

Atomausstieg mit oder gegen die Industrie? Emissionsgrenzwerte oder Zertifikatshandel? Konsens oder Konkurrenz im Umweltföderalismus? Franziska Wolff diskutiert das Für und Wider kooperativer Umweltpolitik unter den sich wandelnden Bedingungen nationaler und europäischer Staatlichkeit. Drei Dimensionen kooperativer Umweltpolitik werden untersucht:

- Formen der gesellschaftlichen Beteiligung an umweltpolitischer Steuerung, von Anhörungsrechten über Mediationsverfahren bis hin zur Normsetzung durch Verbände.
- Ökonomische und prozedurale Instrumente wie Ökosteuer, Umwelthaftung, Privatisierungslösungen, Branchenabkommen und Öko-Audit, aber auch Verbandsklagerecht und nachhaltiges Verwaltungshandeln.
- Die institutionelle Verflechtung von Umweltpolitik »zwischen Biberach und Brüssel«, zwischen Kommune und EU.

Nicht zuletzt thematisiert Franziska Wolff das Spannungsverhältnis von kooperativer Umweltpolitik und demokratischer Legitimation.

Das Buch bietet Umweltinteressierten und akademischem Publikum gleichermaßen eine aufschlussreiche Lektüre: Unterlegt mit Beispielen verschafft es einen aktuellen Überblick über Inhalte und Strukturen deutscher und europäischer Umweltpolitik und führt zugleich in den Stand sozialwissenschaftlicher Umweltforschung ein.

*Franziska Wolff*, Jahrgang 1973, arbeitet als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Öko-Institut e.V. in Berlin. Sie hat Politikwissenschaft und Volkswirtschaft in Freiburg und Glasgow studiert.



Franziska Wolff

## Staatlichkeit im Wandel – Aspekte kooperativer Umweltpolitik

## Inhaltsverzeichnis

<b>I</b>	<b>Einleitung</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>Quantitative Aspekte des Wandels von Staatlichkeit: Entwicklung der Staatsfunktionen</b>	<b>19</b>
2.1	<i>Die historische Entwicklung</i>	19
2.2	<i>Theoretische Erklärung</i>	21
<b>3</b>	<b>Qualitative Aspekte des Wandels von Staatlichkeit: Der kooperative Staat</b>	<b>23</b>
3.1	<i>Konzeptioneller Hintergrund: Die Steuerungsdebatte</i>	23
3.1.1	Systemtheoretischer Ansatz: Grenzen politischer Steuerung	26
3.1.2	Handlungstheoretischer Ansatz: Wandel politischer Steuerung	32
3.1.3	Diskussion	40
3.2	<i>Aspekte kooperativer Staatlichkeit</i>	45
3.2.1	Einbezug gesellschaftlicher Akteure in politische Steuerung	45
3.2.2	Wandel der Steuerungsinstrumente	48
3.2.3	Politikverflechtung im Mehrebenensystem	52
<b>4</b>	<b>Das Politikfeld ‚Umwelt‘</b>	<b>55</b>
4.1	<i>Die Diskursdimension: Natur- und Umweltbegriffe</i>	55
4.2	<i>Die Problemdimension: Das Gut Umwelt</i>	58
4.2.1	Eigenschaften von Umweltproblemen	59
4.2.2	Ursachen von Umweltproblemen	60
4.3	<i>Die Konfliktdimension: Soziale Auseinandersetzung um Umwelt</i>	62
4.3.1	Konfliktstrukturen	62
4.3.2	Interessen	63
4.4	<i>Politikinhalt: Umweltpolitische Strategien und Prinzipien</i>	64
4.4.1	Umweltpolitische Strategien	65
4.4.2	Umweltpolitische Prinzipien	66

<b>Kooperative Umweltpolitik in der Praxis</b>	<b>68</b>
<b>5 Der Einbezug gesellschaftlicher Akteure in umweltpolitische Steuerung</b>	<b>69</b>
5.1 <i>Konsultation – unverbindliche Entscheidungsvorbereitung</i>	70
5.1.1 Konsultation in der Politikformulierung	70
5.1.2 Konsultation in der Implementation	78
5.1.3 Zusammenfassung	89
5.2 <i>Kooperation – Verhandlung unter Gleichrangigen</i>	90
5.2.1 Kooperatives Verwaltungshandeln	90
5.2.2 Integratives Verwaltungshandeln	93
5.2.3 Zusammenfassung	101
5.3 <i>Steuerungsdelegation – Verzicht auf hoheitliche Befugnisse</i>	102
5.3.1 Elemente direkter Demokratie	102
5.3.2 Gesellschaftliche Akteure in Normsetzung und Vollzug	106
5.3.3 Zusammenfassung	108
5.4 <i>Diskussion</i>	108
<b>6 Wandel umweltpolitischer Steuerungsinstrumente</b>	<b>113</b>
6.1 <i>Instrumente hierarchischer Steuerung</i>	115
6.2 <i>Instrumente indirekter und anreizorientierter Steuerung</i>	120
6.2.1 Umweltsubventionen	120
6.2.2 Umweltabgaben	127
6.2.3 Umweltzertifikate und Kompensationslösungen	135
6.2.4 Umwelthaftung	138
6.2.5 Benutzervorteile	140
6.3 <i>Prozedurale Instrumente und Selbstregulierung</i>	141
6.3.1 Privatisierung umweltbezogener Eigentumsrechte	141
6.3.2 Privatisierung hoheitlicher Aufgaben: Das Beispiel DSD	142
6.3.3 Branchenabkommen	145
6.3.4 Betriebliches Umweltmanagement: Öko-Audit	147
6.3.5 Betriebliche Umweltschutzbeauftragte	150
6.3.6 Kommunikative Instrumente	151
6.3.7 Integrierte Produktpolitik	158
6.3.8 Staatliche Leitbildsteuerung und Vorrang der Selbstregulierung	159

6.3.9	Verbands- und Individualklage	160
6.3.10	Technikfolgenabschätzung	163
6.3.11	Umweltplanung	165
6.3.12	Umweltverbesserndes Verwaltungshandeln	169
6.4	<i>Diskussion</i>	171
<b>7</b>	<b>Kooperation im umweltpolitischen Mehrebenensystem</b>	<b>175</b>
7.1	<i>Kooperativer Föderalismus in der Bundesrepublik</i>	176
7.1.1	Politikverflechtung	176
7.1.2	Steuerungsaspekte	183
7.2	<i>Die europäische Ebene</i>	185
7.2.1	Politikverflechtung	190
7.2.2	Steuerungsaspekte	204
7.3	<i>Diskussion</i>	212
<b>8</b>	<b>Kooperative Umweltpolitik – demokratiefreie Zone oder Chance für Partizipation?</b>	<b>219</b>
<b>9</b>	<b>Literatur</b>	<b>225</b>

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verschiedene Governancetypen	34
Tabelle 2: Leistungsprofil verschiedener Governancetypen	37
Tabelle 3: Leistungsprofil staatlicher Steuerungsinstrumente	51
Tabelle 4: Öffentlichkeitsbeteiligung bei umweltrechtlichen Zulassungsverfahren in Baden- Württemberg (1996)	88
Tabelle 5: Bürgerbegehren und Bürgerentscheide in Baden-Württemberg (1975-2003)	104
Tabelle 6: Steuerungsinstrumente in der Umweltpolitik	114
Tabelle 7: Investitionsförderung im Bereich Umwelt und Energie (Kreditzusagen in Mio. Euro pro Jahr)	124
Tabelle 8: Elemente umweltrelevanter Planung	166
Tabelle 9: Vertragsgrundlagen und Felder mit umweltpolitischer Relevanz in EU- und EG-Vertrag	189
Tabelle 10: Anteil europäischer Impulse an der Bundesgesetzgebung	205

### *Eine Anmerkung zur Sprache*

Im Zusammenhang der geschlechtsneutralen Bezeichnung von Akteuren und Akteurinnen wird, um Lindwurm-Konstruktionen zu vermeiden, gelegentlich auf das „Binnen-I“ („BürgerInnen“) zurückgegriffen. Feststehende Begriffe wie „Bürgerbeteiligung“ werden allerdings nicht abgewandelt.

## Vorwort

Diese Arbeit wurde als Magisterarbeit im Fach Wissenschaftliche Politik zur Erlangung des Magister Artium der Philosophischen Fakultäten an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg eingereicht und im Jahr 2000 angenommen. Für die jetzt vorliegende Veröffentlichung wurde der Text aktualisiert und im Hinblick auf Wissenschaftsformalia etwas entrümpelt. Stellenweise gekürzt, andernorts erweitert, blieb der Text in seiner Struktur und inhaltlichen Argumentation jedoch unverändert.

Meinem Gutachter Prof. Dr. Jürgen Rüland sei an dieser Stelle herzlich für seine Betreuung während der Entstehung dieser Arbeit gedankt. Danken möchte ich auch Marcus Delacor, Jan-Peter Voß, Regine Barth, Christian Hey, Miram Dross, Nadia vom Scheidt und Ulrich Eith, die Textteile in unterschiedlichen Stadien kritisch kommentierten. Verbleibende Fehler und Fehleinschätzungen sind natürlich allein mir anzulasten. Danke auch an Ulrich Steinbach, der mit einem entscheidenden Tipp den Grundstein für die Fragestellung legte. Und ohne die redaktionelle Unterstützung von Katherina Grashof und Alex Mirau wäre das Projekt wohl nie zu einem Ende gekommen...

Berlin, im September 2003

Franziska Wolff

## Abkürzungen

ABl.	Amtsblatt der Europäischen Union
AtG	Atomgesetz
AbfG	Abfallgesetz
AbwAG	Abwasserabgabengesetz
AStV	Ausschuss der Ständigen Vertreter (vgl. COREPER)
a.F.	alte Fassung
BauGB	Baugesetzbuch
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BT-Drs.	Bundestags-Drucksache
BVerfG	Bundesverfassungsgericht
COREPER	Comité des Représentants Permanents (vgl. AStV)
DIN	Deutsches Institut für Normung
DtA	Deutsche Ausgleichsbank
EGV	Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft
EP	Europäisches Parlament
EStG	Einkommensteuergesetz
EUV	Vertrag über die Europäische Union
EUZBLG	Gesetz über die Zusammenarbeit von Bund und Ländern in Angelegenheiten der Europäischen Union
FStrAbG	Fernstraßenbaugesetz
GAKG	Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe ‚Agrarstruktur und Küstenschutz‘
GenTG	Gentechnikgesetz
GG	Grundgesetz
GGO	Gemeinsame Geschäftsordnung der Bundesministerien

GOBT	Geschäftsordnung des Deutschen Bundestages
GRWG	Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe ‚Verbesserung der regionalen Wirtschaftsstruktur‘
IMPEL	Network for the implementation and enforcement of Community environmental law
i.V.m.	in Verbindung mit
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz
KfW	Kreditanstalt für Wiederaufbau
LT-Drs.	Landtags-Drucksache
LuftVG	Luftverkehrsgesetz
n.F.	neue Fassung
RL	Richtlinie
ROG	Raumordnungsgesetz
Rn.	Randnummer
Rs.	Rechtssache
SRU	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
SUP	Strategische Umweltprüfung
TÜV	Technischer Überwachungsverein
UBA	Umweltbundesamt
UGB	Umweltgesetzbuch
UmweltHG	Umwelthaftungsgesetz
UNEP	United Nations Environmental Programme
UIG	Umweltinformationsgesetz
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
VDI	Verband Deutscher Ingenieure
VwVfG	Verwaltungsverfahrensgesetz
VerBIG	Verbraucherinformationsgesetz
WGBU	Wissenschaftlicher Beirat für Globale Umweltveränderungen
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WP	Wahlperiode

### *Der große Humbug mit der Natur*

„Wieder ging mir der große Humbug mit der Natur auf. Schnee, auch wenn er nicht taut, gibt kaum sprachliche und emotionelle Motive, seine zweifellose Monotonie kann man gedanklich vollkommen von der Wohnung aus erledigen. Die Natur ist leer, öde; nur Spießherren sehen etwas in sie hinein, arme Schlucker, die sich dauernd ergehen müssen. Z.B. sind Wälder vollkommen motivlos, alles unter 1500 m ist überholt, seit Sie den Piz Palü für 1.- DM im Kino erblicken und erleben können... Flieden Sie vor der Natur, sie vermasselt die Gedanken und verdirbt notorisch den Stil! Natura – ein femininum, natürlich! Immer auf Abzapfung von Samen bedacht, auf Bebeischläferung und Ermüdung des Mannes. Die Natur, ist sie überhaupt natürlich? Beginnt und läßt liegen, Ansätze und eben so viele Unterbrechungen, Wendungen, Mißlingen, im Stich lassen, Widersprüche, Aufblitzen, sinnloses Sterben, Versuche, Spiele, Scheinbarkeiten – : das Schulbeispiel des Waidernatürlichen! Außerdem ist sie noch ungemein beschwerlich, bergauf, bergab; Steigungen, die sich wieder aufheben, Fernblicke, die sich wieder verwischen; Auslugen, von denen man vorher nichts wußte, und die man wieder vergißt, kurz – : Blödsinn.“

Gottfried Benn

## I Einleitung

In den letzten Jahren hat sich ein bemerkenswerter Wandel im öffentlichen und akademischen Diskurs um die Rolle des Staates vollzogen. Dieser wirkte sich auch auf die umweltpolitische Diskussion und Praxis aus. Während in den 1970ern und 80ern der Staat von konservativer Seite unter dem Schlagwort „Unregierbarkeit“ kritisiert wurde und die Linke ihm gravierende Legitimationsdefizite vorwarf, ist seit Mitte der 90er das interessante Phänomen seiner Rehabilitation zu beobachten. Unter dem Eindruck der Globalisierung werden die Stimmen lauter, die im Staat einen unverzichtbaren Akteur sehen. In einer Welt deregulierter Märkte und nationalen Steuerungsverlusts erwächst der Staat offenbar zum letzten Hort demokratischer Willensbildung und regulativer Politik. Die Globalisierungsdebatte ist aber nur ein Impuls im staatstheoretischen Paradigmenwechsel. Eine bedeutende Rolle spielt auch die Beobachtung innergesellschaftlicher Wandlungsprozesse, die die Anforderungen an das politisch-administrative System verändert haben: Da hat zum einen der Wertewandel in den westlichen Gesellschaften zum Ruf nach mehr gesellschaftlicher Teilhabe in der Politik geführt. Auch sind drängende Probleme wie Umweltzerstörung oder Technikbeherrschung oft so komplex und strittig, dass zunehmend das Wissen und die Legitimitätsressourcen von gesellschaftlichen Kräften („Stakeholdern“) in ihre Bearbeitung eingebunden werden. Wo früher staatliche Akteure Entscheidungen im Alleingang fällten oder allenfalls unter Berücksichtigung korporatistischer Beziehungen, haben sich mittlerweile offenere Politiknetzwerke etabliert. In ihnen treten staatliche Akteure oft nurmehr als Moderator in Erscheinung. Zudem ist die Binnendifferenzierung des politisch-administrativen Systems gestiegen: Immer mehr Ressorts gilt es zu koordinieren, institutionelle Eigeninteressen und Zielkonflikte zu managen, und über die föderalen Ebenen hinaus sind nun auch europäische Institutionen in intensive Verhandlungsprozesse einbezogen. Kann ‚der Staat‘ vor diesem Hintergrund noch die nötige Handlungs- und Steuerungsfähigkeit erbringen? Und in welchen Formen, mit welchen Instrumenten und Prozessen wird in politischen Systemen heute erfolgreich agiert?

Die Frage nach politischer Steuerung ist eine sehr grundlegende – geht es doch in letzter Konsequenz darum, ob Politik ‚etwas bewirken‘ kann. Diskutiert wird, ob und unter welchen Bedingungen Politik gezielt auf gesellschaftliche Teilsysteme wie Wirtschaft, Recht, Kultur Einfluss nehmen kann – oder ob umgekehrt diese das politische System dominieren. In modernen, ausdifferenzierten Gesellschaften hängen diese Teilsysteme stark voneinander ab: Wirtschaftsrezessionen können politische Instabilitäten hervorrufen, wissenschaftliche Entdeckungen zum Zusammenbruch von Industriesektoren führen, Rechtsentscheidungen das politische System blockie-

ren. Und gesellschaftliche Tätigkeiten wirken sich auf die außer-gesellschaftliche Umwelt aus, wenn z.B. Mechanismen des ökonomischen Systems – kurzfristige, ressourcenbelastende Gewinnmaximierung, Wachstumszwang etc. – als ‚Externalitäten‘ das ökologische System und damit letztlich die Grundlagen menschlichen Lebens zerstören. Aus dieser Diagnose ergeben sich eine Reihe von Fragen: Wie lässt sich damit umgehen, dass gesellschaftliche Teilsysteme sich immer stärker ausdifferenzieren und ihre Konzertierung immer komplizierter wird? Mit welchen Mechanismen können zerstörerische Auswirkungen des Zusammenspiels der Teilsysteme gebändigt werden? Welche Instanz ist dafür ‚zuständig‘? Welche Folgen haben gesellschaftliche Differenzierung und die Internationalisierung politischer Entscheidungsprozesse für politisch-administratives Handeln, für die Struktur und Funktion von Staat – kurz: für Staatlichkeit?

Der Begriff der Staatlichkeit entstammt der Staatstheorie. Er wird in der Literatur nicht einheitlich verwendet, sondern bezieht sich in unterschiedlicher Gewichtung auf innere und äußere Souveränität, auf Legitimitätsaspekte oder die Rechtstaatlichkeit moderner Staatsorganisation. Bereits die Vielzahl von sozial- und rechtswissenschaftlichen Veröffentlichungen der letzten Jahre, die den Begriff der Staatlichkeit unmittelbar im Titel trägt, weist auf eine weite Begriffsverwendung hin: Darunter befinden sich Studien zu Gestalt und Auswirkungen der europäischen Integration,<sup>1</sup> zu wirtschaftlicher Transformation und Demokratisierungsprozessen in Entwicklungs- und ehemaligen Ostblockländern<sup>2</sup> sowie zum Formwandel staatlichen Handelns in modernen Industriegesellschaften.<sup>3</sup> Dieser letztgenannte Teil der Literatur reiht sich größtenteils in die jüngere Steuerungsdebatte ein. Auch die vorliegende Arbeit knüpft vor allem an diesem Theoriestrang an.

Die Steuerungstheorie entstand in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts. Sie entwickelte sich von einer weitgehend präskriptiven Planungstheorie zu einem empirisch-analytischen, stark durch die Soziologie befruchteten Forschungsprogramm, das sich mit staatlichem Handeln unter den Bedingungen moderner Gesellschaften auseinandersetzt. Dabei wurden die Begriffe ‚Staat‘ und ‚Regieren‘ seit den 1970ern durch die des ‚politisch-administrativen Systems‘ und der ‚politischen Steuerung‘ ergänzt, teilweise sogar ersetzt. Die begriffliche Umorientierung geht mit der Abkehr von einer Denktradition einher, die Staat als souveränes, letztlich über der Gesell-

---

<sup>1</sup> Z.B. Felder (2001), Ziltener (1999), Jeckel (1997), Jachtenfuchs et al. (1996), Knill (1995), z.T. Grawert et al. (1995), Héritier et al. (1994), Grande (1994), Danwitz (1993).

<sup>2</sup> Anter (2003), Gärtner (2001), Dieringer (2001), Sturm (2000).

<sup>3</sup> Fürst (2003), Sandforth (2002), Aulehner (1997), Jessop (1996), Ellwein (1992).

schaft schwebendes Gebilde auffasste, und die der Politik ein Primat über andere gesellschaftliche Prozesse einräumte.<sup>4</sup> An Stelle dieser Auffassung tritt ein polyzentrisches Steuerungsmodell, in dem Politik nicht mehr allein im und durch den Staat stattfindet. Es hinterfragt grundsätzlich die Erfolgsaussichten staatlicher Einflussversuche. Politische Steuerung wird als „absichtsvolle Beeinflussung sozialer Prozesse“ durch „handlungsfähige Subjekte“ konzipiert (Mayntz 1995: 157). Der englische Begriff *Governance*, der auch in der deutschsprachigen Debatte zunehmend den Steuerungsbegriff ersetzt, beinhaltet ein verwandtes, allerdings breiteres Konzept: *Governance* bezeichnet nicht nur Steuerung in der *Polis*, sondern jedwede Form gesellschaftlicher Norm- und Regelsetzung mit dem Ziel, kollektive Handlungsfähigkeit herzustellen – innerhalb und außerhalb des politischen Systems. Der Begriff *Governance* wird in diesem Verständnis auch auf Grundmuster sozialer Ordnung wie Hierarchie, Wettbewerb oder Verhandlung angewandt.

Die vorliegende Arbeit greift die These auf, dass insbesondere Steuerung über hierarchische Mechanismen in komplexen Gesellschaften an ihre Grenzen stößt und zunehmend durch kooperative, verhandlungsbasierte Steuerungsformen ersetzt wird bzw. zu ergänzen ist. Dadurch, so die Annahme, können die Systemrationalitäten der Teilsysteme berücksichtigt und Widerstände gegen die Steuerungsversuche abgebaut werden. Der Begriff des „kooperativen Staates“ wird von Ritter (1979) entlehnt und mit jüngeren steuerungstheoretischen Annahmen unterfüttert. An der deutschen Umweltpolitik wird aufgezeigt, wie sich das in der Theorie eingeforderte Nebeneinander hierarchischer und kooperativer Steuerungsformen in der Praxis gestaltet.

Umweltpolitik bietet sich aus verschiedenen Gründen als Untersuchungsfeld an. In erster Linie sprechen konkrete politische Gründe für die Beschäftigung mit dem Umweltbereich: Die Gefährdung durch fortschreitende Umweltzerstörung und ungedrosselten Ressourcenverbrauch stellen Staat und Gesellschaft vor unausweichliche Herausforderungen. Klimawandel und der Verlust an biologischer Vielfalt, rapider Flächenverbrauch, Verwüstungsprozesse auf der Südhalbkugel, Boden- und Grundwasserbelastung oder die schleichende Gefährdung durch hormonell wirksame Stoffe, altbekannte Risiken der Kernenergie und weniger bekannte der Gentechnologie – trotz umweltpolitischer Erfolge in den letzten Jahrzehnten („blauer Himmel über der Ruhr“) gibt es keinen Grund zur Entwarnung. Die zu bewältigenden Probleme sind teilweise wenig sichtbar, erst in ferner Zukunft wirksam und in ihrer

---

<sup>4</sup> So bezeichnet Max Weber (1980: 29) in seiner klassischen Definition den Staat als „politische[n] Anstaltsbetrieb (...), wenn und insoweit sein Verwaltungsstab erfolgreich das *Monopol legitimen physischen Zwangs* für die *Durchführung der Ordnungen* in Anspruch nimmt.“ (Hervorhebung F. W.)

Dynamik noch nicht abschätzbar. Viele lassen sich nicht nach dem Filter-Prinzip des technischen Umweltschutzes (*end of pipe*) lösen, sondern verlangen tiefe Eingriffe in Wirtschaftsprozesse und Konsumgewohnheiten. Ihre Bearbeitung ist geprägt durch komplexe Wirkungszusammenhänge, hohe Unsicherheit, intensive Verteilungskonflikte und stark divergierende Interessen. Die hohe Bedeutung von technischem und ökologischem Spezialwissen für ihre Lösung geht dabei mit einer starken Prägung durch unterschiedliche *belief systems* – Bündel von Wertvorstellungen, Kausalannahmen und Problemwahrnehmungen – einher. Die sozialwissenschaftliche Auseinandersetzung mit Steuerungsformen, -defiziten und -erfolgen in der Umweltpolitik kann in Ergänzung zu den notwendigen technischen Lösungskonzepten konkrete Hinweise für die Problembearbeitung und Politikformulierung liefern. In diesem Sinne wurde die Debatte um kooperative Steuerung in der Umweltpolitik mittlerweile auch im politischen Raum aufgenommen (Wallström 2003, 2002; Loske 1999).

Darüber hinaus weist Umweltpolitik eine Reihe von Aspekten auf, die es auch forschungsimmanent reizvoll machen, sich mit diesem Feld zu befassen: So fällt Umweltpolitik in den Bereich einer historisch noch recht jungen Staatsfunktion – der Vorsorge vor Risiken und kollektiven Gefährdungen –, über die unser Wissen noch begrenzt ist. Die erwähnten Eigenschaften Komplexität, Unsicherheit, Verteilungs- und Konfliktintensität machen Umweltkonflikte zu einem aus Steuerungsperspektive besonders spannenden Anwendungsfall. Zudem ist Umweltpolitik einer der Politikbereiche, die sich originär im Spannungsfeld der Subsysteme Politik und Ökonomie befinden – anders als die von SteuerungstheoretikerInnen häufig zur Untersuchung herangezogenen staatsnahen Bereiche Gesundheits-, Forschungs- und Technologiepolitik, deren Staatsnähe besondere Steuerungsbedingungen impliziert. Und schließlich hat das Politikfeld Umwelt schon seit langem Formen kooperativen Staatshandelns hervorgebracht: Mit Mediationsverfahren und freiwilligen Vereinbarungen wurden hier bereits früh nicht-hierarchische Ansätze erprobt, die in den letzten Jahren durch indirekte, anreizorientierte Instrumente ergänzt werden. Das Politikfeld ist also geeignet, verschiedene Aspekte sich wandelnder Staatlichkeit zu verdeutlichen und diese anhand der gemachten Erfahrungen zu diskutieren.

Der Arbeit liegt folgende Gliederung zugrunde: Zunächst werden in Kapitel 2 und 3 quantitative und qualitative Aspekte des Wandels von Staatlichkeit historisch und theoretisch hergeleitet. Unter der quantitativen Seite wird die Zunahme von Staatsfunktionen in westlichen Gesellschaften beschrieben: Im Laufe des 19. Jahrhunderts kamen zu der ‚klassischen‘ Staatsfunktion der Ordnungssicherung die der Wohlfahrtssicherung hinzu, die wiederum unter dem Eindruck kollektiver Gefährdungen wie Atomkrieg, Gentechnik oder Klimawandel Ende des 20. Jahrhunderts

durch die Staatsaufgabe der Risikoprävention ergänzt wurde. Dieser Aufgabenzuwachs wird von der Theorie der öffentlichen Güter auf Formen des Marktversagens zurückgeführt. Die qualitativen Aspekte des Wandels von Staatlichkeit werden unter Bezugnahme auf die Steuerungstheorie und moderne Staatstheorie dargestellt. Dabei lässt sich Steuerungstheorie nicht als ein geschlossenes Bündel erklärender Aussagen begreifen; vielmehr existiert eine Vielzahl von Zugängen mit teilweise sehr unterschiedlichen Grundannahmen. Die beiden Pole der Diskussion, der system- und der handlungstheoretische Diskussionsstrang, werden vorgestellt und diskutiert. Die Systemtheorie nimmt an, dass Steuerung generell äußerst unwahrscheinlich bis unmöglich ist, weil sie funktionierende Kommunikation zwischen gesellschaftlichen Teilsystemen wie Politik, Wirtschaft, Recht etc. voraussetzt. Demgegenüber gehen handlungstheoretische Steuerungsansätze davon aus, dass es keine unüberwindbaren systemischen, wohl aber akteurs- und interessenbedingte Barrikaden in Steuerungsprozessen gibt. Die Ansätze treffen sich bei aller Unterschiedlichkeit in ihrer Einschätzung, dass nicht-hierarchische Governance-Formen und Willensbildungsprozesse („kooperativer Staat“) Steuerungsoptionen eröffnen. Drei Aspekte kooperativer Staatstätigkeit werden herausgearbeitet:

- *Die Öffnung des politischen Prozesses für nichtstaatliche Akteure.* Sie kann die Form von konsultativer Anhörung, kooperativer Einbindung oder einer vollständigen Abgabe von Steuerungskompetenz annehmen.<sup>5</sup>
- *Die Erweiterung des klassischen Steuerungsinstrumentariums* um ‚optionale‘ und prozedurale Instrumente bzw. Selbstregulierungsansätze.
- *Die Notwendigkeit zu Kooperation und Verhandlung* zwischen staatlichen Akteuren im Rahmen politisch-institutioneller *Mehrebenensysteme*.

Bevor die empirische Bedeutung dieser drei Aspekte an der Praxis deutscher Umweltpolitik dargestellt wird, erfährt das Politikfeld Umwelt nähere Betrachtung: Kapitel 4 behandelt die Vielfalt von Natur- und Umweltbegriffen und ihren gesellschaftlichen Diskurs-Charakter, und geht auf strukturelle Eigenschaften des Politikfelds ein. Solche Strukturen – Problemeigenschaften, Konfliktstrukturen oder typische Interessenskonstellationen – beeinflussen in vielfältiger Form Konfliktregelung und Steuerung in der Umweltpolitik.

Ab Kapitel 5 folgt der empirische Teil der Arbeit, in dem Aspekte kooperativer Umweltpolitik-Praxis betrachtet werden. Es wird aufgezeigt, in welchem Maße in der

---

<sup>5</sup> Dieser Aspekt geht über das Interesse der Korporatismusforschung hinaus, da nicht bloß organisierte Interessen und ihre relativ engen, institutionalisierten Verbindungen zum Staat betrachtet werden, sondern auch weniger organisierte Akteure und lose Politiknetzwerke.

deutschen Umweltpolitik tatsächlich vom kooperativen Staat gesprochen werden kann – und wo die Fußangeln kooperativer Staatstätigkeit liegen. Dafür werden rechtliche und institutionelle Rahmenbedingungen analysiert, zu deren Illustrierung auch Fallbeispiele herangezogen werden. Unter dem Stichwort ‚kooperative Umweltpolitik‘ werden die drei genannten Dimensionen Akteurseinbezug, Instrumentenkasten und Mehrebenenverflechtung betrachtet. Konkret umfasst dies Beteiligungsmöglichkeiten für BürgerInnen und Verbände in Politikformulierung und -implementierung und Formen konsultativen und kooperativen Verwaltungshandelns (Kapitel 5), eine systematische Zusammenschau hierarchischer, anreizorientierter und selbstregulatorischer Ansätze im deutschen Umweltrecht (Kapitel 6), und schließlich Aspekte der Mehrebenenverflechtung zwischen deutschem Föderalismus und EU-Umweltpolitik (Kapitel 7). Im Anschluss an die empirische Untersuchung werden in Kapitel 8 Chancen und Risiken kooperativer Politik diskutiert: Dabei geht es um das Spannungsverhältnis im verhandelnden Staat zwischen einem Mehr an politischer Beteiligung und dem Verlust von Legitimation, wenn Entscheidungen in exklusiven, nicht durch Wahl legitimierten, aber potenziell steuerungseffizienten Zirkeln fallen.

Noch einige terminologische Anmerkungen: Es ist problematisch, dass zwei der Hauptbegriffe dieser Buchs – ‚Steuerung‘ und ‚Umwelt‘ – aufgrund ihres hohen Abstraktionsgrades, ihrer Konturlosigkeit und ihrer Übernahme aus der Wissenschaftssprache in den Alltagsgebrauch regelrechte ‚Plastikwörter‘ (vgl. Pörksen 1992) sind. Sie stellen keine klar abgesteckten, eindeutigen Termini, sondern vielmehr Kristallisationskerne von Diskursen dar. Der Beliebigkeit des Begriffs Steuerung soll daher eine ausgiebige Begriffsdiskussion in Kapitel 3 entgegengesetzt werden, der Umweltbegriff wird in Kapitel 4 reflektiert.

Weitere zentrale Begriffe der Arbeit sind die des ‚Staats‘ bzw. ‚politisch-administrativen Systems‘ (PAS). Das Unwort ‚PAS‘ betont mit dem Systembezug die Interdependenz von Staat und Gesellschaft, den Systemcharakter politischen Handelns und die Abgrenzung gegenüber einer komplexen Umwelt. Weil der Begriff Staat in der neueren staatsrechtlichen Diskussion ähnlich verwendet wird und sprachlich handhabbarer ist, wird er in diesem Buch gleichwertig neben der Formulierung ‚politisch-administratives System‘ benutzt. In Abgrenzung zur juristischen Terminologie umfasst Staat hier geographisch nicht nur Bund und Länder, sondern auch die Gemeinden.

## 2 Quantitative Aspekte des Wandels von Staatlichkeit: Entwicklung der Staatsfunktionen

Die Diskussion um Steuerungsfähigkeit des politischen Systems, Formen politischen Handelns und Governance knüpft an eine ältere Debatte: an die staatstheoretische Frage nach Funktionen und Formen von Staatlichkeit und nach dem Verhältnis von Staat und Gesellschaft. Im Folgenden wird dargestellt, wie sich Staatsfunktionen und damit einhergehend Politikfelder im Europa der Moderne (und Nachmoderne) gewandelt haben, und wie sich die Zunahme von Staatsfunktionen theoretisch erklären lässt.

### 2.1 Die historische Entwicklung

Staaten werden gemeinhin als „politisch verfasste, also mit einem Herrschaftssystem ausgestattete Gesellschaften“ verstanden (Mauß 1995: 303; vgl. hierzu Kapitel 3.1.1 und 3.1.2).<sup>6</sup> Der moderne Staat, so Dieter Grimm (1993: 27), verdanke seine Existenz einer bestimmten historischen Konstellation – der Krise der mittelalterlichen Ordnung im 15. und 16. Jahrhundert.<sup>7</sup> Bis dato galt die Sozialordnung als göttlich gesetzt, mit der Konsequenz, dass eine autonome Sphäre des Politischen nicht existierte. Dies zeigt sich unter anderem daran, dass es (im strikten Sinne) keine Rechtssetzung, sondern lediglich Rechtsdurchsetzung gab, die wiederum von der Deutung des göttlichen Willens abhing. Die Religionskriege und die aus ihnen folgende Befugnis des Fürsten, über die Konfession seines Territoriums zu bestimmen, machten die Frage gesellschaftlicher Ordnung erstmals zu einer Entscheidungs-, und damit zu einer politischen Frage. Mit der Entkopplung von Religion und Herrschaft und mit der Bündelung von Hoheitsrechten in der Hand des Fürsten – die nötig waren, um den Frieden und die neue Ordnung durchzusetzen –, entstand eine umfassende Macht, die Bodin mit dem Begriff der Souveränität belegte (Bodin 1964). Sie ging einher mit einer neuen Trennung zweier Bereiche: dem Bereich des Staates in Form des Souveräns und seines Stabes, die gemeinsam über legale Zwangsgewalt verfügten, und dem Bereich der Gesellschaft als übrigem Teil der Gemeinschaft. Gemein-

---

<sup>6</sup> Die in den Rechtswissenschaften gängige Triadenlehre, die den Staat über das Vorhandensein von Staatsterritorium, Staatsvolk und Staatsmacht bestimmt (Herzog 1971), ist für unsere Fragestellung nicht von Interesse.

<sup>7</sup> Umwälzende Neuerungen bilden den Hintergrund dieser Entwicklung: Territoriale Entdeckungen und Kreuzzüge brachten gemeinsam den Fernhandel und Frühformen des Kapitalismus hervor; die Erfindung des Schießpulvers revolutionierte die Kriegstechnik und begrenzte zugleich die soziale Bedeutung von Adel und dezentralem Feudalsystem; durch den Buchdruck konnten Informationen schnell verbreitet werden (Grimm 1993: 29).

wohl leitete sich nicht mehr aus der göttlichen Offenbarung her, sondern wurde zu einer Entscheidungsangelegenheit, die dem Herrscher oblag. Er musste sich gegenüber ständischen und lokalen rivalisierenden Gewalten durchsetzen, indem er sich in finanzieller, gesetzgeberischer und militärischer Hinsicht von ihnen freimachte – in erster Linie durch den Aufbau einer professionellen Verwaltung und eines stehenden Heeres (Weber 1980). Dem Staat fiel das Monopol des Politischen zu, es entstand der Absolutismus.<sup>8</sup> An die Stelle einer transzendentalen Herrschaftslegitimation trat die philosophische, vernunftmäßige Rechtfertigung der Machtkonzentration in Form des Gesellschaftsvertrags (Hobbes 1996).

Allerdings unterhöhle die Vertragstheorie langfristig die absolute Gewalt eines Herrschers: Je besser es ihm gelang, inneren Frieden herzustellen, desto unplausibler wurde ja die Unbegrenztheit seiner Macht (Grimm 1993: 35). Es entstand die liberale Forderung, die Macht und Aufgaben des Staats auf die Sicherung der individuellen Freiheiten zu reduzieren (*Freiheits-/Ordnungssicherungsfunktion*) (Locke 1992). Damit wurde die traditionelle Rangfolge von öffentlichem und privatem Interesse unter Verweis auf eine ‚invisible hand‘ (Smith 2001) umgekehrt, die die Summe der Einzelegoismen in Gemeinwohl umwandeln sollte. Im liberalen Staat (Frankreich, USA) wurde Souveränität nun dem Volk zugeschrieben, und an die Stelle eines mit dem Herrscher noch untrennbar verknüpften Staates (Patrimonialstaat) trat der Staat als abstrakte Größe (Grimm 1993: 37f).

Die Industrielle Revolution führte zu zunehmender Spezialisierung sozialer Funktionen, zu wachsender Ausdifferenzierung und Interdependenz gesellschaftlicher Teilsysteme. Vor allem aber widerlegten ihre Auswirkungen die liberale Annahme, die Sicherung individueller Freiheit verbürge soziale Gerechtigkeit. Dies hatte Auswirkungen auf das Staatsbild: „Unter diesen Umständen war das Verharren des Staates bei der Nicht-Intervention kein Ausdruck seiner Neutralität, sondern Parteinahme für die stärkere Seite. Der Staat diene Klasseninteressen.“ (ebd.: 39, vgl. Marx/Engels 1986). Während Marx und die französischen Sozialisten daraus den Schluss zogen, der Staat sei abzuschaffen, riefen deutsche LiberalismuskritikerInnen mehrheitlich nach mehr Staat, um soziale Gerechtigkeit durchzusetzen.<sup>9</sup> So entstand Ende des 19. Jahrhunderts die *Wohlfahrtsicherungsfunktion* des Staa-

---

<sup>8</sup> Es bildeten jedoch nicht alle kontinentaleuropäischen Staaten absolute Monarchien und moderne Staaten heraus. Und auch für die absolutistischsten Staaten (Russland und Frankreich) muss die Einschränkung gemacht werden, dass sie „niemals die vollständige Herrschaft über alle in (...) [ihrem] Herrschaftsgebiet lebenden Personen“ (Grimm 1993: 34) erlangten. Vgl. Beyme (1991: 91).

<sup>9</sup> Dass Deutschland trotz seiner konstitutionellen Rückschrittlichkeit eine progressive Sozialpolitik betrieb, erklärt Grimm mit der spezifisch deutschen Staatstradition. Sie liege darin begründet,

tes. Nahm der Wohlfahrtsstaat anfangs nur punktuelle Eingriffe zur Kompensation der größten Nöte vor, so dehnte sich die soziale Absicherung mit dem Prozess der Demokratisierung und der Notwendigkeit, Wählerwünsche zu befriedigen, aus (Luhmann 1981: 14).

Mit der Ausbreitung wissenschaftlicher Technologien und dem Risiko unkontrollierten destruktiven Wissens entstand in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts neben der Ordnungs- und Wohlfahrtssicherungsfunktion eine weitere Staatsaufgabe: die *Risikoprävention* oder „Bewältigung kollektiver Gefährdungslagen“ (Habermas 1998a: 524, vgl. Beck 1986). Willke (1992: 68) nennt sie „Supervision“. Er hebt dabei auf die Schaffung einer wissenschaftlichen Infrastruktur und von ‚Gegen-Wissen‘ ab, mit deren Hilfe der Staat dasjenige Wissen zu kontrollieren versucht, das die BürgerInnen gefährden könnte.

## 2.2 Theoretische Erklärung

Worin liegen nun die Ursachen für die Staatsexpansion? Eine Reihe von Ansätzen versucht, die historische Entwicklung theoretisch zu fassen, darunter der soziogenetische Ansatz (Elias 1976, vgl. Kuhlmann 2000), das transaktionskostenökonomische Modell (North 1992) und die Theorie der öffentlichen Güter (Olson 1968, Musgrave et al. 1978). Dieser letzte Ansatz wird im Folgenden ausgeführt.

