

Henrichsmeyer, W. und H.-P. Witzke (1994a), *Agrarpolitik*. Band 1: Agrarökonomische Grundlagen. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer (UTB).

Henrichsmeyer, W. und H.-P. Witzke (1994b): *Agrarpolitik*. Band 2: Bewertung und Willensbildung. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer (UTB).

Herrmann, S. und G. Kaule (1998), *Ein Regionalmodell als Werkzeug für die Wirkungsanalyse von Konzepten zur nachhaltigen Agrarlandschaftsnutzung*. Gesellschaft für Ökologie (GfÖ), Manuskript (im Druck).

Hey, C. (1989), Umweltpolitik der Europäischen Gemeinschaft – zwischen abstrakten Chancen und konkreten Risiken. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 2 (3): 280–285.

Hochman, H.M. und G.E. Peterson (eds.) (1974), Redistribution through Public Choice. New York et al.: Columbia University Press.

Hoffmann, G. und H.K. Schneider (1965): Vorwort. In H. Siebert (ed.) (1965): VII.

Hoffmann, J. (1997), Schwarz-grüne Bündnisse in der Kommunalpolitik – Gründe, Erfahrungen, Folgerungen. Interne Studien der Konrad-Adenauer-Stiftung 135/1997. St. Augustin: Konrad-Adenauer-Stiftung.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Hoffmann-Kroll, R., W. Radermacher, D. Schäfer und S. Seibel (1997), Differenzierung und Regionalisierung des Naturhaushalts. In Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ed.) (1997a), 17–20.

Höfken, U. (1996), Gesetzentwurf Bündnis 90/Die Grünen zur Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes. In Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ed.) (1996), 65–67.

Hogeforster, J. und H.-R. Jürging (1973), Die Abgrenzung homogener Planungsräume. *Raumforschung und Raumordnung* 31 (3): 126–137.

Holtmann, A.G. (1966), A Note on Public Education and Spillovers through Migration. *Journal of Political Economy* 74: 524–525.

Howe, C.W. (1996), Making Environmental Policy in a federation of states. In J.B. Braden, H. Folmer and T.S. Ulen (eds.) (1996), 21–34.

Hübler, K.-H., G. Bachmann, R. Horn, W. Kantzow und M. Schwarze (1983), Zur Regionalisierung umweltpolitischer Ziele, Beispiel Boden. UBA-Texte 83/6. UBA, Berlin.

Hübler, K.-H., J. Kaether und C. Pletz (1996), Institutionelle Ressourcen und Restriktionen bei der Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung. Materialien zur Umweltforschung 28. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Huckestein, B. (1993a), Umweltpolitik und Föderalismus – ökonomische Kriterien für umweltpolitische Kompetenzen der Europäischen Gemeinschaft. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 6 (3): 330–339.

Huckestein, B. (1993b), Harmonisierungserfordernis in der EG-Umweltpolitik. *Wirtschaftsdienst* 1993/VIII: 419–423.

Huckestein, B. (1996), *Effizienzbedingungen ökonomischer Instrumente in der EU-Umweltpolitik*. Beiträge zur Umweltgestaltung A 135. Berlin: Schmidt.

Immerfall, S. (1992), *Territorium und Wahlverhalten* – Zur Modellierung geopolitischer und geoökonomischer Prozesse. Opladen: Leske + Budrich.

Isard, W. (1975a), *Introduction to regional science*. London et al.: Prentice-Hall.

Isard, W. (1975b), Practical Regional Science Analysis for Environmental Management. *International Regional Science Review* 1 (1): 1–25.

Isermeyer, F. (1993), Umweltpolitische Ansätze zur Verbesserung des Ressourcenschutzes in der Landwirtschaft – dargestellt am Beispiel Stickstoffproblematik. In Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ed.) (1993a), 58–67.

Jochimsen, R. (1998), Perspektiven für eine neue Rolle der Regionen in der Europäischen Wirtschafts- und Währungsunion. *Jahrbuch für Regionalwissenschaft* 18: 3–19.

Johnston, R.J. (1968), Choice in Classification: The Subjectivity of Objective Methods. *Annals of the Association of American Geographers* 58: 575–589; deutsche Übersetzung in P. Sedlacek (ed.) (1978), 190–221.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Jungehülsing, J. und J. Lotz (1994), Grundsätze für die Förderung einer markt- und standortangepaßten Landbewirtschaftung. *AID-Informationen für die Agrarberatung* 2 (5): 2–9.

Jungehülsing, J. und J. Lotz (1995), Agrarumweltprogramme als Teil der Flankierenden Maßnahmen zur EU-Agrarreform. *AID-Informationen für die Agrarberatung* 3 (11).

Junkernheinrich, M. (1995), Föderalismus und Umweltschutz. In M. Junkernheinrich, P. Klemmer und G. Wagner (eds.) (1995), 42–46.

Junkernheinrich, M., P. Klemmer und G. Wagner (eds.) (1995), Handbuch Umweltökonomie. Handbücher zur angewandten Umweltforschung 2. Berlin: Analytica.

Kämmerer, S., P.M. Schmitz und S. Wiegand (1996), Monetäre Bewertung der Kulturlandschaft in Baden-Württemberg – Bürger bewerten ihre Umwelt. In G. Linckh et al. (eds.) (1996), 503–523.

Karl, H., P. Klemmer, B. Micheel und M. Junkernheinrich (1988), Regionale Umweltberichterstattung – Grundlagen nutzungsorientierter Indikatoren zur Beschreibung regionaler Umweltqualität. Beiträge zur Struktur- und Konjunkturforschung 27. Bochum: Studienverlag Brockmeyer.

Karl, H. (1994a): Begründung und Ansatzpunkte für eine umwelt- und agrarpolitische Reform der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes". In Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues (ed.) (1994), 117–128.

Karl, H. (1994b), Europäische Umweltpolitik – Stand und Perspektiven nach Maastricht. Schriftliche Fassung eines Referats auf der Ausschußsitzung für „Umwelt- und Ressourcenökonomie" des Vereins für Socialpolitik am 30.4.1994 in Ladenburg.

Karl, H. (1995): Europäische Umweltpolitik im Spannungsfeld von Zentralität und Dezentralität. In K.W. Zimmermann, K.-H. Hansmeyer und W. Henrichsmeyer (eds.) (1995), 139–181.

Karl, H. (1996): Ökonomische Probleme regionaler Emissionsrechtsmärkte – Eine Analyse vor dem Hintergrund der Erfahrungen mit dem Emissionsgutschriftenhandel in den Kantonen Basel-Stadt und Basel-Landschaft. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1996), 34–47.

Karl, H. (1998a), Ökologie, individuelle Freiheit und wirtschaftliches Wachstum: Umweltpolitik in der Marktwirtschaft. In D. Cassel (ed.), *50 Jahre Soziale Marktwirtschaft* – Ordnungstheoretische Grundlagen, Realisierungsprobleme und Zukunftsperspektiven einer wirtschaftspolitischen Konzeption. Stuttgart: Lucius & Lucius, 552–579.