Die aus den Finanzwissenschaften stammende Theorie der öffentlichen Güter erklärt die Dynamik des Interventionsstaates mit spezifischen Formen des Marktversagens. Marktversagen liegt dann vor, wenn die private Produktion eines Gutes keine effiziente Lösung darstellt. Dies kann dann der Fall sein, wenn es erstens unmöglich, zu kostspielig oder nicht wünschenswert ist, einzelne VerbraucherInnen von der Nutzung des fraglichen Gutes auszuschließen;<sup>10</sup> oder wenn zweitens der Nutzen eines solchen Gutes unabhängig von der Anzahl seiner VerbraucherInnen ist.<sup>11</sup> Wenn diese beiden Bedingungen zutreffen, spricht man von ‚öffentlichen‘ oder ‚kollektiven‘ Gütern, da sich in solchen Situationen kein Marktakteur findet, der das Gut bereitstellen würde. Gemäß der Theorie der öffentlichen Güter wird daher

---

dass der Staat die vollständige Herrschaft über die Gesellschaft zwar verloren hatte, aber die Gesellschaft wegen mangelnder Volkssouveränität auch nicht die Oberhand über den Staat gewann. Das paternalistische Staatsbild wurde nicht im selben Maße abgelegt wie in demokratischen Staaten.

<sup>10</sup> Die Wirtschaftswissenschaften nennen dies ‚Nicht-Anwendbarkeit des Ausschlussprinzips‘.

<sup>11</sup> Es herrscht „Nicht-Rivalität im Konsum“.

dem Staat – dem Markt nachgeordnet – die Aufgabe zugewiesen, solche kollektiven Güter zur Verfügung zu stellen.

Dies beinhaltet bestimmte gesellschaftliche Ordnungsleistungen wie innere und äußere Sicherheit oder wie die Einhaltung von Verträgen. Weil das System Wirtschaft solche Leistungen nicht erbringen kann – das sah bereits Adam Smith –, entsteht die *Ordnungsfunktion* des Staates. Die Funktion der *Wohlfahrtsicherung* entsprang den Folgen der Industrialisierung: Zum einen wurden Gesundheit, Erziehung und Altersvorsorge zu öffentlichen Aufgaben, da die Familie durch die kapitalistische Warenproduktion ihre reproduktiven Aufgaben nur noch eingeschränkt wahrnehmen konnte. Zum anderen konnte der Markt, insbesondere in Zeiten hoher Arbeitslosigkeit, die Versorgung der Menschen mit den lebensnotwendigen Gütern nicht mehr bewältigen. Schließlich führte der Druck der kapitalistischen Wirtschaftsweise auf die stetige Weiterentwicklung von Wissen und Technologie zum Möglichwerden kollektiver Gefährdungen wie Umweltverschmutzung oder nuklearen Katastrophen. Das Versagen des Marktes wird darin gesehen, dass solche Risiken entstehen können, weil die mit ihnen verbundenen Kosten nicht in die Preise einfließen.<sup>12</sup> So entsteht die Notwendigkeit, dass der Staat die Risiken präventiv abfängt. Ein neuer Steuerungsbereich, eine neue Staatsaufgabe entsteht: die der *Risikoabsorption* bzw. der Gewährleistung der „Kollektivgüter der technologischen und ökologischen Sicherheit“ (Willke 1996: 8. Vgl. auch Preuß 1996).

Mit dem Zuwachs der staatlichen Funktionen geht ein Zuwachs von Politikfeldern einher. Beispiele wie Sozial-, Gesundheits- und Bildungspolitik, Technologie- oder Umweltpolitik illustrieren dies. Sie differenzierten sich erst im Laufe des 20. Jahrhunderts als eigenständige *Policy*-Bereiche mit eigenen staatlichen Ministerien und Budgets heraus.

---

<sup>12</sup> Es handelt sich um externe Kosten, siehe hierzu Kapitel 4.2.

### 3 Qualitative Aspekte des Wandels von Staatlichkeit: Der kooperative Staat

Dass die Staatsfunktionen im Laufe der Geschichte zugenommen haben,<sup>13</sup> ist in den Sozialwissenschaften unbestritten. Die Bewertungen dieses Prozesses und vor allem seiner Konsequenzen fallen allerdings sehr unterschiedlich aus. Grob lassen sich zwei Strömungen ausmachen: Sehen die einen mit dem Funktionszuwachs eine *Abnahme* staatlicher Handlungsfähigkeit – „Staatsversagen“, „Unregierbarkeit“ und „Steuerungsverlust“ – einhergehen,<sup>14</sup> betonen die anderen demgegenüber den *Wandel* von staatlichem Handeln und politischer Steuerung.<sup>15</sup> Seit den 70er Jahren werden Fragen nach staatlicher Handlungsfähigkeit und politischer Steuerung in sozial-, teilweise auch wirtschaftswissenschaftlichem<sup>16</sup> Zusammenhang unter dem Schlagwort „Steuerungsdebatte“ behandelt. Es geht um die Frage, ob das politische System andere gesellschaftliche Teilsysteme zielvoll beeinflussen – steuern – kann; ob zu beobachtende Misserfolge politischer Intervention auf wissensmäßige, technische, motivationale oder vielmehr auf grundsätzliche Hindernisse schließen lassen. Da die Diskussion über den Wandel von Staatlichkeit und, damit einhergehend, über kooperative Umweltpolitik vor dem konzeptionellen Hintergrund dieser wissenschaftlichen Auseinandersetzung stattfinden, wird die Steuerungsdebatte im Folgenden skizziert. Ihre Entwicklung und die beiden konträrsten Ausprägungen – der handlungs- und der systemtheoretische Ansatz – werden dargestellt und diskutiert.

#### 3.1 Konzeptioneller Hintergrund: Die Steuerungsdebatte

Historisch betrachtet wurde die Frage nach staatlicher Steuerung erst bedeutsam, als das Primat der Politik für die politische Theorie keine Selbstverständlichkeit mehr war. Dieser Wendepunkt setzte die sozialwissenschaftliche ‚Entdeckung‘ gesellschaftlicher Differenzierung durch Spencer, Durkheim und Pareto im 19. Jahrhundert voraus. Mit der Feststellung, dass sich die Gesellschaft in funktionale Teilbereiche aufgliedert hatte, wurde die gedankliche Trennung von Politik und Wirtschaft, aber

---

<sup>13</sup> Hood (1996) macht auf die Umkehrbarkeit dieses Prozesses aufmerksam.

<sup>14</sup> Habermas (1973), Offe (1980), Hennis/Kielmannsegg/Matz (1977/1979); weniger normativ: Luhmann (1981), Willke (1996), Ellwein/Hesse (1997).

<sup>15</sup> Mayntz (1987), Scharpf (1991), Voigt (1993), Jann (1996b), Pfetsch (1998) u.v.m..

<sup>16</sup> Zwar existiert kein eigenständiger Ansatz der Wirtschaftswissenschaften zur Steuerungsdebatte (Mezger 1990, vgl. auch Beyme 1991a: 143), dennoch befassen sich unterschiedliche Stränge ökonomischer Theorie mit Steuerungs- und Governancefragen. Dazu gehören v.a. die Transaktionskostentheorie, die Institutionenökonomik, die Politische Ökonomie und die evolutorische Ökonomik.

auch von Staat und Gesellschaft möglich.<sup>17</sup> Erst ab diesem Zeitpunkt stellte sich die Frage, wie die einzelnen Teilbereiche von Gesellschaft interagieren, wie sie wieder integriert werden, welche Rolle der Staat und die Politik dabei spielten – und ob Politik denn notwendigerweise ein Primat besitze.

Der Begriff der Steuerung – im Sinne einer Einflussnahme des einen auf ein anderes Teilsystem – kam jedoch erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts auf. Er löste den Planungsbegriff ab, der in Soziologie und Politikwissenschaft schon über eine längere Tradition verfügte. Mayntz (1987: 91) weist darauf hin, dass der Begriff ‚Steuerung‘ Ende der 1960er vermutlich als Übersetzung des englischen Worts ‚*control*‘ in die deutsche Soziologie eingegangen ist und vorwiegend in makrosoziologischen, insbesondere systemtheoretischen Zusammenhängen benutzt wurde. Vor allem Parsons, der auf Weber (1980) aufbauend die Beziehungen gesellschaftlicher Teilsysteme zueinander beschrieb und damit die neuere Systemtheorie begründete, stellte hier den Bezugspunkt dar (Parsons/Shils 1951).<sup>18</sup> Die Begrifflichkeit der Steuerung geht aber auch auf die Kybernetik zurück, die Norbert Wiener 1948 als Lehre von Steuerungsprozessen insbesondere von geschlossenen Systemen aus der Taufe gehoben hatte.<sup>19</sup> Die Kybernetik beeinflusste in den 60er Jahren politische Theoretiker wie Karl W. Deutsch und Amitai Etzioni, die den Regierungsprozess als Steuerungsprozess analysierten und wesentlich zur Verwissenschaftlichung des Steuerungsbegriffes in den Sozialwissenschaften beitrugen (Görlitz 1995: 8). Der naturwissenschaftliche Einfluss bestimmte bis in die 70er Jahre die Diskussion um technische Machbarkeit, um das ‚*engineering*‘ und die Planbarkeit des politischen Gestaltungsprozesses.<sup>20</sup> Die in diesem Kontext entstandenen Planungstheorien werden heute als die ältesten „eigentlichen“ Steuerungstheorien betrachtet (Görlitz 1995: 44). Sie fassten politische Planung als rationales Entscheidungshandeln oder als Zweck-

---

<sup>17</sup> Noch in der frühbürgerlichen Ökonomie bildeten Politik und Wirtschaft eine Einheit, und die Trennung von Staat und Gesellschaft setzte sich theoretisch erst mit der Hegel-Schule durch (Beyme 1991a: 74f).

<sup>18</sup> So wurde beispielsweise der Parson’sche Begriff der ‚*control hierarchy*‘ im Deutschen zu ‚Steuerungshierarchie‘ (vgl. Mayntz 1987: 991).

<sup>19</sup> ‚*Kybernân*‘ bezeichnet auf Griechisch die Kunst der Schiffssteuerung. Steuerung wird in der Kybernetik als unidirektionale und rückwirkungsfreie Einwirkung eines Systems auf ein anderes verstanden. Verhalten, Struktur, Funktion oder Eigenschaften des Zielsystems werden einem Programm entsprechend beeinflusst (Haufe 1985: 993).

<sup>20</sup> Ein deutscher Vertreter dieser in den USA entstandenen Diskussion ist Helmut Schelsky. Er rückte mit seiner Vorstellung vom „technischen Staat“ wissenschaftlich-technologische Beratung in den Vordergrund, um die ‚Irrationalität‘ politischer Entscheidungen zu mindern.

Mittel-Handeln von politischen Akteuren und Systemen auf. Für Steuerungsversagen wurden organisatorische Defizite und Wissensmangel verantwortlich gemacht.

Mit dem Einfluss der angelsächsischen *Policy Analysis* wurden ab Anfang der 70er verstärkt Politikinhalt unter die Lupe genommen, und es wurde nach Einflussfaktoren und Wirkungen staatlicher Intervention gefragt. Deutsche *policy*-Forscher und -ForscherInnen wie Renate Mayntz und Fritz Scharpf untersuchten vor dem Hintergrund sozialdemokratischer Reformpolitik und keynesianischer Globalsteuerung politikimmanente institutionelle Voraussetzungen für eine aktive Steuerung von Wirtschaft und Gesellschaft.<sup>21</sup> (Neo-) Korporatismus-ForscherInnen befassten sich mit den Auswirkungen einer stärkeren Verflechtung von Interessengruppen und Politik (Lehmbruch 1977). Das weitgehende Scheitern von Globalsteuerung und Reformpolitik sowie internationale Krisen läuteten in den 70ern eine Phase der Skepsis gegenüber Steuerungsmaßnahmen ein. Implementationsanalysen untersuchten nun verstärkt Durchführungsprobleme innerhalb des politischen Prozesses und lenkten die Aufmerksamkeit auf die SteuerungsadressatInnen (Braun 1995: 614).

Bis in die 80er Jahre verwandelte sich die Steuerungskepsis in einen Steuerungs- pessimismus. Die politischen Hintergründe lagen u.a. in den Erfahrungen von Stagflation, zweiter Ölkrise und Eurosklerose. Aus unterschiedlichen wissenschaftlichen Richtungen wurden „Staatsversagen“ oder Steuerungskrisen konstatiert. Systematisiert man mit Görlitz (1995: 26ff) die Ansätze nach den Ursachen, auf die das Steuerungsversagen zurückgeführt wird, so kann man Krisentheorien und Steuerungsmodelle unterscheiden. Krisentheorien machen aus kapitalismus- oder pluralismuskritischem Blickwinkel die Bedingungen moderner Industriegesellschaften – kapitalistische Wirtschaftsweise/Industriesystem<sup>22</sup> bzw. Meinungs-, Interessen- und Organisationsvielfalt<sup>23</sup> – für die Steuerungskrise verantwortlich.<sup>24</sup> Steuerungsmodelle hingegen betrachten Steuerungsprobleme nicht so sehr als Krisenphänomene, sondern als immanente Erscheinung des politischen Prozesses in modernen, d.h. funktional differenzierten Gesellschaften.<sup>25</sup>

---

<sup>21</sup> Wie sich die Praxis der politischen Planung während und nach den Zeiten der Planungseuphorie in der Bundesrepublik gestaltete, beschreibt Ritter (1987b) ausführlich.

<sup>22</sup> Habermas (1973), O'Connor (1974), Offe (1980), Jänicke (1986).

<sup>23</sup> Crozier et al. (1975), Hennis et al. (1977/1979), Rose (1979), Lehner (1979).

<sup>24</sup> Zur Kritik an den Krisentheorien vgl. Görlitz (1995: 31ff).

<sup>25</sup> Unter steuerungstheoretischem Blickwinkel entfällt mit dieser Annahme die Möglichkeit, sich durch revolutionären Wechsel der Wirtschaftsform (vgl. Jänicke 1996: 170ff) oder durch die Rückkehr zum „starken Staat“ aller Steuerungsorgen zu entledigen. Steuerungsprobleme würden dabei vermutlich ihre Form wandeln, aber nicht einfach entfallen.

Den Höhepunkt der Steuerungsdebatte bildete die so genannte Scharpf-Luhmann-Kontroverse (Scharpf 1989, Luhmann 1989). Sie steht stellvertretend für die grundsätzliche Auseinandersetzung zwischen einer handlungstheoretischen, akteurszentrierten Sichtweise und dem systemtheoretischen Ansatz. Auch wenn in der Steuerungsdebatte (die inzwischen zu einer Governance-Debatte ausgeweitet wurde) mittlerweile manche der Gräben überwunden wurden (vgl. Kapitel 3.1.3), sollen diese beiden Positionen in den nächsten beiden Abschnitten dargestellt und diskutiert werden, um die zentralen Konfliktlinien zu veranschaulichen.

Folgende Fragekomplexe werden dabei näher betrachtet:

- *Kontext*: Vor welchem wissenschaftlichen Ansatz bzw. welcher Gesellschaftskonzeption wird Steuerung debattiert?
- *Steuerungsbegriff*: Was ist, wie funktioniert und wie weitreichend ist Steuerung gemäß dem Modell?
- *Steuerungsbedarf*: Weshalb entsteht überhaupt Steuerungsbedarf?
- *Staat, Politik und Gesellschaft*: Welche Stellung nimmt Politik ein, wie wird das Verhältnis von Staat zu Politik und von Staat/Politik zu Gesellschaft beschrieben?
- *Steuerungsprobleme und -erfolg*: Wann und warum misslingt Steuerung, bzw. kann sie überhaupt gelingen?
- *Steuerungsmodalitäten und -instrumente*: In welchen Modalitäten und mit welchen Instrumenten kann Steuerung gelingen?
- *Legitimität*: Welche Legitimität besitzen steuernde Eingriffe?

### 3.1.1 Systemtheoretischer Ansatz: Grenzen politischer Steuerung

In der jüngeren Systemtheorie haben sich vor allem Niklas Luhmann und Helmut Willke zur Frage der politischen Steuerung geäußert. Obwohl sie weitgehend von denselben Prämissen<sup>26</sup> ausgehen, kommt Willke dabei zu einer optimistischeren Einschätzung von Steuerungschancen.

#### *Kontext*

Den Hintergrund der systemtheoretischen Debatte bildet die Theorie funktionaler Differenzierung. Sie besagt, dass die ehemals stratifikatorische, hierarchische Grundstruktur von Gesellschaft im Prozess der Modernisierung weitgehend von einer Struktur funktionaler Teilsysteme wie Recht, Politik, Wirtschaft, Erziehung, Wissenschaft, Religion etc. abgelöst wurde (Schimank 1997). Diese Teilsysteme operieren

---

<sup>26</sup> Theorie der funktionalen Differenzierung und Autopoiesis-Konzept, siehe unten.

weitgehend unabhängig voneinander. Konkret heißt das: Religiöse Dogmen können nicht als wissenschaftliche Erkenntnisse deklariert werden, Gerichte sind im Kern von der Politik unabhängig, und wiederum beeinflusst der soziale Status eines Angeklagten nicht das gerichtliche Urteil über ihn. Die Subsysteme produzieren Leistungen für Nachbarsysteme und üben jeweils spezielle Funktionen im Rahmen des gesellschaftlichen Ganzen aus. Sie sind durch professionalisierte Rollen, spezialisierte Organisationen und spezielle Codes gekennzeichnet, die es einer Gesellschaft erlauben, Vorgänge von größerer Komplexität zu bewältigen (Willke 1992: 61).<sup>27</sup> Mit einer funktionellen Grundstruktur steigt nun einerseits die Autonomie und die potenzielle Abschottung der Systeme gegeneinander. Andererseits erhöht sich – da sie auf Leistungen der anderen Systeme angewiesen sind – auch ihre Abhängigkeit voneinander (Luhmann 1997: 763).<sup>28</sup>

Luhmann kombiniert das Konzept funktionaler Differenzierung mit der deduktiv-analytischen Theorie autopoietischer Systeme (Luhmann 1997: 761). Soziale Systeme bestehen in diesem Ansatz weder aus Menschen noch Handlungen, sondern aus Kommunikationen.<sup>29</sup> Wenn Teilsysteme gemäß Luhmann selbstreferenziell oder autopoietisch operieren,<sup>30</sup> dann heißt das, dass jedes Teilsystem „die Elemente, aus denen es besteht, als Funktionseinheiten selbst konstituiert und in allen Beziehungen zwischen diesen Elementen eine Verweisung auf diese Selbstkonstitution mitlaufen lässt“ (Luhmann 1984: 59). Entscheidend für die Autopoiesis von Systemen ist die Erzeugung einer Differenz von System und der das System umgebenden Umwelt (Luhmann 1997: 66, 748f). Hierzu dienen binäre Codes – im Wissenschaftssystem z.B. die Leitdifferenz Wahrheit/Unwahrheit, im Teilsystem Recht der Code Recht/Unrecht. Sie strukturieren systeminterne Operationen und ermöglichen es dem System, diese von Umweltsachverhalten zu unterscheiden (Luhmann 1986: 75ff). In Folge der Autopoiesis sind Systeme operativ geschlossen, d.h. die Operatio-

---

<sup>27</sup> Luhmann (1986: 45, 48, 74) zufolge ist Systembildung die Voraussetzung sowohl für den Aufbau als auch für die Reduktion von Komplexität.

<sup>28</sup> Über diesen kurzen und notgedrungen oberflächlichen Abriss der Systemtheorie Luhmannscher Prägung hinaus vgl. die Ausführungen von Luhmann (1981, 1984, 1986, 1988, 1989, 1997) oder Baraldi et al. (1997), Willke (1995), Beyerle (1994), Ulrich (1994), Scharpf (1989), Waschkuhn (1987).

<sup>29</sup> Entgegen älteren Systemtheoretikern wie Parsons betrachtet Luhmann Systeme nicht als Konstrukt eines Beobachters, sondern als empirisch vorhandene Einheiten: „Die folgenden Überlegungen gehen davon aus, dass es Systeme *gibt*“, leitet Luhmann das erste Kapitel des Bands „Soziale Systeme“ ein (Luhmann 1984: 30. Hervorhebung d. A.).

<sup>30</sup> Den Begriff der Autopoiesis führten Maturana und Varela ein, um sog. „basale Selbstreferenz“ von älteren Konzepten der Selbstorganisation abzugrenzen (Luhmann 1984: 60).

nen eines Systems hängen nur von den früheren Operationen desselben Systems ab – nicht etwa von Operationen der Umwelt – und sind gleichzeitig Voraussetzung für nachfolgende Operationen desselben Systems. So werden im System Wirtschaft Zahlungsakte vollzogen, die Zahlungsfähigkeit voraussetzen, und Zahlungsfähigkeit (und nicht etwa: Wahrheit) schaffen (Luhmann 1986: 103). Die Folge: Weil so keine Kommunikation des einen Systems direkt an die eines anderen anschließen kann, kommt es zur prinzipiellen Unmöglichkeit bereichsübergreifender Kommunikation in Luhmanns Theorie.

### **Steuerungsbegriff**

Mit Ulrich (1994: 89) kann man den systemtheoretischen Steuerungsbegriff in drei Ebenen einteilen: Auf der höchsten theoretischen Abstraktionsebene ist Steuerung gleichbedeutend mit der selbstreferenziellen Operationsweise von Systemen, d.h. mit der nicht-intentionalen Art und Weise, wie ein System seine Elemente und Strukturen produziert und reproduziert. Steuerung ist auf dieser Ebene also vor allem Selbststeuerung.<sup>31</sup> In der engeren Fassung bezeichnet Steuerung die begrenzte Möglichkeit von sozialen Systemen, kontrolliert und zielgerichtet auf ihre *eigenen* Zustände und Strukturen einzuwirken.<sup>32</sup> Die Luhmannsche Definition lautet folgendermaßen:

„Bei Steuerung handelt es sich um Differenzminderung, um Verringerung eines Unterschiedes. Das kann ganz traditional als Zweckorientierung aufgefasst werden. Der Zweck wird dann gedacht als Differenz zu dem Zustand, der eintreten würde, wenn man nichts täte (...)“ (Luhmann 1989: 13)

Steuerung ist also die Verringerung der Differenz zwischen dem Basiszustand und dem Erreichen eines angestrebten Zwecks. Gesteuert werden nicht Systeme, sondern deren interne Unterscheidungen (ebd.: 16). Die dritte Ebene schließlich bildet die politische Steuerung. Sie gilt als spezifische Kommunikation *zwischen* (nicht innerhalb von) autonomen, autopoietischen Systemen, die jedoch für deterministische Eingriffe wie oben beschrieben nicht zugänglich sind. Luhmann schließt daraus: „Im Verhältnis der Funktionssysteme zueinander kann es Destruktion geben, je nachdem,

---

<sup>31</sup> Mayntz empfiehlt für diese Ebene den Begriff der Selbstorganisation statt dem der (Selbst-) Steuerung, eben weil es sich um einen nicht-absichtsvollen Prozess handelt (Mayntz 1995: 165). Teubner kritisiert, dass Selbststeuerung bei Systemen die Kapazität voraussetze, „eigene Strukturen nicht nur aufzubauen und stabil zu halten, sondern auch nach eigenen Kriterien zu verändern“ (Teubner 1989: 29).

<sup>32</sup> Begrenzt ist diese Möglichkeit deshalb, weil die Selbstbeobachtung eines Systems, die einem solchen Prozess vorausgehen müsste, notwendigerweise vereinfachend ist. Ein sich selbst beobachtendes System erfährt durch seine eigene Operationsweise Beschränkungen: Es kann nur eigene Unterscheidungen, d.h. vor allem den eigenen Code, für die Beobachtung nutzen (Luhmann 1986: 53, 230). Dadurch entstehen so genannte „blinde Flecke“ in der Beobachtung.

wie sehr sie aufeinander angewiesen sind, nicht aber Instruktion“ (Luhmann 1997: 753). Letztlich ist Steuerung höchstens als „Hilfe zur Selbststeuerung“ denkbar, als Unterstützung der AdressatInnen bei ihren Bemühungen, den eigenen Lernprozess zu organisieren (Ulrich 1994: 73).

### ***Steuerungsbedarf***

Steuerungsbedarf ergibt sich aus den negativen Externalitäten, die durch die Autonomie der funktionell ausdifferenzierten Teilsysteme entstehen: Operationen des einen Systems können enorme, gar zerstörerische Folgen für ein anderes bzw. die gesamte Gesellschaft und ihre natürliche Umwelt haben. Argumentierte Luhmann in den 1980ern noch: „Fürs Überleben genügt Evolution“ (Luhmann 1984: 645), so räumte er 1992 ein:

„Die unbestreitbaren, gravierenden, zukunftsbedrohenden Veränderungen in der natürlichen Umwelt, die die Gesellschaft auslöst, werden allmählich zum Rationalitätsproblem dieses Jahrhunderts. Die Gesellschaft ist für ihre eigenen Operationen auf hohe Indifferenz ihrer Umwelt angewiesen, kann sich aber gerade diese nicht mehr leisten.“ (Luhmann, zitiert nach Ulrich 1994: 116).

Willke (1987) hatte bereits früher auf die Notwendigkeit hingewiesen, die Abstimmung (Integration) zwischen den Subsystemen zu verbessern, um ihr destruktives Potential zu bändigen.

### ***Politik, Staat und Gesellschaft***

Das politische System übt mit Hilfe professionalisierter Rollen (PolitikerInnen, StaatssekretärInnen, ReferentInnen etc.) und spezialisierter Organisationen (Parlamente, Ministerien) die Funktion aus, kollektiv bindende Entscheidungen zu ermöglichen. Es operiert mittels des dominanten Codes Regierung/Opposition bzw. ‚Macht haben‘/ ‚Macht erstreben‘ entlang von inhaltlichen und personalen Programmen (Luhmann 1986: 167ff). Politische Leistungen – bindende Entscheidungen – werden, ungeachtet der Autonomie anderer Funktionssysteme, in anderen gesellschaftlichen Systemen in großem Umfang benötigt (Luhmann 1981: 83). Gleichzeitig benötigt das politische System Umweltleistungen und muss sich in die Umwelt einfügen:

„[Politik] kann Recht setzen unter der Bedingung der Einfügbarkeit in die Rechtsordnung, und sie kann Geld ausgeben unter der Bedingung, dass die dadurch entstehende Zahlungsunfähigkeit abgewälzt werden kann“ (Luhmann 1986: 178).

Das politische System reicht im systemtheoretischen Kontext über den Staat als solchen hinaus und umfasst Parteien und die politische Öffentlichkeit – letztlich also auch politisch handelnde Zivilgesellschaft. Der Staat selbst wird lediglich als Konstrukt, als interne „Selbstbeschreibung des politischen Systems“ gefasst, und damit

als „semantisches Artefakt“ (Luhmann 1984: 627). Im Unterschied zur konventionellen Staatstheorie stellt die Systemtheorie klar: Weil alle sozialen Systeme eine gesellschaftserhaltende Funktion ausüben und voneinander abhängen, ist das politisch-administrative Teilsystem nur noch ein Funktionssystem neben anderen und kann keine Sonderposition („Primat der Politik“) innerhalb der Gesellschaft beanspruchen. Gesellschaft selbst wird nicht als handlungs- und steuerungsfähiges Ganzes betrachtet, sondern, wie oben beschrieben, als heterarchisch geordnetes System autopoetischer Teilsysteme. Politische Resonanz wird hierin vor allem über die Mechanismen ‚öffentliche Meinung‘ und Wahlen geschaffen (Luhmann 1986: 175).

### ***Steuerungsprobleme und Steuerungserfolg***

Das Steuerungs-dilemma, das die Systemtheorie für politische Systeme am Ende des 20. Jahrhunderts identifiziert, besteht in einem steigenden Bedarf an kollektiv bindenden Entscheidungen bei gleichzeitig wachsenden Beschränkungen politischen Handelns. Ausgelöst wird es durch die Autonomisierung der Funktionssysteme und die selbstreferenzielle Geschlossenheit sozialer (und psychischer) Systeme, also die Unmöglichkeit, bereichs- (und personen-) übergreifend Rationalitäten nachzuvollziehen und aufeinander Einfluss zu nehmen (Luhmann 1984: 59). Dabei verneint selbst Luhmann die Möglichkeit politischer Steuerung nicht gänzlich,<sup>33</sup> betont jedoch ihre Grenzen. Konkret liegen diese darin begründet, dass das zu steuernde System nur ungenügend durchschaut wird,<sup>34</sup> und dass jedes Wissen um die systemische Organisation des Steuerungsobjektes nur mit Hilfe (system-) eigener Realitätskonstruktionen entsteht (Ulrich 1994: 90). Außerdem ist Steuerung immer nur ein Bruchteil aller selbstreferenziellen Operationen der beiden beteiligten Systeme, so dass, „während man steuert (...), gleichzeitig Milliardenfach etwas anderes [passiert], das man, weil gleichzeitig, weder kennen noch kausal beeinflussen kann“ (Luhmann 1989: 15). Schließlich können Steuerungsabsichten frühzeitig erkannt werden; dann macht entweder der vorausseilende Gehorsam des Adressaten den Steuerungsversuch überflüssig, oder es werden Ausweichstrategien angewendet (ebd.: 16). Unzählige nicht-beabsichtigte Nebenwirkungen oder Rückwirkungen auf das steuernde System verdeutlichen die Grenzen kausaler, linearer Steuerung.

Da die Systemtheorie auch Individuen als selbstreferenzielle Systeme betrachtet, lehnt sie einzelne Akteure als Steuerungssubjekte und -objekte ab: Zum einen seien Individuen mit ihren begrenzten Handlungskapazitäten innerhalb einer komplexen

---

<sup>33</sup> Luhmann gesteht ein, dass erfolgreiche staatliche Einflussnahmen „möglich sind und massenhaft vorkommen“ (zitiert nach Scharpf 1991: 622).

<sup>34</sup> Mayntz (1987: 106) spricht von „mangelndem Systemwissen“.

Umwelt niemals in der Lage, dieser ihren Willen aufzudrängen (Luhmann 1988: 330). Zum anderen sei der Mensch als „nicht-triviale Maschine“ zwar beeinflussbar, aber nicht zielgenau steuerbar. Staatliche Einflussnahme über Geld und Recht könne Wirkungen zeitigen, oft aber nicht die intendierten. Dasselbe nimmt Luhmann für kollektive Akteure wie Organisationen an (Ulrich 1994: 77f).

### ***Steuerungsmodalitäten und -instrumente***

Wenn Luhmann mit Blick auf die empirischen Zustände die Möglichkeit erfolgreicher staatlicher Intervention nicht vollständig negiert, so hängt dies mit der Resonanzfähigkeit von Systemen zusammen: Systeme können von ihrer Umwelt, wenn nicht „gesteuert“, so doch durch „Irritationen“ (Resonanz)<sup>35</sup> angeregt werden. Dies kann so weit gehen, dass die Steuerungs-„Irritationen“ des Steuerungssubjekts beim Steuerungsobjekt in seine selbstreferenziellen Operationen integriert werden. Bahnen regelmäßiger wechselseitiger Resonanz (strukturelle Koppelung),<sup>36</sup> die die Funktionssysteme miteinander verbinden, erleichtern deshalb steuernde Eingriffe. Steuerungserfolg bleibt für Luhmann aber unwahrscheinlich, was er nicht zuletzt darauf zurückführt, dass die zentralen Steuerungsmittel des politischen Systems, Recht und Geld, „Überlastungssymptome“ aufwiesen und für eine zielgenaue Verhaltenssteuerung ungeeignet seien (Luhmann 1981: 151). So empfiehlt Luhmann der Politik, sich auf diejenigen Aufgaben zu konzentrieren, die „kausaltechnisch bewältigbar“ seien (ebd.: 156). Willke hingegen sieht in der Gestaltung der der Beziehungen *zwischen* den Teilsystemen eine echte Steuerungschance:

„Systemsteuerung bedeutet (...), angesichts der durch externe Intervention nicht determinierbaren systemischen Prozesse, brauchbare Verknüpfungen zwischen Systemen und Umwelt [herzustellen]“ (Willke 1996: 199).

Solche ‚Intersystembeziehungen‘ lassen sich bilden, indem durch Verhandlungssysteme, Konzertierte Aktionen, Sozialpartnerschaften etc. systemübergreifende oder gar gesamtgesellschaftliche Diskurse aufgebaut werden. Politisches und zu steuerndes System stünden sich in der Folge nicht mehr als vollkommene „*Black Boxes*“ gegenüber. In dieser Situation könnten Randbedingungen gesetzt werden (Kon-

---

<sup>35</sup> Luhmann (1986: 40): „Der Zusammenhang von System und Umwelt wird (...) dadurch hergestellt, dass das System seine Selbstproduktion durch intern zirkuläre Strukturen gegen die Umwelt abschließt und nur ausnahmsweise, nur auf anderen Realitätsebenen, durch Faktoren der Umwelt irritiert, aufgeschaukelt, in Schwingung versetzt werden kann. Eben diesen Fall bezeichnen wir als Resonanz.“ Dabei lässt sich ein System nur durch solche Umweltereignisse beeindrucken, die es selbst als relevant definiert (Willke 1996: 191).

<sup>36</sup> Beispiele für strukturelle Kopplung: Steuern, Abgaben, die Notenbank (zwischen politischem und wirtschaftlichem System); die Verfassung (zwischen Recht und Politik); die Institutionen Eigentum und Vertrag (zwischen Recht und Wirtschaft) (Luhmann 1997: 781f).

textsteuerung), und so die systemische Selbststeuerung beeinflusst werden (ebd.: 189ff). Voraussetzung hierfür:

„[Umweltanstöße] müssen zum einen in der „Sprache“ (...) des Systems formuliert sein, um überhaupt wahrgenommen zu werden, und sie müssen zum anderen als Kontextinformationen in die zirkuläre Operationsweise des Systems sich einschleusen lassen, um überhaupt wirksam zu werden“ (Willke 1996: 197).

Willke/Teubner (1984) unterscheiden drei Varianten von Kontextsteuerung, d.h. von der staatlichen Koordinierung teilsystemischer Aktivitäten: residuale, direktive und dezentrale Kontextsteuerung. Ihr Hauptaugenmerk liegt auf der dezentralen Kontextsteuerung. Eine solche prozedurale Steuerung, die „relevante gesellschaftliche Akteure in Verfahren der Programmformulierung, Entscheidungsfindung und Implementierung einbindet“ (Willke 1996: 181), gelinge eher als eine autoritative Verhaltenssteuerung nach Wenn-Dann-Schemata. Die Politik solle dabei nicht nur neutrale Dritte sein, die lediglich die Regeln für die Konstitution kollektiver Akteure und Netzwerke setzt, sondern als *prima inter pares* agieren.

### **Legitimität**

Dem politischen System wird von der Systemtheorie aufgrund seiner Funktion und Leistung – der Ermöglichung und Herstellung kollektiv bindender Entscheidungen – zugestanden, das einzige soziale Teilsystem zu sein, das über die eigenen Grenzen eine Definitionsmacht für das gesamtgesellschaftliche Interesse besitzt. Politische Steuerung verfügt deshalb zumindest über höhere Legitimität als Interventionen anderer Systeme in ihre Umwelt (Willke 1996: 264). Ulrich (1994: 152) macht allerdings darauf aufmerksam, dass auch politische Intervention nur dann akzeptiert werden, wenn die Funktionssysteme die für die Reproduktion des Ganzen notwendige Leistung nicht mehr selbst erbringen können.

### **3.1.2 Handlungstheoretischer Ansatz: Wandel politischer Steuerung**

Die handlungstheoretischen, akteurszentrierten Ansätze, maßgeblich entwickelt von den *Policy*-ForscherInnen Fritz W. Scharpf und Renate Mayntz, betonen gegenüber dem systemtheoretischen Steuerungspessimismus den Wandel staatlichen Handelns.

### **Kontext**

Handlungstheoretische Erklärungsansätze leiten gesellschaftliche Phänomene in erster Linie aus den Absichten, Situationsdefinitionen, Handlungen und Interaktionen von Akteuren her (Braun 1996: 245). Untergliedert man Handlungstheorien grob in Rationalitätsmodelle und Interaktionsansätze, so sind die handlungstheoretischen Steuerungsmodelle den Ersteren zuzuordnen. Häufig besteht eine Nähe zum *Rational*

*Choice*-Ansatz, der als Ausprägung des Methodologischen Individualismus soziale Makrophänomene als bloße Summe individueller Handlungen und Präferenzen betrachtet.<sup>37</sup> So weit gehen Mayntz/Scharpf (1995) allerdings nicht: In ihrem Ansatz des „akteurszentrierten Institutionalismus“ prägen neben den Individuen auch gesellschaftliche Institutionen (d.h. soziale Gebilden wie Organisationen und sozial normierte Verhaltensmuster) Handlung. Der institutionelle Zusammenhang schafft die Erwartungssicherheit, die soziales Handeln überhaupt erst ermöglicht (Mayntz/Scharpf 1995: 47). Er beeinflusst im Rahmen konkreter Situationen und Akteurskonstellationen die Handlungsorientierungen der Akteure, determiniert sie aber nicht.<sup>38</sup>

Auch HandlungstheoretikerInnen stützen sich heute weitgehend auf die Theorie sozialer Differenzierung (vgl. Kapitel 3.1.1). Allerdings betrachten sie funktionale Teilsysteme als *Handlungs-* (und nicht als Kommunikations-) Zusammenhänge, die sich im Lauf der Zeit institutionell und organisatorisch verfestigen. Die Abgrenzung der Teilsysteme ist demnach nicht von internen Operationen abhängig, sondern das Selbstverständnis der Akteure entscheidet über die Definition der Systemgrenzen (Ulrich 1994: 109f).

### **Steuerungsbegriff**

Der Zugang zur Steuerungsproblematik erfolgt über die Betrachtung des *Handelns* sozialer *Akteure*. Auf der höchsten Abstraktionsebene wird soziale Steuerung mit Grundformen sozialer Ordnung oder gesellschaftlichen Koordinationsmechanismen (Governancetypen) gleichgesetzt.<sup>39</sup> Sie lässt sich in die Idealtypen Wettbewerb,

---

<sup>37</sup> Ausgesprochen entschieden formuliert Buchanan diese Position: „Only individuals choose and act. Collectivities, as such, neither choose nor act and analysis that proceeds as if they do is not within the accepted scientific community. Social aggregates are considered only as the result of choices made and actions taken by individuals.“ (zitiert nach Ulrich 1994: 48).

<sup>38</sup> Kenis/Schneider (1996: 13) grenzen den akteurszentrierten Institutionalismus von anderen institutionalistischen Ansätzen ab und bestimmen die akteurszentrierte Perspektive als Mittelposition zwischen über- und untersozialisierten Handlungstheorien: „Einerseits lässt sie Akteure weitgehend „gewohnheitsmäßig“ und routiniert handeln, andererseits stattet sie das Handlungssubjekt jedoch mit so viel Intelligenz und Selbstbewußtsein aus, daß es institutionelle Regeln nicht vollkommen dumpf und unbewußt „abspult““ (ebd.). Akteure sind weiterhin in der Lage, Handlungen hinsichtlich ihres Erfolges und ihrer Angemessenheit zu reflektieren und gegebenenfalls zu anderen Routinen überzuwechseln. Vgl. auch Schimank (2000).

<sup>39</sup> Der Begriff Governance wurde in dieser weiten Bedeutung von Williamson (1990) und seiner Transaktionskostentheorie geprägt. Von anderen WissenschaftlerInnen wird der Begriff in einem engeren Sinne lediglich zur Bezeichnung nicht-hierarchischer Koordinierungsformen (sowohl auf nationaler wie internationaler Ebene) verwendet (Rhodes 1997, Bulmer 1994, Kooiman 1993, Rosenau/Czempiel 1992). Zum Ursprung und der Entwicklung des Begriffs Governance

Hierarchie, Verhandlung und Solidarität unterteilen (vgl. Tabelle 1), die oft mit den ‚Orten‘ Markt, Staat, Netzwerk und Gemeinschaft identifiziert werden. Diese Identifizierung trifft empirisch aber nicht ganz zu und ist eher sinnbildlich zu verstehen.<sup>40</sup>

*Tabelle 1: Verschiedene Governancetypen*

Idealtypus	Hierarchie	Wettbewerb	Verhandlung	Solidarität
<b>‚Ort‘</b>	Staat	Markt	Netzwerke	Gemeinschaft
<b>Koordinationsmechanismus</b>	Befehl “command and control“	Preis, Konkurrenz	Aushandlung, Kooperation	Kooperation auf Basis gemeinsamer Werte
<b>Koordinationsform</b>	Zentral, einseitig abhängig	Dezentral, unabhängig	Dezentral, interdependent	Dezentral, interdependent
<b>Teilnehmerkreis</b>	Unbegrenzt	Unbegrenzt	Begrenzt	Exklusiv, dauerhafte soziale Beziehungen

Quelle: eigene Zusammenstellung<sup>41</sup>

Während der Wettbewerb eine dezentrale, auf Tausch, Preisen und Konkurrenz beruhende Form der Koordination ist, basiert Hierarchie auf Zentralität und Anweisung; bei beiden Formen sind utilitaristische Motive (Hoffnung auf Gewinn, Furcht vor Nachteilen) handlungsprägend. Verhandeln bezeichnet eine Form von Koordination, die weder auf Konkurrenz noch auf Anweisung beruht, die aber von der Interdependenz der Akteure und von individueller Vorteilssuche gekennzeichnet ist. Solidarität schließlich ist ein Koordinierungsmodus, der sich auf gemeinsame Normen, Wertorientierungen und Situationsdefinitionen stützt und der auch unter Zurücknahme des (kurzfristigen) Eigeninteresses Kooperation ermöglicht.

Diese verschiedenen Governanceformen zeichnen sich durch unterschiedliche Stärken und Schwächen aus (vgl. Tabelle 2): So wird Hierarchien zwar die Ermöglichung

vgl. Mayntz (1998). In dieser Arbeit wird der Terminus ‚Governance‘ im allgemeinen, sowohl hierarchische als auch nicht-hierarchische Steuerungsformen umfassenden Sinne benutzt.

<sup>40</sup> So gibt es auch im Rahmen von Markttransaktionen nicht nur Wettbewerb, sondern auch hierarchische Prozesse innerhalb von Firmen oder Kooperationsbeziehungen zwischen Unternehmen (F&E-Kooperationen, Strategische Allianzen, Kartelle etc.). Und innerhalb der staatlichen Verwaltung bzw. zwischen Staat und Gesellschaft existieren Wettbewerbs- und Aushandlungsprozesse.

<sup>41</sup> Vgl. Willke (1998), Mayntz (1993), Williamson (1990), Kaufmann (1984), Hayek (1968) u.v.m..

kollektiver Willensbildung zugeschrieben, aber eine geringe Informationsverarbeitungskapazität, wenig Responsivität und Innovationskraft. Wettbewerb ist durch ein genau entgegengesetztes Leistungsprofil gekennzeichnet. Der Verhandlungsmodus ermöglicht Kooperation und Wohlfahrtssteigerung, wo einseitiges Handeln (Hierarchie, Wettbewerb) versagen würde (Coase 1960). Er führt jedoch u.U. zu hohen Transaktionskosten, Lösungen auf niedrigem Niveau und geht zu Lasten nichtteilnehmender Dritter. Solidarität ermöglicht ein Handeln gegen (kurzfristige) individuelle Interessen und kann so Handlungsdilemmata überwinden, funktioniert aber nur im Rahmen exklusiver (sich wertmäßig verbunden fühlender) Kreise, kurzer Handlungsketten und ohne Ressourcen autoritativ mobilisieren zu können. Anders als in der politischen Markt-Staat-Debatte der 80er Jahre werden mittlerweile weniger die absoluten Vor- und Nachteile der einzelnen Steuerungsformen betont, als ihr problem- bzw. kontextabhängiger Einsatz, ihre Komplementarität und Kombinierbarkeit (Jänicke et al. 1999: 107ff).

Die Politikwissenschaft versteht politische Steuerung üblicherweise davon unabhängig zunächst als konzeptionell orientierten Prozess der Gestaltung gesellschaftlicher Umwelt durch politische Instanzen. Mayntz, deren Definition schulbildend wirkte, beschreibt Steuerung als „absichtsvolle Beeinflussung sozialer Prozesse“ durch handlungsfähige Subjekte (Mayntz 1995: 157). In diesem Prozess können die beschriebenen Governancetypen wie Wettbewerb oder Hierarchie als Steuerungsformen eingesetzt werden. Grundlage des Steuerungsprozesses, in dem Akteure mit ihren Interessen und Ressourcen aufeinander einzuwirken versuchen, ist für HandlungstheoretikerInnen das absichtsvolle Handeln individueller und kollektiver Akteure auf der Basis ihrer Interessen und Situationsdeutungen (Scharpf 1989: 12). Dennoch wird dem Steuerungsobjekt ein gewisser Systemcharakter, eine autonome Dynamik zugesprochen, um „Steuerung von lediglich punktuellen Eingriffen, aber auch von der Erschaffung, dem Aufbau oder der Konstruktion sozialer Gebilde zu unterscheiden“ (Mayntz 1987: 94). Was die Reichweite politischer Steuerung anbelangt, so wird Steuerung nicht auf der Ebene des Gesamtsystems verortet; dort fände lediglich Strukturbildung und -wandel statt. Politische Steuerung sei vielmehr

„ein sozialer Teilprozess, der mit vielen anderen Teilprozessen interferiert und so zum sozialen Wandel beiträgt, ohne ihn lenken zu können. (...) Das bedeutet, daß es zwar Steuerung *in* der funktionell differenzierten Gesellschaft gibt, aber keine politische Steuerung *der* Gesellschaft.“ (Mayntz 1995: 165. Ihre Hervorhebungen)

Damit erhebt die akteurszentrierte Steuerungstheorie, anders als Luhmann, keinen Anspruch, ein gesellschaftstheoretisches Paradigma zu sein. Sie sieht sich lediglich als „Theorie politischen Handelns in einer funktionell differenzierten Gesellschaft“ (ebd.).

### ***Steuerungsbedarf***

Dieser wird wie in der Systemtheorie aus den negativen Konsequenzen ungezügelter funktioneller Differenzierung hergeleitet, d.h. aus der Abhängigkeit der Teilsysteme voneinander und aus negativen Externalitäten (Mayntz 1995: 154) (vgl. bereits Kapitel 3.1.1).

### ***Politik, Staat und Gesellschaft***

Entsprechend der Differenzierungstheorie wird Politik auch in der Handlungstheorie als funktionelles Teilsystem zur Herstellung kollektiv bindender Entscheidungen betrachtet. Damit ist die Abhängigkeit des politischen Systems von den anderen Teilsystemen theoretisch verankert und die Vorstellung vom Staat als zentraler Steuerungsinstanz eigentlich zur Disposition gestellt. Dennoch halten HandlungstheoretikerInnen an einer gewissen Sonderstellung des politisch-administrativen Systems fest. So argumentiert Scharpf (1989: 25), dass der Staat zur Produktion kollektiv verbindlicher Entscheidungen, „in der Lage sein muss, in die Strukturen und Prozesse der anderen Funktionsbereiche steuernd einzugreifen.“<sup>42</sup> Da der Staat „als einziger über die Ressource rechtlichen Zwangs verfügt, während alle anderen Teilsysteme nur Sachzwänge schaffen können“ (Grimm 1993: 50), verfügt er offenbar im Rahmen solcher Sachzwänge dennoch über ein Steuerungspotenzial besonderer Qualität. Der Staat gilt in der handlungstheoretischen Steuerungstheorie nicht als Konstrukt oder Selbstbeschreibung des politischen Systems, sondern als „konkret-historische Organisationsform der Politik“ (Beyerle 1994, 246). Zugleich sei der Staat als korporativer (wenngleich nicht monolithischer) Akteur prinzipiell handlungsfähig.

---

<sup>42</sup> Ähnlich argumentiert Mayntz (1995: 156), sowohl die klassische Ordnungspolitik als auch modernere Staatsfunktionen seien „mit der Vorstellung unvereinbar, daß sich das politische von den übrigen Teilsystemen allein durch den Inhalt seines (...) Codes unterscheidet und keinerlei herausgehobene Position einnimmt.“

*Tabelle 2: Leistungsprofil verschiedener Governancetypen*

Hierarchie	Wettbewerb	Verhandlung	Solidarität	
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Ermöglichung kollektiven/kooperativen Handelns</li> <li>▪ Bereitstellung von Kollektivgütern</li> <li>▪ hohe Umsetzungswahrscheinlichkeit</li> <li>▪ Effektivität und Effizienz bei der Bewältigung bestimmter (nicht-komplexer) Probleme</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Dezentrales Wissen, dez. Informationsverarbeitung</li> <li>▪ Effizienz</li> <li>▪ Innovation</li> <li>▪ Responsivität, Anpassung an Umweltveränderungen</li> <li>▪ positive Anreizstruktur (Nutzen aus ‚Übererfüllung‘ von Regelungen)</li> <li>▪ geringe Transaktionskosten</li> <li>▪ individuelle/organisatorische Entfaltungsmöglichkeit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Ermöglichung kollektiver Entscheidungen, idealiter Interessensausgleich</li> <li>▪ Erschließung dezentraler Wissensreservoirs</li> <li>▪ Aufbrechen eingengter Problemwahrnehmungen, Lerneffekte</li> <li>▪ Überbrückung von Handlungsblockaden</li> <li>▪ Kreativität und Implementationsnähe</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Ermöglichung kollektiven Handelns zur Verwirklichung gemeinsamer Interessen (z.B. Überwindung von Gefangenendilemmata oder Trittbrettfahrertum bei öffentlichen Gütern)</li> <li>▪ Handeln gegen individuelle Interessen</li> <li>▪ geringe Transaktionskosten</li> <li>▪ Spontaneität, keine organisatorischen Voraussetzungen</li> </ul>	<b>Stärken</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Geringe Informationsverarbeitungskapazität</li> <li>▪ Motivationsproblem, kein Anreiz zu Kooperation</li> <li>▪ Überforderung bei komplexen und dynamischen Problemen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Trittbrettfahrertum, Übernutzung: bestimmte Güter lassen sich über den Markt nicht anbieten</li> <li>▪ Externe Effekte</li> <li>▪ Präferenzen künftiger Generationen gehen nicht in Preisbildung ein</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ „Not in my backyard“, lokale Optima</li> <li>▪ Konsensfindung: hohe Transaktionskosten</li> <li>▪ Blockademöglichkeit</li> <li>▪ Negative Koordination, kleinster gemeinsamer Nenner</li> <li>▪ Verhandlungsdilemma</li> <li>▪ Principal-Agent-Dilemma</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Geringe Informationsverarbeitungskapazität</li> <li>▪ Kurze Handlungsketten</li> <li>▪ Keine autoritativen Mittel zur Mobilisierung von Ressourcen</li> <li>▪ Abschließung nach Außen (Corps-Geist, „Klüngel“, Gruppenegoismus)</li> </ul>	<b>Schwächen</b>

Quelle: Zusammenstellung von Franziska Wolff/Jan-Peter Voß, basierend auf Willke (1998), Prittwitz (1997), Streeck/Schmitter (1996), Vanberg (1996), Mayntz (1993), Kaufmann (1984), Hayek (1968).

### ***Steuerungsprobleme und Steuerungserfolg***

Steuerungsprobleme werden anders als in der Systemtheorie weniger in der mangelnden Steuerbarkeit der AdressatInnen, denn in der begrenzten Steuerungsfähigkeit des politisch-administrativen Systems gesehen (Scharpf 1989: 24). Zwar werden Schwierigkeiten der Steuerbarkeit nicht geleugnet, doch die ihnen zugrunde liegenden Verselbständigungstendenzen sozialer Systeme werden als „Produkt erkennbarer Handlungsstrategien identifizierbarer Akteure“ (Mayntz 1987: 102) begriffen. Anders als systemische Selbstreferenzialität gelten sie als prinzipiell überwindbar. Widerstand gesellschaftlicher Regelungsfelder gegen staatliche Steuerung erwächst aus

„den gewachsenen Machtressourcen und der kollektiven Handlungs- und daher auch Widerstandsfähigkeit hochgradig institutionalisierter und organisierter Teilsysteme, nicht aber (...) [aus] ihrer selbstreferentiellen Geschlossenheit.“ (ebd.: 103).

Gerade hochgradig organisierte Bereiche stellen aber nicht nur mögliche Widerstandszonen dar, sondern auch staatliche Einflussphären, da Organisationen von den Steuerungsressourcen Recht und Geld in besonderem Maße abhängig sind. Mängel der Steuerungsfähigkeit des Staates werden den konkreten Ausprägungen des Politikprozesses zugeschrieben. Weil „der Organisationsrahmen des Staates (...) noch nicht die kollektive Handlungsfähigkeit der am politischen Prozess beteiligten Akteure [garantiert]“, gelte es, „unterschiedliche Konstellationen politischer Akteure voneinander zu unterscheiden, ihre je besondere Interaktionslogik zu rekonstruieren und sie auf die Analyse konkreter gesellschaftlicher Probleme zu beziehen“ (Scharpf 1989: 26f).

Als Ursachen für Steuerungsprobleme werden in der handlungstheoretischen Steuerungstheorie Faktoren wie mangelndes Wissen um Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge und damit auch um unbeabsichtigte Nebenwirkungen, eine komplexe Problemstruktur oder Interessensgegensätze wichtiger Akteure identifiziert. Der Grund von Steuerungsresistenzen kann aber auch in einer ungünstigen institutionellen Ausgestaltung von föderalen, nationalen oder EU-Kompetenzen liegen (Politikverflechtung). Oder eine Vorgabe kann im Bereich der Umsetzung an einer unmotivierten Verwaltung, mangelnden Durchsetzungsressourcen, Überwachungsschwierigkeiten und am Widerstand der AdressatInnen scheitern. Schließlich kann ein Steuerungsproblem auch entstehen, wenn ein Thema schlicht nicht auf die politische Agenda gesetzt wird, oder wenn keine Instrumente verfügbar sind, um zielsicher in Systemprozesse einzugreifen (Mayntz 1987: 96ff, Scharpf 1978). Eine besondere Rolle spielen Akzeptanz und Legitimität staatlicher Interventionen. Politische Steuerung, so fasst Braun (1995: 617) den akteurszentrierten Ansatz zusammen, kann erfolgreich sein, „aber nur dann, wenn sie in der Lage ist, sich mit geeigneten Strategien in

einer Umwelt durchzusetzen, in der eine Vielzahl von Akteuren mit Eigeninteressen und erheblicher Vetomacht agieren.“ Der Staat ist damit gezwungen, bei Politikformulierung und -vollzug mit gesellschaftlichen Akteuren in Konsensbildungsprozesse zu treten. Der Blick wird besonders auf Organisationen bzw. Netzwerke und neokorporatistische Arrangements gerichtet, da angenommen wird, dass Selbstorganisationsfähigkeit und organisierte Verhandlungsfähigkeit die Steuerbarkeit eines gesellschaftlichen Bereiches erhöhen (Mayntz 1987:104).

### ***Steuerungsmodalitäten und -instrumente***

Ähnlich wie Willke betonen Mayntz und Scharpf, dass politische Steuerung sich weg von imperativer Verhaltenssteuerung und hierarchischen Eingriffen hin zu kooperativen Strategien entwickelt. Statt eines Verlustes von Einfluss- und Steuerungsmöglichkeiten wird ein Formwandel der Politik diagnostiziert. Mayntz konkretisiert diesen Formwandel als Abkehr von rein hierarchischer Steuerung. Er bestehe in „teils kooperative[m], teils konfliktive[m] Zusammenwirken staatlicher und gesellschaftlicher Akteure“ (Mayntz 1995: 159) und in einer „Kombination von gesellschaftlicher Selbstregelung und politischer Steuerung“ (ebd.: 163). Der Wandel von Steuerung wird dabei nicht nur auf veränderte Steuerungsbedingungen (technologischer, ökonomischer, politisch-institutioneller Art) zurückgeführt, sondern auch auf das autonome Entstehen neuer Steuerungsideen und damit auf eine Diskurskomponente (Holzinger et al. 2003).

Trotz des Vertrauens in mehr gesellschaftliche Selbstregulierung geben die HandlungstheoretikerInnen aber den Staat als steuernde Instanz nicht auf. Er könne:

„(1) Zusammensetzung und Struktur der Akteurskonstellation beeinflussen<sup>43</sup> (Organisationsentscheidungen treffen), (2) die Spielregeln verbindlich festlegen und ändern (prozedural regeln), (3) selektiv Unterstützung gewähren, (4) die Handlungsorientierung der nicht-staatlichen Akteure durch Information und Überzeugungsarbeit verändern und (5) auf andere Weise nicht zustande kommende Entscheidungen autoritativ treffen.“ (Mayntz 1995: 160)

### **Gesellschaftliche Selbstregelung**

„findet damit typischerweise «im Schatten» des Rechts bzw. der Hierarchie statt (...). Der Staat tut in diesen Beziehungen mehr, als nur «pädagogisch» zu steuern, er ist nicht reiner «Supervisionsstaat» (Willke), sondern benutzt nach wie vor die ihm eigenen Möglichkeiten hoheitlicher Intervention, auch wenn die Ansatzpunkte andere sind.“ (ebd.)

Die Möglichkeit autoritativer Steuerung wird also in ihrer Reinkultur verworfen, aber als „Drohpotential“ und *Ultima Ratio* beibehalten.

---

<sup>43</sup> Dunsire (1993) taufte den staatlichen Einfluss auf die Zusammensetzung von Verhandlungsregimen „Collibration“.

### *Legitimität*

Die Legitimität steuernder Eingriffe wird im handlungstheoretischen Ansatz v.a. über Konsens- und Verhandlungslösungen angestrebt. Weil damit demokratietheoretische Schwierigkeiten wie Intransparenz und lokale Optima (Lösungen zu Lasten nicht-beteiligter Dritter) verbunden sind, findet diese Form der Legitimation jedoch auch Kritiker (Benz 1998).

### 3.1.3 Diskussion

Die beiden vorgestellten Steuerungsmodelle haben ihre jeweiligen Stärken und Schwächen. Bei ihrer Kritik sollte darauf geachtet werden, ob diese am wissenschaftlichen Ansatz oder vielmehr an modell-inhärenten inhaltlichen Punkten ansetzt.

### Handlungstheoretische Steuerungstheorie

Bei Luhmann und Willke stellt sich auf der *Ebene des Theorieansatzes* das Problem, dass das rein analytische Konzept der Autopoiesis hermetisch geschlossen und empirisch kaum zu operationalisieren ist – also auch nicht zu widerlegen. Was sich als „Immunisierungsstrategie“ (Popper 1995) interpretieren lässt, folgt u. a. aus dem Anspruch, eine Universaltheorie zu entwickeln. Diese kann jedoch bei konkreten Problemen nur dann Erklärungen liefern, wenn sie mindestens auf die Ebene einer Theorie mittlerer Reichweite (vgl. Merton 1965) heruntergebrochen und präzisiert wird. Hier liegt ein Defizit der Systemtheorie Luhmannscher Prägung: Die Binnenstruktur der verschiedenen Teilsysteme – z.B. Grad oder Form sektoraler Organisiertheit – wird kaum beachtet, obwohl diese eine wichtige Voraussetzung für die Möglichkeit der Steuerung wie auch der propagierten Selbstregelung wäre (Mayntz 1995: 155).

Auch wird das grobe Gesellschaftsraster der Differenzierungstheorie den unterschiedlichen Facetten von Politik kaum gerecht; Luhmann überbetont *politics*-Aspekte (d.h. den Prozess der politischen Auseinandersetzung um Macht) gegenüber der *polity*- und *policy*-Dimension (institutioneller Rahmen bzw. Inhalte von Politik). Dabei ist anzunehmen, dass *polity*-Aspekte wie die parlamentarische oder präsidentielle (Steffani 1981), konkurrenz- oder konkordanzdemokratische (Lehmbruch 1967) Verfasstheit eines politischen Systems seine Steuerungsfähigkeit bzw. zumindest die Steuerungsformen beeinflussen. Ein weiteres Defizit, das aus der Makroperspektive des Theorie-Ansatzes folgt, ist die mangelnde Auseinandersetzung mit dem

Zusammenspiel mehrerer Gesellschaften, d.h. mit den Auswirkungen internationaler Verflechtung auf politische Steuerung.<sup>44</sup>

Ein *modell-interner* Schwachpunkt ist, dass dem politischen System einerseits die Funktion der Herstellung bzw. Durchsetzung *kollektiv verbindlicher* Entscheidungen – mit Hilfe eines legitimen Gewaltmonopols! – zugewiesen wird und politische Steuerung letztlich als legitim gilt, andererseits dem politischen System eine Sonderstellung aberkannt wird. Darüber hinaus erfasst Luhmanns Autopoiesiskonzept in seiner Radikalität weder die vielfältigen Interdependenzen, die es eigentlich benennt, noch die Überlappungen verschiedener Funktions- und Kommunikationssysteme. Solche Überschneidungen existieren bereits dann, wenn Akteure/Individuen verschiedenen Systemen gleichzeitig angehören, und damit mehrere ‚Codes‘ beherrschen.<sup>45</sup>

Das Konzept erfasst auch nicht die unzähligen Schattierungen, die sich als Zwischenformen zwischen den Extremen hierarchischer Steuerung und Selbstregulierung herausgebildet haben. Luhmann stilisiert Widerstände gegen politische Einflussnahme grundsätzlich zu selbstreferenzieller Geschlossenheit, auch dort, wo sie machttheoretisch besser zu erklären wären (Beyme 1991b: 26). Was die Selbststeuerung von Funktionssystemen anbelangt, so hat Luhmann „nicht zeigen können, dass die drei Etagen eines autopoietischen Systems der Politik (Verwaltung, inklusive Parlament und Justiz, Parteien und Publikum) die nötige Homogenität besitzen, um eine irgendwie feststellbare Binnensteuerung nach einem gemeinsamen Code zu ermöglichen“ (ebd.: 25). Willke schließlich versucht mittels der Kontextsteuerung, die (halbherzig) eingestandene Möglichkeit politischer Steuerung theoretisch zu unterfüttern, doch die damit unterstellte Möglichkeit systemübergreifender Kommunikation von Systemen widerspricht letztlich der auch von ihm vertretenen Selbstreferenzialität.

Die Stärke des systemtheoretischen Ansatzes liegt darin, „für den Eigensinn und die Borniertheit funktionspezifischer Kommunikationssysteme [zu sensibilisieren], die wir andernfalls über unserer Präokkupation mit den institutionellen Rahmenbedingungen, Eigeninteressen und Strategien der politischen Akteure vielleicht vernachlässigen könnten“ (Scharpf 1989: 27). Auch ist die Relativierung von Politik als Spitze oder Steuerungszentrum der Gesellschaft fruchtbar, gerade weil sie den Blick auf nicht-hierarchische, kooperative Formen der Steuerung lenkt – dabei muss eine Sonderstellung des politischen Systems nicht rigide abgelehnt werden. Positiv zu würdigen ist die Absage an lineare und geradlinige Ursache-Wirkungs-Mechanismen,

---

<sup>44</sup> Diese Kritik ist insofern einzuschränken, als Luhmann einen soziologischen, keinen politologischen Anspruch hat.

<sup>45</sup> Z.B. ein Unternehmer, Rechtsanwalt oder Wissenschaftler, der zugleich Abgeordneter ist.

die vermeintliche Ansätze für Steuerung bieten.<sup>46</sup> Damit einher geht die Vorstellung, dass Kontrolle, Einfluss oder Steuerung eines Systems gegenüber einem anderen nie ein einseitiger Prozess ist, sondern Rückwirkungen beim steuernden System hervorruft.

## Handlungstheoretische Steuerungstheorie

Auf der Ebene des *wissenschaftlichen Ansatzes* lässt sich mit Luhmann kritisieren, dass ein Ansatz, der am einzelnen Akteur als Steuerungssubjekt anknüpft, theoretisch hilflos ist gegenüber dem eklatanten Missverhältnis zwischen dem einzelnen Akteur und seiner Umwelt (Luhmann nach Scharpf 1989: 20). Dabei verkennt Luhmann jedoch, dass im akteurszentrierten Institutionalismus das Steuerungssubjekt bereits systemisch konzipiert ist. Viele Mängel der handlungstheoretischen Herangehensweise wurden durch den Einfluss der Systemtheorie bereits korrigiert. Mit der allgemeinen Anerkennung des systemischen Charakters von Gesellschaftsbereichen wird auch das Bild früher Planungsmodelle von politischer Steuerung als rationalem und geradlinigem Entscheidungshandeln aufgegeben.

Was *modell-interne Defizite* des handlungstheoretischen Ansatzes anbelangt, so ist die letztlich fragmentarisch bleibende Erörterung von Steuerungsproblemen zu kritisieren. Zwar werden auf unterschiedlichen Ebenen des Politikprozesses verschiedene Formen und Ursachen von Steuerungsschwierigkeiten ausgemacht – und diese Differenziertheit gehört zu den Stärken des Ansatzes –, aber es kommt zu keiner systematisierenden Zusammenschau. Der akteurszentrierte Institutionalismus und seine Ausprägungen (Verhandlungstheorie, Netzwerkansatz) sind eher beschreibend denn erklärend. Dieses Problem wird von Mayntz/Scharpf (1995: 66) selbst erkannt:

„Der akteurszentrierte Institutionalismus läuft (...) Gefahr, durch die Integration institutionalistischer und handlungstheoretischer Perspektiven überkomplex zu werden und praktisch zu einer Art *historischer Rekonstruktion* zu werden“ (Hervorhebung d.A.).<sup>47</sup>

So wird beispielsweise theoretisch auch kaum begründet, warum Netzwerke zu den neuen Hoffnungsträgern politischer Steuerung avancieren, wo doch gleichzeitig gesehen wird, dass mit dem Organisationsgrad in einem Teilsystem auch dessen Widerstandspotential gegen Eingriffe wächst. Eine *top-down*-Perspektive reicht deshalb

---

<sup>46</sup> Dass mit dieser Absage nicht das Kind mit dem Bade ausgeschüttet werde, fordert Beyme (1991b: 27): „Anwendungsorientiertes Wissen in Natur- und Sozialwissenschaften kann durchaus noch große Erfolge erzielen, wenn sie an einen begrenzten Sachverhalt linear herangehen, ohne zu glauben, dass alles mit linearen Systemen erklärt werden könnte.“

<sup>47</sup> Damit stellt sich die Schwierigkeit, dass „[i]m Vorhinein (...) alles möglich [scheint], im Nachhinein (...) nach der Devise *post hoc propter hoc* die Entwicklung als folgerichtig und unvermeidlich eingestuft“ wird (Beyme 1991b: 30. Seine Hervorhebung).

nicht aus: Während es Mayntz (1995: 165f) bei der Analyse von Netzwerken und Verhandlungssystemen darum geht, inwieweit der Staat jenseits hierarchischer Steuerung seine Ziele durchsetzen kann, ist aber auch zu beachten, wie groß umgekehrt der Einfluss von Gesellschaft auf Politik geworden ist – entsprechend der systemtheoretischen Vorstellung, dass Kontrolle die Kehrseite von Steuerung ist.

Der akteurszentrierte Institutionalismus hat sich um die Einführung einer *Meso-Ebene* der Organisationen verdient gemacht, die zwischen System- und Handlungsorientierung steht und eine Verbindung von Mikro- und Makroebene schafft. Diese Synthese basiert in den knappen Worten Beymes (1992b: 20) auf folgenden Pfeilern: „Organisation ist gegeben, Institutionen entwickeln eine eigene Logik. Das Handlungsfeld ist strukturiert.“ Die mesotheoretische Ebene eignet sich laut Beyme für eine mit Steuerung befasste Politikwissenschaft als vornehmliches Betätigungsfeld besonders gut ebd.: 23). Damit entgeht der akteurszentrierte Institutionalismus der Kritik, die an anderen handlungstheoretischen Ansätzen geübt wird: Ihre Prämissen von der Identität des Akteurs und der Konsistenz seiner Präferenzen werden als unrealistisch angekreidet. Auf einer Meso-Ebene muss die Konsistenz des Akteurs gar nicht mehr angenommen werden,<sup>48</sup> und die Akteure lassen sich systemisch zueinander in Beziehung setzen. Eine weitere Stärke des akteurszentrierten Institutionalismus ist sein enger und darum besser handhabbarer Steuerungs-begriff und die Konkretisierung von politisch-institutionellen Einflussfaktoren auf Steuerung. Dies sind günstige Voraussetzungen für Hypothesenbildung und gehaltvolle empirische Analysen, wie sie die *Policy-* und *Governance-*Forschung liefern.

## Schlussfolgerungen

Es lohnt nicht, den systemtheoretischen und handlungstheoretischen Steuerungsansatz gegeneinander auszuspielen. Ihre Ziele sind zu verschieden: Während sich die Systemtheorie auf die Restriktionen von Steuerung konzentriert, befasst sich die Handlungstheorie stärker mit den Umständen, unter denen Steuerung dennoch gelingen kann. „Richtig ist an der Steuerungsskepsis, dass das politische Resultat nie voll mit dem intendierten übereinstimmt“ – dennoch kommt es zu positiven Resultaten, was „kein Autopoietiker, systematisch gesehen, für möglich halten konnte“ (Beyme 1991b: 31). Trotz konträrer Prämissen und Ziele gibt es eine wichtige Gemeinsamkeit der Ansätze: Mögliche Erfolgchancen werden in einem nicht-

---

<sup>48</sup> Regierung, Administration, Parteien sind nicht „homogen“, doch das Resultat der internen Konflikte „entfaltet als Formelkompromiss seine Wirkung“ (Beyme 1991b: 25).

hierarchischen Governancemodus gesehen, der auf Kommunikation, Kooperation und Verhandeln zwischen dem politischen und anderen Funktionssystemen basiert.

Längst wurde der Argumentationsgegensatz zwischen Systemrationalitäten und Handlungsrationalitäten auch zu überbrücken versucht (Feindt 2002, Lange/Braun 2000; Schimank 1997, 1988; Braun 1995, 1993). Die so genannte akteurtheoretische Differenzierungstheorie argumentiert, dass sich Akteursrollen und -interessen, Akteursrationalitäten und -identitäten zu systemischen Zusammenhängen verdichten. Dabei können unterschiedliche Faktoren zu informalen Ausgrenzungen (Schließungsmechanismen) und so zu funktionaler Ausdifferenzierung führen. Hierunter fallen z.B. die Organisiertheit von Teilsystemen oder der Machtkampf zwischen ‚traditionalen‘ und ‚innovativen‘ Eliten. Auch die Entwicklung beruflicher Spezialisierung („professionalisierte Leistungsrollen“) und die Rollendifferenzierung zwischen ExpertInnen und Laien tragen zu einer Abschottung gesellschaftlicher Teilsysteme bei.

Eine Schwäche, die beide Ansätze der Steuerungstheorie aufweisen, ist ihre „relative Herrschaftsblindheit“ (Mayntz 2001: 21): Machtfragen werden lediglich im Kontext der Formulierung und Durchsetzung von Problemlösungen zur Sprache gebracht, nicht aber als politisches Handlungsziel und Selbstzweck thematisiert. Steuerungstheorie fragt nicht, *ob* politische Akteure an der Lösung gesellschaftlicher Probleme orientiert sind, sondern unterstellt, *dass* dies der Fall ist. Dieser Problemlösungsbias geht mit einem rationalistischen Blick auf gesellschaftsgestaltendes Handeln einher. Gesellschaftliche Interessensgegensätze, Konfrontationen und Verteilungskonflikte werden im Kampf um das Ob und Wie einer Problemlösung bzw. Konfliktregelung weitgehend ausblendet. Dabei bietet zumindest die handlungstheoretische Schule genau hierfür Ansätze: Im Rahmen der Perspektiverweiterung auf *bottom-up*-Prozesse lassen sich auch Interessens- und Machtkonflikte als Teil von Steuerungsprozessen (*Politics*-Dimension) konzeptionalisieren; dabei muss allerdings beachtet werden, dass Akteurshandeln an systemische Grenzen stößt.

## 3.2 Aspekte kooperativer Staatlichkeit

Was lässt sich aus dieser theoretischen Debatte für die Analyse und vor allem für die Gestaltung von Umweltpolitik schließen? In erster Linie gilt es, die Bedingungen funktional differenzierter Gesellschaften, denen das dominante staatliche Steuerungszentrum ‚abhanden kommt‘, in der Umweltpolitik besser zu berücksichtigen. Sowohl der system- als auch der handlungstheoretische Debattenstrang kommen zu dem Schluss, dass kooperative, kontextsteuernde Formen von Staatlichkeit die Steuerungspotenziale erhöhen können. Im Anschluss an die Vision vom „kooperativen Staat“ (Ritter 1979) wird die These vom Formwandel der Politik (Mayntz 1995) folgendermaßen *konkretisiert*:

*Der Prozess (politics)*: Der Formwandel von Politik drückt sich in einer stärkeren Einbindung gesellschaftlicher Akteure in politische Steuerung und im Einsatz kooperativer Formen der Konfliktlösung aus.

*Die Inhalte und Instrumente (policy)*: Die Enthierarchisierung von Politik beinhaltet außerdem eine Hinwendung zu Steuerungsinstrumenten, die weniger auf hierarchischer Anweisung basieren, als Anreize und Rahmenbedingungen setzen. Dies beinhaltet im weitesten Sinne auch den Rahmen für gesellschaftliche Selbstregulierung.

*Der institutionelle Rahmen (polity)*: Steuerungskompetenzen werden im Rahmen von politisch-geographischen Mehrebenensysteme verstärkt verlagert; der Grad an Politikverflechtung steigt. Innerhalb des Mehrebenensystems herrscht ein kooperativer Verhandlungsmodus vor: Konkurrierende Interessen und Rationalitäten müssen vermittelt werden.

Die folgenden Unterkapitel vertiefen diese drei Aspekte kooperativer Staatlichkeit. Es werden Ursachen, Formen und Bewertungen der jeweiligen Ausprägung dargestellt. In Kapitel 5 bis 7 werden die drei Aspekte schließlich auf das Politikfeld Umweltschutz bezogen.

### 3.2.1 Einbezug gesellschaftlicher Akteure in politische Steuerung

Wesentliches Element sich transformierender Staatlichkeit ist der Wandel von Konfliktlösungs- und Konsensbildungsprozessen (*politics*). Der Wandel hat unterschiedliche *Ursachen*, die teilweise bereits in Kapitel 3.1 angesprochen wurden. In erster Linie wächst mit dem Umfang und der Komplexität von Staatsfunktionen und Steuerungsfeldern auch die Abhängigkeit staatlicher Entscheidungen von Stakeholdern in den jeweiligen Steuerungsfeldern. Dies betrifft zum einen Wissen und Informationen, über die in erster Linie gesellschaftliche Akteure als die Betroffenen verfügen, zum

anderen auch Durchsetzungsmöglichkeiten (vgl. Fürst 1987: 262, Barthe/Brand 1996: 73). So schafft die fortschreitende Durchorganisation der Gesellschaft ein Vetopotential – „ohne organisierte gesellschaftliche Akteure läuft nichts“ (Willke 1987: 286) –, das erst durch Einbezug in die Politik zu entkräften oder instrumentalisieren ist. Außerdem fordern BürgerInnen im Zuge postmaterialistischen Wertewandels verstärkt politische Mitbestimmungsmöglichkeiten und die Ermöglichung bürgerschaftlichen Engagements (Inglehart 1995, Klages 1998). Schließlich erschwert es das Schwinden traditioneller politischer Loyalitäten,

„eine generalisierte Akzeptanz- und Folgebereitschaft für politische Entscheidungen zu sichern, die zwar durch Mehrheitsverhältnisse legitimiert sind, aber gegen elementare – oder als elementar erachtete – Interessen größerer gesellschaftlicher Gruppen verstoßen“ (Barthe/Brand 1990: 72).

Die kooperative Einbindung gesellschaftlicher Akteure in den Willensbildungsprozess und in die staatliche Aufgabenerfüllung erfolgt in unterschiedlichen *Formen* bzw. Intensitäten: Ein eher „anhörender“ und unverbindlicher Stakeholder-Einbezug (*Konsultation*) lässt sich abgrenzen von einer tatsächlich „enthierarchisierten“ Beteiligung. Bei ihr wird zwischen den Bürgern, Interessengruppen oder auch Organisationen innerhalb des öffentlichen Sektors einerseits und staatlichen Institutionen andererseits kooperativ verhandelt (*Kooperation*). Schließlich kann Einbindung in Steuerung auch die Abgabe realer Entscheidungsmacht an die Gesellschaft beinhalten (*Steuerungsdelegation*). Im Rahmen der verschiedenen Beteiligungstypen entstehen zwischen den staatlichen und/oder gesellschaftlichen Akteuren in unterschiedlichem Maße Verhandlungssysteme und Politiknetzwerke. Verhandlungssysteme sind gering formalisierte Koordinationsformen, die sich durch horizontale Kompetenzverteilung und hohe Kommunikationsdichte auszeichnen. Anders als in hierarchischen Ordnungen besitzen alle TeilnehmerInnen Vetomacht (*Exit-Option*) und wahren so trotz unterschiedlicher Machtpositionen ein Mindestmaß an Souveränität. Politiknetzwerke sind Verhandlungssysteme, bei denen die Zutrittsbarrieren niedriger sind und für die Informalität, Vertrautheit und eine freundlich-solidarische Orientierung eine größere Rolle spielen (Prittwitz 1994: 92f, Scharpf 1992).<sup>49</sup>

Was die gewünschten *Wirkungen* betrifft, so ist es Ziel von Konsultation und Kooperation, Akzeptanz zu sichern, Effektivität zu erhöhen, Transaktionskosten und Fehlerquoten im Politikvollzug zu mindern. Es kann aber auch darum gehen, politische Kosten z.B. bei Verteilungskonflikten zu senken. Steuerungsdelegation als

---

<sup>49</sup> In den letzten Jahren werden unter den Schlagworten Verhandlungssysteme und Politiknetzwerke Phänomene diskutiert, die seit Mitte der 70er Jahre als Neokorporatismus, *private governments* oder abwertend ‚Refeudalisierung‘ analysiert wurden.

stärkste Form des Einbezugs zielt demgegenüber stärker darauf ab, den Staat von der direkten Problembewältigung zu entlasten, die Kosten der Problembewältigung auf nichtstaatliche Stellen zu verlagern oder „Anspruchspuffer“ zu bilden (Fürst 1987: 264). Gegenüber bloßer Konsultation wird den kooperativen, verhandlungsbasierten Formen des Einbezugs ein besonderes Konfliktlösungs- und insofern auch Steuerungspotential zugeschrieben: „Mit den konventionellen administrativen Konfliktregelungsmitteln (etwa Anhörungs- und Beteiligungsverfahren) läßt sich nur selten ein alle Streitgruppen überzeugendes und zufrieden stellendes Ergebnis erzielen“ (Weidner 1996: 1), wohingegen „nicht-hierarchische, verhandlungsbasierte, kommunikations-, kooperations- und kompromissfördernde Verfahren die besten Erfolgsaussichten zur Bewältigung der Krisentendenzen“ hätten (ebd.: 3). Benz schreibt dies der Tatsache zu, dass kooperative Aufgabenerfüllung

„nicht auf die Steuerung von Adressaten [zielt], sondern auf der Selbststeuerung der Beteiligten in einem Verhandlungssystem [beruht], das wechselseitige Einflussnahme ermöglicht“ (Benz 1994: 37).

Die Effektivität von Verhandlungssystemen bzw. Politiknetzwerken beruht darauf, dass selbst bei egoistisch-rationalem Verhalten der Beteiligten (*bargaining*)<sup>50</sup> dieselben Wohlfahrtseffekte erzielt werden können, die unter idealer hierarchischer Koordination erzielbar wären. Der Schlüssel zu dieser als Coase-Theorem bezeichneten überraschenden Tatsache liegt in der Möglichkeit von Ausgleichszahlungen, mit denen „die Gewinner die Verlierer entschädigen [können] oder die potentiell Geschädigten (...) den Verursachern die schadensstiftenden Maßnahmen abkaufen“ können (Scharpf 1991: 625, vgl. Coase 1960). Wenngleich solche Ausgleichszahlungen im politischen Raum nicht immer praktikabel oder zulässig sind, so lässt sich theoretisch immerhin zeigen, dass der gleiche Wohlfahrtseffekt wie bei *command and control* auch mit Maßnahmen wie Stimmtausch (*log rolling*),<sup>51</sup> Paketverhandlungen und Koppelgeschäften erreicht werden kann. Allerdings schlagen in der Realität die im Coase-Theorem bewusst außen vor gelassenen Transaktionskosten zu Buche, die Verhandlungssysteme schwerfälliger als Hierarchien machen. Verschiedene weitere Faktoren

---

<sup>50</sup> Im Verhandlungsmodus *bargaining* handeln alle Akteure egoistisch-rationale und strategisch. Eine Einigung kommt nur dann zustande, wenn der erwartete Nutzen mindestens so groß ist wie bei einer Nicht-Einigung. Demgegenüber ist *arguing* ein an Argumenten und Problemlösungen ausgerichteter, kooperativer und integrativer Modus. Tendenziell setzt sich das robustere *bargaining* gegen *arguing* durch (Scharpf 1985: 340; zur Kritik der Begriffe: Saretzki 1996).