Karl, H. (1998b), Umweltpolitik. In P. Klemmer (ed.) (1998b), 1001–1149.

Karl, H. und P. Klemmer (1988), Ökologisierung der Regionalpolitik oder Regionalisierung der Umweltpolitik? *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 1, Heft 2: 161–174.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karl, H. und P. Klemmer (1990), Einbeziehung von Umweltindikatoren in die Regionalpolitik. Schriftenreihe des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung 50. Berlin: Duncker & Humblot.

Karl, H. und P. Klemmer (1995), Koordinationsprobleme von Regional- und Umweltpolitik in der Bundesrepublik Deutschland. *RWI-Mitteilungen* 46 (1): 47–68.

Karl, H. und O. Ranne (1997), Europäische Abfallwirtschaft zwischen Autarkie, Harmonisierung und Wettbewerb. *List Forum* 23 (4): 417–432.

Karl, H. und G. Urfei (1996), Konzepte dezentralisierter Umweltpolitik und Informationsinstrumente zur Bewertung umweltschonender Landnutzung. Vorstudie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes Umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft. Bonn: Institut für Agrarpolitik der Universität Bonn.

Kauch, P. (1993), Bodenschutz aus bundesrechtlicher Sicht – Bestandsaufnahme, Defizitanalyse und Weiterentwicklungsmöglichkeiten. Beiträge zum Siedlungs- und Wohnungswesen und zur Raumplanung 152. Münster: Selbstverlag des Instituts für Siedlungs- und Wohnungswesen.

Kaule, G. (1996), Rahmenbedingungen für den Erhalt ökologisch wertvoller Flächen unter dem Gesichtspunkt nachhaltiger Landbewirtschaftung – Perspektiven und Beispiele. In G. Linckh et al. (eds.) (1996), 155–186.

Kemper, M. (1989), *Das Umweltproblem in der Marktwirtschaft*. Volkswirtschaftliche Schriften Nr. 390. Berlin: Duncker & Humblot.

Kilper, H. und R. Lhotta (1996), *Föderalismus in der Bundesrepublik Deutschland*. Opladen: Leske + Budrich.

Kinsky, F.G.v. (1986), *Föderalismus: ein Weg aus der Europakrise*? Bonn: Europa-Union-Verlag.

Kistenmacher, H. (1991), Raumordnungspolitische Konzeptionen und Instrumente der Raumentwicklung. In Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (ed.), Raumordnung in Deutschland. Teil 1: Konzepte, Instrumente und Organisation der Raumordnung. Materialien zur Raumentwicklung 39. Bonn: Selbstverlag des BBR, 11–45.

Klemmer, P. (1985), Zwischenbilanz der Bodenschutzpolitik. In *Orientierungen zur Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik* 25 (3): 20–23.

Klemmer, P. (1987), Dezentralisierung in ausgewählten Politikbereichen – Die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Regionalen Wirtschaftsstruktur". Zwischenbilanz einer Erscheinungsform des kooperativen Föderalismus. In Konrad-Adenauer-Stiftung (ed.) (1987), 299–349.

Klemmer, P. (1988), Regionalpolitik und Umweltpolitik. Untersuchung der Interdependenzen zwischen Regionalpolitik und Umweltpolitik. Beiträge der Akademie für Raumforschung und Landesplanung 106. ARL, Hannover.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Klemmer, P. (1992), Harmonisierungsbedarf oder Zentralismus? – Zu den umweltpolitischen Kompetenzen der EG. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 5 (1): 14–19.

Klemmer, P. (1995a), Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der regionalen Wirtschaftsstruktur". In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1995), 395–397.

Klemmer, P. (1995b), Umwelträume. In M. Junkernheinrich, P. Klemmer und G. Wagner (eds.) (1995), 324–327.

Klemmer, P. (1998a), Regionalpolitik. In P. Klemmer (ed.), 457–517.

Klemmer, P. (ed.) (1998b), Handbuch Europäische Wirtschaftspolitik. München: Vahlen, F.

Klemmer, P. und B. Bremicker (1983), Abgrenzung von Fördergebieten. Beiträge zur Struktur- und Konjunkturforschung 20. Bochum: Brockmeyer.

Klemmer, P. und R.W. Waniek (1995), Kritische Bestandsaufnahme von Städte- und Regionalvergleichen. Schriften der Volks- und Betriebswirtschaftlichen Vereinigung im Rheinisch-Westfälischen Industriegebiet 18. Sonderveröffentlichung. Baden-Baden: Nomos.

Klemmer, P., N. Werbeck und R. Wink (1993), Institutionenökonomische Aspekte globaler Umweltveränderungen. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, Sonderheft 4/1993: Berlin: Analytica-Verlag.

Klink, H.-J. (1995), Naturraum/Naturräumliche Gliederung. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1995), 664–670.

Klinkert, U. (1996): Grußwort von Ulrich Klinkert, Parlamentarischer Staatssekretär bei der Bundesministerin für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. In Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ed.) (1996), 5–7.

Kolodziejcok, K.-G. (1986), Internationale Übereinkommen und Vereinbarungen – Notwendigkeit oder Nebensache. In Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz (ed.) (1986), 38–45.

Konrad-Adenauer-Stiftung (ed.) (1979), Dezentralisierung des politischen Handelns (I). St. Augustin: Konrad-Adenauer-Stiftung.

Konrad-Adenauer-Stiftung (ed.) (1987), Dezentralisierung des politischen Handelns (III) – Konzeption und Handlungsfelder. Forschungsbericht 61. St. Augustin: Ernst Knoth.

Köppl, M. (1996), Aussprache zum Beitrag von Ministerialrat M. Köppl. In M. Oldiges (ed.) (1996), 131–134.

Korte, H.W. (1970), Die Aufgabenverteilung zwischen Gemeinde und Staate unter besonderer Berücksichtigung des Subsidiaritätsprinzips. *Verwaltungsarchiv* 61: 3–59.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Kramer, C. (1997), Umwelt. In Statistisches Bundesamt (ed.), Datenreport 1997 – Zahlen und Fakten über die Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe 340. Wiesbaden: Verlag Bonn aktuell, 377–409.

Kramer, C. und H.-H. Noll (1996), Umweltberichterstattung und Umweltindikatoren – Informationen zum Zustand und Wandel der Umwelt. In A. Diekmann und C.C. Jaeger (eds.), Umweltsoziologie. Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie SH 36. Opladen: Westdeutscher Verlag, 516–547.

Kuchler, F. (1996), Sind die anerkannten Naturschutzverbände bei der Erteilung von Ausnahmen von den gesetzlichen Biotopschutzvorschriften zu beteiligen? *Natur und Recht* 18 (4): 172–175.

Kuntze, H. (1993), Beeinflussung des Bodens durch ackerbauliche Maßnahmen In DLG (ed.) (1993), 9–23.

Latacsz-Lohmann, U. (1993), Ausgestaltung des Prämiensystems als Mittel zur Steigerung der Effektivität von Extensivierungs- und Vertragsnaturschutzprogrammen. *Agrarwirtschaft* 42 (10): 351–358.