<sup>51</sup> Wenn Akteure wiederholt und über unterschiedliche Gegenstände verhandeln, so kann versucht werden, Stimmen von einem Verhandlungspartner für die eigene Position zu gewinnen, der dem Verhandlungsgegenstand neutral gegenübersteht. Dieser Akteur kann bei einer späteren Abstimmung die „geliehenen“ Stimmen für die eigene Sache zurückfordern.

beeinflussen die Effektivität von Verhandlungssystemen: der Grad ihrer Institutionalisierung, die Art des Konflikts, die Anzahl der VerhandlungspartnerInnen oder die Überwindbarkeit von Machtungleichgewichten zwischen staatlichen und gesellschaftlichen Akteuren (Mayntz 1995: 152ff).

Wie wird der Trend, dass der Staat mit gesellschaftlichen Akteuren in Verhandlung tritt, wissenschaftlich bewertet? Willke (1987: 293) begrüßt ihn im Sinne einer „Entzauberung des Staates“ als hierarchischem Steuerungszentrum von Gesellschaft. Der Prozess sei als Element dezentraler Kontextsteuerung zu betrachten:

„(...) die Subsysteme [sind] an der Formulierung der Zielmuster der Kontextsteuerung selbst beteiligt, sei dies in Verhandlungssystemen, Kommissionen, Arbeitsgruppen (...) oder ähnlichen Einrichtungen“ (Willke 1996: 342).

Für Scharpf ist die Enthierarchisierung von Staat und Gesellschaft hingegen der Preis, mit dem politische Steuerung unter der Bedingung ausdifferenzierter Funktionssysteme „erkauft werden“ kann (Scharpf 1991: 622). Vermittelnd betont Mayntz demgegenüber

„die Erkenntnis, daß weder das Verhandeln mit gesellschaftlichen Akteuren noch die Delegation von Regelungsfunktionen an Institutionen der Selbstverwaltung einen Steuerungsverzicht bedeuten müssen, sondern in erster Linie einen Formwandel der Politik darstellen (der im übrigen selten genug gegen staatlichen Widerstand erzwungen wurde).“ (Mayntz 1995: 159)

### 3.2.2 Wandel der Steuerungsinstrumente

Gestiegene gesellschaftliche Komplexität, so lässt sich aus der Steuerungsdebatte ableiten, erfordert bei den Politikgehalten (*policy*) eine Erweiterung und Schwerpunktverlagerung der staatlichen Regelungsformen und des Instrumenteneinsatzes hin zu Steuerungsinstrumenten, die weniger hierarchisch anweisen als prozedural (kontextsteuernd) wirken und Rahmenbedingungen gesellschaftlichen Handelns beeinflussen (Willke 1996, Mayntz 1995: 163).

Steuerungsinstrumente wie Verbote, Abgaben oder Informationsangebote sind analytisch unterhalb der Ebene der Governance- bzw. Steuerungsformen (Wettbewerb, Hierarchie, Verhandeln etc., vgl. Kapitel 3.1.2) angesiedelt. Dabei gibt es keine direkte und eindeutige Ableitung von Steuerungsinstrumenten aus bestimmten Governance-Formen, auch wenn diese z.T. eng zusammenhängen. Die klassischen Steuerungsressourcen des Staates sind Recht und Geld; sie setzen an einer hierarchischen, regulativen Steuerungskonzeption an. *Recht* wird zum Instrument politischer Steuerung, da es durch die Androhung von Sanktionen, letztlich also durch das Ge-

waltmonopol des Staates, einforderbar ist.<sup>52</sup> Bei der Steuerung durch *Geld* steht zwar dessen positive und negative Anreizfunktion im Vordergrund, aber auch dieses Instrument trägt hoheitliche Züge: Steuern zu erlassen ist staatliche Hoheitsaufgabe, und wer sie hinterzieht, macht sich strafbar.<sup>53</sup> Finanzielle Förderung kann ohne inhaltliche Vorgaben (Ressourcensteuerung), aber auch mit inhaltlichen Kontrollrechten (Verfahrenssteuerung) ablaufen (Prittwitz 1994: 75). Steuerung durch (Infrastruktur- und Dienst-) Leistungen gehört nicht zu den typisch hoheitlichen Steuerungsmechanismen, da sie primär Rahmenbedingungen beeinflusst und Handlungsoptionen erweitert. Auch *Information und Überzeugung* sind nicht-hierarchische Steuerungsressourcen, da mit ihnen lediglich an den Adressaten oder die Adressatin appelliert werden kann, sich in einer gewünschten Weise zu verhalten. Meist wird eine längerfristige Veränderung der Wahrnehmung und Verhaltensroutinen von Beteiligten angestrebt (Benz 1994: 54ff). Schließlich wird auch *prozedurale Steuerung*, z.B. durch Konzertierte Aktionen, Branchenabkommen oder Umweltverträglichkeitsprüfungen unter die nicht-hierarchischen Steuerungsinstrumente gefasst.

Welche *steuerungsrelevanten Eigenschaften* weisen nun die einzelnen Instrumente auf (vgl. Tabelle 3)? Für *Recht* und *Geld* gilt, dass sie eine hohe Bindungswirkung von Entscheidungen erzielen. Sie sind abstrakt einsetzbar und zentralisierbar, lassen sich zu langen Wirkungsketten verbinden und von Organisationen gut handhaben (Mezger 1990: 38). Aber sie stoßen auch an Wirkungsgrenzen: Zum einen kommt „Recht als traditionell «von oben» verordnetes Steuerungsinstrument (...) zunehmend unter Legitimationsdruck“ (Mezger 1990: 36), was in Zusammenhang mit Wertewandel und Partizipationsansprüchen steht (ebd: 44). Zum anderen sind rechtliche Vorgaben tendenziell statisch. Sie bewegen sich stets im Spannungsfeld von „zu allgemein“ und „zu speziell“, räumen also entweder zu weite Ermessensspielräume ein oder sind nicht anwendbar. Eine zu große Regulierungsdichte führt überdies dazu, dass die wichtigste Voraussetzung für den Erfolg einer rechtlichen Regelung – dass sie den AdressatInnen bekannt ist – immer schwerer erfüllbar ist. Die eklatanteste Schwierigkeit ist jedoch die Komplexität von Problemen: Simple Ursache-Wirkungs-Schemata, die finanziellen Zuweisungen oder rechtlichen Bestimmungen häufig

---

<sup>52</sup> Dass Recht staatlich durchsetzbar sein muss, weist auf die Anbindung von Recht an Macht hin. In manchen Systematiken taucht Macht als eigenes Steuerungsinstrument auf (vgl. Mezger 1990: 46ff). Dies wird hier vermieden, da Macht zwar für den erfolgreichen Einsatz unterschiedlicher Instrumente notwendig ist, sich aber auf einer anderen analytischen Ebene befindet.

<sup>53</sup> Auch hier zeigt sich, dass sich eine strikte Dichotomie von Recht und Geld als zwei voneinander unabhängigen Steuerungsinstrumenten nicht aufrechterhalten lässt: Finanzielle Instrumente sind gesetzlich verankert und rechtliche Normen werden häufig monetär sanktioniert.

zugrunde gelegt werden, greifen nicht (mehr). Die systemtheoretische Begründung der Steuerungsschwächen von Recht und Geld hebt stärker auf die Selbstreferenzialität von Systemen ab: Instrumente, die nicht die Systemrationalität des Interventionsfeldes berücksichtigen, wirken nicht effektiv.<sup>54</sup>

Bei Geld als dem abstraktesten Steuerungsmedium stellt sich zudem das Problem, dass es zwar generell einsetzbar, aber auch vom Adressaten universell verwendet werden kann – es ermöglicht also Mitnahmeeffekte. Außerdem sind dem Einsatz von Geld durch die Ressourcenknappheit des Staates einerseits (beim Anbieten von Transfers) und die der SteuerzahlerInnen andererseits (bei der Belastung durch Abgaben) Grenzen gezogen; anders als Gesetze ist Geld nicht beliebig vermehrbar. Das Angebot von *Leistungen* belastet ebenfalls den staatlichen Haushalt. Auch ist nie gesichert, wie gut die Leistungen tatsächlich genutzt werden. Bei Steuerung durch *Information und Überzeugung* wiederum ist eine direkte Wirkung schwer zu beurteilen. Als gesichert gilt jedoch, dass sich der einer Kampagne zugrunde liegende Zuspitzungseffekt abnutzen kann (Benz 1994: 54ff). Information kann aber nicht nur gegenüber Unternehmen und BürgerInnen ein Steuerungsmedium sein, sondern auch ein „internes“ Mittel des politisch-administrativen Systems, wenn es darum geht, Wissen um die ökologischen Nebenfolgen kollektiven Handelns zu gewinnen, die Komplexität von Wirkungsketten auszuloten und die Reflexivität von Politik zu erhöhen (Minsch et al. 1998). *Prozedurale Instrumente* erhöhen die Anpassungs-, Reaktions- und Problemlösungskapazität von Teilsystemen, d.h. sie fördern die Selbstregulierung. Ansatzpunkt ist, über Verfahren auf Inhalte einzuwirken (Hagenah 1996: 492).<sup>55</sup> Selbstregulierung wiederum kann in höherem Maße als staatliche Steuerung lokales Wissen und soziale Ressourcen mobilisieren (Minsch et al. 1998).

Sowohl Willke als auch Scharpf (1991: 623) weisen auf die Notwendigkeit hin, staatliche Interventionen der jeweiligen Systemrationalität anzupassen. In der ökonomischen Literatur zum wirtschafts-, aber auch umweltpolitischen Instrumentarium wird dies aufgegriffen in der Forderung nach marktwirtschaftlichen, anreizorientierten Instrumenten: „Ausgehend von einem utilitaristischen Ansatz stellte [die „Neue

---

<sup>54</sup> Dazu Willke (1996: 308): „(...) erst die Fähigkeit zu einem reflexiven Verstehen der Operationslogik anderer Systeme ermöglicht es einem Akteur, Interventionen so anzusetzen, daß damit Änderungsprozesse nicht blockiert, sondern Anreize zur Selbständerung gegeben werden.“

<sup>55</sup> Prozedurale Maßnahmen befinden sich an der Schnittstelle zwischen Steuerungs*instrumenten* und Steuerungs*modi*, d.h. Ausprägungen von Entscheidungsverfahren (vgl. Kapitel 3.2.1). Es muss deshalb in der später folgenden Analyse von deutscher Umweltpolitik von Fall zu Fall entschieden werden, ob eine Maßnahme als Verfahren (Kapitel 5) oder als Instrument (Kapitel 6) untersucht wird.

*Tabelle 3: Leistungsprofil staatlicher Steuerungsinstrumente*

	<b>Kennzeichen</b>	<b>Stärken</b>	<b>Schwächen</b>
<b>Geld</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Ressourcensteuerung (ohne inhaltliche Vorgaben)</li> <li>▪ Verfahrenssteuerung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Positive/ negative Anreizfunktion</li> <li>▪ Hohe Bindewirkung von Entscheidungen</li> <li>▪ Abstrakt einsetzbar</li> <li>▪ Zentralisierbar</li> <li>▪ Lange Wirkungsketten möglich</li> <li>▪ Steuerung von Organisationen möglich</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Simple Ursache-Wirkungs-Schemata greifen nicht bei komplexer Materie</li> <li>▪ Mitnahmeeffekte möglich</li> <li>▪ Ressourcenknappheit von Staat und Steuerzahler</li> </ul>
<b>Recht</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Klassisch hierarchisch: gekoppelt an Sanktionen, Gewaltmonopol des Staates</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Hohe Bindewirkung von Entscheidungen</li> <li>▪ Abstrakt einsetzbar</li> <li>▪ Zentralisierbar</li> <li>▪ Lange Wirkungsketten möglich</li> <li>▪ Steuerung von Organisationen möglich</li> <li>▪ „Vermehrbarkeit“ von Gesetzen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Legitimationsdruck: „von oben“ vs. Partizipationsansprüche</li> <li>▪ Tendenziell statisch</li> <li>▪ Zwischen zu allgemein und zu speziell</li> <li>▪ Überregulierung führt zu Informationsproblemen bei AdressatInnen</li> <li>▪ Simple Ursache-Wirkungs-Schemata greifen nicht bei komplexer Materie</li> </ul>
<b>Information</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Nicht-hierarchisch: Appell, Beeinflussung von Routinen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Veränderung von Konsum-/Produktionsmustern ohne Zwangscharakter</li> <li>▪ Geringe Obstruktion</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Direkte Wirkung schwer einschätzbar</li> <li>▪ Zuspitzungseffekt kann sich abnutzen</li> </ul>
<b>Leistungen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Nicht-hierarchisch: Handlungsoptionen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Freiwillige Nutzung durch AdressatInnen zum gewünschten Zweck</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Staatliche Budgetrestriktion</li> <li>▪ Nutzung nicht gesichert</li> </ul>
<b>Prozedurale Steuerung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Über Verfahren auf Inhalte einwirken</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Erhöht Anpassungs-, Reaktions-, Problemlösungskapazität von Teilsystemen und fördert so Selbstregulierung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Hohe Transaktionskosten</li> </ul>

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

politische Ökonomie“] die zentrale These auf, daß die Steuerung von Handlungen über Anreizsysteme effektiver ist als Verbote und Bestrafungen“ (Cremer/Fisahn 1997: 31). In dieselbe Richtung argumentiert Grimm (1993: 46f), dass Befehl und Zwang als die „spezifischen Mittel des Staates zur Erfüllung seiner Funktion“ (ebd.: 46) erodieren würden; der Staat könne

„seine Ziele insoweit nur unter Verwendung indirekt wirkender Mittel wie Überzeugung, finanzieller Anreize und Abschreckung oder Veränderung von Rahmenbedingungen wirtschaftlicher und sozialer Entwicklungen verfolgen (...)“.

Beide Einschätzungen fügen sich in die These von Mayntz (1995) ein, dass nicht-hierarchische Steuerungsinstrumente empirisch an Bedeutung gewinnen. In Kapitel 6 wird der tatsächliche Bedeutungszuwachs anreizorientierter, indirekter und prozeduraler Instrumente zu Lasten hierarchisch-regulativer, rechtlicher Instrumente in der deutschen Umweltpolitik konkretisiert.

### 3.2.3 Politikverflechtung im Mehrebenensystem

Auf der Ebene der institutionellen Rahmenbedingungen (*polity*) entsteht ein Druck in Richtung kooperativer Politik, weil diese am Anfang des 21. Jahrhunderts von einer immer stärkeren Verflechtung lokaler, regionaler, nationaler, inter- und supranationaler Politikebenen geprägt ist. Die Verschmelzung zu politisch-institutionellen Mehrebenensystemen hat entscheidende Folgen für politische Steuerung: Sie findet zunehmend auch jenseits der nationalen Ebene statt, und zwar in Politikfeldern, die bis dato kein Gegenstand von Außenpolitik waren. Durch das Zusammenspiel mit gleichrangigen staatlichen Verhandlungspartnern gerät der Modus hierarchischen Entscheidens, ähnlich dem Zusammenspiel mit gesellschaftlichen Akteuren, nun auch staatlicherseits unter Druck.

Damit unter den Bedingungen funktioneller Differenzierung von Gesellschaft überhaupt steuernd Einfluss genommen werden kann, ist eine entsprechende Spezialisierung und Binnendifferenzierung der Regierungsorganisation nötig geworden (vgl. Mayntz 1995: 157, Jann 1996a: 306). Der moderne Staatsapparat ist horizontal in Sachgebiete und vertikal in Gebietskörperschaften, d.h. territoriale Einheiten gegliedert. Je mehr Bereiche staatlich gesteuert werden, umso mehr Zielkonflikte entstehen zwischen staatlichen Handlungsfeldern. Und bereits innerhalb eines Politikbereiches kommt es angesichts der Vielzahl von Aufgaben- und EntscheidungsträgerInnen zu Konflikten. Partikularismen, Rivalitäten, sektorale Wahrnehmungs- und Problemverarbeitungskapazitäten tun das ihre dazu, das Bild des Staates als rationaler und souveräner Organisation zurechtzustutzen. Die „paralysierende Binnenkomplexität hochentwickelter Staatsapparate“ macht es unmöglich, vom Staat noch als einer monolit-

hischen Einheit zu sprechen (Offe 1987: 312). Vielmehr entsteht ein Zwang zum Verhandeln *innerhalb* des Staates, d.h. zwischen staatlichen Handlungsebenen und -akteuren (Fürst 2002, Mayntz 1995: 157).

In den folgenden Ausführungen soll Verhandeln und Kooperation zwischen Entscheidungsebenen, nicht zwischen Sachgebieten, im Vordergrund stehen. Im *innerstaatlichen* Bereich betrifft die Mehrebenenproblematik vornehmlich föderale Systeme. Das dort vorherrschende Nebeneinander von horizontaler und vertikaler Willensbildung (Bund/Länder) bedingt einen hohen Abstimmungs- und Konsensbedarf. Er kann in eine so genannte Politikverflechtungsfälle (Scharpf et al. 1978) führen: Dabei handelt es sich um eine Verflechtungsstruktur, deren institutionelle Logik systematisch suboptimale Politikergebnisse (ineffiziente, problem-unangemessene Entscheidungen) erzeugt, und die zugleich unfähig ist, die institutionellen Bedingungen ihrer Entscheidungslogik zu ändern. Mehrebenenpolitik umfasst darüber hinaus die *überstaatliche Ebene*: Beim Zusammenschluss zu regionalen und internationalen Organisationen oder bei der Bildung politikfeldspezifischer internationaler Regelungszusammenhänge (Regime) geben Nationalstaaten souveräne Rechte ab. Die Abgabe und Überlagerung von Kompetenzen ist im Rahmen der engen institutionellen Verflechtung und der supranationalen Politikprozesse der EU am stärksten ausgeprägt. Doch auch unterhalb eines solch hohen Integrationsniveaus stellt die Kopplung von Entscheidungsebenen eine strukturelle Bedingung internationaler Politik dar (Putnam 1988).

Die *Ursachen* für die steigende Bedeutung von Mehrebenenpolitik liegen in unterschiedlichen Entwicklungen: Allgemein setzt die Nicht-Übereinstimmung zwischen jeweiliger Problemstruktur und politischer Entscheidungsstruktur Anreize, eine zentrale Instanz mit bestimmten Problemlösungen zu betrauen oder zumindest Kooperation unter den dezentralen Einheiten zu schaffen. Solche Inkongruenzen ergeben sich z.B., wenn die Auswirkungen einer Entscheidung über den Zuständigkeitsbereich der Entscheidungsverantwortlichen hinaus gehen (Externalitäten); wenn mehrere Entscheidungsebenen durch gesonderte Entscheidungen eine gemeinsame Ressource verbrauchen bzw. zu einer Gesamtwirkung beitragen (*Common-Pool-Problem*); oder wenn eine Leistung einander ergänzende Beiträge verschiedener EntscheidungsträgerInnen erfordert (*Joint-Product-Problem*) (vgl. Scharpf 1978: 24f). Die Bearbeitung bestimmter Probleme verlagert sich aber auch deshalb auf die überstaatliche Ebene, weil die geographische Reichweite dieser Probleme zunimmt – oder ihre geographische Ausweitung zumindest verstärkt wahrgenommen wird. Zudem verdichten

sich aktuell die ökonomischen<sup>56</sup> und gesellschaftlichen<sup>57</sup> Verflechtungen zwischen Staaten, was zugleich Auslöser wie Folge der steigenden Integration ist. Nicht zuletzt hat möglicherweise der Wissenschaftsdiskurs die staatliche Zusammenarbeit in Mehrebenensystemen verstärkt: Innerhalb der aktuellen Erklärungsansätze europäischer Integration (Giering 1997), aber auch in den Theorien Internationaler Beziehungen (Rittberger 1990, Baylis/Smith 1998) dominieren Strömungen, die den Nutzen zwischenstaatlicher und supranationaler Kooperation gegenüber möglichen Kosten betonen.

Das politisch-institutionelle Mehrebenensystem gehört zu den unstrittigen Anforderungen an staatliches Handeln am Ende des 20. Jahrhunderts. Weil jenseits des Nationalstaates keine zentrale Steuerungsinstanz existiert, herrschen Verhandeln und horizontale Koordination noch stärker vor als im innerstaatlichen Bereich. Entscheidend ist die Frage, ob Verflechtung im politischen Mehrebenensystem zu Steuerungsverlust führt oder ob „gerade die zunehmende Differenzierung und Verflechtung eine Steigerung der gesellschaftlichen Kooperations- und Problemlösungskapazitäten ermöglicht?“ (Scharpf 1991: 623). Ohne Bezug auf ein spezifisches Problemfeld ist diese Frage allerdings kaum zu beantworten. Scharpf kommt zu folgendem Schluss:

„Der Staat am Ende des zwanzigsten Jahrhunderts agiert in einem immer dichteren Geflecht innergesellschaftlicher und transnationaler Verhandlungsbeziehungen, die seine Fähigkeit zu einseitig hierarchischen Steuerung eng begrenzen. Aber (...) diese Verhandlungssysteme verfügen über eigenständige Wohlfahrtspotentiale. Sie bedürfen also nicht der umfassenden Steuerung, sondern lediglich der korrigierenden Intervention und komplementären Partizipation staatlicher Instanzen. Dabei verfügen diese, auch wo sie nicht mehr befehlen können, weiterhin über einzigartige Handlungsorientierungen und Handlungspotentiale, die auch in komplexen Verhandlungsnetzwerken wirksam werden.“ (Scharpf 1991: 630f).

Nach einer Einführung in die Charakteristika und Bedingungen des Politikfelds ‚Umwelt‘ in Kapitel 4 beschreiben die Kapitel 5 bis 7 den Einbezug gesellschaftlicher Stakeholder in umweltpolitische Steuerung (Kapitel 5), die Öffnung des Instrumentenkastens (Kapitel 6) und das politisch-geographische Mehrebenensystem der Umweltpolitik zwischen Kommunen und europäischer Union.<sup>58</sup>

---

<sup>56</sup> Vgl. hierzu die teils kritische Globalisierungsliteratur von Gilpin (1987), Reich (1996), Hirst/Thompson (1996), Thurow (1996), Altvater/Mahnkopf (1997), Beck (1998), Menzel (1998), Hübner (1998), Krugmann (1999), Hardt/Negri (2000) u.v.m..

<sup>57</sup> Vgl. Pfetsch (1994: 83).

<sup>58</sup> Auf die Darstellung der internationalen Politikebene im Mehrebenensystem wird wegen des niedrigeren Verflechtungsgrads verzichtet.

## 4 Das Politikfeld ‚Umwelt‘

Bevor die drei dargestellten Aspekte kooperativer Politik an der deutschen Umweltpolitik untersucht werden, führt dieses Kapitel in die Eigenheiten des Politikfelds ‚Umwelt‘ ein. Es weist auf die soziale Konstruktion von Natur- und Umweltbegriffen hin und umreißt die strukturellen Eigenschaften des Politikfelds. Auch im Hinblick auf die folgende empirische Betrachtung wird unterstellt, dass diese Eigenschaften sich auf die Form der Konfliktbearbeitung und politischen Steuerung auswirken.<sup>59</sup> Unter die beschriebenen Besonderheiten fallen zum die unterschiedlichen Merkmale von Umweltproblemen und ihre Ursachen (problembezogene Aspekte). Zum anderen gehören dazu Konfliktstrukturen und Interessenskonstellationen, die Umweltprobleme prägen (prozessbezogene Aspekte). Abschließend werden umweltpolitische Strategien und Prinzipien als Grundlage des Politikfelds vorgestellt.

### 4.1 Die Diskursdimension: Natur- und Umweltbegriffe

Die Ausgangsfrage für die Beschäftigung mit Umweltpolitik lautet: Was ist Umwelt? Diese Frage ist keineswegs trivial, denn Umwelt ist kein objektives Phänomen oder eine eindeutig definierte Sphäre. Dass die Vorstellungen von Umwelt und Natur sozial geformt sind, lässt sich an der noch jungen Geschichte des (sprachlichen) Konzepts ‚Umwelt‘ (Pörksen 1992), aber auch an den interkulturell verschiedenen Wahrnehmungen und an unterschiedlichen ideologischen Positionen im Ökodiskurs (Hitzler 1991) festmachen. In diesem konstruktivistischen Sinne argumentiert auch Ulrich Beck, dass es nicht ‚die‘ Natur, sondern nur Kulturbegriffe von Natur gibt:

„Die Bilder, Symbole, das Wissen um die ökologischen Fragen ist keineswegs ursprünglich, selbstgewiss, in Eigenerfahrung begründet. Es ist geborgt, durch und durch aus ‚zweiter Hand‘, also konstruiert, medialisiert, setzt die großen gesellschaftlichen Wissens- und Wissenschaftsorganisationen voraus (wie Fernsehen, Tageszeitungen, soziale Bewegungen, Umweltorganisationen, Forschungsinstitute usw.).“ (Beck 1996: 124)

Dabei sind weder ‚Umwelt‘ noch ‚Umweltzerstörung‘ an sich soziale Konstrukte – wohl aber ihre gesellschaftliche Interpretation:

„To be sure, large groups of dead trees as such are not a social construct; the point is how one makes sense of dead trees. (...) One may see dead trees as the product of natural stress caused by drought, cold, or wind, or one may see them as victims of pollution.“ (Hajer 1993: 44)

Nur in letzterem Fall werden tote Bäume zu einem Politikum. Zentral für die Konstruktion von Problemen sind Diskurse. Hierunter versteht man Bestände von Ideen,

---

<sup>59</sup> Dabei soll kein Determinismus angenommen werden wie bei Lowi (1964), demzufolge das Politikfeld den politischen Entscheidungsprozess eindeutig vorherbestimmt („*policy determines politics*“). Eine *Prägung* durch solche Strukturmerkmale kann jedoch unterstellt werden.

Konzepten und Kategorien. Sie ‚*framen*‘ Phänomene unter einem bestimmten Blickwinkel und verleihen ihnen so erst Sinn. Die Diskursanalyse geht davon aus, dass Diskurse durch bestimmte Diskurskoalitionen getragen werden, dass sie ab einer bestimmten Wirkungskraft die gesellschaftlichen Weltbilder durchdringen (*discourse structuration*) und sich durch organisatorische Praktiken und Argumentationsmuster verfestigen. Eine solche Institutionalisierung von Diskursen erschwert die Durchsetzung neuer Ideen und Problemsichten (Hajer 1993; vgl. auch Berger/Luckmann 1980). So zeigt Hajer (1993) historisch am Diskurs über Sauren Regen die Macht der ‚traditionell-pragmatischen‘ Sichtweise (*story-line*) gegenüber der der ‚ökologischen Modernisierung‘ auf.

Erkennt man in diesem Sinne den Konstruktcharakter von Umwelt und Natur, ihre interpretative oder soziale ‚Belastung‘ an, geraten auch andere gesellschaftliche Dimensionen des Ökologieverständnisses in den Blick: zum Beispiel die Unterstellung eines besonderen (‚anderen‘, nicht ‚normalen‘) Verhältnisses zwischen Frau und Natur (King 1989, vgl. auch Haraway 1984). Und auch jenseits dieser selbst in der feministischen Theorie hochumstrittenen Diskussion (vgl. Maihofer 1997) brachte die Genderforschung wichtige Einsichten für die Umweltwissenschaften. Vor allem wies sie nach, dass Umweltprobleme nicht ‚geschlechtsneutral‘ sind (Buchen et al. 1994, Weller/Hofmeister 2000). Geschlechtsspezifische Verhaltensweisen lassen sich z.B. in der Verkehrsnutzung oder bei der Abfallentsorgung beobachten. Feministinnen haben darauf aufmerksam gemacht, dass Naturkonzepte, Geschlechter- und Gesellschaftskonzepte sich wechselseitig beeinflussen (Nebelung et al. 2001).

Unter den verschiedenen Natur- und Umweltbegriffen bilden das *anthropozentrische* und das *ökozentrische* Verständnis die beiden Pole: Steht beim anthropozentrischen Verständnis das menschliche Wohlergehen im Vordergrund, werden bei Letzterem der Natur ‚Eigenrechte‘ zugebilligt. Entsprechend kann Umweltschutz entweder darauf angelegt sein, den Menschen vor Gefährdungen durch Umweltbelastungen zu schützen, oder aber die Umwelt um ihrer selbst willen zu schützen – was menschlicher Entwicklung und der Gestaltung von Kulturlandschaft sehr viel geringere Spielräume zubilligt. Unterschiedliche Umweltbegriffe spiegeln sich in der Politik wider: So betonte die Bundesregierung in ihrem ersten Umweltprogramm 1971 den anthropozentrischen Aspekt. Umweltpolitik wurde als die Gesamtheit aller Maßnahmen definiert, die notwendig und geeignet sind, um dem *Menschen* eine für ein gesundes und menschenwürdiges Leben geeignete Umwelt zu sichern. Konkret werden der Schutz von Boden, Luft und Wasser, Pflanzen und Tierwelt vor der nachteiligen Wirkungen menschlicher Eingriffe und die Beseitigung von Schäden aus menschlichen Eingriffen erwähnt (BMI 1971). Eine anthropozentrische Ausrichtung

liegt auch der Formulierung von Art. 20a GG zugrunde, in dem Umweltschutz seit 1994 als Staatsziel festgeschrieben wurde:

„Der Staat schützt auch in Verantwortung für künftige Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung“<sup>60</sup>

Betrachtet man die Entwicklung zentraler Begriffe des Umweltdiskurses, so zeigt sich, dass der biologisch-wissenschaftliche Terminus ‚Ökologie‘ (E. Haeckel, 1868) und das praxisorientierte Konzept ‚Naturschutz‘ (E. Rudorff, 1888) bereits aus dem 19. Jahrhundert stammen. Der Fachausdruck ‚Umweltschutz‘, der sich zunächst vorrangig auf technische Maßnahmen bezog, wurde hingegen erst in den 1970ern durch Politik und Medien geprägt (Cornelsen 1991: 9ff). Besondere Bedeutung hat in den 90ern das umfassende Konzept der Nachhaltigkeit („*sustainability*“) erlangt. Es erklärt den sorgsamsten Umgang mit Natur und Ressourcen zur ethischen Pflicht, um die Bedürfnisse sowohl der Menschen in den verschiedenen Erdteilen als auch der kommenden Generationen befriedigen zu können (Brundlandt-Report, vgl. Hauff 1987). In der Interpretation der Rio-Erklärung zu Umwelt und Entwicklung setzte sich das Drei-Säulen-Modell durch, das eine Ausgewogenheit ökologischer, sozialer und ökonomischer Faktoren zur Voraussetzung einer zukunftsfähigen Entwicklung erklärt (Brand/Jochum 2000). Der Einbezug gesellschaftlicher Gruppen in die Umsetzung des Nachhaltigkeitsprinzips – und damit eine Abkehr von hierarchischen Steuerungsmustern – gilt als weitere Bedingung für den notwendigen gesellschaftlichen Wandlungsprozess (vgl. Brozus et al. 2003). Bei der inhaltlichen Ausgestaltung der ökologischen Nachhaltigkeitsdimension gehen die Meinungen allerdings auseinander: Je nach unterstellter Substituierbarkeit von natürlichem und menschengeschaffenem Kapital wird eine ‚ökonomische Nachhaltigkeit‘, ‚schwache ökologische Nachhaltigkeit‘, ‚kritische Nachhaltigkeit‘ oder eine ‚strikte ökologische Nachhaltigkeit‘ gefordert (Pearce 1988, van Dieren 1995, vgl. auch Cansier 1996, Constanza 1991). Bereits im Urkonzept der nachhaltigen Entwicklung ist dieser Widerspruch zwischen Ressourcenschonung und Wachstum angelegt (Görg/Brand 2002).

---

<sup>60</sup> Es lässt sich feststellen, dass mit dem gewachsenen Wissen über ökologische Zusammenhänge die Mehrzahl umweltpolitischer Akteure inzwischen der anthropozentrischen Position anhängen – allerdings mit unterschiedlich weitreichenden Schlussfolgerungen aus dieser Position.

## 4.2 Die Problemdimension: Das Gut Umwelt

Zwar kann unsere Wahrnehmung von Umwelt und Umweltproblemen keinen ‚objektiven‘ Charakter beanspruchen, sondern sie ist von gesellschaftlich Vorstellungen geprägt. Dennoch findet ein realer Wandel dessen, was als Umwelt wahrgenommen wird, statt, der als Degradation, Übernutzung und Zerstörung gedeutet wird. Umweltverschmutzung hängt unter anderem mit bestimmten, für die politische Bearbeitung bedeutsamen Eigenschaften des ‚Gutes‘ Umwelt zusammen.

In der ökonomischen Betrachtung wird Umwelt als ursprünglich freies Gut – in Abgrenzung zu knappen Gütern – begriffen: Dies bedeutet, dass die verfügbare Menge von Wasser, Luft usw. die tatsächlich benötigte Menge übersteigt. Schränkt man jedoch ein, dass viele Umweltgüter nicht mehr in ausreichender Qualität vorhanden sind, es also an *sauberem* Wasser und *unverschmutzter* Luft mangelt, dann können viele Umweltgüter heute als knapp betrachtet werden.

Umweltgüter sind großteils Kollektivgüter oder Kollektivgut-ähnliche ‚Mischgüter‘<sup>61</sup>. Kollektivgüter zeichnen sich zum einen dadurch aus, dass man niemanden von ihrer Nutzung ausschließen kann – weshalb auf ihre Nutzung auch kein Entgelt erhoben werden kann. Zum anderen ist der aus Kollektivgütern fließende Nutzen unabhängig von der Anzahl der NutzerInnen, d.h. es herrscht keine Rivalität in der Nutzung (Olson 1968, Musgrave et al. 1978; vgl. Kapitel 2.2). Von einer Verbesserung der Luftqualität in einer Region profitieren alle AnwohnerInnen, ohne dass es einen Unterschied macht, ob es sich um 100 oder 100 000 Anwohner handelt; zugleich schränkt der Verbrauch von Sauerstoff durch eine Person nicht den Nutzen anderer ein. Dasselbe gilt für die Klimafunktion von Wäldern. Diese Eigenschaften fördern jedoch Trittbrettfahrerverhalten<sup>62</sup> und die Übernutzung natürlicher Ressourcen.<sup>63</sup> Sie verursachen auch (negative) externe Effekte, d.h. Auswirkungen wie Bodenversauerung und Waldsterben, deren Kosten nicht beim Verursacher – wohl aber bei der Gemeinschaft – anfallen, und um deren Vermeidung sich der Verursacher deshalb nicht verstärkt bemüht. Im Fall von Allmendegütern (d.h. Mischgütern, auf die das Nichtrivalitäts-Axiom nicht zutrifft) kommt es zudem zur konfliktreichen

---

<sup>61</sup> Mischgüter weisen zumindest eine der beiden kennzeichnenden Eigenschaften von Kollektivgütern auf. Je nachdem, ob das Kriterium der Nicht-Ausschließbarkeit oder der Nicht-Rivalität im Konsum vorliegt, handelt es sich um Allmenderessourcen oder Club-Güter.

<sup>62</sup> Ein Beispiel wäre, von den Luftverbesserungsmaßnahmen der Industrie zu profitieren, aber selbst Auto zu fahren.

<sup>63</sup> Z.B. die „Übernutzung“ von Fischgründen oder von sauberer Luft. Weil in öffentlichen Gewässern die Fische niemandem gehören, so wie auch Luft niemandem gehört, setzt niemand ihrer Überfischung bzw. Verschmutzung Grenzen.

Konkurrenz verschiedener Nutzungsformen: Umweltmedien wie Gewässer oder Luft können zum einen als Rohstoffquelle oder Abfallsenke für Emissionen dienen. Zum anderen sind sie in Form von Atemluft und Trinkwasser auch ein Konsumgut. Im ersten Fall ist Verschmutzung ein Nebeneffekt, der die zweite Nutzungsart behindert oder gar unterbindet (Barthe/Brand 1996: 74).

#### 4.2.1 Eigenschaften von Umweltproblemen

Betrachtet man unterschiedliche Eigenschaften von Umweltproblemen, so haben folgende Aspekte Einfluss auf die politische Bearbeitung (WBGU 2000: 50ff, Minsch et al. 1998: 93, Wittkämper 1992: 23 ff):

*Komplexität:* Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge von Umweltproblemen können relativ überschaubar, monokausal und linear sein (so der Zusammenhang zwischen FCKW-Ausstoß und Ozonabbau). Sie können aber auch äußerst komplex, multikausal (Bsp. Artensterben), nicht-linear und durch Systemumschwünge gekennzeichnet sein (Bsp. Klima). Komplexität und Multikausalität erschweren die Suche nach Lösungen und den politischen Durchsetzungskampf; bei Nicht-Linearität sind besondere Anstrengungen der Wissenschaft und ein sorgfältiges Monitoring nötig, um mit unerwarteten Entwicklungen fertig werden zu können.

*Dynamik und Interdependenz:* Dynamik bezeichnet die laufende Veränderung von (ökologischen) Strukturen, Prozessen und Zuständen. Dass es in der natürlichen Umwelt neben langsamen, kaum merklichen Veränderungen auch zu plötzlichen, tief greifenden Änderungen kommen kann, ist ebenso eine Systemeigenschaft wie die Verflechtung ganz unterschiedlicher Probleme. Dieser Interdependenz kann nur durch eine medienübergreifende Umweltpolitik Rechnung getragen werden, da sonst Probleme lediglich verlagert werden.

*Sinnblindheit:* Viele ökologische Gefahren sind nicht unmittelbar sichtbar, spürbar oder anderweitig sinnlich wahrnehmbar. Der Nitratgehalt von Grundwasser oder die Strahlenbelastung einer Gegend können nur über Instrumente ermittelt werden, wobei die Interpretation von Messwerten oft einen Glaubenskampf über das ‚richtige‘ Wirklichkeitsverständnis zur Folge hat.

*Langfristigkeit:* Die Folgen ökologischen Raubbaus sind oft schleichend und müssen erst von künftigen Generationen voll getragen werden.

*Irreversibilität:* Nicht immer können sich die Selbstheilungskräfte der Natur entfalten; bestimmte Umweltschädigungen (Klimakollaps, Artensterben, Formen der Bodendegradation) sind nicht rückgängig zu machen. Langsame Lernprozesse (*‚trial and error‘*) der Politik sind dann problematisch.

*Reichweite und Verteilung:* Umweltprobleme können lokal, national, regional oder international sein. Während bei lokalen und nationalen Umweltproblemen Verursacherkreis und Betroffene meist zusammenfallen, ist dies bei grenzüberschreitenden Umweltproblemen nicht notwendigerweise der Fall (verschmutzte Seen vs. Ozonloch). Es lassen sich teilbare (d.h. externalisierbare) und unteilbare Formen grenzüberschreitender Umweltzerstörung unterscheiden (Giftmüllexport vs. Klimawandel). Die eigene Betroffenheit bzw. die Möglichkeit zur Externalisierung von Schädigungen beeinflussen die Wahrscheinlichkeit politischer Kooperation (Breitmeier/Zürn 1990: 15f).

*Persistenz:* Bestimmte Bereiche wie Klimaschutz und Mobilität, hormonell wirksame Stoffe, Landwirtschaft, Biodiversität oder Flächenmanagement haben sich zu so genannten persistenten Umweltproblemen (Jänicke/Volkery 2001) entwickelt. Dabei handelt es sich um Umweltprobleme, bei denen staatliche Maßnahmen über einen längeren Zeitraum hinweg keine wesentlichen Trendverbesserungen herbeizuführen vermochten. Die Ursache liegt zumindest teilweise in den oben beschriebenen Eigenschaften dieser Umweltprobleme: Sie sind multikausal und dynamisch, entstammen diffusen Quellen wie Haushalten und Landwirtschaft statt isolierten Schornsteinen, wirken nur schleichend und sind zum Teil unsichtbar. Dies erschwert die politische Bearbeitung und fördert ihr Fortdauern.

## 4.2.2 Ursachen von Umweltproblemen

Umweltprobleme lassen sich aus unterschiedlichen Blickwinkeln, Diskursen und Disziplinen heraus sehr unterschiedlich erklären. Hier soll aus sozial- und wirtschaftswissenschaftlicher Perspektive auf drei Faktoren näher eingegangen werden: auf entwicklungsbedingte Faktoren, auf strukturelle Defizite des Marktsystems und auf solche des politischen Systems.

Oben wurde beschrieben, dass sich Umwelt von einem freien zu einem knappen Gut entwickelt hat. *Sozioökonomische Entwicklungen* sind insofern an dieser Verknappung beteiligt, als exponentielles Bevölkerungswachstum, Verstädterung, Wirtschaftswachstum und umweltschädlicher technisch-wirtschaftlicher Wandel dazu geführt haben, dass die Nachfrage nach Umweltgütern einer bestimmten Qualität zugenommen, während gleichzeitig ihr Angebot abgenommen hat. Dadurch wird die Absorptions- und Regenerationsfähigkeit von Umweltmedien überlastet: Ein Umweltproblem entsteht. Umweltpolitik liegt die Annahme zugrunde, dass diese Entwicklung vom freien zum knappen Umweltgut aufzuhalten, wenn möglich umzukehren ist, um qualitätsvolle Umweltgüter wieder im nötigen Umfang zur Verfügung zu

stellen. Gleichzeitig gibt es offenkundig Bereiche, in denen die Verknappung irreversibel ist (z.B. Artensterben).

Neben und verquickt mit diesen entwicklungsbedingten Faktoren führen Bedingungen innerhalb des *marktwirtschaftlichen Systems* zu einer systematischen Übernutzung von Umweltgütern. Oben wurde bereits auf die Problematik des Marktversagens bei Kollektivgütern – Trittbrettfahrerverhalten, externe Effekte – hingewiesen. Die Übernutzung öffentlicher Güter („*tragedy of the commons*“) kann allerdings durch Regelungen bzw. Institutionen unterbunden werden: Sie reichen von der zur Internalisierung externer Kosten (Kapp 1956)<sup>64</sup> über die Schaffung institutioneller Nutzungsregelungen (Ostrom 1990) bis zur Definierung von Eigentumsrechten (Coase 1960). Der Ressourcenverbrauch zu Lasten künftiger Generationen ist allerdings eine Problematik, die selbst bei funktionierendem Marktmechanismus nicht über den zu Markt unterbinden ist – denn dort können nur die Präferenzen derjenigen berücksichtigt werden, die am Marktprozess teilnehmen. Noch nicht lebende Generationen sind also grundsätzlich ausgeschlossen.

Neben den ökonomischen Gründen für Umweltprobleme erschweren auch strukturelle Defizite *politischer Willensbildung* den Umweltschutz. Denn auch politischen Gebilden fehlt ein verlässlicher Mechanismus, um den Nutzen künftiger Generationen in Rechnung zu stellen (Jänicke 1986: 51). Unterstellt man das – sicherlich vereinfachende – Bild vom nutzenmaximierenden Politiker (Downs 1957), so liegt dessen primäres Interesse in der Befriedigung der Bedürfnisse seiner potenziellen WählerInnen, welche naturgemäß der gegenwärtigen Generation angehören. Auch der in Legislaturperioden zerstückelte politische Konjunkturzyklus erschwert die Lösung langfristiger und erst in Zukunft virulenter Probleme, wie sie für die Umweltpolitik charakteristisch sind. So ist

„das Zeitmaß der Parteien (...) durch den nächsten Wahltermin bestimmt und zugleich begrenzt. (...) Hierin liegt die Strukturschwäche der Parteiendemokratie, die sich zu Lasten der Zukunft auswirkt“ (Weizsäcker 1982: 6).

Es stellt sich zusätzlich das demokratietheoretische Problem, dass die Legitimation für politische Strategien immer nur während einer Wahlperiode gegeben ist.

---

<sup>64</sup> Dabei stellen sich allerdings nicht unerhebliche Probleme: Viele externe Effekte sind nicht mess- oder monetarisierbar (was ‚kostet‘ das Aussterben einer Art?). Häufig lässt sich Verschmutzung auch nicht ohne Weiteres den VerursacherInnen zurechnen.

## 4.3 Die Konfliktdimension: Soziale Auseinandersetzung um Umwelt

Umweltkonflikte zeichnen sich häufig durch bestimmte Konfliktstrukturen und Interessenskonstellationen aus. Kapitel 4.3 diskutiert, was solche Prozess-Bedingungen (*politics*) für Konfliktbearbeitung und Steuerung bedeuten.

### 4.3.1 Konfliktstrukturen

Die Bedingungen, unter denen Konflikte politisch bearbeitet werden können, variieren je nach Konflikttyp (Efinger et al. 1988). Bei *Wertekonflikten*, d.h. wenn Akteure unvereinbare grundsätzliche Positionen (Wirtschaftswachstum vs. Umweltschutz) verfolgen, gilt kooperative Streitbeilegung als am unwahrscheinlichsten. *Mittelkonflikte* sind Auseinandersetzungen über den Lösungsweg zu einem gemeinsamen Ziel; ihnen werden tendenziell bessere Lösungschancen zugesprochen. Die dritte Kategorie der *Interessenskonflikte* umfasst Auseinandersetzungen, bei denen verschiedene Akteure zwar dasselbe Ziel bzw. Gut anstreben, aber von diesem nicht genug für alle vorhanden ist. Sie lassen sich einfacher bearbeiten, wenn sie sich um so genannte absolute Güter drehen. Deren Wert hängt nicht davon ab, ob und in welchem Ausmaß andere Akteure über das Gut verfügen (z.B. saubere Luft, Nahrung). Bei Gütern, deren Wert sinkt, je mehr andere von ihnen besitzen (relative Güter, z.B. Erdöl, Waffen), ist Kooperation schwieriger. Die Kooperationswahrscheinlichkeit sinkt von den Interessenskonflikten um absolute Güter über die Mittelkonflikte und Interessenskonflikte um relative Güter bis hin zu den Wertkonflikten.

Im Umweltbereich verquicken sich Mittelkonflikte fast immer mit einer Verteilungsdimension (Interessenskonflikt): „Sie entzündeten sich an konkurrierenden Nutzungsformen begrenzter Ressourcen oder an der Verteilung von *public bads*, von Risiken, Umweltschäden und gesundheitlichen Belastungen“ (Barthe/Brand 1996: 74). Umweltkonflikte haben aber auch eine kulturelle Dimension (Wertkonflikt), bei der es um unterschiedliche Einstellungen zu Natur und Technik, Risikobewertung oder die Abwägung zwischen Freiheit und Verantwortung geht. Schließlich steht in Umweltkonflikten nicht zuletzt die Identität der beteiligten Akteure, insbesondere der Umweltakteure, zur Debatte. Die Verquickung von Verteilungs- mit Wert- und Identitätsproblemen lassen bestimmte Formen der Konfliktlösung in der Umweltpolitik kaum zu: So wirken strategisches Verhandeln (*bargaining*), Koppelgeschäfte, Entschädigungen und Ausgleichszahlungen als ‚Geschäfte mit der Natur‘ ethisch anrühlich und sind nur begrenzt einsetzbar. Integratives und kooperatives *arguing*, das an Argumenten und Problemlösungen ausgerichtet ist, gilt in der Umweltpolitik als erfolgsversprechender (Prittowitz 1996).

### 4.3.2 Interessen

„Die Umwelt“ ist kein Akteur im politischen Prozess und kann ihre Interessen nicht eigenständig artikulieren. Dennoch ist sie nicht gänzlich ohne Fürsprache. Systematisch lassen sich in Umweltkonflikten Verursacherinteressen, Betroffeneninteressen und Helferinteressen voneinander unterscheiden (Prittwitz 1990). Zielen die *Verursacherinteressen* von Gentechnikkonzernen, LandwirtInnen oder AutofahrerInnen idealtypisch auf den Erhalt oder gar die Vergrößerung einer umweltschädlichen Tätigkeit, so streben *Betroffeneninteressen* (die Anlieger einer Chemiefabrik, Fischer an einem verschmutzten See) nach deren schneller und vollständiger Beseitigung. *Helferinteressen* sind durch das (ökonomische, politische, psychologische) ‚Profitieren‘ von der Rolle als Helfer gekennzeichnet. Helferinteressen prägen Umweltverbände aus, aber auch Wirtschaftsbereiche, die auf eine saubere Umwelt angewiesen sind (Tourismus), oder die an praktiziertem Umweltschutz verdienen (Photovoltaikproduzenten, Entsorgungstechnik) – sie haben damit auch ein gewisses Interesse am Bestand der Umweltprobleme. Die Interessensstrukturen überlagern sich teilweise: So führt das Tourismusgewerbe trotz seines Helferinteresses auch zu Verschmutzung (Verursacherinteresse); und der Staat fördert einerseits industrielles Wachstum (Verursacherinteresse), betreibt aber andererseits Umweltschutz (Helferinteresse). Es sind Akteure mit Betroffenen- und Helferinteressen, die die mangelnde Artikulationsfähigkeit „der Umwelt“ zum Teil wettmachen können.

Doch aufgrund der relativ geringen *Organisations- und Konfliktfähigkeit* von Umweltinteressen ist dies keine leichte Aufgabe. Geringe Konfliktfähigkeit bedeutet: Umweltverbände können nicht wie Gewerkschaften oder ArbeitgeberInnen wirksam mit Leistungsverweigerung drohen, ihre Ressourcenausstattung ist niedrig, der Zugang zu EinflussadressatInnen vergleichsweise gering. Allerdings werden sie, weil sie allgemeine statt partikularer Interessen vertreten, als moralisch höher stehend angesehen und können ihre Mitglieder oft besser mobilisieren (vgl. Offe 1973: 368ff). Dennoch sind Umweltinteressen schlecht organisierbar. Dies hängt mit den Faktoren Gruppengröße, Interessenshomogenität und Akteurskonstellation zusammen. So ist zwar die Anzahl derjenigen, die von umweltpolitischen Errungenschaften profitieren, sehr groß – mit steigender Gruppengröße steigt jedoch auch der Anreiz zum ‚Trittbrettfahren‘, d.h. von den Aktivitäten von Interessens-/Umweltgruppen ohne eigenes Engagement zu profitieren (Olson 1968). Neben der Gruppengröße schlagen Interessenshomogenität und Nutzenverteilung zu Buche (ebd.): Spezialinteressen sind gemeinhin organisationsfähiger als allgemeine Interessen. Der Grund: Politische Maßnahmen zugunsten eines allgemeinen Interesses wie dem ‚Wohl der Umwelt‘ (z.B. in Form eines Abbaus von Kohlesubventionen) belasten sehr konzentriert eine

Gruppe (die Kohle- und Stahlindustrie) mit einem homogenen, spezifischen Interesse (Abwehr dieser Maßnahme), während der Nutzen der Maßnahme sehr breit gestreut und daher wenig wahrnehmbar ist. Für PolitikerInnen besteht daher nur ein geringer Anreiz, eine solche Maßnahme einzuführen – während die Allgemeinheit den Nutzen kaum honorieren würde, könnte die spezifische Klientel laut aufbegehren. Eine ähnliche Problematik stellt sich bei langfristigen Interessen. Schließlich weisen Umweltkonflikte häufig multipolare Akteurskonstellationen auf, d.h. es tummeln sich Betroffene, Verursacher, Interessengruppen, staatliche Akteure etc. mit unterschiedlichen Interessen. Keine eindeutigen Polaritäten und traditionell organisierten Akteurslager (z.B. Arbeitgeber vs. Arbeitnehmer) vereinfachen die Konfliktfront zwischen den Akteuren.

Solche für Umweltkonflikte typischen multipolaren Konfliktstrukturen und Interessenskonstellationen erhöhen den Aushandlungsbedarf und erschweren hierarchische staatliche Steuerung (Zilleßen 1996: 41). Aber auch kooperative Steuerung stößt an Grenzen: Gerade die niedrige Organisations- und Konfliktfähigkeit von Umweltinteressen bedingt, dass politisch-administrative Akteure tendenziell eher mit den lobbymächtigen RegelungsadressatInnen, d.h. Verschmutzerinteressen, kooperieren als mit UmweltschützerInnen und Betroffenen (Lamb 1995: 184). Für eine umfassende, alle relevanten Akteure einbeziehende Kooperation ist dieses Ungleichgewicht eine ungünstige Ausgangsbedingung.

#### 4.4 Politikinhalte: Umweltpolitische Strategien und Prinzipien

Welches sind wesentliche Inhalte des Untersuchungsgegenstands – des Policyfelds Umwelt? Neben einer kurzen Vorbemerkung zu den Begriffen Umweltschutz und Umweltpolitik werden umweltpolitische Strategien und Prinzipien als Rückgrat von Umweltpolitiken charakterisiert.

Umweltschutz umfasst Schutz- und Verbesserungsmaßnahmen mit Bezug zur ‚Medientrias‘ Boden, Luft und Wasser. Als Schutzgüter zählen darüber hinaus die Tier- und Pflanzenwelt, Klima, Natur, Landschaft und schließlich die menschliche Gesundheit. Im Zentrum stehen also die Auswirkungen menschlicher Eingriffe in das ökologische System, in Form von Abfall, Lärm, Verkehr, Strahlung, Bodenversiegelung, klima- oder ozonschädigendem Verhalten etc. (Kösters 1997: 45).

Umweltpolitik kann man als Teilmenge von Umweltschutz definieren, d.h. als diejenigen umweltschützenden Maßnahmen, die von staatlichen Akteuren durchgeführt werden. Ein erweiterter Umweltpolitikbegriff bezieht allerdings auch Aktivitäten nichtstaatlicher Akteure ein, die darauf gerichtet sind, Umweltqualität durch ver-

bindliche Regelungen zu verbessern. Umweltpolitik ist dann nicht nur im Staat möglich, sondern auch ‚diesseits‘ (unmittelbar zwischen Betroffenen/Umweltverbänden und Verursachern) bzw. ‚jenseits‘ des Staates (z.B. unter Inanspruchnahme staatlich gesetzter Regelungen, aber ohne unmittelbare staatliche Beteiligung) (Jänicke et al. 1995: 193).

#### 4.4.1 Umweltpolitische Strategien

Die Formulierung von umweltpolitischen Instrumenten und Programmen orientiert sich an umfassenderen Strategien. Klassische Umweltpolitikbereiche wie Immissionsschutz (Luftreinhaltung und Lärmschutz), Gewässerschutz, der Schutz vor Gefahrenstoffen, Abfallvermeidung und -entsorgung, Natur- und Bodenschutz, Strahlenschutz und Reaktorsicherheit sind vorrangig reaktiv auf die Abwehr akuter Gefahren und Beeinträchtigungen ausgerichtet. Energie- oder wirtschaftspolitische Maßnahmen mit präventiver umweltschützerischer Wirkung bleiben in diesem Verständnis von Umweltpolitik unberücksichtigt. Es lassen sich hier zwei *umweltpolitische Strategien* oder *Leitbilder* unterscheiden: die nachsorgende und die präventive Strategie. Sie haben ihrerseits unterschiedliche *Wirkungstiefen*, die sich auf die Steuerungseffektivität auswirken (vgl. Scherer et al. 1994: 20f, Jänicke et al. 1999: 120ff).

Nachsorgende Strategien umfassen folgende Ansätze:

- *Symptombekämpfung* setzt auf die bloße Reparatur oder Kompensation bereits eingetretener Schäden.
- *Belastungsverteilung* ist ein Ansatz der ‚Verdünnung‘ von Schadstoffkonzentrationen. Typischerweise führt eine solche ‚Politik der hohen Schornsteine‘ aber zur Verlagerung von Problemen.
- *Nachsorgender* oder *additiver Umweltschutz* mindert Umweltbelastungen, indem umweltbelastenden Produktions-, Verbrauchs- und Verkehrsstrukturen reinigende (*end of pipe-*) Technologien wie Filter, Kläranlagen, Lärmschutzwälle etc. nachgeschaltet werden. Die meist an einzelnen Schadstoffen ansetzenden – unverzichtbaren – Maßnahmen lassen jedoch das Gesamtproblem ungelöst und führen zu Problemverschiebungen: Filteranlagen z.B. erfassen nicht das klimawirksame CO<sub>2</sub>, den Verkehrsaufwand, Ressourcenverbrauch oder Abfall einer Industrie, und die Filtrerrückstände verursachen als Sondermüll zeitlich, räumlich und medial verschobene Umweltbelastungen. Nachsorgender Umweltschutz ist nicht nur aufwendig und teuer, sondern häufig werden verbleibende Emissionen durch Wachstumsprozesse überkompensiert.

Präventive umweltpolitische Strategien umfassen:

- *Integrierten Umweltschutz*, der direkt an betrieblichen Abläufen ansetzt und den Energie-, Wasser- und Rohstoffeinsatz zu senken versucht. Diese Strategie bezieht Technologie- und Innovationspolitik, aber auch Wirtschafts-, Energie- oder Verkehrspolitik ein.
- *Ökologische Strukturpolitik*, die einen Rückbau energie-, rohstoff- und risikointensiver Branchen durch Strukturwandel anstrebt. Weil hierfür tief greifende Änderungen von Produktion und Konsum nötig sind, reichen technisch-ökonomische und politisch-institutionelle Maßnahmen nicht aus: Zentral ist auch ein Wertewandel.

Quer zur Wirkungstiefe lassen sich mediale und medienübergreifende Ansätze unterscheiden: Während *mediale Ansätze* nicht berücksichtigen, dass Belastungen aus einem Umweltmedium in ein anderes übertragen werden oder sich durch parallele Einträge in mehreren Medien kumulieren können, berücksichtigen medienübergreifende, *integrierte Ansätze* diese Zusammenhänge.

Ebenfalls quer zur Wirkungstiefe wurden weitere Unterscheidungen eingeführt worden. Vor allem unter dem Einfluss des (historisch jüngeren) Nachhaltigkeits-Diskurses, der sich u.a. einer sozialen Dimension und dem Vorsorgeprinzip verpflichtet (Brand/Jochum 2000: 37), sind Begrifflichkeiten wie „Ökologische Modernisierung“ und „Strukturelle Ökologisierung“ (Kopfmüller 1993) oder die Gegenüberstellung von Effizienz-, Suffizienz- und Konsistenzstrategien nachhaltiger Entwicklung (Huber 1994)<sup>65</sup> entstanden.

#### 4.4.2 Umweltpolitische Prinzipien

Während umweltpolitische Strategien für die Formulierung von Instrumenten und Programmen eher langfristige Orientierungsmarken bieten, lassen sich aus umweltpolitischen Prinzipien konkretere Handlungsanweisungen ableiten. Die Prinzipien sind in unterschiedlichem Maße rechtsverbindlich. Die wesentlichen umweltpolitischen Prinzipien in Deutschland sind Verursacher-, Kooperations- und Vorsorgeprinzip (Kloepfer 1998: 161ff; Oberrath/Hahn 2000: 28ff; Jänicke et al. 1999: 184ff).

Das *Verursacherprinzip* fordert, dass derjenige die Kosten für die Vermeidung, Beseitigung oder den Ausgleich eines Umweltschadens zu übernehmen hat, der für seine Entstehung verantwortlich ist. Zugrunde liegt dem der Gedanke, dass Umwelt,

---

<sup>65</sup> Während Effizienz-Strategien den Einsatz an Material und Energie in der Produktion minimieren wollen, zielt Suffizienz auf Selbstbegrenzung im Konsum. Konsistenz-Strategien streben die umweltverträgliche Beschaffenheit von Stoff- und Energieströmen an.

wenn sie nicht unbegrenzt in Anspruch genommen werden soll, etwas ‚kosten‘ muss. In der umweltpolitischen Realität allerdings trägt noch häufig die Allgemeinheit die Kosten (Gemeinlastprinzip), wenn diese z.B. nicht einzelnen VerursacherInnen zuordenbar oder schlicht zu hoch sind. Nach dem *Kooperationsprinzip* soll das Zusammenwirken von Staat und Gesellschaft beim Schutz der Umwelt angestrebt werden, insbesondere die Beteiligung gesellschaftlicher Kräfte am umweltpolitischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozess. Das *Vorsorgeprinzip* fordert präventiven Schutz des Menschen und der Umwelt vor Gefahren und Risiken. Es erfasst auch zeitlich und räumlich entfernte Gefahren, Fälle geringer Eintrittswahrscheinlichkeit und Umweltbelastungen, die erst in der Summe zu Beeinträchtigungen führen.

Diese Prinzipientrias wurde in der deutschen Umweltpolitik zunächst 1971 im Umweltprogramm erwähnt. Rechtlich fixiert und damit zu unmittelbar geltendem Bundesrecht wurden die Prinzipien erstmals 1990 im Staatsvertrag über die Schaffung einer Währungs-, Wirtschafts- und Sozialunion zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Deutschen Demokratischen Republik (Art. 16 SV) bzw. im Einigungsvertrag (Art. 34 EV). Es ist allerdings umstritten, ob es sich bei den drei Umweltprinzipien um echte Rechtsprinzipien oder lediglich um rechtspolitische Handlungsmaximen handelt. Rechtliche Verbindlichkeit haben sie nur insoweit, als sie in gesetzlichen Regelungen verankert sind.<sup>66</sup> Im lange geplanten Umweltgesetzbuch (UGB) sollten die Umweltprinzipien weiter kodifiziert werden (vgl. §§ 3ff des Kommissionsentwurfs, UGB-KomE bzw. BMU 1998a).

Neben diesen wesentlichen Prinzipien gibt es weitere umweltpolitische Grundsätze, die teils Konkretisierungen, teils Ausnahmen zu den oben genannten Prinzipien darstellen oder lediglich gebietsspezifische Bedeutung haben. Hierunter fallen der Grundsatz der Nachhaltigkeit, das Verschlechterungsverbot, das Vorsichtsprinzip, das Schutzprinzip, das Lebenszyklus-Prinzip, das ökologische Abwägungsgebot, das Prinzip der kontrollierten Eigenverantwortlichkeit, das Substitutionsprinzip und das Umweltintegrationsprinzip. Diese Prinzipien besitzen – mit eingeschränkter Ausnahme des Nachhaltigkeitsgebots – allerdings in der deutschen Umweltpolitik keinen offiziellen Status (Kloepfer 1998: 163, Rehbinder 2002, Bückmann 2002).

---

<sup>66</sup> So ist das *Verursacherprinzip* z.B. im Umwelthaftungsgesetz (§§ 1, 2 UmweltHG), im Abwasserabgabengesetz (§ 1 AbwAG), im Atomgesetz (§§ 25 ff AtG) und im Bundesnaturschutzrecht (§ 19 BNatSchG) fixiert. Das *Vorsorgeprinzip* findet sich unter anderem im Wasserhaushaltsgesetz (§§ 1, 34 WHG), im Bundesbodenschutzgesetz (§ 1 BBodSchG) oder Bundesimmissionsschutzgesetz (§ 1 BImSchG). Das *Kooperationsprinzip* wird in § 7 Abs. 1 des Abfallwirtschafts- und Kreislaufgesetzes (KrW-/AbfG), § 51 des BImSchG oder § 5 des UVP-Gesetzes angewandt.

## **Kooperative Umweltpolitik in der Praxis**

Nachdem im ersten Buchteil der Wandel von Staatlichkeit und die spezifischen Bedingungen des Politikfeldes ‚Umweltpolitik‘ umrissen wurden, werden im zweiten Teil die drei herausdestillierten Aspekte kooperativer Staatlichkeit der umweltpolitischen Praxis gegenübergestellt.

Dafür werden die bereits aufgespannten Fragen anhand empirischer Befunde diskutiert: Wie beteiligungsoffen sind Umweltpolitikprozesse (Kapitel 5)? Hat sich der Instrumentenkasten flexibilisiert (Kapitel 6)? Und welche Bedeutung haben Verhandlungsprozesse im Mehrebenensystem gewonnen (Kapitel 7)? Den Schwerpunkt bildet die deutsche Praxis, wobei im Zusammenhang des europäischer Mehrebenensystems auch der institutionelle Rahmen der EG Umweltpolitik dargestellt wird.

## 5 Der Einbezug gesellschaftlicher Akteure in umweltpolitische Steuerung

Die Beteiligung nichtstaatlicher Kräfte ist in der deutschen Umweltpolitik durch das so genannte Kooperationsprinzip verankert. Es wurde erstmals 1971 im Umweltprogramm der sozialliberalen Regierung als politische Leitlinie formuliert und 1990 in den Einigungsvertrag (Art. 34 EV) aufgenommen. Eine weitere – formale – Stärkung erfuhr das Kooperationsprinzip durch die Übernahme des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung nach der UNCED-Konferenz in Rio 1992: Im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung sollen die Beteiligungsmöglichkeiten nichtstaatlicher Akteure gestärkt werden.<sup>67</sup> Wenngleich vom Gesetzgeber nicht umfassend definiert,<sup>68</sup> wird das Kooperationsprinzip der deutschen Umweltpolitik ausgelegt als das

„Zusammenwirken von Staat und Gesellschaft beim Schutz der Umwelt und insbesondere (...) [als] Beteiligung der gesellschaftlichen Kräfte am umweltpolitischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozeß unter grundsätzlicher Beachtung der staatlichen und insbesondere der exekutiven Verantwortlichkeit für den Umweltschutz“ (Kloepfer et al. 1990: 155).

Konkret fällt unter diesen Kooperationsbegriff

„jede Mitwirkung nichtstaatlicher Träger an umweltrelevanten Entscheidungen, sei es durch Anhörungs- und Beteiligungsrechte, sei es durch eigenverantwortliche Entscheidung“ (ebd.: 157).

Dieser weite Kooperationsbegriff wurde bereits in Kapitel 3.2.1 näher bestimmt. Dementsprechend soll die Beteiligung gesellschaftlicher Kräfte am politischen Steuerungsprozess in der folgenden Betrachtung nach ihrer Intensität in *Konsultation*, *Kooperation* und *Steuerungsdelegation* unterteilt werden. Wenngleich die Übergänge zwischen konsultativer und kooperativer Beteiligung oft fließend sind, kann eine tendenzielle Einordnung vorgenommen werden. Die unterschiedlichen Beteiligungsformen werden am Anfang der folgenden Unterkapitel nochmals kurz definiert, bevor sie anhand der umweltpolitischen Praxis erläutert werden. Es wird ihre rechtliche Verankerung im politischen System der Bundesrepublik und, wo möglich, ihre quantitative Bedeutung dargestellt. Wo Daten überwiegend auf Landesebene verfügbar sind, wird beispielhaft die Situation in Baden-Württemberg herangezogen. Am Ende von Kapitel 5 werden die Ergebnisse diskutiert und bewertet.

<sup>67</sup> Art. 10 der Rio-Erklärung und Sektion III der Lokalen Agenda. Der Akzent liegt hier noch deutlicher als beim Kooperationsprinzip in Art. 34 EV auf dem Einbezug und der aktiven Kooperation mit *zivilgesellschaftlichen* Akteuren.

<sup>68</sup> In Art. 34 des Einigungsvertrages wird es lediglich als Aufgabe des Gesetzgebers bezeichnet, „die natürlichen Lebensgrundlagen des Menschen unter Beachtung des Vorsorge-, Verursacher- und Kooperationsprinzips zu schützen (...)“.

## 5.1 Konsultation – unverbindliche Entscheidungsvorbereitung

Bei konsultativem Einbezug werden Stellungnahmen von gehörten Verbänden, WissenschaftlerInnen oder Betroffenen eingeholt, die aber für den weiteren Verlauf der Entscheidungsfindung nicht verbindlich sind. Im Vordergrund steht die Entscheidungsvorbereitung der politischen Akteure (ParlamentarierInnen, Administration). Es geht in erster Linie darum, das Wissen von Betroffenen und ExpertInnen zu nutzen, und nur zweitrangig um Akzeptanzbeschaffung oder Legitimation der politischen bzw. Verwaltungsentscheidung. Zur Vereinfachung wird im Folgenden zwischen Konsultation während der Politikformulierung und während der Politikimplementierung unterschieden.<sup>69</sup>

### 5.1.1 Konsultation in der Politikformulierung

Innerhalb des Politikprozesses (*Policy*-Zyklus) umfasst die Politikformulierung jene Phase, in der Ziele formuliert und staatliche Programme entwickelt werden. Konsultation findet in diesem von Konflikten und Konsensbildung gekennzeichneten Prozess sowohl in der Exekutive (in Form allgemeiner Beratung durch Beiräte und im Referentenstadium), als auch in der Legislative (im Wesentlichen im Rahmen von Anhörungen) statt.

#### Beiräte und Beratungsgremien

Zielformulierung und Entwicklung staatlicher Programme laufen *de facto* maßgeblich in der Exekutive ab, stößt diese doch den Löwenanteil von Gesetzesinitiativen an. Für nichtstaatliche Akteure ist es im Prozess der Politikformulierung daher besonders wichtig, in Organen der Exekutive ihren Einfluss geltend zu machen. Formell geschieht dies in ständigen Beiräten oder in den Ministerien nachgeordneten Forschungseinrichtungen wie dem Umweltbundesamt, dem Bundesamt für Strahlenschutz oder dem Bundesamt für Naturschutz. Die Beiräte sind überwiegend mit unabhängigen WissenschaftlerInnen und mit InteressenvertreterInnen (in ihrer Eigenschaft als ‚ExpertInnen‘) besetzt. WissenschaftlerInnen beeinflussen Politikformulierung auch über die staatliche Zusammenarbeit mit autonomen Forschungseinrichtungen (z.B. Max-Planck-Institute, Wissenschaftszentrum Berlin etc.).

Wegen der häufig komplexen Regelungsmaterie sind in der Umweltpolitik überdurchschnittlich viele Beratungsgremien tätig (Beyme 1997: 157). Das bekannteste

---

<sup>69</sup> Dabei existieren Grauzonen, z.B. bei der Entwicklung von Plänen und Programmen. Systematisch gehören diese, weil sie „untergesetzlich“ sind, der Normpräzisierung und dem Normvollzug an. Sie werden deshalb hier unter Politikimplementierung gefasst.

Beratungsgremium bundesdeutscher Umweltpolitik ist der aus sieben WissenschaftlerInnen verschiedener Fachrichtungen zusammengesetzte unabhängige Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU). Er soll Handlungsempfehlung an die Bundesregierung, an Länder, Gemeinden und Wirtschaft geben. Zu diesem Zweck erstellt er alle zwei Jahre Umweltgutachten (z.B. SRU 2002c) und in unregelmäßigen Abständen Sondergutachten. Während die meisten Gremien kaum mehr als Vorschläge abgeben können, übt der SRU aufgrund seiner Öffentlichkeitswirkung einen gewissen Druck auf Regierungshandeln aus. In Einzelfällen setzte er mit weitgehenden Vorschlägen Maßstäbe (vgl. Rose-Ackermann 1995: 119f). Neben dem SRU legt seit 1992 der öffentlich ebenfalls beachtete Wissenschaftliche Beirat Globale Umweltveränderungen (WBGU) jährlich ein Gutachten über globale Umwelt- und Entwicklungsprobleme vor. Das ressortübergreifend verankerte Expertengremium soll Politikempfehlungen für eine nachhaltige Entwicklung erarbeiten. Im April 2001 wurde schließlich der Rat für Nachhaltige Entwicklung (RNE) einberufen, der die Bundesregierung zunächst bei der Ausarbeitung, und nun bei der Umsetzung der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie unterstützen soll. Besetzt mit 17 prominenten VertreterInnen aus Wirtschaft, Gewerkschaften, Kirchen, Umweltverbänden, Wissenschaft und RepräsentantInnen der föderalen Ebenen, ist seine zweite wichtige Aufgabe die Vermittlung des Themas ‚Nachhaltigkeit‘ in die Gesellschaft. Weitere unabhängige Beratungsgremien sind z.B. der 1999 eingerichtete Wissenschaftliche Beirat Bodenschutz, die Strahlenschutzkommission (SSK), die Reaktorsicherheitskommission (RSK), die Störfallkommission (SFK) und der Technische Ausschuss Anlagensicherheit (TAA).

Die Besetzung dieser Beiräte war lange durch ExpertInnen aus Wirtschaft, Industrie, Verwaltung und Rechtsprechung dominiert; eine Beteiligung von Umwelt- und Naturschutzverbänden blieb die Ausnahme.<sup>70</sup> Ausgeschlossen waren zunächst auch „explizit »umweltengagierte«, gegenüber dem bestehenden Umweltregelungsansatz ausgesprochen kritische Wissenschaftler, ganz zu Beginn auch primär ökologisch ausgerichtete Wissenschaftler“ (Weidner 1996: 13). Lamb wies jedoch bereits Mitte der 90er Jahre auf positive Entwicklungen hin: Während „die älteren Gremien (...) den Interessengegensatz auf Betreiber- und Herstellerinteressen [reduzierten]“, würde bei der Besetzung neuerer Gremien zunehmend berücksichtigt, „dass die Voraussetzungen für ein mögliches interessenintegrierendes Ergebnis geschaffen sind“ (Lamb 1995: 185). Ein Beispiel ist die interessenpluralistisch zusammengesetzte

---

<sup>70</sup> Vgl. die Aufschlüsselung der Gremienbesetzung im Umweltbericht 1998 (BT-Drs. 13/10735: 14ff).

Zentrale Kommission für die Biologische Sicherheit, die Bund und Länder beim Erlass von Verordnungen und Verwaltungsvorschriften nach dem Gentechnikgesetz berät. Mit dem Regierungswechsel 1998 kam abermals frischer Wind in einige der umweltpolitischen Beratungsgremien.<sup>71</sup>

Durch Beiräte kann Expertenwissen und zu einem gewissen Maß auch Interessenspluralität in die staatliche Entscheidungsvorbereitung hineingeholt werden. Vom Prinzip dezentraler Kontextsteuerung ist das Gremienwesen dennoch weit entfernt: Gegenüber einer Verknüpfung unterschiedlicher Rationalitäten aus mehreren Teilsystemen dominiert der spezialisierte Fachdiskurs des Wissenschaftssystems. Insgesamt ist das Gremienwesen, obwohl es das Steuerungswissen innerhalb des politisch-administrativen Systems erweitert, in seiner Steuerungsleistung nicht unumstritten. So habe

„das Wachstum der Beratungsgremien (...) nach Einschätzung einiger Wissenschaftler die Steuerungsfähigkeit [des politisch-administrativen Systems] nicht verbessert, sondern eher zu mehr Entscheidungsschwäche geführt (...)“ (Beyme 1997: 157).

## Das Referentenstadium

In geringerem Maße institutionalisiert, aber mindestens ebenso intensiv verläuft Konsultation bei der Entwicklung von Gesetzesvorhaben und Politiken in den Bundes- und Landesministerien, im so genannten Referentenstadium. Dabei nehmen nichtstaatliche Akteure in einem ersten Stadium durch informelle Kontakte Einfluss, wenn die Verwaltung abklärt, ob in einem Feld überhaupt Handlungsbedarf besteht. Darin liegt bereits eine nicht unbedeutende Definitionsmacht, denn auch staatliches Nicht-Handeln besitzt Gestaltungsmacht. In Abgrenzung zum Begriff ‚Entscheidungsmacht‘ lässt sich hier von ‚Nicht-Entscheidungsmacht‘ sprechen: Einfluss wird hier über die Vorstrukturierung von Entscheidungsprozessen und über Agendasteuerung ausgeübt. Die meisten politischen Nichtentscheidungen sind „keine »parlamentarischen Abtreibungen«, sondern aufgrund von informellen Vorentscheidungen »nie gezeugte Vorlagen«“ (Beyme 1997: 149).

Über informelle Kontakte hinaus bestehen im Referentenstadium formelle Anhörungsmöglichkeiten für bestimmte Interessengruppen: Nach der Gemeinsamen Geschäftsordnung der Bundesministerien (GGO) sind Verbände und Fachkreise frühzeitig zu beteiligen, sowohl bei nationalen Gesetzesvorhaben als auch in den Ab-

---

<sup>71</sup> So besetzte der grüne Umweltminister Trittin im Dezember 1998 die Reaktorsicherheits- und die Störfallkommission neu. Unter dem Stichwort „Mehr Pluralität“ (BMU 1998c) berief er unter anderem einen atomkritischen Wissenschaftler an die Spitze der RSK.

stimmungsverfahren für die EU-Umweltpolitik (§ 47 Abs. 3, § 74 Abs.5).<sup>72</sup> Dabei bleiben jedoch „Zeitpunkt, Umfang und Auswahl (...), so weit keine Sondervorschriften bestehen, dem Ermessen des federführenden Bundesministeriums überlassen“. Eine Unterrichtung der Öffentlichkeit über das Internet ist im Referentenstadium Ermessenssache (§ 48 Abs. 3 GGO). Eine reguläre Möglichkeit zur Kommentierung von Gesetzgebungsaktivitäten durch jedermann via Internet, wie sie auf EU-Ebene üblich ist, ist damit nicht verbunden.

Verbandseinflüsse im vorparlamentarischen Stadium bleiben, da sie – anders als im Schweizer Vernehmlassungsverfahren – dem Parlament nicht aufgedeckt werden müssen, häufig im Halbdunkel. Jedoch wird von keiner Seite angezweifelt, dass die Lobby der Industrieverbände bessere informelle Kontakte zu vielen Ministerien und Behörden hat als Umweltverbände, die häufig immer noch

„als mehr oder weniger »lästige« Akteure auf dem Feld der Umweltpolitik angesehen werden, mit denen man sich gezwungenermaßen auseinander setzen muß, da sie eine große Medienpräsenz haben (...)“ (Hey/Brendle 1994: 137; vgl. auch Héritier et al. 1994: 63).<sup>73</sup>

Allgemein lässt sich beobachten, dass die Stellung der InteressenvertreterInnen im Stadium der Referentenentwürfe umso stärker ist, je monopolistischer eine Vertretungsmacht ohne Gegenlobby ist (Beyme 1997: 151). Im Bereich des Umweltschutzes unterliegen Umweltverbände aufgrund der in Kapitel 4 beschriebenen Schwächen in Organisations- und Konfliktfähigkeit häufig den Verursacherinteressen im Wettstreit um Einfluss.

---

<sup>72</sup> Unklar ist, ob damit eine Soll-Bestimmung – im Gegensatz zur Kann-Bestimmung der alten Geschäftsordnung (§ 24 GGO II a.F.) – geschaffen wurde. Während die Formulierung von § 47 Abs. 3 dies suggeriert, weist § 74 Abs. 5 in eine andere Richtung.

<sup>73</sup> Dieser Zustand war lange Zeit maßgeblich durch die Abwehrhaltung der Administration gegenüber den ‚radikalen‘ Umweltverbänden bedingt. Mit dem Aufweichen der harten ideologischen Konfrontation zwischen Umweltbewegung und politisch-administrativem System und mit dem „Generationswechsel“ innerhalb der Behörden hat sich die Situation entspannt (SRU 1996: Rn. 585-603). Aber auch auf Seiten der deutschen Umweltverbände bestehen Abwehr- und Vereinnahmungssängste gegenüber der Administration. Da sie in personeller wie finanzieller Hinsicht vom Zuspruch der Öffentlichkeit abhängig sind, gilt: „Zeigen sich die Umweltverbände gegenüber der Politik kompromiß- und damit kooperationsbereit, so wird dies weniger honoriert als die Aufstellung konkreter Forderungen, die ein konsequenter Umweltschutz verlangt, die politisch jedoch nicht durchsetzbar sind.“ (Héritier et al. 1994: 64, vgl. auch Hey/ Brendle 1994: 137f).