Lauschmann, E. (1976), Grundlagen einer Theorie der Regionalpolitik. Taschenbücher zur Raumplanung 2. 3. Aufl., Hannover: Schroedel.

Leidig, G. (1988), Grenzüberschreitender Bodenschutz. *Natur und Recht* 10: 377–382.

Leser, H. (1997), *Landschaftsökologie*. Stuttgart: Ulmer.

Lettmann, A. (1995), *Akzeptanz von Extensivierungsstrategien* – Eine empirische Untersuchung bei Landwirten in Nordrhein-Westfalen. Witterschlick/Bonn: Verlag M. Wehle.

Linckh, G., (eds.) (1996), *Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft* – Expertisen. Berlin et al.: Springer.

Lins, T. (1996), Agrarstruktur und Küstenschutz: Förderungsgrundsätze 1996. *AID-Informationen für die Agrarberatung* 4 (2).

Löhe, W. (1998), *Extensivierungspotentiale in der Landwirtschaft*. Studien zur Agrar- und Umweltpolitik. Aachen: Shaker Verlag.

Löhe, W. und W. Britz (1997), EU's regulation 2078/92 in Germany and experiences of modelling less intensive production alternatives. CAPRI-Working paper 97–05. Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Universität Bonn, Bonn.

Lückemeyer, M. (1993), Extensive Landnutzung – Auswirkungen auf Agrarstruktur und Bedeutung für den ländlichen Raum. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 33: 197–204.

Lüthge, J. (1986), Verbandsklage im Naturschutz: Erfahrungen und Aussichten. In Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz (ed.) (1986), 27–37.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Luz, I. (1990), Schutzkonzepte und -strategien des Naturschutzes in der Bundesrepublik Deutschland. In Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz (ed.) (1990), 40–73.

Maddala, G.S. (1987), Limited-dependent and qualitative variables in Econometrics. Econometric Society Monographs. Econometric Society publication 3. Cambridge et al.: Campridge Univ. Pr.

Magoulas, G., H.-J. Leist und U. Grote (1995), *Ökologisch orientierter Grund- und Trinkwasserschutz* – interdisziplinäre Betrachtung und Bewertung. Projekt im Rahmen der Volkswagen-Stiftung 1993–1994 in der „Forschungsstelle für Recht, Ökonomie und Umwelt" am Fachbereich Rechtswissenschaften der Universität Hannover. Hannover.

Malchus, V. Frh.v. (1995), Grenzüberschreitende Raumordnung. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1995), 437–443.

Mantau, R. (1975), Abgrenzung räumlicher Schwerpunkte der Landbewirtschaftung für die Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe Raumordnung 06.005. Bundesminister für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau, Bonn-Bad Godesberg.

Meudt, M. (1998), *Weiterentwicklung und Anwendung eines regional differenzierten Umweltindikatoren- und Politikinformationssystems für die Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland* – dargestellt am Beispiel der Treibhausgasproblematik. Aachen: Shaker Verlag.

Meudt, M. und G. Urfei (1998), *Regionale Verteilung der Grenzvermeidungskosten des Nitrataustrags aus der Landwirtschaft in Deutschland*. Vorläufiges Arbeitspapier. Bonn: Institut für Agrarpolitik der Universität Bonn.

Meyer-Steinbrenner, H. (1993), Bodenschutz in Sachsen. Grundlagen und Maßnahmen. In DLG (ed.) (1993), 86–92.

Meynen, E., J. Schmithüsen, J. Gellert, E. Neef, H. Müller-Miny und J.H. Schultze (eds.) (1962), *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Band I. Bonn-Bad Godesberg: Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung.

Michaelis, P. (1993), Umweltpolitik und Technologiewahl. *Jahrbücher für Nationalökonomik und Statistik* 212 (1–2): 151–161.

Michaelis, P. (1996), *Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik*. Heidelberg: Physica-Verlag.

Micheel, B. (1994), Bodennutzung als umweltökonomisches Problem – Anknüpfungspunkte zur Verbesserung der Bodenordnung als Zielbeitrag zum Boden- und Landschaftsschutz. Beiträge zur Struktur- und Konjunkturforschung 34. Bochum: Brockmeyer.

MURL NRW – Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (1994), Umweltschutz und Landwirtschaft – 10. Kulturlandschaftsprogramm Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.

Ministerium für Umwelt und Verkehr des Landes Baden-Württemberg (1996), Boden Böden Bodenschutz in Baden-Württemberg (1). Reihe „Boden": 24. Stuttgart.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Miszkowski, P. and G.R. Zodrow (1989), Taxation and the Tiebout Model: The differential effects of head taxes, taxes on land rents, and property taxes. *Journal of Economic Literature* 27: 1098–1146.

Möschel, W. (1995), Subsidiaritätsprinzip im Zwielicht. *WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium* 24 (5): 232–236.

Neiss, T. (1994), Kulturlandschaftspflege im landesweiten Biotopverbund – Naturschutz in Nordrhein-Westfalen. *LÖLF-Mitteilungen* 1994 (1): 12–15.

Neumann, M. (1971), Zur ökonomischen Theorie des Föderalismus. *Kyklos* 24: 493–510.

Nieberg, H. und F. Isermeyer (1994), *Verwendung von Umweltindikatoren in der Agrarpolitik.* Beitrag zum OECD-Expertentreffen zum Thema „Agrar-Umwelt-Indikatoren" am 8. und 9. Dezember 1994 in Paris. Entwurf. Braunschweig-Völkenrode: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft.

Niemann, S. (1997), Lokale Agenda 21: Umsetzung in Städten und Gemeinden. In H. Walcha und K. Hermanns (eds.): Tagesordnung mit Zukunft – Die lokale Agenda 21. Arbeitspapiere Bereich Forschung und Beratung Kommunalwissenschaften der Konrad-Adenauer-Stiftung. Konrad-Adenauer-Stiftung, Sankt Augustin.

Niendieker, V. (1998), Wirtschaftsumschau – Zur Finanzierung der Agrarumweltprogramme gemäß der VO (EWG) Nr. 2078/92. *Agrarwirtschaft* 47 (2): 123–125.

Nischwitz, G. (1994), *Sozioökonomische, ökologische und rechtliche Rahmenbedingungen für die Veredlungswirtschaft in den neunziger Jahren.* Vechta: Vechtaer Dr. und Verlag.

Nischwitz, G. (1996), Die Veredlungswirtschaft in Südoldenburg unter dem Einfluß sich wandelnder sozioökonomischer und politischer Rahmenbedingungen – eine politisch-geographische Untersuchung. Vechtaer Studien zur Angewandten Geographie und Regionalwissenschaft 17. Vechta: Vechtaer Dr. und Verlag.

Nolting, H.-G. (1993), Verbleib von Pflanzenschutzmitteln in Boden, Wasser und Luft. In Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ed.) (1993a), 68–78.

Nourney, M. (1978), Regionalisierung von Stichproben. *Allgemeines Statistisches Archiv* 62: 53–65.