***Beispiel I: Konsultation in der Entwicklung der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie***

Ein Beispiel für einen vergleichsweise offenen Konsultationsprozess in der Politikformulierung stellt die Entwicklung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie dar (Bundesregierung 2002a). Ein partizipativer Planungsprozess war hier u.a. durch die Anforderungen der UN-Agenda 21 von 1992 vorgegeben. Der erste Strategieentwurf entstand im eigens für die Koordinierung der Nachhaltigkeitsstrategie eingerichteten Staatssekretärsausschuss für Nachhaltige Entwicklung („*Green Cabinet*“). Der Nachhaltigkeitsrat (RNE) und die in ihm vertretenen gesellschaftlichen Gruppen sollten Beiträge für die nationale Nachhaltigkeitsstrategie und Vorschläge für Projekte zur Umsetzung dieser Strategie machen. Bürger und Bürgerinnen wurden über das Internet eingebunden; wie Verbände konnten sie vor und nach der Veröffentlichung des Entwurfs Vorschläge einreichen bzw. Stellung nehmen. In zwei so genannten Dialogphasen wurde eine Vielzahl von Interessensgruppen konsultiert – ihr Spektrum reichte von Wirtschaft und Gewerkschaften über Wissenschaft und Kommunen, Umwelt- und Entwicklungsverbände, Landwirtschafts- und Verbraucherverbände bis hin zu den Kirchen (Bundesregierung 2002a: 62ff). Die Einbindung verblieb auf konsultativem Niveau. Dies lässt sich unter anderem an Äußerungen von VertreterInnen der Umweltszene ablesen, die kritisierten, dass ihre schriftlichen Stellungnahmen zum Entwurf keine wesentlichen Änderungen der Strategie mehr bewirkt hätten.<sup>74</sup> Eine Kopplung mit partizipativen Prozessen auf Länder- und kommunaler Ebene im Rahmen der Agenda 21-Aktivitäten fand kaum statt. Wenngleich die Entwicklung der Nachhaltigkeitsstrategie gemessen am Rio-Ideal (z.B. dem *majour-groups*-Konzept aus Art. 23 der Agenda 21) noch Spielräume für Verbesserung ließ, kann sie dennoch im Vergleich zu gewöhnlichen Konsultationsverfahren der Politikformulierung wegen ihrer Breite und Transparenz als beispielhaft bewertet werden.

***Beispiel II: Konsultation in politischen Planungsprozessen auf Landesebene***

Ein weiteres Beispiel für den konsultativen Einbezug in einen Planungsprozess ist der „*Umweltplan Baden-Württemberg*“, den das Umwelt- und Verkehrsministerium des Landes 1998 zu entwerfen begann. Dabei ist der Umweltplan keine auf einem Gesetz beruhende Maßnahme, sondern er stellt in erster Linie einen politischen Orientierungsrahmen dar. Motiviert durch die Zielsetzungen der Agenda 21 der UN sollten in ihm langfristige Handlungsfelder, Verantwortlichkeiten und Maßnahmen künftiger Umweltpolitik abgesteckt werden. Bereits im Entwurfsstadium wurden informelle Gespräche mit Kirchen, Wirtschafts-, Umwelt- und Kommunalverbänden geführt.

---

<sup>74</sup> Zu inhaltlichen Aspekten der Nachhaltigkeitsstrategie vgl. Kapitel 6.3.11 „Umweltplanung“.

In einem schriftlichen Erörterungsverfahren und auf vier regionalen Erörterungsveranstaltungen nahmen nochmals VerbändevertreterInnen Stellung zu dem Entwurf, bevor der Umweltplan im Landtag behandelt und Ende 2000 verabschiedet wurde. Inhaltlicher Kern ist ein Aktionsprogramm mit qualitativen und quantitativen Umweltzielen und Maßnahmen, die jedoch keine unmittelbare Verbindlichkeit entfalten. Seit 2002 begleitet ein durch WissenschaftlerInnen besetzter „Nachhaltigkeitsbeirat Baden-Württemberg“ (NBBW) den Umsetzungsprozess. Wie auch bei der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie wird neben der Qualität der Konsultation vor allem die der Umsetzung wesentlich über den Umweltnutzen des Plans entscheiden. Bisher sind die Umsetzungsschritte eher ernüchternd (Untersteller/Walter 2003).

### Anhörungen im Bundestag

Auf der Ebene der Legislative finden nichtstaatliche Akteure vor allem über Anhörungen (*Hearings*) in Ausschüssen<sup>75</sup> und in Enquete-Kommissionen Zugang zum politischen Steuerungsprozess.

Zu öffentlichen Anhörungen kann gemäß § 70 der Geschäftsordnung des Bundestags (GOBT) jeder Parlamentsausschuss Sachverständige, InteressenvertreterInnen und „andere Auskunftspersonen“ zur „Information über einen Gegenstand seiner Beratung“ laden. Als Interessenvertreter sind nur die in der GOBT registrierten Verbände anerkannt.<sup>76</sup> Deren Zahl hat sich seit 1974 mehr als verdoppelt, wobei die Zahl der Interessengruppen im Bereich des Umweltschutzes überproportional gestiegen ist (Sebald 1997: 29) – wenngleich Gruppen aus dem Spektrum der Neuen Sozialen Bewegungen nur zögerlich registriert wurden. Für Verbände sind insbesondere legislative Anhörungen bedeutend, doch beteiligen sie sich auch an Hearings, die nur längerfristig der Politikplanung dienen, oder die Gutachten und Berichte betreffen (Beyme 1997: 231). Der Zugang zu *Hearings* ist dann besonders wichtig, wenn die Konkurrenz groß ist, und ein Verband nicht schon im Referentenstadium geladen war. Das Institut der öffentlichen Anhörungen wurde durch die Kleine Parlamentsreform 1969/70 geschaffen, um durch die Öffentlichkeit mehr Transparenz sowohl für Abgeordnete als auch für Kabinettsmitglieder und übergangene Verbände

---

<sup>75</sup> Nur in der Phase der Ausschussarbeit wird die Mitwirkung von Interessenverbänden im Politikformulierungsprozess tatsächlich transparent (Beyme 1997: 207), was eine empirische Erfassung erschwert.

<sup>76</sup> Laut Bundestagsbeschluss vom 21. 9. 1972 wird nur denjenigen Interessengruppen Zugang zu parlamentarischen Entscheidungsgremien gewährt, die sich in der „Öffentlichen Liste über die Registrierung von Verbänden und deren Vertretern“ (kurz: Lobbyliste) registrieren lassen. Ausgeschlossen von dieser Registrierungspflicht bleiben lediglich Körperschaften, Stiftungen und Anstalten des öffentlichen Rechts, da sie keine Verbände im Sinne der GOBT darstellen.

zu schaffen. Seit damals ist die Anzahl öffentlicher Anhörungen enorm angestiegen. In der Umweltpolitik wurden zwischen der 5. und 12. Legislaturperiode 63% der Gesetzesinitiativen von Anhörungen begleitet, in denen sich ExpertInnen und Interessengruppen äußern konnten. Dieser Prozentsatz wird nur von den *Hearings* in von Sozial- und Wirtschaftsausschüssen (72% bzw. 69%) übertroffen (Beyme 1997: 241).<sup>77</sup> Nicht zu vernachlässigen sind auch die ‚Brückenköpfe‘ der Verbände in den Ausschüssen selbst; dabei handelt es sich um Politiker und Politikerinnen, die selbst Verbänden angehören oder zumindest regelmäßige Kontakte zu ihnen pflegen. Im Ausschusstadium finden außerdem Interventionen von Verbänden in Form von Stellungnahmen statt, die entweder nach § 70 Abs. 5 GOBT erbeten worden waren oder unverlangt eingesandt wurden. Laut einer Analyse von wichtigen Gesetzgebungsprozessen fanden in der Umweltpolitik von Seiten der Wirtschaftsverbände fast doppelt so häufig Interventionen statt wie von Seiten der Umweltorganisationen; Wirtschaftsverbände intervenieren in diesem Politikfeld prozentual sogar häufiger als im Feld der Wirtschaftspolitik (Beyme 1997: 217, Tabelle 11.4).

Anhörungen von ExpertInnen und InteressenvertreterInnen finden außer in Ausschüssen auch in Enquete-Kommissionen statt. Diese dienen der „Vorbereitung von Entscheidungen über umfangreiche und bedeutsame Sachkomplexe“ (§ 56 GOBT), und werden auf Antrag eines Viertels der Bundestagsmitglieder eingerichtet. Sie setzen sich aus ParlamentarierInnen und bis zu neun WissenschaftlerInnen zusammen, die im Einvernehmen der Fraktionen berufen werden. Dass umweltpolitische Belange seit der 10. Wahlperiode den Schwerpunkt der Enquete-Kommissionen bildeten, deutet an, dass es sich hier um einen komplexen Politikbereich handelt, in dem die Politik auf Einholung externer Meinungen angewiesen ist.<sup>78</sup> Insgesamt entfielen seit der Einführung des Instituts der Enquete-Kommission 1969 acht von zwanzig Enquetes (40%) auf die Umwelt- oder Technikproblematik.<sup>79</sup>

---

<sup>77</sup> Durch die nach der Wiedervereinigung eingeführten Beschleunigungsmaßnahmen wurde der Schnitt seit der 5. WP gesenkt, weil zahlreiche Maßnahmen nun ohne Hearing – „beschleunigt“ – durchgeführt wurden (Beyme 1997: 240).

<sup>78</sup> Bereits in der 8. WP gab es eine Enquete zur „Zukünftigen Kernenergiepolitik“, in der 10. WP folgten „Chancen und Risiken der Gentechnologie“ sowie „Einschätzung und Bewertung von Technikfolgen“. In der 11. WP standen die „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ und „Gestaltung der technischen Entwicklung“ an. In der 12. und 13. WP existierten Enquete-Kommissionen zum „Schutz der Menschen und der Umwelt“, und in der 14. WP (1998-2002) zur „Nachhaltigen Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und der Liberalisierung“. In der 15. WP wurde keine Enquete mit Umweltbezug eingerichtet.

<sup>79</sup> Dabei wurden Enquete-Kommissionen, die in zwei aufeinander folgenden WP zur selben Fragestellung arbeiteten, als zwei separate Enquetes gezählt.

Wie ausgewogen ist nun die Interessenberücksichtigung und wie groß der Einfluss geladener InteressenvertreterInnen und Sachverständiger bei Anhörungen? Weidner stellt fest, dass bis in die 80er Jahre hinein Umweltorganisationen und exponiert-engagierte UmweltwissenschaftlerInnen in Anhörungsverfahren „selten und nur in begrenztem Maße als »beteiligte Kreise« einbezogen“ wurden (Weidner 1996: 15). Bereits für Ende der 1990er stellt Beyme (1997: 226) eine größere Ausgewogenheit bei der Einladung zu Hearings fest. Unter den hinzugezogenen WissenschaftlerInnen überwiegen NaturwissenschaftlerInnen und IngenieurInnen (Vierecke 1995: 146). Was den tatsächlichen Einfluss der nichtstaatlichen Kräfte in Anhörungen anbelangt, so wird er – nicht nur in der Umweltpolitik – oft als gering eingeschätzt; „dennoch verschließen sich die Verbände nicht, wenn sie eingeladen werden“ (Beyme 1997: 212f). Nur in Ausnahmefällen wurden Gesetzentwürfe gestoppt, weil sich in Anhörungen herausstellte, dass ein Großteil oder gar alle Sachverständigen die Vorschriften für ungeeignet erklärten.

Die parlamentarische Anhörung verschiedener Stakeholder kann ein Instrument sein, um die „Borniertheit“ (Scharpf 1989) der gesellschaftlichen Teilsysteme zu überwinden. Am Beispiel der Enquete-Kommissionen zeigt sich allerdings auch, dass bei grundlegenden Wertkonflikten häufig Sondervoten abgegeben werden, die recht genau den Parteienproporz widerspiegeln. Daraus lässt sich schließen, dass sich die Rationalität des politischen Systems offenbar nicht ausreichend der des Wissenschaftssystems öffnet – oder dass sich politische Überlegungen in den Wissenschaftsdiskurs hinein verlängern.

### Weitere Formen des Einbezugs

Es existieren auf parlamentarischer Ebene zwei weitere, allerdings untergeordnete Kanäle konsultativen Einflusses: Dabei handelt es sich zum einen um die institutionalisierte *Verzahnung mit dem Wissenschaftssystem* in Gestalt der parlamentarischen BeraterInnen der Fraktionen, des wissenschaftlichen Dienstes, des Bundestages und der Einrichtungen der Technikfolgenabschätzung. Umweltpolitische Mitarbeiter und MitarbeiterInnen sind inzwischen fraktionsübergreifend im Bundestag und den Länderparlamenten Standard.

Zum anderen können einzelne BürgerInnen, die weder in akkreditierten Interessensverbänden organisiert sind, noch als WissenschaftlerInnen Zugang zum Politikprozess haben, als formale Einflussmöglichkeit den *Petitionsausschuss* in Anspruch neh-

men.<sup>80</sup> Im Rahmen von Art. 17 GG bzw. Art. 45c GG hat jedermann das Recht, sich mit Bitten und Beschwerden an die zuständigen Stellen und Parlamente zu wenden. Dies gilt unter der Einschränkung, dass es sich nicht um noch vertrauliche Entwürfe handelt. Im Petitionsausschuss des Bundestag (§ 108 GOBT) werden umweltpolitische Belange jedoch nur in geringem Maße eingebracht. Im Jahr 2002 entfielen 1,14% der Eingaben in die Zuständigkeit des Bundesumweltministeriums (BT-Drs. 15/920: 85).<sup>81</sup> Dabei standen das Elbhochwasser, Strahlenbelastung im Mobilfunk und Fragen der Kernenergienutzung im Vordergrund der Eingaben (ebd.: 75ff).

### 5.1.2 Konsultation in der Implementation

Politikimplementation umfasst die Konkretisierung politischer Programme, die Ressourcenbereitstellung und -verteilung, sowie Normpräzisierung und Normvollzug in Bund, Ländern und Gemeinden (Jann 1996a: 552f). Vor allem die letzten beiden Aspekte werden im Folgenden betrachtet. Zwar sind die zentralen Normsetzungsinstanzen die Parlamente von Bund und Ländern, da sie Gesetze erlassen. Weil Umweltgesetze aber häufig nur Leitlinien ohne Detailregelungen bzw. mit weiten Ermessensspielräumen beinhalten, wird die verfeinerte Zielfestlegung des Umweltrechtes von der Bundes- und Länderexekutive konkretisiert (*Normpräzisierung*). Solche untergesetzliche Normsetzung tritt in Gestalt von Rechtsverordnungen,<sup>82</sup> Satzungen,<sup>83</sup> Verwaltungsvorschriften<sup>84</sup> und – indirekt – in Form von technischer Normung<sup>85</sup> auf. *Normvollzug* umfasst in erster Linie die Überwachung des AdressatInnenverhal-

---

<sup>80</sup> Zwar handelt es sich streng genommen hierbei nicht um eine Form der Konsultation, da die PetitionsverfasserInnen nicht vom politischen System zur Entscheidungsvorbereitung herangezogen werden. Da über Petitionen aber dennoch ein gesellschaftlicher Input in den Steuerungsprozess stattfindet, sei dieser Weg hier kurz skizziert.

<sup>81</sup> Der Umfang würde allerdings steigen, würde man umweltbezogene Eingaben aus dem Zuständigkeitsbereich des Verkehrs-, Landwirtschaftsministeriums etc. addieren.

<sup>82</sup> Bei Rechtsverordnungen darf die Exekutive, da sie das Gewaltenteilungsprinzip berühren, erst nach einer Ermächtigung durch formelles Gesetz, d.h. nach Ermächtigung durch das zuständige (Bundes-/Landes-) Parlament tätig werden. So verlangt Art. 80 Abs.1 GG, dass die gesetzliche Ermächtigung nach Inhalt, Zweck und Ausmaß vom Gesetzgeber bestimmt wird (Maurer 1995: 62).

<sup>83</sup> Satzungen werden von juristischen Personen des öffentlichen Rechts (z.B. Kommunen) zur Regelung ihrer Angelegenheiten erlassen (Maurer 1995: 64).

<sup>84</sup> Verwaltungsvorschriften sind, anders als Rechtsverordnungen, primär verwaltungsinterne Regelungen, die aber auch Außenwirkung erzielen können (Maurer 1995: 73).

<sup>85</sup> Streng betrachtet sind technische Normen keine Rechtsnormen, da aus ihnen keine Anwendungspflicht folgt. Erst wenn sie über den Rechtssetzungsweg zum Bestandteil eines Gesetzes oder einer Verordnung gemacht werden, werden sie bindend.

tens, die Sanktionierung von Normverstößen und Genehmigung von Aktivitäten (Hucke 1983: 58). Er findet in den Ministerien und den nachgeordneten Behörden von Bund und Ländern, aber auch dezentral in Regierungsbezirken, Landkreisen und Gemeinden statt und bedient sich häufig des Instruments des Verwaltungsakts.<sup>86</sup>

## **Normpräzisierung**

Im Folgenden werden Konsultationsmechanismen in der technischen Normsetzung durch staatliche Organe und bei der Vorbereitung untergesetzlicher Regelungen dargestellt. Als Sonderfall untergesetzlicher Regelung wird Konsultation im Rahmen der Strategischen Umweltprüfung beleuchtet.

### ***Konsultation in der technischen Normung***

Die Setzung von technischen und Umweltstandards in der Exekutive existiert neben privatrechtlicher Normsetzung von DIN, TÜV, VDI usw. (siehe Kapitel 5.3.2). In Standardsetzungsverfahren spielten verwaltungsangegliederte Gremien eine wichtige Rolle. Zu ihren Einflussmöglichkeiten resümiert Lamb (1995: 178): Zwar hätten

„in Fällen, in denen Gremien die Verwaltung bei der Verordnungs- oder Richtlinienarbeit beraten sollen, (...) diese Gremien über den Ablauf der Standardsetzung einen erheblichen Einfluß. Doch hat die Verwaltung mehr als nur ein Zurückweisungsrecht der Gremienvorschläge; sie kann sie aufgreifen, mit ihnen weiterarbeiten und sie verändern.“

### ***Konsultation bei untergesetzlichen Regelungen***

Hier gelten weitgehend dieselben Konsultationsmechanismen wie in der Gesetzgebung (vgl. Kapitel 5.1.1): Verbänden und Fachkreisen wird bei der Vorbereitung von umweltpolitischen Verordnungsentwürfen Mitsprache nach § 62 GGO gewährt, analog zur Beteiligung bei Gesetzesvorhaben (§ 47 GGO Abs. 3). Darüber hinaus ist die Anhörung von ‚beteiligten Kreisen‘ in den vielen Fachgesetzen gesetzlich vorgeschrieben. Doch nicht immer fallen Umweltverbände darunter. So umfassen die ‚beteiligten Kreise‘ im wichtigen Immissionsschutzrecht z.B. nur

„Vertreter der Wissenschaft, der Betroffenen [wie AnlagenbetreiberInnen, Anm. d. Verf.], der beteiligten Wirtschaft, des beteiligten Verkehrswesens und der für den Immissionsschutz zuständigen obersten Landesbehörden“ (§ 51 BImSchG).

Das heißt zwar nicht, dass die Umweltministerien in der Praxis nicht Umweltverbände konsultieren würde; nur existiert eben kein rechtlicher Anspruch auf eine solche Einbindung. Lediglich im Naturschutz wird akkreditierten Umweltverbänden nach § 58ff BNatSchG ausdrücklich eine Anhörung bei der Vorbereitung von Verord-

---

<sup>86</sup> Ein Verwaltungsakt ist eine administrative Entscheidung eines bestimmten Einzelfalls gegenüber BürgerInnen oder sonstigen der Verwaltung unterworfenen Rechtspersonen (Maurer 1995: 174).

nungen und anderen untergesetzlichen Rechtsvorschriften garantiert, inzwischen auch bei einer Reihe von Planfeststellungsverfahren und Plangenehmigungen – nicht jedoch explizit bei Gesetzen. Wie bei der Entwicklung von Gesetzesvorhaben ist auch in der untergesetzlichen Normung noch immer üblich, dass den vorgeschriebenen Anhörungen informelle Konsultationen vorausgehen, bei denen Informationszugang und Einfluss sehr ungleich verteilt sind (SRU 2002c: Rn. 143). Analog zum Gesetzgebungsprozess gibt es keine systematische Gelegenheit zur Stellungnahme von BürgerInnen (,jedermann’).

### ***Konsultation auf Plan- und Programmebene – das Beispiel „Strategische Umweltprüfung“***

Ein neues, auf der Ebene von Plänen und Programmen ansetzendes Instrument der konsultativen Normpräzisierung ist die Strategische Umweltprüfung (SUP), auch Plan-UVP genannt. Eine entsprechende europäische Regelung (SUP-Richtlinie),<sup>87</sup> die u.a. die Bestimmungen der Aarhus-Konvention zu ‚umweltbezogenen Plänen und Programmen‘ umzusetzen soll,<sup>88</sup> ist bis 2004 in deutsches Recht umzusetzen. Anders als die klassische Umweltverträglichkeitsprüfung (Projekt-UVP) (s.u.) bezieht sich die Strategische Umweltprüfung (SUP) nicht auf konkrete Großprojekte überwiegend privater BetreiberInnen. Stattdessen werden bestimmte Pläne und Programme<sup>89</sup> der öffentlichen Hand, die mit erheblichen Umweltauswirkungen verbunden sind, einer umfassenden, medienübergreifenden und gegebenenfalls grenzüberschreitenden Umweltprüfung unterzogen.

Dabei kann es sich um Pläne u.a. in den Bereichen Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Energie, Industrie, Verkehr, Abfallwirtschaft, Wasserwirtschaft, Telekommunikation, Fremdenverkehr, Raumordnung und Bodennutzung handeln (Art. 3

---

<sup>87</sup> Richtlinie 2001/42/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Juni 2001 über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme. Systematisch betrachtet findet die Entwicklung von Plänen und Programmen an der Schnittstelle von Politikformulierung und -vollzug statt, für die der Begriff der Normpräzisierung am ehesten zutrifft.

<sup>88</sup> Als weiteres völkerrechtliches Instrument neben der Aarhus-Konvention ist das 2003 in Kiew verabschiedete Protokoll über die Strategische Umweltprüfung bedeutend, das gleichfalls unter der Schirmherrschaft der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UN/ECE) steht.

<sup>89</sup> Die Frage, was genau unter den Begriffen zu verstehen sei, ist nicht unumstritten. Der SRU argumentiert, dass ‚mit ‚Plänen und Programmen‘ rechtlich institutionalisierte, d. h. in Rechtsvorschriften vorgesehene zukunftsorientierte Koordinationsinstrumente gemeint sind, während der [in der Aarhus-Konvention darüber hinaus erwähnte] Begriff ‚Politiken‘ auf frei entwickelte politische Konzeptionen wie z. B. das Klimaschutzprogramm der Bundesregierung zielt‘ (SRU 2002: Rn. 148, Anm. d. Verf.).

Abs. 2 SUP-Richtlinie).<sup>90</sup> Generell sind nur solche Pläne SUP-pflichtig, die von Behörden auf der Basis von Rechts- oder Verwaltungsvorschriften ausgearbeitet wurden (z.B. Regional- oder Abfallwirtschaftspläne). Haushalts- und Finanzpläne oder rein gesetzgeberische Verfahren fanden keinen Eingang in den hoch umstrittenen Geltungsbereich (dazu Hendler 2003). Die planungsbegleitend angelegte SUP soll zu einem Zeitpunkt in Entscheidungsprozesse von Plänen und Programmen einwirken, an dem noch genügend planerischer Handlungsspielraum besteht. Ihr Kern ist ein Umweltbericht, in dem die „voraussichtlichen erheblichen“ Umweltauswirkungen dargestellt und zugleich für jeden Plan auch Planalternativen geprüft werden (Art. 5 Abs. 1).

Der Planentwurf und der Umweltbericht werden frühzeitig den betroffenen Umweltbehörden übermittelt und der Öffentlichkeit zugänglich gemacht, die nach Art. 6 der SUP-Richtlinie eine Stellungnahme zum Plan bzw. Programm ebenso wie zum Umweltbericht abgeben kann. Der Begriff der Öffentlichkeit ist in Art. 6 Abs. 4 SUP-RL sehr offen gehalten: Er schließt alle jene ein,

„die vom Entscheidungsprozess gemäß dieser Richtlinie betroffen sind oder voraussichtlich betroffen sein werden oder ein Interesse daran haben, darunter auch relevante Nichtregierungsorganisationen, z.B. Organisationen zur Förderung des Umweltschutzes und andere betroffene Organisationen.“

Allerdings ist dieser „jedermann“-Ansatz lediglich die mögliche Maximalposition – die endgültige Definition der einwendungsberechtigten Öffentlichkeit sollen die Mitgliedsstaaten bei der Umsetzung in nationales vornehmen. Die Stellungnahmen der Öffentlichkeit müssen in der Entscheidungsfindung geprüft und in die Abwägung einbezogen werden (Art. 8 SUP-RL).<sup>91</sup> Auch die Empfehlungen des Umweltberichts sind – wenngleich nicht verpflichtend – zu berücksichtigen. Nach Verabschiedung sind die Staaten verpflichtet, erhebliche Auswirkungen der Durchführung des Plans oder Programms auf die Umwelt zu überwachen und alle sieben Jahre in einem Evaluierungsbericht darzulegen (Art. 10 SUP-RL).

Die Richtlinie zur Strategischen Umweltprüfung wurde allgemein als ein Fortschritt in Richtung eines integrierten, präventiven und partizipativen Umweltschutzes gewertet. Wie partizipationsfreundlich Deutschland die Umsetzungsspielräume bei

---

<sup>90</sup> Es bestehen verschiedene Einschränkungen dieser Prüfpflicht, u.a. für Pläne, die die Nutzung kleiner Gebiete auf lokaler Ebene festlegen und für Pläne, die nicht aufgrund einer Rechtspflicht erstellt werden.

<sup>91</sup> Wie in analogen Regelungen der Öffentlichkeitsbeteiligung muss der Stellungnahme der Öffentlichkeit jedoch nicht gefolgt werden. Der Grad an Abwägungs- und Prüfpflichten hängt u.a. davon ab, ob Betroffene die Beeinträchtigung eigener, geschützter Rechtspositionen geltend machen können.

der Öffentlichkeitsbeteiligung der SUP konkret ausgestaltet wird, lässt sich nicht vorhersagen. Allerdings verfolgte die Bundesregierung bei der Interpretation der Aarhus-Vorgaben bislang eine eher restriktive Linie und brachte zunächst auch gegen die SUP-Richtlinie grundsätzliche Bedenken vor (SRU 2002c: Rn. 152, Albin/Müller-Krenner 1999).

## Normvollzug

Im Normvollzug werden nichtstaatliche Akteure an umweltschutzrelevanten Vorhaben und raumbezogenen Planungen beteiligt. Dies schließt die Zulassung von Industrieanlagen ein.<sup>92</sup> Der Einbezug in den Verwaltungsprozess erfolgt über Anhörungen. Basierend auf dem Grundsatz des rechtlichen Gehörs können je nach Verwaltungsverfahren Beteiligte, die Öffentlichkeit und Interessensgruppen angehört werden.

Eine *Anhörung Beteiligter* i.S.d. § 11 Verwaltungsverfahrensgesetzes (VwVfG) muss nach § 28 VwVfG dann durchgeführt werden, wenn ein zu erlassender Verwaltungsakt potenziell in individuelle Rechte eingreift. Die Anhörung soll dem Schutz der Individualsphäre dienen und die Einflussnahme auf das Verfahren und Ergebnis ermöglichen (Stelkens/Bonk/Sachs 2001: 689). Um eine aktive Beteiligung überhaupt erst zu ermöglichen, wird den Beteiligten nach § 29 VwVfG ein Auskunfts- und Akteneinsichtsrecht gewährt. Sind besonders gravierende Konsequenzen einer Maßnahme für Individuen oder die Allgemeinheit zu erwarten und wird deshalb ein so genanntes förmliches Verwaltungsverfahren (§ 63ff VwVfG)<sup>93</sup> durchgeführt, haben die Beteiligten erweiterte Mitwirkungsrechte und können zusätzlich an Augenscheineinnahmen, an Zeugen- und Sachverständigenvernehmungen teilnehmen und Einblick in Gutachten erhalten (§ 66 Abs. 2 VwVfG). Dies trifft z.B. für das Genehmigungsrecht, namentlich das Atom-, Immissionsschutz- oder Gentechnikrecht zu.

Während bei der Anhörung Beteiligter der Schutz ihrer individuellen Rechte im Vordergrund steht, geht es bei *Anhörungen im öffentlichen Interesse* um den Schutz der Allgemeinheit. Öffentliche Anhörungen verfolgen aber bei „Vorhaben mit allgemeinen Auswirkungen auf eine breitere Öffentlichkeit auch weitergehende Zwecke (...), insbesondere (...) Transparenz, Information und Akzeptanz“ (Stelkens/Bonk/Sachs

---

<sup>92</sup> Anders als bei Anlagenzulassungen existiert Öffentlichkeitsbeteiligung bei der Zulassung potenziell umweltgefährdender Stoffe und Produkte (z.B. Chemikalien, gentechnisch veränderte Organismen) bislang prinzipiell nicht (vgl. dazu SRU 2002: Rn. 138ff).

<sup>93</sup> Stellvertretend hier genannt für eine Vielzahl von leicht abgewandelter Formen förmlicher Verfahren inklusive der Planfeststellungsverfahren, die jeweils in einer Reihe von Umweltfachgesetzen wie dem BImSchG, LuftVG oder AtG festgelegt werden.

2001: 689). Anhörungen im öffentlichen Interesse finden beispielsweise im Rahmen von Bauleitplanungsverfahren, Raumordnungsverfahren und Umweltverträglichkeitsprüfungen statt (§ 3 BauGB, § 4 ROG, § 9 UVPG – vgl. unten).

Neben Anhörungen im individuellen oder öffentlichen Interesse werden bestimmten Interessengruppen unabhängig vom materiellen Recht *Verfahrensbeteiligungen auf der Basis spezieller Gesetze* eingeräumt.<sup>94</sup> Ein Beispiel hierfür ist das Beteiligungsrecht anerkannter Naturschutzverbände nach § 58ff BNatSchG, das oben bereits beschrieben wurde. Bei Anhörungen im Rahmen von Planfeststellungsverfahren nach Art. 73 VwVfG ist der Kreis der Einwendungsberechtigten bewusst weit gespannt; mit Einwendern und Betroffenen umfasst er „Beteiligte im weiteren Sinne“ (Stelkens/Bonk/Sachs 2001: 2225, 2240). Dabei können Bedenken, Änderungswünsche oder Anregungen zum ausgelegten Plan entweder als Betroffeneneneinwendung von Drittbetroffenen oder als Jedermann-Einwendung im öffentlichen Interesse erfolgen. Ein eigenes, unmittelbares Beteiligungsrecht an Planfeststellungs- (wie auch an Plangenehmigungs-) Verfahren haben wiederum Naturschutzverbände nach dem Bundesnaturschutzrecht.

Betrachtet man die *Entwicklungen* innerhalb des Genehmigungs- und Zulassungsrechts mit Auswirkungen auf konsultativen Normvollzug, so lässt sich in den letzten Jahren eine allmähliche Verringerung der Beteiligungsrechte von BürgerInnen in umweltrelevanten Verfahren feststellen (SRU 2002c: Rn. 131ff, Öko-Institut 1996). Maßgeblich hierfür war die so genannte Beschleunigungsgesetzgebung. Im Zuge der deutschen Vereinigung und unter dem Eindruck der Standortdiskussion sollten

„Infrastrukturmaßnahmen und gewerbliche Investitionen insbesondere in den neuen Bundesländern durch Vereinfachung und Konzentration von Verwaltungs- und Gerichtsverfahren deutlich beschleunigt werden“ (CDU/CSU/FDP 1991: 1).

Die Beschleunigungsgesetze umfassten u.a. die Maßnahmegesetze zu den „Verkehrsprojekten Deutsche Einheit“,<sup>95</sup> das Verkehrswegeplanungsbeschleunigungsgesetz,<sup>96</sup> das Investitionserleichterungs- und Wohnbaulandgesetz (InvestG),<sup>97</sup> das Pla-

---

<sup>94</sup> Dies geschieht dann, „wenn das vom jeweiligen Rechtsträger vertretene Interesse vom Gesetzgeber für so bedeutsam erachtet wird, dass die Beteiligung am Verfahren unabhängig davon sein soll, ob die eigene (subjektive) Rechtssphäre tangiert ist oder nicht“ (Stelkens/Bonk/Sachs 2001: 698).

<sup>95</sup> Durch die Maßnahmegesetze wurden 17 nicht unumstrittene Projekte statt von der Verwaltung direkt vom Gesetzgeber und ohne Beteiligung von betroffenen BürgerInnen, Naturschutzverbänden oder auch nur den kommunalen bzw. Landesbehörden geplant. Die Maßnahmegesetze verzichteten auf UVPs und schränkten den Rechtsschutz Betroffener ein.

<sup>96</sup> Gesetz zur Beschleunigung der Planungen für Verkehrswege in den neuen Ländern sowie im Land Berlin (BGBl. I 1991, S. 2174).

nungsvereinfachungsgesetz,<sup>98</sup> sowie die Gesetze zur Beschleunigung von Genehmigungsverfahren (GenBeschlG)<sup>99</sup> und zur Änderung der Verwaltungsgerichtsordnung (6. VwGOÄndG).<sup>100</sup> In ihrer Folge wurden Beteiligungs- und Verfahrensrechte bei der Zulassung von Industrieanlagen, im Risikotechnologiebereich (Atom-, Gentechnikrecht), im Verkehrsplanungsrecht, im Verwaltungsverfahrens- und im Verwaltungsprozessrecht beschnitten: Verfahren wurden vereinfacht, Genehmigungserfordernisse zurückgeschnitten, Vorhaben in anspruchslosere Verfahrensarten herabgestuft, die Öffentlichkeitsbeteiligung bei Vorhabenänderungen während des Genehmigungsverfahrens neu geregelt. Dadurch nahm die Anzahl der Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung deutlich ab, Fristen wurden verkürzt, Rechte und Klagemöglichkeiten Dritter beschnitten. Zum Teil sollten die Bestimmungen lediglich für die neuen Bundesländer gelten, wurden dann aber auf die gesamte Bundesrepublik ausgedehnt (z.B. in der Verkehrsplanung). Erst mit dem so genannten Artikelgesetz<sup>101</sup> von 2001, insbesondere mit der darin enthaltenen Ausweitung der UVP-Pflicht, fand eine begrenzte Trendumkehr statt (vgl. Koch/Siebel-Huffmann 2001).

Bevor unten die quantitative und qualitative Bedeutung von konsultativen Normvollzug näher beleuchtet wird, wird nun anhand der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) ein spezielles Verfahren genauer illustriert.

### ***Konsultation im Normvollzug – das Beispiel „Umweltverträglichkeitsprüfung“***

Einen wichtigen Anwendungsfall von konsultativem Normvollzug stellen Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVPs) dar.<sup>102</sup> Ihr Ziel ist es, bei bestimmten Großprojekten öffentlicher und privater Träger – Kraftwerken, industriellen Anlagen, großen

---

<sup>97</sup> BGBl. I 1993, S. 466.

<sup>98</sup> Gesetz zur Vereinfachung der Planungsverfahren für Verkehrswege (BGBl. 1993, S. 2123).

<sup>99</sup> BGBl. I 1996, S. 1354.

<sup>100</sup> Sechstes Gesetz zur Änderung der Verwaltungsgerichtsordnung und anderer Gesetze (BGBl. I 1996, S. 1626).

<sup>101</sup> Artikelgesetz zur Umsetzung der Richtlinie zur Integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU), der Änderungsrichtlinie zur Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP-Änderungsrichtlinie) und anderer EG-Umweltrichtlinien (BGBl. I 2001, S. 1950).

<sup>102</sup> Das UVP-Verfahren wird in den UVP-Gesetzen des Bundes und der Länder, einer Verwaltungsvorschrift und in den UVP-Regelungen bestimmter Fachgesetze bzw. -verordnungen festgelegt. Den Hintergrund des deutschen UVP-Rechts bilden v.a. die einschlägigen europäischen Vorgaben (UVP-Richtlinie, UVP-Änderungsrichtlinie), aber auch das UN/ECE-Übereinkommen über die Umweltverträglichkeitsprüfung im grenzüberschreitenden Zusammenhang (Espoo, 1991).

Infrastrukturmaßnahmen, Verkehrswegeprojekten etc.<sup>103</sup> – noch vor deren Durchführung ihre Umweltauswirkungen zu prüfen. Die Ergebnisse dieser Prüfung, die auch eine Anhörung im öffentlichen Interesse (vgl. oben) beinhaltet, müssen bei der Entscheidung über die Zulassung berücksichtigt werden. Dabei stellt die UVP kein eigenständiges Verfahren dar, sondern ist unselbständiger Teil fachrechtlicher Zulassungs- und Planungsverfahren.

Die Umweltverträglichkeitsprüfung soll einer effektiven Vorsorgepolitik und einem integrierten Umweltschutz dienen, indem mögliche Folgen von Vorhaben auf Mensch, Tier und Umweltmedien frühzeitig und umfassend ermittelt, beschrieben, bewertet und berücksichtigt werden (§ 1 UVPG). In diesen Prozess sind alle Behörden, deren Aufgabenbereich von dem Vorhaben betroffen ist, ggf. auch grenzüberschreitend, einzubeziehen. Nachdem die in einer Vorprüfung (Umwelterheblichkeitsprüfung bzw. *Screening*) ermittelte UVP-Pflicht des Projekts der Öffentlichkeit mitgeteilt wurde, kann im Rahmen des so genannten *Scoping*-Verfahrens (§ 5 UVPG) noch vor der eigentlichen Umweltverträglichkeitsprüfung ein erster Konsultationsprozess stattfinden. Bei ihm geht es um die Festlegung der Reichweite (*scope*) der für das Vorhaben voraussichtlich erforderlichen Untersuchungen. Zu diesen vormals informell abgelaufenen Vorverhandlungen zwischen Behörde und Vorhabenträger können inzwischen auch Sachverständigen und Dritte – dies umfasst z.B. Naturschutzverbände (Hoppe 2002: 164) – hinzugezogen werden. Wenngleich zu diesem Zeitpunkt keine Einwendungen und Stellungnahmen gegen das Vorhaben erörtert werden, so ermöglicht es das *Scoping* jedoch, mit sachdienlichen ökologischen Argumenten bereits auf das Design des Untersuchungsrahmens Einfluss zu nehmen.

Nach dem *Scoping* werden bestimmte gesetzlich vorgeschriebene Unterlagen ausgelegt, in denen der Antragsteller darlegen muss, welche Umweltauswirkungen von dem geplanten Vorhaben ausgehen, welche Gegenmaßnahmen ergriffen werden und wie die Umweltauswirkungen aus seiner Sicht zu bewerten sind (§ 6 UVPG). Auf der Grundlage dieser Unterlagen wird anschließend die Öffentlichkeit zu den Umweltauswirkungen des Vorhabens angehört, bei grenzüberschreitenden Auswirkungen auch die Öffentlichkeit von Nachbarländern (§§ 9 und 9a UVP).<sup>104</sup> Der Einbezug der

---

<sup>103</sup> Vgl. Anlage 1 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). Dass die UVP sich auf Anlagen bezieht, grenzt sie von der Strategischen Umweltprüfung (SUP) ab, im Rahmen derer Pläne und Programme geprüft werden.

<sup>104</sup> Eine Sonderform des Öffentlichkeitseinbezugs ist für vorgelagerte Verfahren vorgesehen (§ 9 Abs. 3 UVPG). Nicht immer wird der Einbezug der Öffentlichkeit nach § 9 UVP geregelt. Beispielsweise haben bei Genehmigungsverfahren nach dem Immissionsschutz- oder Atomrecht deren entsprechende Regelungen Vorrang.

Öffentlichkeit muss bestimmten, im Verwaltungsverfahrensgesetz festgelegten Mindestanforderungen entsprechen (§ 73 Abs. 3, 4 bis 7 VwVfG). Das Anhörungsverfahren, und speziell der Erörterungstermin, auf dem die gegen das Projekt erhobenen Einwendungen diskutiert und ausgeräumt werden sollen, bilden den Kern des Öffentlichkeitseinbezugs. Wer unter ‚Öffentlichkeit‘ fällt, wird im UVPG selbst nicht näher bestimmt. In Anlehnung an die EU-Richtlinie unterscheidet das Bundesverwaltungsgericht zwischen der (allgemeinen) Öffentlichkeit, die von dem Vorhaben und den Beschlüssen unterrichtet wird, und der „betroffenen“ Öffentlichkeit, die in das Anhörungsverfahren einbezogen wird.<sup>105</sup> Nach § 73 Abs. 4 VwVfG kann jeder, dessen Belange durch das Vorhaben berührt werden, Einwendungen erheben. Dabei gehören zu den „Belangen“ im Sinne dieser Regelung jedoch

„[n]ach überwiegender Auffassung (...) nicht nur subjektive öffentliche und private Rechte, sondern darüber hinaus alle nach den Wertungen des objektiven Rechts berechnete oder „anerkanntswerte“ Interessen wirtschaftlicher, sozialer, kultureller, ideeller oder sonstiger Art.“ (Hund 1997: 89).

Der Zweck des Öffentlichkeitseinbezugs wird zum einen in erhöhtem Erkenntnis- und Akzeptanzgewinn, zum anderen auch in einem vorverlagerten individuellen Rechtsschutz gesehen (Hoppe 2002: 218f). Rechtsansprüche begründet die Einbeziehung der Öffentlichkeit allerdings nicht.

Die in das Verfahren eingebrachten Unterlagen und Stellungnahmen gehen in die so genannte Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) ein, d.h. in die zusammenfassende Darstellung der Umweltauswirkungen und Vermeidungs- und Ausgleichsmaßnahmen, und in die abschließende Bewertung (§§ 11, 12 UVPG). Bei der Entscheidung über die Zulassung ist das UVP-Ergebnis zu berücksichtigen. Ob ein Vorhaben aber zuzulassen ist oder nicht, bestimmt sich nicht aus dem unselbständigen Verfahrenselement UVP, sondern aus den Fachgesetzen (z.B. BImSchG, KrW-/AbfG).

Mit Hilfe von Umweltverträglichkeitsprüfungen können ökologische Belange vorsorgend, medienübergreifend, verursachergerecht und unter Beteiligung der Öffentlichkeit berücksichtigt werden. Wenn bestehendes Umweltrecht nicht verletzt wird und die gesetzlichen Grenzwerte nicht überschritten werden, kann eine negativ ausfallende UVP zwar die Zulassung des Vorhabens nicht unbedingt verhindern.<sup>106</sup> Sie bewirkt aber in Abwägungsentscheidungen den Einbezug der Umweltfolgen und

---

<sup>105</sup> BVerwGE 98, 339, 360f.

<sup>106</sup> Dies hängt davon ab, ob es sich um ein Verfahren mit gebundenen Entscheidungen (z.B. im BImSchG) oder mit Ermessens- oder Abwägungsentscheidung (z.B. Wasserrecht, Planfeststellungsverfahren) handelt. Nur im letzteren Fall kann eine negativ ausfallende UVP eine Genehmigung verhindern, und zwar wenn in der Abwägung die umweltschädlichen Auswirkungen positive Gesichtspunkte wie Regionalentwicklung und Arbeitsplätze überwiegen.

resultiert meist in Auflagen, die die Umweltschäden begrenzen sollen. Eine Nachkontrolle der Umweltauswirkungen eines Vorhabens (*post project analysis*) sieht das UVP-Recht nicht vor. Mit der Ausweitung der UVP-pflichtigen industriellen Anlagenarten von 25 auf über 60 und mit der Einführung eines grenzüberschreitenden Anhörungsverfahrens durch die UVPG-Novellierung im Artikelgesetz (2001) wurden Beteiligungsmöglichkeiten ausgeweitet. Die Einschränkungen an Planfeststellungsverfahren durch die Beschleunigungsgesetzgebung, die zu verkürzten Einspruchsfristen und dem Zurückstutzen der relativ weitgehenden Klagebefugnisse Dritter geführt hatten, wurden mit dem Artikelgesetz allerdings nicht rückgängig gemacht. Bestimmte Vorhaben wurden hingegen von der Öffentlichkeitsbeteiligung befreit und teilweise sogar aus der Genehmigungsbedürftigkeit herausgenommen.

Welches ist nun die quantitative und qualitative Bedeutung von konsultativem Normvollzug? Die folgenden Absätze gehen verfahrensübergreifend auf diese Frage ein.

In *quantitativer Hinsicht* gilt, dass die Öffentlichkeitsbeteiligung bei anlagenbezogenen Zulassungen, verglichen zur Öffentlichkeitsbeteiligung in Gesetzgebung und Normpräzisierung, in Deutschland relativ gut ausgebaut ist. Dennoch ging in den vergangenen Jahren die Anzahl von Genehmigungsverfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung zurück, wie sich z.B. bei den immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren, also im Kernbereich des Anlagenzulassungsrechts, zeigen lässt (SRU 2002: Rn. 132). Der für Mitte der 1990er ermittelte Durchschnittswert von ca. 10% Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung (Roßnagel 2001: 1009f) wurde nach Erhebungen des SRU (2002: Rn. 132) in manchen Bundesländern deutlich unterschritten, in anderen weit übertroffen; insgesamt aber sanken in den meisten Ländern sowohl absolute Zahlen als auch relative Anteile der öffentlichen Verfahren. Neben den restriktiven Änderungen des Verfahrensrechts werden dafür Konjunktur und Strukturwandel verantwortlich gemacht, die die Art und Anzahl der zuzulassenden Vorhaben beeinflussen. Im Bereich von Umweltverträglichkeitsprüfungen als einem spezifischen konsultativen Instrument wurden Schätzungen zufolge zwischen 1990 und 1997/98 deutschlandweit rund 4 800 UVP-Verfahren durchgeführt (Wende 2001). Kontrastiert man am Beispiel Baden-Württemberg den Anteil öffentlicher Verfahren mit der Gesamtheit umweltrechtlicher Verfahren, so zeigt sich für Mitte der 1990er das umseitig in Tabelle 4 wiedergegebene Bild.

Tabelle 4: Öffentlichkeitsbeteiligung bei umweltrechtlichen Zulassungsverfahren in Baden-Württemberg (1996)

Verf.-Nr.	Art des Verfahrens	Fälle	Anteil
1.1	Abfallrechtliche Zulassungsverfahren	49	
	- mit Öffentlichkeitsbeteiligung (Planfeststellung)	0	0%
1.2	Immissionsschutzrechtliche Zulassungsverfahren	793	
	- mit öffentlicher Bekanntmachung/ Auslegung	55	6,9%
1.3	Naturschutzrechtliche Zulassungsverfahren	2	
	- mit UVP	2	100,0%
1.4	Wasserrechtliche Zulassungsverfahren	4121	
	- mit öffentlicher Bekanntmachung und UVP	50	1,2%
	- mit öffentlicher Bekanntmachung und teilweise UVP	1424	34,6%

Quelle: „Übersicht Verfahrensbeschleunigung Statistik“ des Ministeriums für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg<sup>107</sup>

Der Statistik zufolge variierte der Anteil öffentlichkeitszugänglicher Verfahren stark nach Verfahrensart und Intensität des Öffentlichkeitsbeteiligung. Sieht man von den naturschutzrechtlichen Verfahren ab, deren absolute Anzahl nicht repräsentativ ist, so wurde im Bereich der wasserrechtlichen Zulassungsverfahren mit knapp 35% der höchste Anteil von –zumindest öffentlich bekannt gegebenen – Verfahren erzielt; in den übrigen Fällen lag der Anteil unter 7%.

Studien zur *qualitativen Wirkung* von konsultativen Verfahren im Normvollzug diskutieren mit zum Teil gegensätzlichen Ergebnissen, ob Öffentlichkeitsbeteiligung zu einer Verfahrensverlängerung führt, und ob diese den Nutzen zusätzlicher Informationsgewinnung übersteigen. Es mehren sich allerdings die Befunde, die dafür sprechen, dass Anhörungsverfahren innerhalb des Zeitraums absolviert werden, der für den Einbezug anderer Behörden ohnehin benötigt wird, und dass längere Verfahren eher durch Größe und Komplexität der entsprechenden Anlagen als durch die Öffentlichkeitsbeteiligung als solche hervorgerufen werden.<sup>108</sup> Als wesentliche posi-

<sup>107</sup> Nicht erfasst wurden die Planfeststellungsverfahren im Verkehrsbereich. Die Statistik wurde nach 1996 nicht mehr aktualisiert.

<sup>108</sup> Vgl. hierzu SRU (2002: Rn. 134), Wende (2001), SRU (1996: Rn. 75), Öko-Institut (1996: 32ff), SRU (1994: Rn. 198), Héritier et al. (1994: 73).

tive Wirkungen werden der Wissensgewinn und der Anreiz in Richtung sorgfältigen und rechtskonformen Behördenverhaltens bestätigt. Diese Effekte gilt es selbst dann in Rechnung zu stellen, wenn die beabsichtigte Akzeptanzschaffung an zugrundeliegenden Wertkonflikten (z.B. im Rahmen atomrechtlicher Genehmigungen) scheitert. Anhand von Umweltverträglichkeitsprüfungen konnte festgestellt werden, dass u.a. der frühzeitige und intensive Einbezug Dritter eine ökologische Abwandlung der Vorhaben begünstigt (Wende 2001: 344).

### **5.1.3 Zusammenfassung**

Verbände und Interessengruppen werden im Rahmen unterschiedlicher Mechanismen konsultativ in umweltpolitische Steuerung einbezogen. Umweltverbände, auch diejenigen, die aus den neuen sozialen Bewegungen hervorgingen, finden heute besser Gehör als noch während der ideologischen Konfrontationsphase der 1970er und 80er (vgl. SRU 1996). Dennoch „neigen nicht wenige Entscheidungsträger in Politik und Verwaltung (...) nach wie vor dazu, Umweltverbandsvertreter aus Entscheidungsprozessen herauszuhalten oder sie erst möglichst spät einzubeziehen“, so der Umweltrat (SRU 1996: Rn. 700). Auch der Öffentlichkeit werden im Politikprozess erst sehr spät Mitwirkungsmöglichkeiten eingeräumt:

„Die bisher gebräuchlichen und gesetzlich vorgeschriebenen Formen der Bürgerbeteiligung bieten für die erforderliche Beteiligung an der *Entscheidungsvorbereitung* keine Chance, sie setzen erst dann an, wenn die Entscheidung im wesentlichen getroffen ist.“

Dies kann zu Frustration und Legitimationsverlust führen (Zilleßen 1996: 39). Zudem war ein massiver Abbau von Verfahrens- und Beteiligungsrechten sowohl für BürgerInnen als auch für Umwelt- und Naturschutzverbände in den 1990ern zu beobachten, der dem rechtlich verankerten Kooperationsprinzip zuwiderlief; er wurde nur zum Teil wieder rückgängig gemacht.

## 5.2 Kooperation – Verhandlung unter Gleichrangigen

Kooperation basiert auf Verhandlungsprozessen. Diese sind durch formale Gleichberechtigung der Beteiligten, unmittelbare Interaktion bzw. dialogische Kommunikation und eine gemeinsame, möglichst konsensuale Entscheidung gekennzeichnet (Benz 1994: 38f). Ziel ist es nicht nur, die Qualität von Entscheidungen zu sichern, sondern in hohem Maße auch, Akzeptanz und Legitimation zu gewinnen (Zilleßen 1996: 43). Kooperation in diesem Sinne findet in der Umweltpolitik entweder allein zwischen staatlichen und ökonomischen Akteuren statt. Diese bilaterale Kooperation wird als „informales“ (Bohne 1984) oder „*kooperatives*“ (Bulling 1990, Benz 1994) *Verwaltungs- bzw. Regierungshandeln* bezeichnet.<sup>109</sup> Oder es werden darüber hinaus noch gesellschaftliche Stakeholder einbezogen, die von den Entscheidungen im weitesten Sinne betroffen sind (z.B. Anwohner, Bürgerinitiativen, Umweltorganisationen). Dann lässt sich mit Hill (1993) von „*integrativem Verwaltungshandeln*“ sprechen.

### 5.2.1 Kooperatives Verwaltungshandeln

Von kooperativem Verwaltungshandeln spricht man, wenn es zu informellen Verhandlungen zwischen Staat und Wirtschaft, meist im Rahmen einer Antragstellung, kommt. Bohne stellte bereits 1984 fest:

„Informale Verfahren und Entscheidungen werden in allen Umweltbereichen und auf allen staatlichen Ebenen als faktische Alternative zu rechtlichen Handlungsinstrumenten eingesetzt“ (Bohne 1984: 344).

Anfang der 90er bestätigt Bulling diese Tendenz für die Regierungsbezirksebene:

„Das Regierungspräsidium Stuttgart wendet seit rund zehn Jahren in ständig zunehmendem Umfang alle denkbaren Formen des kooperativen Verwaltungshandelns, wie Vorverhandlungen, Arrangements,<sup>110</sup> Agreements,<sup>111</sup> unbewehrte und bewehrte Verträge<sup>112</sup> nahezu täglich in seiner Praxis an. Gerade auf den Gebieten Umweltschutz und Wirtschaftsüberwachung hat sich dabei ein besonderes Bedürfnis nach derartigen kooperativen Handlungsformen ergeben.“ (Bulling 1990: 147)

---

<sup>109</sup> Der Begriff des kooperativen Verwaltungshandelns löst allmählich den des informalen Verwaltungshandelns ab, der negativer konnotiert ist.

<sup>110</sup> Arrangements sind mündliche, verbindlich gemeinte Einigungen zwischen Behörde und Betroffenen, die aber für den Fall der Nichteinhaltung ohne Durchsetzungssanktionen bleiben (Bulling 1990: 151).

<sup>111</sup> Agreements sind schriftliche, verbindlich gemeinte Einigungen ohne förmlichen Vertragscharakter und ohne Sanktionen im Fall der Nichteinhaltung (Bulling 1990: 151).

<sup>112</sup> Öffentlich-rechtliche Verträge können mit oder ohne Sanktionen abgeschlossen werden; sanktionslose, so genannte unbewehrte Verträge werden üblicherweise jedoch nur mit VertragspartnerInnen abgeschlossen, die selbst öffentlich-rechtlichen Status haben oder öffentlich-rechtlich kontrolliert werden (Bulling 1990: 152).

Systematisch lassen sich diese Verwaltungsverfahren in normvertretende, normvollziehende und in gemischte Absprachen mit normvollziehenden und normvertretenden Elementen gruppieren (Bohne 1984):

*Normvertretende Absprachen* werden zur Vermeidung von Rechtssetzungsakten getroffen. Sie sind rechtlich unverbindliche Übereinkommen. Am bekanntesten sind hier die Selbstverpflichtungen der Wirtschaft, auf die sich Unternehmen bzw. Branchen einlassen, wenn der Staat dafür auf Regelungen durch Gesetz, Verordnung oder Satzung absieht.<sup>113</sup> Sie werden als Instrument prozeduraler Steuerung in Kapitel 6.3 besprochen.

*Normvollziehende Absprachen* ersetzen die im Normvollzug rechtlich geregelten Verfahren und Rechtsfolgeentscheidungen. Auch sie sind unverbindlich, begründen also keinen Erfüllungsanspruch. Normvollziehende Absprachen sind zum Beispiel informale Vorverhandlungen zwischen Vorhabenträgern und Behörden, bevor ein Antrag gestellt oder ein Plan eingereicht wird.<sup>114</sup> Dabei werden die Voraussetzungen der Projektverwirklichung besprochen. Weitere Instrumente sind Sanierungsabsprachen, wenn Anlagen nicht mehr dem Stand der Umwelttechnik entsprechen, Rekultivierungsabsprachen bei Wasserschutzgebietsfestsetzungen oder die Festlegung der Untersuchungsreichweite von Umweltverträglichkeitsprüfungen im (inzwischen ansatzweise formalisierten) *Scoping*-Verfahren.

*Absprachen mit normvollziehenden und normvertretenden Elementen* treten an die Stelle von Rechtssetzungs- und Vollzugsakten. Hierzu zählen z.B. informale Belastungsgebietsabsprachen in der Luftreinhaltung zwischen Industrie- und Handelskammern (IHKs) und Landesministerien.

Obwohl kooperatives Verwaltungshandeln rechtlich nicht bindend ist, ergeben sich daraus jedoch faktisch erhebliche Bindungswirkungen für die Genehmigungsbehörde.

Bulling (1990: 147ff) benennt die steuerungstheoretischen Argumente für kooperatives Verwaltungshandeln aus Verwaltungssicht: Zum einen gibt es Situationen, in denen eine Behörde Umweltschutzmaßnahmen durchführen möchte, zu denen der oder die Betroffene aber nicht gesetzlich verpflichtet ist. Dies ist bei Standards und

---

<sup>113</sup> Im deutschen Umweltrecht bislang nicht üblich sind normersetzende Verträge. In ihnen könnten materiell-rechtliche Anforderungen zwischen Staat und Wirtschaftsakteuren jenseits förmlicher Umweltgesetze oder Rechtsverordnungen *verbindlich* geregelt werden (Leitzke 2000, Knebel et al. 1999: 155ff).

<sup>114</sup> Bei immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren finden informale Vorverhandlungen Untersuchungen zufolge in fast 75% aller Fälle statt (vgl. Pfungsten/Fietkau 1992).

Grenzwerten der Fall, die der technischen Entwicklung hinterherhinken. Wenn die Verwaltung im Gegenzug bereit ist,

„beim Vollzug einer gesetzlichen Pflicht nach den Prinzipien der Verhältnismäßigkeit, der befristeten Duldung rechtswidriger Zustände und des Vollzugsermessens auf einem bestimmten Gebiet eine befristete Minderpflichtenerfüllung hinzunehmen, (...) [kann] gleichzeitig auf einem anderen Gebiet eine gesetzliche Mehrleistung des Unternehmens erreicht [werden]“ (ebd.: 148)

Bei vergleichbaren Investitionskosten würden dabei oft umweltfreundlichere Ergebnisse erzielt als bei einseitig-hoheitlichem Vollzug. Zum anderen kann es, selbst wenn die rechtliche Lage zu hoheitlichem Handeln und zum Erlass eines Verwaltungsaktes berechtigt, im Interesse der Verwaltung liegen, eine kooperative vertragliche Regelung auszuhandeln: Wenn beispielsweise bei unverzüglicher Vollstreckung eines Verwaltungsaktes ein sanierungsbedürftiger Betrieb geschlossen werden müsste und damit Arbeitslosigkeit entstünde, dann ermöglicht ein öffentlich-rechtlicher Vertrag die vorübergehende Duldung des Zustandes. Die Duldung kann zugleich auch Druckmittel sein, um als Gegenleistung weitergehende Regelungen als per Verwaltungsakt durchzusetzen (ebd.: 149). Ausschlaggebend für informelles Verwaltungshandeln ist schließlich auch die Informationsasymmetrie zwischen Behörde und Antragsteller: Erst über die Mitwirkung des Unternehmens erlangen die Behörden die unternehmensspezifischen, „privaten“ Daten, die nötig sind, um Umweltstandards an den aktuellen Stand der Technik anzupassen.

Die Vorteile kooperativen Verwaltungshandelns liegen einerseits in verbesserter Akzeptanz und Durchsetzbarkeit; gerichtliche Auseinandersetzungen können vermieden werden. Andererseits können komplexe Probleme effektiver und sachgerechter bewältigt werden, da Verfahren auf den Einzelfall zugeschnitten sind. Diese Vorteile stehen dem Risiko eines Unterlaufens gesetzlicher Regelungen gegenüber, wenn in intransparenten Konstellationen Rechtsverstöße geduldet werden. Außerdem besteht die Gefahr, dass Interessen der Allgemeinheit oder Dritter zugunsten partikulärer Interessen vernachlässigt und Rechtsschutzmöglichkeiten verkürzt werden. Am Beispiel informeller Vorverhandlungen kritisiert Bohne (1984: 352):

„Drittbetroffene Bürger werden im Regelfall nicht an den Vorverhandlungen beteiligt. Es bedarf hier keiner näheren Begründung, dass solche Vorverhandlungen die Beteiligungs- und Anhörungsrechte drittbetroffener Bürger im nachfolgenden Genehmigungs- oder Planfeststellungsverfahren weitgehend ihres praktischen Sinns berauben.“

Schafft bilaterales kooperatives Verwaltungshandeln also auf der einen Seite durch Verhandeln mit einem Teil der Entscheidungsbetroffenen – den AntragsstellerInnen – bei diesen vermehrt Akzeptanz, so kann es zu Frustration, Akzeptanz- und Legitimationsverlust auf der Seite der nicht-beteiligten BürgerInnen kommen. Sie fühlen

sich bei einer nachgeordneten *pro-forma*-Beteiligung zu Recht Außen vor gelassen. Auch die Vorteile einer besseren Komplexitätsbewältigung durch umfassende Problembeleuchtung können, wenn Drittbetroffene nicht einbezogen werden, nicht voll ausgeschöpft werden. Schließlich muss noch beachtet werden, dass unterbesetzte und überlastete Umweltbehörden, die meist unter einem Informationsdefizit leiden (asymmetrische Information'), eine relativ schwache Verhandlungsposition gegenüber ihren NormadressatInnen einnehmen. Dies schwächt wiederum die Möglichkeit und das Drohpotenzial von einseitigen Sanktionen und damit von Verhandlungserfolg ‚im Schatten der Hierarchie‘.

## 5.2.2 Integratives Verwaltungshandeln

Integratives Verwaltungshandeln bezieht neben den wirtschaftlichen Akteuren weitere gesellschaftliche Kräfte ein und wird so partizipativen Ansprüchen eher gerecht. Der Staat lässt in diskursiver, auf gemeinsame Entscheidungsfindung angelegter Weise nichtstaatliche Akteure an politischer Steuerung teilhaben. Die in Deutschland praktizierten Modellen integrativer Kooperation lassen sich nach konfliktmittelnden Verfahren, interessenneutralisierenden Ansätzen, partizipativer Projektentwicklung und partizipativer Evaluierung unterscheiden (Feindt 1997, vgl. ÖGUT 2002, Oppermann/Langer 2000, Zilleßen 1998, Fietkau/Weidner 1992).

Unter die *konfliktmittelnden Ansätze* fällt die *Umweltmediation*. Dieses in den 70er Jahren in den USA entwickelte Verfahren soll die Komplexität von Umweltkonflikten mit vielen Beteiligten mindern. Mediationen sind konsensorientierte, nicht-formelle Verhandlungen, an denen im Idealfall alle konfliktrelevanten Akteure beteiligt werden, und die von einem neutralen Dritten geleitet werden. Im Gegensatz zu Schiedsverfahren hat der Mediator keine Möglichkeit, eine Einigung zu erzwingen. Er benennt die TeilnehmerInnen so, dass alle Interessen angemessen vertreten sind, hilft ihnen, ihre Interessen zu formulieren und anschließend arbeitsfähige Spielregeln zu vereinbaren. Im Verhandlungsprozess stellt er die Kommunikations- und Verhandlungsfähigkeit aller Beteiligten sicher. Die Mediation endet, wenn es zu einer Übereinkunft oder zum Abbruch kommt. Seit 1989, als in München das erste größere Mediationsverfahren in Deutschland begann, wurden etliche Mediationen und mediationsähnliche Verfahren durchgeführt, vor allem in Verbindung mit Raumordnungs-, Umweltverträglichkeits-, Planfeststellungs-, Genehmigungs- und Sanierungsverfahren (Wagner/Engelhardt 2001; Fietkau/Weidner 1998: 95). Eine genaue Bezifferung ist kaum möglich, da kleine bis mittelgroße Verfahren kaum überregional bekannt werden. In einer Studie von 1996 (MEDIATOR GmbH 1996) wurden 49

Verfahren mit Mediations-, Moderations- oder Verhandlungselementen gezählt; es wird davon ausgegangen, dass die Zahl seitdem stark gestiegen ist (ISTM et al. 2000).

Mediation entpuppte sich nicht nur bei Standortkonflikten, sondern auch auf politisch-programmatischer Ebene als effektives Konfliktvermittlungsinstrument. Die Rate der abgeschlossenen Verfahren liegt mit circa 80 Prozent relativ hoch. Vereinfacht lässt sich sagen, dass Mediation bei Interessenskonflikten ein geeignetes Instrument des Ausgleichs ist, wenn Wertkonflikte berührt werden allerdings wenig Erfolg verspricht. Als kritische Aspekte von Mediationsverfahren werden folgende Punkte benannt: Wenn der Akteurseinbezug nicht repräsentativ erfolgt, können Einigungen zu Lasten Dritter entstehen. Machtungleichgewichte verlängern sich in die Mediation hinein, wenn eine Partei durch Ausstieg aus dem Verfahren ein besseres Ergebnis erreichen kann. Und schließlich geht die Verhandlungsgrundlage verloren, wenn kein Raum für einen Kompromiss vorhanden ist, nicht alle Beteiligten über genug Tausch- und Verhandlungsmacht verfügen oder die Beschlüsse technisch, rechtlich oder politisch nicht zu verwirklichen sind (Feindt 1997: 42; vgl. Zilleßen 1998).

Weitere konfliktmittelnde Verfahren sind *Konsensuskonferenzen* und *Technikforen*. Bei diesen Formen der partizipativen Technikfolgenabschätzung versuchen Interessengruppen, ExpertInnen und GegenexpertInnen unter Leitung eines Mediators einen Konsens über Risiken und Chancen neuer Technologien, teils sogar über technologiebezogene Verhaltensstandards zu finden.

Unter die *interessennutralisierenden Ansätze* fallen Planungszellen, Mehrstufige Dialogische Verfahren (MDV), und kooperative Diskurse. Für diese Verfahren werden die TeilnehmerInnen sämtlich nach dem Zufallsprinzip bestimmt. *Planungszellen* sind zeitlich begrenztere Foren, bei denen gerade nicht die Betroffenen – bzw. die sie vertretenden Interessengruppen – mit der Problemlösung betraut werden. Stattdessen sollen beliebige BürgerInnen zu einer gemeinwohlorientierten Empfehlung kommen. Für wenige Tage arbeiten rund 25 per Los ausgewählten Bürger und Bürgerinnen in Kleingruppen, unterstützt von ProzessbegleiterInnen und Fachleuten, an der Lösung des Planungsproblems. Die möglichst konsensualen Ergebnisse – Minderheitsvoten sind möglich – werden in einem Bürgergutachten zusammengefasst. Bisher wurden in der Bundesrepublik schätzungsweise mehrere hundert Planungszellen durchgeführt und etwa zwanzig Bürgergutachten zu Stadtentwicklung, Standortplanung und Technikfolgenabschätzung erstellt (Dienel 1997, Feindt 1997: 43, Förderverein Umweltmediation e.V. 1999: 34).

Bei *Mehrstufigen Dialogischen Verfahren* geht es um die Aufdeckung von Wahrnehmungs- und Urteilsstrukturen in umweltrelevanten Kontexten. In einer ersten Phase

werden die nach einer geschichteten Stichprobe ausgewählte Personen als ‚ExpertInnen ihrer Lebenswelt‘ zu ihrer Wahrnehmung des Problems und zu möglichen Lösungswegen befragt. Grundlage sind leitfadengestützte Individualinterviews. In der folgenden Phase werden die Interviewergebnisse in Moderatorenrunden von einer Auswahl der Interviewten, von relevanten Akteuren und MultiplikatorInnen interpretiert. Anschließend werden diese Ergebnisse als Datengrundlage für eine oder mehrere Planungszellen eingesetzt. Mit diesem Verfahren sollen diffuse Konfliktlinien frühzeitig identifiziert werden, um ein Aufbrechen der Konflikte vermeiden zu können.

*Kooperative Diskurse* streben eine systematische Trennung und Verknüpfung von gesellschaftlichen Werten, Fachwissen und rationaler Abwägung an (Renn/Webler 1998). Die Konfliktparteien sollen zunächst ihre Werte und Kriterien offen legen, anhand derer sie unterschiedliche Handlungsmöglichkeiten bewerten. Diese Angaben werden systematisiert und in Indikatoren übersetzt, um an ihnen die zur Entscheidung stehenden Alternativen nach der Methode des Gruppendelphi<sup>115</sup> abzuschätzen. Auf Grundlage dieser Informationen formulieren schließlich zufällig ausgewählte BürgerInnen eine Empfehlung.

In der *Partizipativen Projektentwicklung*, der dritten Klasse integrativer Kooperationsmodelle, werden Verhandlungs- und Beratungsprozesse für jedermann geöffnet. So sind bei (Regional-, Stadt- oder Stadtteil-) *Foren*, wie sie bislang überwiegend im Bereich von Stadt- und Verkehrsentwicklung eingesetzt wurden, die Sitzungen öffentlich und die Teilnehmerzahl ist nicht begrenzt. Daraus ergeben sich einige praktische Probleme: z.B. ein aufwendiger Einladungsprozess, unübersichtliche Gruppengrößen mit hoher Fluktuation und die Notwendigkeit, Konfliktregelung an Arbeitsgruppen zu delegieren. Weitere Schwierigkeiten stellen die Tendenz zu strategischer Argumentation (*arguing*) – bedingt durch die Verfahrensöffentlichkeit – und der nicht bindende, eher informative und vernetzende Charakter dar (Feindt 1997: 44). Dem steht auf der Positivseite eine breite Legitimationsbasis und ein breiter Ideeneinbezug gegenüber.

Eine sehr breit angelegte Form partizipativer Projektentwicklung sind *Lokale Agenda 21-Prozesse*. Sie wurden durch die Umweltkonferenz von Rio angeregt und ab 1996 auch in Deutschland in Gang gesetzt. Dabei stoßen Politik oder gesellschaftliche Initiatoren offene Dialogprozesse zwischen BürgerInnen, örtlichen Organisatio-

---

<sup>115</sup> Das Gruppendelphi ist eine Prognosetechnik, bei der Gruppen von ExpertInnen in mehreren Befragungsrunden die Auswirkungen alternativer Handlungsmöglichkeiten abschätzen. Meinungsunterschiede werden innerhalb der Gruppen ausdiskutiert.

nen, Kirchen, Verwaltung und Wirtschaft an. Gemeinsam werden kommunale Aktionspläne erstellt. Nachdem die Lokale Agenda-Aktivitäten in Deutschland erst Ende der 90er in Fahrt kamen, lagen im Mai 2002 in knapp 2 300 Kommunen (d.h. 16,2 Prozent aller deutscher Gemeinden) Agenda-Beschlüsse vor (Ruchkowski 2002). Thematische Schwerpunkte bilden die Bereiche Energie und Klimaschutz, Erhalt der biologischen Vielfalt, Verkehr, Lärmschutz und Bauen. Die Agenda-Prozesse weisen sehr unterschiedliche Gestalten auf, und die Qualität ihrer Ergebnisse sowie ihr – letztlich unverbindlicher – Einfluss auf den kommunalpolitischen Alltag variieren beträchtlich.<sup>116</sup> Wenngleich die Umsetzung der Lokalen Agenda in Deutschland den internationalen Vergleich nicht zu scheuen braucht (ICLEI 2000: 8ff), fällt die Bilanz in qualitativer Hinsicht eher ernüchternd aus (Oels 2003, Ruchkowski 2002). Dies hängt mit einer Vielzahl von Faktoren zusammen, u.a. mit der sehr unterschiedlich weitreichenden politischen Legitimation und institutionellen Stabilität der Agenda-Prozesse vor Ort. Einen negativen Einfluss kann auch der kompetitive Charakter lokaler Parteipolitik haben. Schließlich erschwert die sektorale Fachämterstruktur integrative Entscheidungen.

*Energietische*, die Teil einer 1995 vom BMU gestarteten Kampagne zur CO<sub>2</sub>-Vermeidung sind, kombinieren das Ziel partizipativer Projektentwicklung mit Elementen der Mediation. Geladen werden rund 20 ausgewählte Akteure des lokalen Klimaschutzes sowie MultiplikatorInnen. Sie treffen sich über mehrere Monate regelmäßig in einem Plenum. Dieses wird von einem Mediator oder einer Mediatorin geleitet, der/die bei Bedarf auch ExpertInnen und Verwaltungsfachleute einlädt. Komplexere Probleme werden in Untergruppen bearbeitet. Schließlich wird der Öffentlichkeit ein Energiekonzept vorgestellt, für dessen Umsetzung die TeilnehmerInnen selbst verantwortlich sind. Im Jahr 1997 nahmen bundesweit rund 30 Gemeinden an der Kampagne teil. Sie befassten sich überwiegend mit Altbausanierung, Stadtentwicklung und Verkehr und mit der Beeinflussung von Verbraucherverhalten über Schulen und Beratung (Fischer et al. 1999).

Methoden der *partizipativen integrierten Evaluierung* (*Participatory Integrated Assessment, PLA*) dienen der längerfristigen Politikplanung und Entscheidungsunterstützung (von Asselt et al. 2001, vgl. auch Fischer 1993). Ziel ist die Unterstützung politischer Entscheidungen einerseits durch eine synoptische, die wissenschaftlichen Disziplinen übergreifende (integrierte) Analyse, und andererseits durch den Einbezug von BürgerInnen. Damit soll Komplexität, Unsicherheit und divergierenden Werten Rechnung getragen werden. In der Praxis hat sich eine Vielfalt verschiedener PIA-

---

<sup>116</sup> Vgl. hierzu BMU/UBA (2002), Heinel/Mühlich (2000), ICLEI (1998), Müller-Christ (1998).

Methoden herausgebildet, von denen hier nur drei beschrieben werden (vgl. Toth 2001): Ein Teil der partizipativen Evaluierungsprozesse beruht auf Fokusgruppen, das heißt auf Gruppeninterviews mit Laien. Unter Anleitung eines Moderators und teilweise mit wissenschaftlichem Input bilden und äußern die BürgerInnen ihre Meinung zu spezifischen politischen Problembereichen. Im Ergebnis soll so die mögliche Kluft zwischen Bürgerperspektive und politischen Entscheidungen überwunden werden. Im AEAM-Ansatz (*Adaptive Environmental Assessment and Management*) entwickeln VertreterInnen verschiedener gesellschaftlicher Interessensgruppen unter technischer Anleitung ein Computersimulationsmodell zu einem gegebenen Umwelt- oder Ressourcenproblem. In einer Reihe von Workshops werden alternative Entwicklungspfade mit je unterschiedlichen Kosten und Nutzen für die verschiedenen Stakeholder bewertet, um eine gemeinsame Problemwahrnehmung zu entwickeln. Ein weiterer PIA-Ansatz, in den neben politischen EntscheidungsträgerInnen lediglich ExpertInnen einbezogen werden, ist die so genannte ‚*Policy-Exercise*‘. Hier werden in einem strukturierten Prozess gemeinsam alternative Politik-Szenarien entwickelt und ausgewertet. Die Zusammenführung von wissenschaftlichem und praktischem Wissen soll zu nachhaltigeren Politikentscheidungen führen. Die beschriebenen Ansätze des *Participatory Integrated Assessment* sind in Deutschland bislang nicht gängig, werden aber beispielsweise in den Niederlanden in lokalem bis nationalem Maßstab angewandt (z.B. Tuinstra et al. 2002).

Keines der beschriebenen Verfahren ersetzt eine autonome Entscheidung der staatlich-politischen EntscheidungsträgerInnen. Wie bei Formen der Konsultation liegt die Letztentscheidungskompetenz bei den Parlamenten oder Behörden, wenngleich die nichtstaatlichen Akteure im Verhandlungsprozess selbst formal gleiche Rechte besitzen. Es kann deshalb geschehen, dass nach monate-, zum Teil jahrelangem Verhandeln der Gemeinderat, das Regierungspräsidium oder Ministerium die im Konsens erarbeitete Lösung nicht übernimmt. Nicht immer können PolitikerInnen oder Verwaltungsangehörige die Positionen, die innerhalb des Kooperationsprozesses gefunden wurden, den hinter ihnen stehenden Entscheidungsgremien vermitteln.<sup>117</sup> Es handelt sich dabei um ein so genanntes *Principal-Agent-Dilemma*, d.h. um einen Informations- und Kontrollkonflikt zwischen Verhandlungsführern (Agenten/ Auftragnehmern) und den von ihnen vertretenen Gruppen (Principalen/ Auftraggebern).

---

<sup>117</sup> Dies kann auch unter nichtstaatlichen Akteuren vorkommen, wenn beispielsweise ein Umweltverband eine Position, die eine Verbandsvertreterin mitausgehandelt hat, schließlich nicht tragen will, weil diese – selbst wenn sachdienlich – zu ‚soft‘ und daher imageschädigend ist.

## Integratives Verwaltungshandeln in Baden-Württemberg

Zur Illustration werden nun verschiedene Modelle integrativer Kooperation dargestellt, die seit Beginn der 90er Jahre in Baden-Württemberg erprobt wurden.<sup>118</sup>

Erstmals berief das Landesumweltministerium 1992 ein Mediationsverfahren zur Lösung des Sondermüllkonflikts ein. Im „*Forum zur Sonderabfallwirtschaft*“ waren rund 60 Personen aus über 30 Institutionen<sup>119</sup> vertreten. Ziel war es, das Sonderabfallwirtschaftskonzept des Landes weiterzuentwickeln. Zunächst hatte die Planung zweier zentraler Sonderabfallverbrennungsanlagen 1990 heftige öffentliche Konflikte sowohl in der Standortfrage als auch zu Grundfragen der Sondermüllpolitik ausgelöst. Nachdem auf konkurrenzdemokratischem Wege – in diesem Fall über eine Interfraktionelle Arbeitsgruppe Sondermüll im Landtag – keine Annäherung gelungen war, hatten sich die Fronten zwischen Wirtschafts- und Umweltinteressen verhärtet, ohne dass sich eine Lösung des Sondermüllproblems abzeichnete. Mit dem Regierungswechsel 1992 wurde unter Umweltminister Schäfer (SPD) ein ergebnisoffener, strukturierter Dialog zwischen Umweltministerium und gesellschaftlich relevanten Gruppen (als gleichberechtigten Teilnehmern) angebahnt. In zentralen Punkten konnte ein Konsens erzielt werden. Allerdings blieb die Standortfrage bewusst ausgeklammert. Sie wurde in einem zweiten Mediationsverfahren 1994 aufgegriffen, zu dem nun auch das Landwirtschaftsministerium und Bürgerinitiativen aus den Standortgemeinden eingeladen wurden. Auch hier konnte zwar nicht in allen, aber in vielen wichtigen Punkten Einvernehmen erzielt werden, u.a. in der Frage des Verfahrens zur Standortauswahl. Man einigte sich auf ein zweistufiges Auswahlverfahren: Nach einer Vorauswahl sollte auf der Basis gesetzlicher Kriterien und unter Beteiligung lokaler und überregionaler Interessengruppen eine verbindliche Standortwahl erfolgen. So konnte ein Standort bestimmt werden, der schließlich noch einem förmlichen Raumordnungs- und Planfeststellungsverfahren unterzogen wurde (Prognos 1993, 1995).

Im „*Umweltdialog Zukunftsfähiges Baden-Württemberg*“ wurde ein Landesaktionsplan für Nachhaltigkeit entwickelt. Der Prozess war an die Methode der partizipativen Projektentwicklung angelehnt, mit dem Unterschied, dass der Teilnehmerkreis nicht

---

<sup>118</sup> Es werden nur Verfahren betrachtet, die von staatlicher Seite (inklusive der Kommunen) angestoßen wurden.