O.V. (1992), EG-Agrarpolitik vor der Wende – Reformbeschlüsse des Ministerrates. *Agra-Europe* 1992 (22): Europa-Nachrichten, 8–15.

O.V. (1993a), Förderprogramm umweltschonende Landbewirtschaftung. *Agra-Europe* 1993 (48): Länderberichte, Sonderbeilage.

O.V. (1993b), Die Agrarreform der EG. *Agra-Europe* 1993 (17), Sonderbeilage.

O.V. (1996a), Brüsseler Vorgaben für Agrarumweltprogramme. *Agra-Europe* 1996 (17): Europäische Union, 1–3.

O.V. (1996b), Bundesregierung legt Entwurf zum Bundesnaturschutzgesetz vor. *Agra-Europe* 1996 (36): Länderberichte, 1–3.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

O.V. (1996c), Düngeverordnung soll stoffliche Belastungen vermindern. *Umwelt* 1996 (3): 105–106.

O.V. (1996d), Kabinett beschließt Entwurf des Bodenschutzgesetzes. *Agra-Europe* 1996 (40): Länderberichte, 1–2.

O.V. (1996e), Referentenentwurf des Gesetzes zum Schutz des Bodens (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG), Stand: 22.3.1996. In M. Oldiges (ed.) (1996), 189–210.

O.V. (1996f), Über 2 Milliarden DM für Agrarumweltprogramme. *Agra-Europe* 1996 (47): Länderberichte, 18.

O.V. (1996g), Agrarumweltprogramme: Deutsche Landwirte mit an der Spitze. Agra-Europe 1996 (34): Länderberichte 1-3.

O.V. (1997a), Bundesnaturschutzgesetz passiert den Umweltausschuß. *Agra-Europe* 1997 (20): Länderberichte, 21.

O.V. (1997b), Bundesnaturschutznovelle passiert den Bundestag. *Agra-Europe* 1997 (23): Länderberichte, 50–52.

O.V. (1997c), Opposition hält das Bodenschutzgesetz für ungeeignet. *Agra-Europe* 1997 (4): Länderberichte, 1–3.

O.V. (1997d), Umwelt: Mehrheit für neues Bodenschutzgesetz im Bundestag. *Woche im Bundestag (WIB)*, Heft 11 vom 17. Juni 1997.

O.V. (1997e), Umweltausschuß billigt Bodenschutzgesetz. *Agra-Europe* 1997 (23): Kurzmeldungen, 24.

O.V. (1997f), Über 3 Milliarden DM für Agrarumweltmaßnahmen. *Agra-Europe* 1997 (51): Länderberichte, 30.

O.V. (1998a), „Kleine Lösung" des Naturschutzrechts verabschiedet. *Agra-Europe* 1998 (13): Länderberichte, 38–39.

O.V. (1998b), „Ökosozialprodukt" bleibt Wunschvorstellung. *Agra-Europe* 1998 (12): Länderberichte, 14–15.

O.V. (1998c), Agrarumweltprogramme statt Direktbeihilfen. *Agra-Europe* 1998 (10): Europa-Nachrichten, 1–2.

O.V. (1998d), Breiter Widerstand gegen Art der FFH-Schutzgebietsausweisung. *Agra-Europe* 1998 (14): Länderberichte, 1–3.

O.V. (1998e), Bundesrat lehnt Ausgleich für Naturschutzauflagen weiterhin ab. *Agra-Europe* 1998 (22): Länderberichte, 39–40.

O.V. (1998f), Kommission klagt wegen FFH-Richtlinie. *Agra-Europe* 1998 (16): Europa-Nachrichten, 1–2.

O.V. (1998g), Landwirte setzen auf mehr Umweltschutz. *Agra-Europe* 1998 (25): Kurzmeldungen, 16.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

O.V. (1998h), Ungeklärte Rechtsfragen erschweren Umsetzung der FFH-Richtlinie. *Agra-Europe* 1998 (17): Länderberichte, 19–21.

Oates, W.E. (1972), *Fiscal Federalism*. The Harbrace Series in Business and Economics. New York et al.: Harcourt, Brace, Jovanovich.

Oates, W.E. and W.M. Schwab (1988), Economic competition among jurisdictions: Efficiency enhancing or distortion inducing? *Journal of Public Economics* 35: 333–354.

Oldiges, M. (ed.) (1996), *Das neue Bundes-Bodenschutzgesetz – Fragen und Erwartungen*. Dokumentation des Symposiums des Instituts für Umwelt- und Planungsrecht der Universität Leipzig am 17. und 18. April 1996. Leipzig: Universitäts-Verlag.

Olson, M. (1968), Die Logik kollektiven Handelns. Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften 10. Tübingen: Mohr.

Olson, M. (1969), The Principle of Fiscal Equivalenze: The Division of Responsibilities among different Levels of Government. *American Economic Review* Papers and Proceedings 59: 479–487.

Olson, M. (1986), Toward a more General Theory of Governmental Structure. *American Economic Review* 76: 120–125.

Openshaw, S. (1996), *Developing GIS relevant zone based spatial analysis methods*. Script (bisher unveröffentlicht).

Openshaw, S. and S. Alvanides (1996), *Designing Zoning Systems for representation of socio-economic data*. Script (bisher unveröffentlicht).

Openshaw, S. and L. Rao (1994), Re-engineering 1991 census geography: serial and parallel algorithms for unconstrained zone design. School of Geography Working Paper 94/7. University of Leeds, Leeds.

Oppermann, B., F. Luz und G. Kaule (1997), Der „Runde Tisch" als Mittel zur Umsetzung der Landschaftsplanung. Angewandte Landschaftsökologie 11. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

Ostmann, A., W.W. Pommerehne, L.P. Feld und A. Hart (1997), Umweltgemeingüter? *Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften* 117: 107–144.

Pahmeyer, L. (1994), Verwaltungsaufwand durch EU-Agrarreform – betriebliche Reaktionsmöglichkeiten und Beratungsschwerpunkte. Vortrag auf der fünfundreißigsten Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues vom 5. bis 7. Oktober 1994 in Stuttgart-Hohenheim. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag.

Pate, J. and J. Loomis (1997), The effect of distance on willingness to pay values: a case study of wetlands and salmon in California. *Ecological Economics* 1997: 199–207.

Pauly, M.V. (1970), Optimality, „Public" goods, and local governments: a general theoretical analysis. *Journal of Political Economy* 78: 572–585.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Peine, F.-J. (1992), Die Gesetzgebungskompetenz des Bundes für den Bodenschutz. *Natur und Recht* 14 (8): 353–360.

Peine, F.J. (1994), Landwirtschaft und Umweltschutz in Deutschland. *Agrarrecht* 24: 385–388.

Peine, F.-J. (1996), Kodifikation des Landesumweltrechts – Zur „Möglichkeit" und zum „Aussehen" eines Landesumweltgesetzes. Schriften zum Umweltrecht 69. Berlin: Duncker & Humblot.

Peter, A. (1993), *Grundeigentum und Naturschutz*. Europäische Hochschulschriften: Reihe 2, Rechtswissenschaft Nr. 1455. Frankfurt a.M. et al.: Lang.

Pfadenhauer, J. und C. Ganzert (1992), Konzept einer integrierten Naturschutzstrategie im Agrarraum. In J. Pfadenhauer et al. (1992), 5–50.

Pfadenhauer, J., C. Ganzert, A. Heißenhuber, H. Hofmann und H. Ahrens (1992), Untersuchung zur Definition und Quantifizierung von landschaftspflegerischen Leistungen der Landwirtschaft nach ökologischen und ökonomischen Kriterien. Materialien des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen 84. München: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

Pigou, A.C. (1932), *The Economics of Welfare*. London: Macmillan.

Pindyck, R.S. and D.L. Rubinfeld (1998), *Econometric models and Economic forecasts*. New York: McGraw-Hill.

Palmquist, R.B. (1991), Hedonic methods. In J.B. Braden and C.D. Kolstad (eds.) (1991), 77–120.

Plankl, R. (1994a), Extensive Grünlandbewirtschaftung: Was die Länder fördern. *Tierzüchter* 1994 (11): 30–34.

Plankl, R. (1994b), Die Förderung umweltgerechter und den natürlichen Lebensraum schützender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren. *AID-Informationen für die Agrarberatung* 2: 31–45.

Plankl, R. (1996), Analyse des Finanzmitteleinsatzes für die Förderung umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren in den Ländern der Bundesrepublik Deutschland. Landbauforschung Völkenrode, Heft 1, 33–47 Zeitschrift: Landbauforschung Völkenrode. Braunschweig-Völkenrode: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft.

Plankl, R. (1998), Unterschiede im Angebot und in der Prämienhöhe für ausgewählte Extensivierungsverfahren im Rahmen der Umsetzung der VO (EWG) 2078/92 in der Bundesrepublik Deutschland. *Wissenschaftliche Mitteilungen der FAL* 1998 (2): 92–105.

Pocock, D.C.D. and D. Wishart (1969), Methods of deriving Multi-Faktor Uniform Regions. *Transactions* 47: 73–97. Deutsche Übersetzung in: P. Sedlacek (ed.) (1978).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Poguntke, T. (1993), Der Stand der Forschung zu den Grünen: Zwischen Ideologie und Empirie. In O. Niedermayer und R. Stöss (eds.), Stand und Perspektiven der Parteienforschung in Deutschland. Schriften des Zentralinstituts für Sozialwissenschaftliche Forschung der Freien Universität Berlin, Nr. 71. Opladen: Westdeutscher Verlag, 187–210.

Pohl, T. (1996), Erwartungen an das Bundesbodenschutzgesetz aus der Sicht eines Landkreises. In M. Oldiges (ed.) (1996), 155–161.

Pommerehne, W.W. (1987), *Präferenzen für öffentliche Güter – Ansätze zu ihrer Erfassung*. Tübingen: Mohr.

Preisendörfer, P. und F. Wächter-Scholz (1997), Umweltbewußtsein und Umweltverhalten – Sozialwissenschaftlicher Ergebnisbericht zur Umfrage „Umweltbewußtsein in Deutschland 1996". Forschungsbericht Nr. 10107112/05. UBA-Forschungsbericht 97–086. UBA, Berlin.

Priebe, R. (1996), Part 1. European Union: The EU's Agri-environment regulation No 2078/92 – Framework. COM/AGR/CA/ENV/EPOC(96)112. Brüssel. Unveröffentlichtes Arbeitspapier.

Projektgruppe „Nährstoffeinträge in die Nordsee" des Umweltbundesamtes (1994), Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. UBA-Berichte 2/94. UBA, Berlin.

Radtke, H. (1996), Gesetzgebungsvorhaben Bundes-Bodenschutzgesetz. In M. Oldiges (ed.) (1996), 15–20.

Rat der Europäischen Gemeinschaften (1979), Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung wildlebender Vogelarten. Amtsblatt der EG L 103/1. Luxemburg.

Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992a), Richtlinie Nr. 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie). Amtsblatt der EG L 206/7 vom 22. Juli 1992. Luxemburg.

Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992b), Umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren, Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 vom 30.06.1992. Amtsblatt der EG L 215 vom 30. Juli 1992. Luxemburg.

Rat der Europäischen Gemeinschaften, Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1992c), *Vertrag über die Europäische Union*. EU, Luxemburg.

Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992d), EU-Verordnung Nr. 3508/92 des Rates vom 27. November 1992 zur Einführung eines integrierten Verwaltungs- und Konstrollsystems für bestimmte gemeinschaftliche Beihilferegelungen. Amtsblatt der EG L 355 vom 5. Dezember 1992. Luxemburg.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1985), Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Stuttgart: Kohlhammer.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994), Umweltgutachten 1994. BT-Drucksache 12/6995 vom 8.3.1994. Deutscher Bundestag, Bonn.

Rauscher, M. (1995), Environmental regulation and the location of polluting industries. *International Tax and Public Finance* 1995: 229–244.

Reinhardt, T. (1996), Das Bodenschutzgesetz von Baden-Württemberg. In W. Bückmann (ed.) (1996), 117–128.

Reiter, K. (1994), Ökonomische Analyse zur Akzeptanz, Wirkung und Übertragbarkeit des MEKA-Programmes in Baden-Württemberg. In Arbeitsbericht der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Institut für Betriebswirtschaft; 94,8. Braunschweig.

Rengeling, H.-W. und M. Gellermann (1991), Kooperationsrechtliche Veträge im Naturschutzrecht. *Zeitschrift für Gesetzgebung* 1991 (4): 317–396.

Rinsche, G. (1996), Kommunalpolitik als Wirkkraft der europäischen Integration – Die Rolle der Kommunen im zukünftigen Europa. In G. Dill und H. Hoffmann (eds.) (1996), 45–60.

Ritter, E.-H., D. Fürst, O. Goedecke, L. Rautenstrauch, I. Roch und D. Scholich (1994), Arbeitsgruppe „Regionalisierung". In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1994b).

Rogall, H. (1996), Das Berliner Bodenschutzgesetz. In W. Bückmann (ed.) (1996), 135–144.

Rosenkranz, D., (1993), *Bodenschutzhandbuch*. Darin: Grundsätze einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung, Beschluß der Agrarminister der Länder vom 1.10.1993 in Daun. Berlin: Schmidt.

Rudloff, B. und G. Urfei, G. (1997), *Umsetzung der Agrarumweltpolitik nach dem Subsidiaritätsprinzip – Problemkomplexe im Agrarumweltbereich.* Vortrag im Rahmen eines Symposiums der Robert Bosch Stiftung am 23.–25.10.1997 in Schwäbisch Hall. Script (unveröffentlicht).

Sandler, T. and J.T. Tschirhart (1980), The Economic Theory of clubs: an evaluative survey. *Journal of Economic Literature* 18: 1481–1521.

Sauerland, D. (1997), Föderalismus zwischen Freiheit und Effizienz. Schriften zur wirtschaftswissenschaftlichen Analyse des Rechts 29. Berlin: Duncker & Humblot.

Schäffer, W.D. (1990), Neue Pfade der regionalen Strukturpolitik in Nordrhein-Westfalen. *WSI-Mitteilungen* (7): 461–468.

Scharpf, F.W. (1985), Die Politikverflechtungs-Falle: Europäische Integration und deutscher Föderalismus im Vergleich. *Politische Vierteljahresschrift* 26 (4): 323–356.

Schätzl, L. (1996): *Wirtschaftsgeographie 1* – Theorie. Stuttgart: UTB.

Scheele, M. (1993), Raumwirksamkeit der Umweltpolitik als Kriterium subsidiärer Kompetenzverteilung. *Wirtschaftsdienst* (8): 424–430.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Scheele, M. (1996), Sind Umwelteffekte extern? Zur institutionellen Fundierung umweltökonomischer Konzepte. In K. Hagedorn (ed.), Institutioneller Wandel und politische Ökonomie von Landwirtschaft und Agrarpolitik. Festschrift zum 65. Geburtstag von Günther Schmitt. Frankfurt a.M. et al.: Campus-Verlag, 223–242.

Scheele, M. (1997a), *Institutionelle und ökonomische Grundlagen des Natur- und Ressourcenschutzes*. Berlin: Duncker & Humblot.

Scheele, M. (1997b), The decomposition approach: spatially differentiated analysis and implementation of environmental strategies. In E. Romstad et al. (eds.) (1997), *Controlling mineral emissions in European agriculture*. Wallingford et al.: CAB International, 41–57.

Scheele, M. und F. Isermeyer (1989), Umweltschutz und Landschaftspflege im Bereich der Landwirtschaft – Kostenwirksame Verpflichtung oder neue Einkommensquelle? *Berichte über Landwirtschaft* 67: 86–110.

Scheele, M., F. Isermeyer und G. Schmitt (1993), Umweltpolitische Strategien zur Lösung der Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft. *Agrarwirtschaft* 42 (8/9): 294–313.

Scheele, M. und G. Schmitt (1989), Der Konflikt zwischen Landwirtschaft und Wasserschutz als Allokations- und Verteilungsproblem. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 12 (1): 79–93.

Schink, A. (1996), Reformbedarf im Naturschutzrecht – eine kommunale Betrachtung. In Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ed.) (1996), 37–48.

Schlabach, E. (1992), Das neue Bodenschutzgesetz von Baden-Württemberg. Diskussionspapiere der Fachhochschule für öffentliche Verwaltung 92–1. Fachhochschule für öffentliche Verwaltung, Kehl.

Schmidt, A. (1996), Ökonomische und ökologische Auswirkungen der Instrumente der EG-Förderpolitik auf die landwirtschaftliche Bodennutzung und daraus im Rahmen der EG-Agrarreform 1992 gezogene Konsequenzen. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1996), 148–169.

Schmidt, R. und R. Michel (1998), Naturräumliche Grundlagen des Landschaftsmonitorings. In W.-G. Vahrson und B. Goldtschmidt (eds.) (1998), Naturschutzbezogenes Monitoring von Landschaften. Eberswalder wissenschaftliche Schriften 2. 27–34.

Schmithüsen, J. (1953), Einleitung: Grundsätzliches und Methodisches. In E. Meynen et al. (eds.) (1962), 1–44.

Schmitt-Beck, R. (1994), Wählerpotentiale von Bündnis 90/Die Grünen im Ost-West-Vergleich. Umfang, Struktur, politische Orientierung. In L. Probst (ed.) (1994), *Kursbestimmung: Bündnis 90/Grüne: Eckpunkte künftiger Politik*. Köln: Bund-Verlag, 192–234.

Schmitz, G. (1995), Gegenstromprinzip. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1995), 357–365.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schnorr-Bäcker, S. (1986), Typisierung von Regionen mit Hilfe der Clusteranalyse. *Wirtschaft und Statistik* 1986 (9): 697–702.

Schomerus, T. (1987), *Defizite im Naturschutzrecht*, 1987. – XLII, Göttingen: Dissertation.

Schulte, G. (1990), Grundschutz und private Verträge: Ergänzende Instrumente des Flächenschutzes in Nordrhein-Westfalen. In Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz (ed.) (1990), 107–118.

Schulz, W. (1989), Sozialkostenmessung im Umweltbereich – Theoretische und methodische Überlegungen. In F. Beckenbach, U. Hampicke und W. Schulz (eds.) (1989), 43–63.

Sedlacek, P. (1978a), Einleitung. In P. Sedlacek (ed.) (1978b), 17.

Sedlacek, P. (ed.) (1978b), Regionalisierungsverfahren. Wege der Forschung CXCV. Wege der Forschung Nr. 195. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

Sedlacek, P. (1994), *Wirtschaftsgeographie*. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

Segerson, K. (1996), Issues in the choice of environmental policy instruments. In J.B. Braden, H. Folmer and T.S. Ulen (eds.) (1996), 149–174.

Shortle, J.S. (1996), Environmental federalism and the control of water pollution from US agriculture: is the current division of responsibilities between national and local authorities about right? In J.B. Braden, H. Folmer and T.S. Ulen (eds.) (1996), 305–324.

Siebert, H. (1965), Zur Theorie des regionalen Wirtschaftswachstums. Münster: Rechts- und Staatswissenschaftliche Dissertation erschienen als: Schriften zur angewandten Wirtschaftsforschung 11. Tübingen.

Siebert, H. (1976a), *Analyse der Instrumente der Umweltpolitik*. Göttingen: Schwartz.

Siebert, H. (1976b), Zur Zweckmäßigkeit regional differenzierter Instrumente einer Umweltpolitik. *Informationen zur Raumentwicklung* 1976 (8): 367–372.

Siebert, H. (1978a), *Ökonomische Theorie der Umwelt*. Tübingen: Mohr.

Siebert, H. (1978b), Räumliche Aspekte der Umweltallokation. In W. Buhr und P. Friedrich (eds.), Konkurrenz zwischen kleinen Regionen. Baden-Baden: Nomos-Verlagsgesellschaft, 304–325.

Siebert, H. (1987), *Economics of the Environment*. Theory and Policy. Berlin et al.: Springer.

Siebert, H. (1995): *Economics of the Environment*. Theory and Policy. Berlin et al.: Springer.

Siebert, H. and M.J. Koop, M.J. (1993), Institutional competition versus centralization: quo vadis Europe? *Kiel Working Paper* 548. Institut für Weltwirtschaft, Kiel.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Siebert, H. (ed.) (1996), Elemente einer rationalen Umweltpolitik: Expertisen zur umweltpolitischen Neuorientierung. Institut für Weltwirtschaft, Kiel. Tübingen: Mohr.

Sinn, H.-W. (1994), How much Europe? Subsidiarity, centralization and fiscal competition. *Scottish Journal of Political Economy* 41 (1): 85–107.

Sinz, M. (1995), Region. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1995), 805–808.

Sinz, M. und W.J. Steinle (1989), Regionale Wettbewerbsfähigkeit und europäischer Binnenmarkt. *Raumforschung und Raumordnung* 47 (1): 10–21.

Skokowa, B. (1996), Bodenrechtliche Vollzugsprobleme der unteren und mittleren Verwaltungsbehörden? In M. Oldiges (ed.) (1996), 143–153.

Spehl, H. (1994): Nachhaltige Regionalentwicklung. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1994a), 69–98.

Spence, N.A. (1968), A Multifactor Uniform Regionalization of British Counties on the Basis of Employment data for 1961. *Regional Studies* 2: 87–104; deutsche Übersetzung in P. Sedlacek (ed.) (1978), 120–156.

Spieth, W.F. (1996), Erwartungen und Probleme aus der Sicht der Industrie. In M. Oldiges (ed.) (1996), 171–179.

Statistisches Bundesamt (ed.) (1996), *The construction of abatement cost curves.* Wiesbaden: unveröffentlichtes Manuskript.

Statistisches Bundesamt (ed.) (1997), *UGR-Themenbereich „Vermeidungskosten" – Kurzbeschreibung des umweltökonomischen Bewertungsansatzes und der ersten empirischen Realisierungsschritte.* Unveröffentlichtes Manuskript.

Steiner, M., H. Sprich, H. Lehn und G. Linckh (1996), Einfluß der Land- und Forstbewirtschaftung auf die Ressource Wasser. In G. Linckh et al. (eds.) (1996), 27–76.

Stollmann, F. (1992), Die Eingriffsregelung im Naturschutzrecht – ein Überblick über die aktuelle Rechtsprechung. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 5 (2): 220–231.

Stollmann, F. (1994), Der Entwurf eines Bodenschutzgesetzes aus umweltrechtlicher Sicht – ein Schritt nach vor oder nur symbolische Umweltpolitik? *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 7 (3): 391–402.

Storbeck, D. und M. Lücke, M. (1975), Die gesellschaftliche Relevanz regionalpolitischer Ziele. Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1975a), 19–62.

Streit, M.E., R. Wildenmann und J. Jesinghaus (eds.) (1989), *Landwirtschaft und Umwelt.* Wege aus der Krise. Baden-Baden: Nomos-Verlagsgesellschaft.

Strotmann, B. (1992), Analyse der Auswirkungen einer Stickstoffsteuer auf Produktion, Faktoreinsatz, Agrareinkommen und Stickstoffbilanz unter alternativen agrarpolitischen Rahmenbedingungen. Eine regionalisierte Sektoranalyse für Re-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gionen der alten Länder der Bundesrepublik Deutschland. Wehle: Bonn. Studien zur Wirtschafts- und Agrarpolitik 6.

Sumelius, J. (1995), The form of the production function and the leakage of nitrogen-effects on the marginal abatement costs. In EAAE (ed.), Environmental and Land Use Issues – An Economic Perspective. Proceedings of the 34th EAAE Seminar, February 7–9, 1994 Zaragoza/Spain. Kiel: Wissenschafts Verlag Vauk, 361–372.

Teherani-Krönner, P. (1987), Implementation der Gülleverodnung in Nordrhein-Westfalen. Forschungsschwerpunkt Umweltpolitik des Internationalen Instituts für Umwelt und Gesellschaft – IIUG, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung. Berlin: IIUG reports 87,4.

Thelen, P. (1972), Abgrenzung von Regionen als Grundlage für eine raumbezogene Politik. *Jahrbuch für Sozialwissenschaft* 23, 227–249.

Thiele, H. (1997), *Dekollektivierung des Agrarsektors: Die unterschätzte Dimension der Vermögensauseinandersetzung*. Manuskript zum Referat auf der 38. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V. vom 6. bis 8.10.1997.

Thöni, E. (1986), Politökonomische Theorie des Föderalismus. Schriften zur Öffentlichen Verwaltung und öffentlichen Wirtschaft 84. Baden-Baden: Nomos Verlags-Gesellschaft.

Tiebout, C.M. (1956), A pure theory of local public goods. *Journal of Political Economy* 64: 416–424.

Tietenberg, T. (1978), Spatially differentiated air pollutant emission charges: an economic and legal analysis. *Land Economics* 54: 265–277.

Timmermann, J. (1983), Ein Verfahren zur Bildung von Regionen als Voraussetzung einer effizienten Strukturpolitik. *Agrarwirtschaft* 32 (11): 347–353.

Todt, H. (1971), Zur Abgrenzung von wirtschaftlichen Regionen. *Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft* 127: 284–295.

Treuner, P. (1973), Fragestellungen empirischer Regionalforschung. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ed.) (1973), 1–13.

Treuner, P., U. Winkelmann und R. Junesch (1994), Abschätzung der räumlichen Verteilung öffentlicher Finanzströme. Berichte über Ergebnisse eines Forschungsvorhabens. Beiträge der Akademie für Raumforschung und Landesplanung 127. ARL, Hannover.

Troge, A. (1993), Regelungsanforderungen im Bodenschutz. In W. Barz et al. (eds.) (1993), 27–33.

Tullock, G. (1969), Federalism: Problems of scale. *Public Choice* 6: 19–29.

UBA – Umweltbundesamt (ed.) (1995), Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen. UBA-Texte 23/95. UBA, Berlin.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Uppenbrink, M. und U. Riecken (1996), Besonderer Novellierungsbedarf des BNatSchG aus der Sicht der Naturschutzverwaltung des Bundes. In Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ed.) (1996), 55–60.

Veen, H.-J. und J. Hoffmann (1992), *Die Grünen zu Beginn der neunziger Jahre*. Bonn und Berlin: Bouvier.

Vierhaus, H.-P. (1996), Aussprache zu den Beiträgen von Univ.-Prof. Dr. M. Oldiges und Univ.-Prof. Dr. E. Brandt. In M. Oldiges (ed.) (1996), 107.

Walter, R., H. Reck, G. Kaule, M. Lämmle, E. Osinski und T. Heinl (1998), Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. *Natur und Landschaft* 73 (1): 9–25.

Weimann, J. (1990), *Umweltökonomik – Eine Theorieorientierte Einführung*. Berlin und Heidelberg: Springer.

Weingarten, P. (1996), *Grundwasserschutz und Landwirtschaft*. Kiel: Wissenschafts Verlag Vauk.

Werbeck, N. und R. Wink (1994a), Bodenschutz in der Marktwirtschaft. Eine effizienzorientierte Analyse alternativer institutioneller Arrangements. Diskussionsbeiträge der Ruhr-Universität Bochum, Seminar für Wirtschafts- und Finanzpolitik 24. Ruhr-Universität Bochum, Bochum.

Werbeck, N. und R. Wink (1994b), Der Entwurf der Bundesregierung für ein Bundesbodenschutzgesetz – Wegbereiter oder Hürde für einen effizienzorientierten Bodenschutz? *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 7 (3): 403–414.

Whittlesey, D. (1954), The regional concept and the regional method. In P.C. James and C.F. Jones. (eds.), American Geograhpy, Syracuse: Syracuse Univ. Pr., 19–68, zitiert in D.B. Grigg (1967), 461–509.

Wiechmann, H. (1993), Bodenbelastung durch landwirtschaftliche Nutzung. In W. Barz et al. (eds.) (1993), 55–68.

Wiegandt, C.-C. (1994), Ökologische Regionalkonzepte. Eine mögliche Entwicklungsstrategie für die neuen Länder? *Informationen zur Raumentwicklung* 1994 (4): 287–302.

Wielgohs, J. (1994), Bündnis 90 – zwischen Selbstbehauptung und Anpassung. In O. Niedermayer und R. Stöss (eds.) (1994), Parteien und Wähler im Umbruch – Parteiensystem und Wählerverhalten in der ehemaligen DDR und den neuen Bundesländern. Opladen: Westdeutscher Verlag, 143–168.

Wilhelm, J. (1995), EU-Verordnung für umweltgerechte landwirtschaftliche Produktionsverfahren und ihre Umsetzung in Niedersachsen, Hessen und Sachsen. *Natur und Landschaft* 70 (10): 497–499.

Williams, A. (1966), The Optimal Provision of Public Goods in a System of Local Governments. *Journal of Political Economy* 74: 18–33.

Wilstacke, L. (1994), Programmkonzept und Durchführung der Extensivierungs- und Naturschutzförderung in Nordrhein-Westfalen. Vortrag auf der 8. Wissen-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

schaftlichen Fachtagung des Lehr- und Forschungsschwerpunktes „Umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft" an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn am 5. Mai 1994. Forschungsberichte 15. Selbstverlag des Lehr- und Forschungsschwerpunktes an der Universität Bonn, 110–118.

Wimmer, F. (1993), Empirische Einsichten in das Umweltbewußtsein und Umweltverhalten der Konsumenten. In G.R. Wagner (ed.) (1993), *Betriebswirtschaft und Umweltschutz*. Stuttgart: Schäffer-Poeschel, 44–78.

Windhorst, H.-W. (1993), Die Landwirtschaft Südoldenburgs am Scheideweg. In Heimatbund für das Oldenburger Münsterland (ed.) (1993), Jahrbuch für das Oldenburger Münsterland. Vechta: Vechtaer Druckerei und Verlag, 258–270.

Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1992), Die künftige Entwicklung der gemeinsamen Agrarpolitik. Bonn.

Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1993), Reduzierung der Stickstoffemissionen der Landwirtschaft. Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 423. BML. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag.

Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1996), Zur Neuorientierung der Landnutzung in Deutschland. Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 453. BML. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag.

Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1998), Kompetenzverteilung für die Agrarpolitik in der EU. Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 468. BML. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag.

Wittkämper, G.W. und P. Stuckhard (1984), Landschaftspflege und Naturschutz in Nordrhein-Westfalen. In G.W. Wittkämper, E. Nießlein und P. Stuckhard (eds.), Vollzugsdefizite im Naturschutz – Analyse von Vollzugsdefiziten bei der Verwaltungspraxis der Aufgabe Landschaftspflege und Naturschutz. Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 300. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag.

Witzke, H.-P. and G. Urfei (1999), Willingness to pay for environmental protection: coping with the regional dimension. Contributed paper on the IX. Congress of Agricultural Economists in Warsaw, August 24–28, 1999.

Woike, M. (1997), Kulturlandschaftsprogramm NRW. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (ed.), LÖBF-Jahresbericht 1996. LÖBF, Recklinghausen.

Yeong Heui Lee (1996), Plädoyer für einen effektiveren Schutz des Bodens. *Natur und Recht* 18 (4): 178–186.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Zarth, M. (1991): Neuordnung der Regionalförderung im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der regionalen Wirtschaftsstruktur". *Informationen zur Raumentwicklung* 1991 (9/10): 539–555.

Zeddies, J. und R. Doluschitz (1996), Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich (MEKA) – Wissenschaftliche Begleituntersuchung zu Durchführung und Auswirkungen. Agrarforschung in Baden-Württemberg 25. Stuttgart: Ulmer.

Zimmer, Y. (1994), *Naturschutz und Landschaftspflege – Allokationsmechanismen, Präferenzanalyse, Entwicklungspotentiale*. Kiel: Vauk.

Zimmermann, K.W. und W. Kahlenborn (1994), Umweltföderalismus – Einheit und Einheitlichkeit in Deutschland und Europa. FS II 94–402. Berlin: Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung (WZB), Forschungsschwerpunkt Technik, Arbeit, Umwelt Nr. 94-402.

Zimmermann, K.W. und W. Kahlenborn, W. (1995), Ökonomische Effizienz und politische Subsidiarität in Deutschland und Europa: zum Konzept des Umweltföderalismus. In K.W. Zimmermann, K.-H. Hansmeyer und W. Henrichsmeyer (eds.) (1995), 183–216.

Zimmermann, K. und P. Nijkamp (1986), Umweltschutz und regionale Entwicklungspolitik – Konzepte, Inkonsistenzen und integrative Ansätze. In D. Fürst et al. (eds.) (1986), 19–101.

Zimmermann, K.W., K.-H. Hansmeyer und W. Henrichsmeyer (eds.) (1995), Umwelt und Umweltpolitik in Europa: Zwischen Vielfalt und Uniformität. Bonner Schriften zur Integration Europas des Instituts für Europäische Integrationsforschung 3. Bonn: Europa-Union-Verlag, 183–216.

Gesetze, Verordnungen

1. Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege –Bundesnaturschutzgesetz in der Fassung vom 12. März 1987. BGBl. I: 889, zuletzt geändert durch Gesetz vom 6. August 1993. BGBl. I: 1458; wiederabgedruckt in Naturschutzrecht. Beck-Texte im dtv. München: Verlag C.H. Beck, 1–32.

Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen für die Förderung der 20jährigen Stillegung landwirtschaftlich genutzter Flächen zu Zwecken des Umweltschutzes. *Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen* 49 (49).

Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung vom 26. Januar 1996), BGBl. Teil I: Nr. 6.

Gesetz zum Schutz des Bodens. BGBl I (16): 502–510.

Zweites Gesetz zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes vom 30. April 1998. BGBl Jg. 1998, Teil I Nr. 25 vom 8. Mai 1998.

Erstes Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen (EGAB). Sächsisches Gesetzes- und Verordnungsblatt 22 vom 20.8.1991, 306–310.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Sonstige Quellen

Herr A. Hentschel, Landwirtschaftskammer Rheinland, Referat 36, mündliche Mitteilung vom 20. April 1998.

Herr Dr. M. Woike, LÖBF/LAFAO, Düsseldorf, mündliche Mitteilung vom 26. März 1998.

Herr G. Embert, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Referat 312, mündliche Mitteilung vom 27. Mai 1998.

Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württembergs, Referat 56, schriftliche Mitteilung vom 1. September 1997.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-50107-6 | Generated on 2025-04-19 20:03:39
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/