<sup>119</sup> Gewerkschaften, Industrieverbände, Kirchen, Kommunalverbände, Ministerien, politische Parteien, Naturschutz- und Umweltverbände, Verbände und Selbstverwaltungsorganisationen der Wirtschaft (vgl. Prognos 1993 AG: 2). Zu den Grundsätzen der Forumsarbeit, die an den üblichen Mediationsvorgaben orientiert sind, vgl. Prognos AG (1995: 8ff).

für jedermann offen war.<sup>120</sup> Im April 1997 luden das Landwirtschafts- und das Umwelt- und Verkehrsministerium Stakeholder<sup>121</sup> ein, um gemeinsam Maßnahmen für eine rohstoff-, energie- und abfallärmere Wirtschaftsweise zu entwickeln. Neben den Sitzungen im Plenum wurden zwei so genannte Umweltpartnerschaften zwischen dem Land Baden-Württemberg und der Wirtschaft sowie zwischen Land und Landwirtschaft geschaffen. Den Lenkungsgremien der Umweltpartnerschaften arbeiteten insgesamt 14 mit Verbands-, VerwaltungsvertreterInnen und ExpertInnen besetzten Arbeitskreise zu. Umweltverbände waren allerdings in drei der Arbeitskreise überhaupt nicht vertreten. Ihre Stellung war mit einem durchschnittlichen Anteil von knapp 9% der Arbeitskreis-TeilnehmerInnen gegenüber der massiven Vertretung von Wirtschaft<sup>122</sup> und Landwirtschaft insgesamt eher schwach (vgl. UVM 1999: 55ff). Am Ende des knapp zweijährigen Dialoges wurde ein Katalog von Maßnahmen und Erklärungen in unterschiedlichen Umweltpolitikbereichen präsentiert.<sup>123</sup> Die Ergebnisse gingen allerdings häufig nicht über Absichtserklärungen hinaus. Auch von einem übergreifenden Konsens kann nicht gesprochen werden: Im August 1998 stiegen BUND, Naturschutzbund und die Landtagsfraktion Bündnis 90/Die Grünen aus dem Umweltdialog aus, und SPD und Landesnaturschutzverband lehnten in zahlreichen Sondervoten teils ganze Kapitel des Abschlussberichts vom Dezember 1998 ab. Damit wurden zwei der wesentlichen Ziele integrativen Verwaltungshandelns verfehlt: Interessensausgleich und Akzeptanz.

Auf *regionaler Ebene* wurde von der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg (AfTA), einer inzwischen geschlossenen Landesstiftung, ein mehrstufiges Beteiligungsverfahren durchgeführt. Um betroffene Bürger und Bürgerinnen in den Planungsprozess eines *Abfallkonzeptes für den Nordschwarzwald* einzubeziehen, wurden zunächst in einem Mediationsverfahren VertreterInnen von Interes-

---

<sup>120</sup> In der Begrifflichkeit der Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg handelt es sich um einen ‚Gestaltungsdiskurs‘.

<sup>121</sup> Wirtschafts- und Landwirtschaftsverbände, Umwelt- und Naturschutzverbände, Gewerkschaften, die Verbraucherzentrale, die kommunalen Landesverbände, die Akademie für Technikfolgenabschätzung, KirchenvertreterInnen, die Landtagsfraktionen und betroffenen Ministerien.

<sup>122</sup> Allein 60 von 200 Fachleuten gehörten dem Landesverband der Baden-Württembergischen Industrie an, dazu kamen VertreterInnen der IHKs, des Handwerktags, des Verbands der Elektrizitätswerke und der Wirtschaftsunioren.

<sup>123</sup> Die Themenfelder waren Umweltschutz, Umwelttechnik, Klimaschutz, Mobilität, Öko-Audit, Belastungsreduzierung bei Luft/Lärm/Wasser/Boden/Abfall, Verwaltung und Verfahrensbeschleunigung, nachwachsende Rohstoffe in Land- und Forstwirtschaft, Landbewirtschaftung und Kulturlandschaft (vgl. UVM 1999).

sengruppen<sup>124</sup> an einem runden Tisch versammelt. Sie erarbeiteten Empfehlungen zu Abfallmenge und Technik der Restabfallbehandlung. Ein Ingenieurbüro prüfte anschließend verschiedene Orte als mögliche Standorte für eine Anlage. Daraufhin erstellten Bürgerforen in den jeweiligen Gemeinden eine Rangordnung der Standorte. Im Sommer 1996 wurde das dritte Bürgergutachten zur Standortauswahl fertig gestellt, wonach das Ergebnis der Bürgerbeteiligung in den Entscheidungsgremien der Kreistage vorgestellt und diskutiert wurde. Die Empfehlungen wurden allerdings nicht umgesetzt: Nachdem kurzfristig eine Entsorgungsmöglichkeit in einem Nachbarkreis zur Verfügung stand, kam keine politische Mehrheit mehr zustande (Renn 1999).

Ebenfalls von der Akademie für Technikfolgenabschätzung wurde 1992 das *Diskursprojekt* „Klimaverträgliche Energieversorgung in Baden-Württemberg“ ins Leben gerufen. Im Zusammenwirken von ExpertInnen aus Energietechnik und Energiewirtschaft wurden mehrere Szenarien für künftige Energieversorgungssysteme des Landes entworfen. Über einen Projektbeirat beteiligten sich Mitglieder aus Wirtschaft, Beratungsinstitutionen und Behörden am Diskurs. In einer Schlussphase wurden verschiedene gesellschaftliche Gruppen in die Diskussion der Szenarien und ihrer Bewertung einbezogen.

Über die Verfahren integrativer Kooperation auf *kommunaler Ebene* kann nur ein schlaglichtartiger Überblick gegeben werden. Eine wesentliche Rolle spielen die Lokalen Agenda 21-Prozesse: Bis Mitte 2002 hatte in Baden-Württemberg knapp ein Drittel aller Gemeinden Lokale Agenda-Beschlüsse gefasst; diese repräsentieren rund 63% der Bevölkerung (LfU 2003: 4). Wie bei Agenda-Prozessen allgemein zeigt sich auch im Südwesten ein sehr vielfältiges Bild der inhaltlichen und institutionellen Ausgestaltung. Das Engagement reicht von der Erstellung von Nachhaltigkeitsberichten, Indikatoren-Listen und kommunalen Öko-Audits über nachhaltiger Stadtentwicklungspläne, kommunale Klimaschutzprogramme bis hin zu der (in unterschiedlichem Maße partizipativen) Entwicklung von Agenda-Leitbildern und -Handlungsprogrammen. Ein Teil der Gemeinden hat Agenda-Foren und verwaltungsinterne Agenda-Arbeitsgruppen eingerichtet. Auf Landesebene wurde der Prozess 1998 durch ein Agenda-Büro bei der Landesanstalt für Umweltschutz institutionell gestärkt.

---

<sup>124</sup> Das gesamte in das Projekt einbezogene Netzwerk umfasste neben Verbänden die Kreisverwaltungen Calw, Freudenstadt und Enzkreis, die Stadt Pforzheim, Landesministerien, Landesämter, die Gesellschaft zur Planung der Restabfallbehandlung der Region Nordschwarzwald, einen wissenschaftlichen Projektbeirat, einen regionalen Beirat zur Projektbegleitung und Wissenschaftler der Universität Bielefeld (vgl. AfTA 1997: 114ff).

Unabhängig von dieser durch die Rio-Konferenz hervorgerufenen Welle lokaler Beteiligungsprozesse fand in Baden-Württemberg eine Reihe integrativer Konfliktregelungsverfahren auf Gemeindeebene statt. Unter anderem wurde 1991 in Heidelberg ein Verkehrsforum eingerichtet, bei dem unter Mitarbeit aller am Verkehrsleitbild interessierten Gruppen ein Verkehrsleitbild erstellt werden sollte. Nach sehr produktiver Zusammenarbeit innerhalb einer Mediation scheiterte das Forum jedoch, weil das Verhandlungsergebnis im Plenum nicht vermittelt werden konnte (Sellnow 1994). In den drei Gemeinden Donaueschingen, Bräunling und Hüfingen wurde 1998 ein Runder Tisch mit wichtigen gesellschaftlichen VertreterInnen eingerichtet, der unter Leitung der AfTA dem Gemeindeverband Umweltqualitätsziele und konkrete Maßnahmen künftiger lokaler Umweltpolitik empfahl. Runde Tische wurden auch in Stuttgart-Vaihingen zur Erstellung eines Lärminderungskonzepts, das 1996 vom Gemeinderat verabschiedet wurde, und Ende 1998 in Hechingen zur Standortbestimmung eines umstrittenen Gewerbegebietes eingerichtet. In Weingarten, Mannheim und Ulm entstanden 1995 Bürgerforen zum Thema Gentechnik, und in sechs weiteren Städten<sup>125</sup> zu klimaverträglicher Energieversorgung, die Handlungsempfehlungen für die Politik erarbeiteten. In Ulm fand seit der Gründung des Ulmer Initiativkreises nachhaltige Wirtschaftsentwicklung e.V. 1993 durch PolitikerInnen, WissenschaftlerInnen und UnternehmerInnen eine Vielzahl runder Tische statt (Majer 1998). 1997 erarbeitete eine Konsensuskonferenz ebenfalls in Ulm Umweltqualitätsziele. In Freiburg wurden im Laufe der 90er Jahre zwei Stadtviertel im Rahmen von „erweiterten Bürgerbeteiligungen“, die statt von kommunaler Seite durch bürgerschaftliches Engagement getragen wurden, zu Modellstadtteilen weiterentwickelt.

An dieser unabgeschlossenen Liste lässt sich eine fortschreitende Institutionalisierung integrativer Kooperationsprozesse ablesen. Berücksichtigt werden muss allerdings auch, dass die aufwendigen Beteiligungsverfahren häufig ‚externer‘ Einrichtungen wie der AfTA oder der Deutschen Bundesstiftung Umwelt bedurften, um angeregt, durchgeführt oder finanziert zu werden.

### **5.2.3 Zusammenfassung**

Sowohl kooperatives als auch integratives Verwaltungshandeln haben in den vergangenen Jahren stark an Bedeutung gewonnen. Dabei kann integratives Verwaltungshandeln Umweltinteressen besser zum Durchbruch verhelfen, weil es über die Akteure des wirtschaftlichen Systems (Antragsteller, Betroffene) weitere Stakeholder

---

<sup>125</sup> Buchen, Karlsruhe, Rottenburg, Schwäbisch-Gmünd, Stuttgart, Villingen-Schwenningen.

einbezieht und sich nicht zulasten formaler Verfahrens- und Beteiligungsrechte auswirkt. Wo dies möglich ist ohne z.B. mit dem Schutz von Geschäfts- oder Betriebsgeheimnissen in Konflikt zu geraten, sollte kooperatives/informales Verwaltungshandeln daher für Dritte geöffnet werden.<sup>126</sup>

Die Fallbeispiele aus Baden-Württemberg zeigen die Ambivalenz kooperativer Politikprozesse: Die Verhandlungen sind nicht notwendigerweise erfolgreich oder führen automatisch zu Umweltverbesserungen. Misserfolge lassen sich zum Teil auf unüberbrückbare Interessensgegensätze zurückführen, zum Teil auf das institutionelle Design – ein unausgeglichener Einbezug von wirtschaftlichen und zivilgesellschaftlichen Stakeholdern – oder auf Vermittlungsprobleme im Verhandlungsprozess (Bsp. Heidelberg). Manche Problemlagen waren zu vage und unspezifisch (so im „Umweltdialog Zukunftsfähiges Baden-Württemberg“), um im Rahmen partizipativer Ansätze erfolgreich behandelt zu werden. Zum Teil mangelte es am politischen Willen zur Umsetzung erzielter Ergebnisse.

### 5.3 Steuerungsdelegation – Verzicht auf hoheitliche Befugnisse

Bei der umfassendsten Form der Kooperation zwischen Staat und Gesellschaft, der Steuerungsdelegation, verzichtet der Staat bewusst auf Handlungsressourcen. Zwei Formen der Steuerungsdelegation werden in diesem Kapitel diskutiert: die Abtretung von Entscheidungskompetenz an die Gesellschaft im Rahmen von direkter Demokratie (Bürgerbegehren und -entscheiden) einerseits, und die Einsetzung privater Träger in Normsetzung und Vollzug andererseits. Diesen beiden Formen der Steuerungsdelegation liegen unterschiedliche Motive des Staats zugrunde. Während es im ersten Fall stärker um Akzeptanz, Legitimität und ggf. auch um die Abwälzung einer umstrittenen Entscheidung geht, stehen im zweiten Fall Effizienz, Kostenersparnis und bessere Komplexitätsbewältigung im Vordergrund.

#### 5.3.1 Elemente direkter Demokratie

Direktdemokratische Verfahren können in der Bundesrepublik lediglich auf Landesebene (in Form von Volksbegehren und -entscheiden) und auf kommunaler Ebene (hier als Bürgerbegehren und -entscheide) angestrengt werden.<sup>127</sup> Eine Initiative der

---

<sup>126</sup> Das *Scoping*-Verfahren bei Umweltverträglichkeitsprüfungen ist ein erfolgreiches Beispiel. Vgl. Kapitel 5.1.2.

<sup>127</sup> Nur Art. 29 Abs. 2 GG ermöglicht im seltenen Fall einer Länderneuordnung einen Volkstentcheid. Ansonsten gilt, dass auf Bundesebene die Staatsgewalt „vom Volke in Wahlen und Abstimmungen“ ausgeübt wird (Art. 20 Abs. 2 GG).

Regierungsfractionen SPD und Bündnis 90/Die Grünen, Referenden auch auf Bundesebene zu ermöglichen, erzielte im Juni 2002 im Bundestag zwar eine absolute Mehrheit, aber nicht die nötige verfassungsändernde Zweidrittelmehrheit. Während direktdemokratische Mitbestimmung auf Landesebene immer noch in relativ geringem Umfang erfolgt (vgl. Direkte Demokratie e.V. 2003), finden kommunale Bürgerbegehren und -entscheide in größerem Ausmaß statt. Insbesondere Baden-Württemberg, das im Folgenden gemeinsam mit Bayern als Beispielland dienen soll, hat hier eine lange Tradition. Die anderen Bundesländer folgten dem süddeutschen Beispiel erst in den 90er Jahren.

In Baden-Württemberg ermöglicht die Gemeindeordnung seit 1956 Bürgerbegehren und -entscheide in „wichtigen Gemeindeangelegenheiten“ (§ 21 GemO). Ein *Bürgerentscheid* wird entweder direkt durch den Gemeinderat (mit Zweidrittelmehrheit) veranlasst, oder auf Antrag (sog. *Bürgerbegehren*) der Bürgerschaft. Ein Bürgerbegehren muss von mindestens 10% aller BürgerInnen unterzeichnet und dann vom Gemeinderat für zulässig befunden werden. Der anschließende Bürgerentscheid kommt zustande, wenn die ihm zugrunde liegende Frage mehrheitlich befürwortet wird, und wenn diese Mehrheit mindestens 30% aller Stimmberechtigten abdeckt. Bei Erreichen dieses relativ hohen Zustimmungsquorums hat der Entscheid die bindende Wirkung eines Gemeinderatsbeschlusses. Die enge Definition des Anwendungsbereichs bzw. die Klausel „wichtige Gemeindeangelegenheiten“ setzt umweltpolitischen Referenden allerdings Grenzen: So sind beispielsweise Themen wie Straßenbau, Bauleitverfahren oder Müllentsorgung unzulässig, weil sie entweder nicht als „wichtig“ gelten<sup>128</sup> oder nicht in die Zuständigkeit der Gemeinde – sondern in die des „referendumsfreien“ Kreises – fallen. Allerdings existiert die Möglichkeit (von der nur wenige Duzend Gemeinden Gebrauch gemacht haben), die bürgerentscheidsfähigen Angelegenheiten durch die Hauptsatzung auszuweiten. Ein Negativkatalog legt allerdings zugleich fest, über welche Angelegenheiten grundsätzlich keine Bürgerentscheide stattfinden können.

Betrachtet man die Entwicklung umweltrelevanter Referenden<sup>129</sup> in Baden-Württemberg, so ergibt sich das in Tabelle 5 zusammengefasste Bild.

---

<sup>128</sup> Das aus umweltpolitischer Perspektive einzige „wichtige Gemeindeangelegenheit“ ist die „Errichtung, wesentliche Erweiterung und Aufhebung einer öffentlichen Einrichtung, die der Gesamtheit der Einwohner zu dienen bestimmt ist“. Unter die öffentlichen Einrichtungen fallen z.B. Schulen, Stadthallen, Schwimmbäder und Parkhäuser, nicht aber „Sachen im Gemeingebrauch“ (Straßen), „Sachen im Verwaltungsgebrauch“ (Rathaus, Bauhof) oder Bebauungspläne.

<sup>129</sup> Als „umweltrelevant“ wurden Referenden in den folgenden Bereichen erfasst: Energie, größere Flächenversiegelung (z.B. Gewerbegebiete), Bau von Autobahntrassen, Bundes-, Kreis- oder

Tabelle 5: Bürgerbegehren und Bürgerentscheide in Baden-Württemberg (1975-2003)

Jahre	I. Bürgerbegehren in der Umweltpolitik		Anteil von I. an allen Bürgerbegehren	II. Bürgerentscheide in der Umweltpolitik		Anteil von II. an allen Bürgerentscheiden	Erfolgreiche <sup>130</sup> Bürgerentscheide in Upol.
	I.I insgesamt	I.II zulässig		II.I insgesamt	II.II zustande gekommen		
1975-79	7	1	27%	5	5	45%	50%
1980-84	8	2	21%	2	1	11%	100%
1985-89	6	1	14%	4	4	10%	50%
1990-94	12	5	23%	7	5	17%	40%
1995-99	15	7	30%	13	7	27%	44%
2000-03	1	1	8%	6	4	27%	unbekannt

Quelle: Auswertung der Statistik des Innenministeriums Baden-Württemberg<sup>131</sup>

Die absolute Anzahl von Bürgerbegehren und -entscheiden im Bereich Umweltpolitik wie auch ihr relatives Gewicht gegenüber direktdemokratischen Elementen in anderen Politikfeldern variieren im Zeitverlauf beträchtlich. Sie liegen in der frühen Phase (1975-79) vergleichsweise hoch, wofür nicht nur die Experimentierfreudigkeit nach Einführung des neuen Instrumentariums und der abzuarbeitende Reformstau verantwortlich zeichnen könnten, sondern auch die Neuen Sozialen Bewegungen, die sich insbesondere Umweltthemen auf ihr Banner geschrieben hatten. Nach einem Abflachen der Raten, die vermutlich auf Ernüchterung über mangelnde Mobilisierbarkeit und Erfolge zurückzuführen sind, steigen sie erst ab den 90ern wieder an – immer häufiger gehen die Bürgerentscheide aber nicht mehr auf Bürgerbegehren, sondern auf Gemeinderatsbeschlüsse zurück. Hieran lässt sich die zunehmende Akzeptanz dieser Form der Steuerungsdelegation in den Kommunalparlamenten ableiten, und möglicherweise auch die feste Institutionalisierung Grüner Listen, die gera-

---

Umgehungsstraßen, Flugverkehr, ÖPNV-Maßnahmen, Abfall, Wasserver- und Abwasserentsorgung sowie Naturschutzgebiete.

<sup>130</sup> Erfolg wurde definiert als „Entscheidung im Sinne des Bürgerbegehrens“. Bei den (wenigen) Fällen, in denen der Ausgang der Entscheide unbekannt ist, werden diese entsprechen nicht für die Quote erfolgreicher Entscheide erfasst.

<sup>131</sup> Ergänzende Informationen, v.a. zum Erfolg der Bürgerbegehren, stammen von der Forschungsstelle Bürgerbeteiligung und Direkte Demokratie an der Universität Marburg <http://www.staff.uni-marburg.de/~fsbbdd/BaWue1.html>. Vgl. auch LT-Drs. 13/2241.

de im umweltpolitischen Bereich die Bürgerbeteiligung forcieren. Zugleich ist der Anteil erfolgreicher Bürgerentscheide langsam gesunken. Allerdings liegt die Erfolgsquote in umweltrelevanten Bürgerentscheiden über dem Durchschnitt aller baden-württembergischen Entscheide: Themenübergreifend wurden 1990-2002 nur 34% der Bürgerentscheide im Sinne des Begehrens entschieden (Deppe 2002: 18, 22f).

Offenkundig kommt es jedoch nur in Ausnahmefällen zu einer Steuerungsdelegation durch Bürgerentscheide. Dies hängt unter anderem mit den vergleichsweise ungünstigen Bedingungen zusammen, die die baden-württembergische Gemeindeordnung mit ihren hohen Quoren, den kurzen Fristen und der eingeschränkten Positivliste möglicher Themen schafft (Wehling 1998). So verzeichnet Bayern mit seinen weniger restriktiven Bedingungen in einem Untersuchungszeitraum von nur zwei Jahren mit 485 Bürgerbegehren und -entscheiden<sup>132</sup> fast ebenso viele wie Baden-Württemberg in einem Zeitraum von 42 Jahren (1956-1998: 525 Begehren). Darunter liegt der Anteil umweltpolitisch motivierter Bürgerbeteiligungen und -entscheide mit knapp 59% deutlich höher als in Baden-Württemberg (Weber 1998: 3).

Teilweise wird argumentiert, die Steuerungsleistung direktdemokratischer Verfahren sei niedrig, weil sie sich auf bloße Ja-/Nein-Entscheidungen beschränken und weil Lösungsvorschläge des politisch-administrativen Systems lediglich negiert würden. Diese These wird von der Empirie nicht gestützt: 22% aller bayrischen Begehren lehnten zwar eine kommunale Planung ab, schlugen aber gleichzeitig eine Alternative vor. Weitere knapp 30% aller Begehren<sup>133</sup> bestanden sogar ausschließlich aus einer eigenen Planung (Weber 1998: 4). Dass Bürgerbegehren und -entscheide keine Garantie dafür sind, dass sich alternative (z.B. ökologischere) Positionen durchsetzen, sondern in erster Linie eine Möglichkeit, kommunalpolitische Vorhaben und Entscheidungen zu hinterfragen, veranschaulichen ebenfalls bayrische Zahlen: Bei 55% der Bürgerentscheide wird die Mehrheitsposition des jeweiligen Kommunalparlamentes bestätigt, und lediglich bei 42% wurde diese von den Bürgerinnen und Bürgern abgelehnt (Weber 1998: 5).

---

<sup>132</sup> Dieser Anteil ergibt sich, wenn man die Themenbereiche Flächennutzungs- und Bauleitpläne, Verkehrsprojekte und Entsorgungsprojekte (Müll, Abwasser) aus Weber (1998) zur umweltpolitischen Arena zählt.

<sup>133</sup> Eine Aufschlüsselung nach Politikfeldern liegt nicht vor.

### 5.3.2 Gesellschaftliche Akteure in Normsetzung und Vollzug

Steuerungsdelegation umfasst neben der punktuellen Abtretung von Entscheidungsmacht bei Bürgerentscheiden auch den Einbezug gesellschaftlicher Akteure in Normsetzung und Vollzug.<sup>134</sup> In der Ausgestaltung von Umwelt- und Technikstandards sind private Normsetzungsinstitute wie das Deutsche Institut für Normung (DIN), der Verein Deutscher Ingenieure (VDI), der Technische Überwachungsverein (TÜV) und zahlreiche weitere Verbände tätig. Sie konkretisieren die vom Gesetzgeber vorgegebenen unbestimmten Rechtsbegriffe („Stand der Technik“, „anerkannte Regeln der Technik“ etc.) im Rahmen von Verhandlungssystemen aus wirtschaftlichen, staatlichen und im Idealfall gesellschaftlichen Akteuren. Dies verschafft ihnen eine beträchtliche Definitionsmacht.

Worin liegt der Anreiz für den Staat, das traditionelle Regulierungsmodell einseitig-hoheitlichen Handelns, das eine Trennung zwischen normsetzenden staatlichen Instanzen und NormadressatInnen voraussetzt, aufzugeben? Zunächst bedarf es zur Erarbeitung von Umwelt- und Techniknormen detaillierter technischer Kenntnisse und eines enormen Personalaufwands – eine „sachverständige Beratung“ (Brohm 1987) kann daher für den Staat durchaus wünschenswert sein. Allein in der Normungsarbeit des DIN waren 2002 knapp 24 900 ExpertInnen der interessierten Kreise in 3 672 Arbeitsausschüssen aktiv (DIN 2003). Sie arbeiten entweder ehrenamtlich oder werden von den entsendenden Stellen – meist Unternehmen – bezahlt. Der Staat überlässt diesen Bereich aber auch deshalb der Selbstregulierung privater und privat-staatlicher („hybrider“) Verhandlungssysteme, weil staatliche Normsetzung auf Widerstandspotenziale der AdressatInnen stößt:

„Staatliche Techniknormen können boykottiert werden, indem der Markt die entsprechende Technik nicht bereitstellt; sie können obsolet werden, wenn die Unternehmen andere Techniklinien verfolgen; sie können innerhalb komplexer Interdependenzketten, die die Rechtssetzung kaum komplett zu antizipieren und zu erfassen mag, verwässert werden (...).“ (Eichener et al. 1991: 8)

Verbandliche Techniksteuerung stützt sich hingegen meist auf das Konsensprinzip und weist daher eine Legitimation und hohe Akzeptanz durch die betroffenen Kreise auf. Weil der Staat über die Möglichkeit verfügt, mittels rechtlicher Regulierung die Normsetzung bei Bedarf wieder in die eigene Hand zu nehmen („Schatten der Hierarchie“), so die steuerungstheoretische Annahme, verliere der Staat bei der „regulierten Selbstregulation“ (Voßkuhle 2001) kaum Steuerungsmacht.

---

<sup>134</sup> Im juristischen Sinne handelt es sich bei den einbezogenen Akteuren um so genannte Beliehene, d.h. Einzel- oder juristische Personen des Privatrechts, die mit der hoheitlichen Wahrnehmung bestimmter Verwaltungsaufgaben betraut werden.

Diese Form von Steuerungsdelegation kann einerseits als Arbeitsteilung interpretiert werden – ‘private Normsetzung füllt lediglich das aus, was entsprechende Gesetze vorgeben’ –, oder aber als demokratietheoretisch umstrittenes Konkurrenzverhältnis – ‘private Verbände treffen Wertungen, die eigentlich dem Staat vorbehalten sind’ (Brenneke 1996: 302). Wie beim kooperativen Verwaltungshandeln stellt sich das Problem des Interessenausgleichs:

„So dominieren in den meisten Normsetzungsgremien die wirtschaftlichen Interessen, während insbesondere Verbraucherschutz-, Umweltschutz- und Arbeitnehmerinteressen häufig unterrepräsentiert sind, weil sich die mangelnde Organisations- und Konfliktfähigkeit dieser Interessen in einer geringen Fähigkeit zur Beteiligung an der verbandlichen Regelsetzung niederschlägt, die einen hohen Einsatz an Personal, Zeit, Kosten und technischem Sachverstand erfordert.“ (Eichener et al. 1991: 6).

Am Beispiel des DIN beschreibt Lamb (1995: 80ff) folgende Schwierigkeit: Obwohl in den DIN- Normungsverfahren eine hohe formale Transparenz und Offenheit für die Aufnahme vielfältiger Interessen besteht, Normung von ‚jedermann‘ initiiert werden kann und in den Arbeitsausschüssen eine breite Beteiligungsmöglichkeit für alle interessierten Fachkreise<sup>135</sup> besteht, spielen Umweltverbände faktisch kaum eine Rolle in der Normsetzung. Auch Arbeitnehmer- und Verbraucherverbände sind nur schwach vertreten. Die geringe Zahl fachlich qualifizierter MitarbeiterInnen, mangelnde Ressourcen zur Entsendung organisationsexterner Fachkräfte, der verbandsinterne Rechtfertigungsdruck für solche Ausgaben verbunden mit der Ehrenamtlichkeit der Tätigkeit setzen der Mitarbeit dieser Verbände enge Grenzen.

Inzwischen wurden im DIN ein Verbraucherrat und eine Koordinierungsstelle Umweltschutz (KU) eingerichtet, die von Bund und DIN kofinanziert werden. Seit 1993 gibt es auch einen speziellen Normenausschuss für Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS).<sup>136</sup> Insbesondere die KU kann jedoch von Ausstattung und Kompetenzen her keinen Ausgleich zu den Ressourcen der WirtschaftsrepräsentantInnen herstellen (Lamb 1995: 86). Da ein Interessenausgleich durch die unterschiedlich starken Verhandlungspositionen der gesellschaftlichen Akteure nicht gegeben ist, wird gelegentlich auf die Mitwirkung staatlicher Akteure an der verbandlichen Normsetzung verwiesen, die das ‚öffentliche Interesse‘ gegenüber Verbandsinteres-

---

<sup>135</sup> Umweltverbände sind zwar nicht ausdrücklich als an der Normung ‚interessierte Kreise‘ aufgezählt (vgl. DIN 820 Teil 1 Nr. 3.4.), sie sind aber formell auch nicht ausgeschlossen.

<sup>136</sup> Mit ähnlicher Zielsetzung wurde 2002 auf EU-Ebene die Gründung einer „European environmental citizens organisation for standardisation“ (Ecos) von der Kommission finanziert. Die neue, aus wichtigen europäischen Umweltverbänden zusammengesetzte Organisation soll in europäischen Standardisierungsorganisationen Umweltinteressen vertreten. Vgl. auch Europäische Kommission (2004).

sen wahren können. Doch diese Lösung stößt auf das Problem, dass es nicht ‚ein‘ öffentliches Interesse gibt. Vielmehr konfliktieren auch in den Normsetzungsgremien die Interessen unterschiedlicher staatlicher Ressorts, die überdies in unterschiedlichen Bund-Länder-Zuständigkeiten liegen. Unabhängig von der Frage des Machtgleichs zwischen verschiedenen Akteuren sind daher Verfahrensregeln zu Gunsten des Umweltschutzes nötig: So sollte Umweltschutz zumindest in den Normsetzungsverfahren z.B. des DIN als ein öffentliches Interesse (wie Sicherheit und Gesundheitsschutz) zählen, das im Rahmen eines Schieds- und Schlichtungsverfahrens eine aufschiebende Wirkung im Normsetzungsverfahren entfalten kann.

### **5.3.3 Zusammenfassung**

Sowohl durch Elemente direkter Demokratie als auch im Rahmen von verbandlicher Standardsetzung wird gesellschaftlichen Akteuren in der Umweltpolitik Steuerungspotenzial übertragen. Die beiden Formen gesellschaftlicher Selbstregulierung zielen allerdings auf die Einbindung unterschiedlicher Gruppen: Während direkte Demokratie allen BürgerInnen Mitsprache einräumt und damit auf Gesellschaft als Ganzes zielt, hebt verbandliche Standardsetzung lediglich auf eine Selbststeuerung des wirtschaftlichen Subsystems ab. Die letztere Form von steuerungspolitischer ‚Arbeitsteilung‘ existiert in Deutschland seit Anfang des 20. Jahrhunderts, wohingegen sich direktdemokratische Verfahren (kommunale Bürgerbegehren) erst in den 1990ern bundesweit verbreitet haben. Was die Berücksichtigung ökologischer Aspekte betrifft, so ist bei verbandlicher Standardsetzung auf eine noch stärkere institutionelle Verankerung von Umweltinteressen zu achten. Bei Bürgerbegehren würde eine Ausweitung des Anwendungsbereichs auf mehr umweltrelevante Tatbestände und eine Senkung des Quorums zu mehr gesellschaftlicher Selbststeuerung – wenngleich nicht automatisch zu ökologischerer Politik – führen.

## **5.4 Diskussion**

Die deutsche Umweltpolitik bietet vielfältige Ansatzpunkte für einen Einbezug gesellschaftlicher Kräfte in die politische Steuerung. Allerdings lässt sich weder behaupten, dass es sich dabei um maximale Möglichkeiten handelt, noch kann von einer linearen Entwicklung hin zu verstärktem Einbezug gesprochen werden: Während einige Aspekte bereits seit langem im politisch-administrativen Prozess verankert sind (z.B. private Träger in der Normsetzung), wurden andere Partizipationsmöglichkeiten erst im Laufe der Zeit entwickelt und auch wieder zurückgeschnitten. Insbesondere muss nach Art der Akteure differenziert werden: VertreterInnen wirtschaftlicher

Interessen sind, direkt oder indirekt, noch immer stärker in politische Steuerung einbezogen als die Zivilgesellschaft. Neben steuerungstheoretischen sollen auch demokratietheoretische Aspekte in die folgende Diskussion einfließen.

Die Steuerungspotenziale von Kooperation im weitesten Sinne erwachsen aus dem komplexitätsreduzierenden Informationsgewinn, aus der Vorwegnahme von Widerstandsmöglichkeiten und aus steigender Akzeptanz und Legitimität. Diese Potenziale können jedoch konterkariert werden, wenn der Einbezug (wie bei der Konsultation) wegen ungleicher Verhandlungspositionen oder wegen zu später bzw. oberflächlicher Einbindung zu einer einseitigen Dienstleistung der Stakeholder wird. Dann kann Kooperation zu einem legitimatorischen Feigenblatt geraten und wird als frustrierend empfunden. Andererseits ist der mögliche staatliche Durchgriff wiederum eine wichtige Verhandlungsbedingung, insbesondere gegenüber ökonomischen AdressatInnen. Neben dem ‚Schatten der Hierarchie‘ beeinflusst auch ein ‚Schatten des öffentlichen Diskurses‘ die Motivation, Verhandlungsorientierung und nicht zuletzt die Problemlösestrategien von Politiknetzwerken (Viehöver 1998). Eine grundlegende Schwierigkeit beim Steuerungsmodus ‚Kooperation‘ liegt in seiner Freiwilligkeit; Kooperation ist nicht erzwingbar. Eine höhere Organisations- und Konfliktfähigkeit bestimmter Akteure verschafft diesen das Druckmittel potenzieller Kooperationsverweigerung und lässt sie die Kooperationskosten leichter tragen. Eine weitere strukturelle Schwierigkeit kooperativer Umweltpolitik ist das so genannte Verhandlungsdilemma (Scharpf 2000: 198): Konstruktive Verhaltensweisen, die für Verhandlungserfolg unabdingbar sind, können besonders leicht ausgebeutet werden. Strategisches und konfrontatives Verhalten ist das Ergebnis. Abhilfe verschafft hier ein neutraler Konfliktmittler. Seine Aufgabe ist es auch, die Eigendynamik kooperativer Prozesse zu kanalisieren. Doch es bleibt das Problem der Anbindung an den parlamentarischen Prozess. Dass Verhandlungslösungen auf dem Niveau des kleinsten gemeinsamen Nenners stehen bleiben können (wenn auch nicht notwendigerweise), zeigte der baden-württembergische Umweltdialog. An ihm lassen sich zwei weitere Beobachtungen festmachen: Konsens wird erschwert, wenn TeilnehmerInnen das Gefühl haben, von anderen TeilnehmerInnen dominiert zu werden, oder wenn es sich um eine sehr unspezifische Problemlage handelt. Seltener als in der Theorie angenommen fallen bei Standortentscheidungen Externalisierungsentscheidungen zu Lasten nicht-beteiligter Dritter (lokale Optima bzw. ‚*Not-In-My-Backyard*‘-Strategien) (Zilleßen 1996: 47).

Das steuerungspolitische Anliegen von Willke (1996), eine dauerhafte, institutionalisierte Form des Austausches der unterschiedlichen gesellschaftlichen Teilsysteme, kann am ehesten durch die verwaltungsangegliederten Gremien (SRU, WBGU, RNE

etc.) verwirklicht werden. Ein besonderes Potenzial könnte hier der RNE entwickeln, der am pluralistischsten zusammengesetzt ist. Die anderen Formen des Einbezugs sind eher kurzfristig und auf die Lösung eines konkreten Problems, statt auf umfassendere Konzeptionen ausgerichtet. Selbst die Entwicklung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie war in erster Linie ein Produkt der Exekutive: Gesellschaftliche Interessensgruppen wurden v.a. in Form von Stellungnahmen hinzugezogen (*Konsultation*), traten aber nicht in einen tatsächlichen Dialog miteinander.

Demokratiethoretische Schwierigkeiten ergeben sich bei kooperativer Steuerung unter anderem aus dem mangelnden Einbezug Dritter:

„Je enger der Kreis der Beteiligten, je stärker die Verhandlungen gegen Einflussnahme und Kontrollen externer Akteure abgesichert sind, desto mehr besteht die Gefahr, dass sich Aktivitäten im kooperativen Verhandlungsbereich gegenüber anderen gesellschaftlichen und politisch-administrativen Entscheidungsprozessen verselbständigen, desto wahrscheinlicher kommt es zur Verschiebung von negativen Wirkungen einer Einigung auf unbeteiligte „Dritte“ und desto eher bieten sich Akteuren, die über hohe Tauschpotentiale verfügen, Möglichkeiten, günstige Verwaltungsentscheidungen zu erkaufen.“  
(Benz 1994: 170, vgl. Troja 2001)

Hinter dieser Problematik verbirgt sich der Zielkonflikt von Demokratie und Effizienz: Um die externen Kosten einer Entscheidung (d.h. Auswirkungen zu Lasten Dritter) niedrig zu halten, sollten möglichst viele Personen in die Entscheidung einbezogen werden. Je mehr Personen aber im Entscheidungsprozess mitwirken, desto mehr Interessen müssen ausgeglichen werden und desto höher liegen die Kosten einer Einigung (vgl. Buchanan/Tullock 1992). Um der Verhandlungseffektivität willen wird daher in der Praxis integrativer Kooperation häufig eine enge Auswahl gesellschaftlicher RepräsentantInnen (Umweltverbände, WirtschaftsvertreterInnen etc.) einbezogen. Dieses Repräsentantenmodell führt jedoch tendenziell zu einer sozialen Selektivität der Mitbestimmung (Zilleßen 1996: 46). Soziale Selektivität ist übrigens auch, wenngleich auf freiwilliger Basis, bei Bürgerbegehren und -entscheiden zu beobachten, an denen sich häufig bloß eine dünne Schicht meist höhergebildeter Interessierter beteiligt. Aus demokratiethoretischer Perspektive ist auch anzumerken, dass bei kooperativer Steuerung der Gesetzgeber seine Steuerungsleistung häufig zugunsten einer Konkretisierungsleistung der Verwaltung zurücknimmt – und folglich eine Kräfteverschiebung von der Legislative zur Exekutive stattfindet.

Die beschriebenen steuerungs- und demokratiethoretischen Probleme lassen sich durch staatliche Rahmensetzung (Kontextsteuerung) teilweise vermindern: In bestimmten Bereichen konkreter, bürgernaher Entscheidungen bietet sich statt des Repräsentantenmodells die Öffentlichkeitsbeteiligung von ‚jedermann‘ an. Innerhalb kooperativer Prozesse dient eine Stärkung des unspezifischen, schlecht organisierba-

ren und wenig konfliktfähigen Umweltschutzinteresses der Interessensausgewogenheit; Minsch et al. (1998) sprechen von institutionellen „Ausgleichs- und Konfliktregelungsstrategien“. Darunter fallen zum einen Mechanismen des Ressourcen- und Machtausgleichs, wie beispielsweise die Finanzierung der Mitarbeit von Umweltverbänden in Normsetzungsverfahren und Stellungnahmen, oder aber die Verankerung ökologischer Grundrechte. Auch eine Reform der restriktiven Rechtsschutzkonzeption durch Einführung von Verbands- und Individualklagerechten in allen umweltpolitischen Belangen kann die asymmetrische Verhandlungspositionen zwischen Verschmutzungs- und Umweltinteressen ausgleichen (vgl. Kapitel 6.3.9). Ungleiche Verhandlungsmacht zwischen Umweltverwaltung und Unternehmen lässt sich durch strengere Informationspflichten entschärfen. Darüber hinaus zielen Ausgleichs- und Konfliktregelungsstrategien auf die weitere Öffnung von Normbildungsprozessen. Dies beginnt bei der Öffentlichkeitsbeteiligung in bislang partizipationsfreien Genehmigungsverfahren und reicht über den Einbezug in die Gestaltung von Plänen und Programmen bis hin zur dauerhaften Einbindung von Umweltakteuren in Beratungs-, Aufsichts- und Entscheidungsgremien. Für den letzteren Fall sind insbesondere auch allgemein-gesellschaftliche Gremien wie Rundfunkräte oder Bildungskommissionen wichtig, um systemübergreifende Kommunikation zu erreichen. Partizipation muss früh im Prozess ansetzen, um Frustration („Politikverdrossenheit“) zu vermeiden. Konfliktmittelnde, interessensneutralisierende und partizipative Verfahren sind auszubauen und rechtlich besser zu verankern. Insbesondere sollten sie besser an parlamentarische Prozesse gekoppelt werden, um an Legitimität und Verbindlichkeit zu gewinnen (Paust 2000). Dabei lassen sich Moderationsverfahren, Runde Tische und Modelle partizipativer Projektentwicklung nicht bloß auf kommunaler Ebene einsetzen.

Eine Reihe weiterer Möglichkeiten lässt sich nutzen, um systemübergreifende Kommunikation zwischen gesellschaftlichen Teilsystemen herzustellen: So finden verschiedene Diskurse und Kooperationsprojekte zwischen wirtschaftlichen und zivilgesellschaftlichen oder wissenschaftlichen Akteuren statt, teilweise angeregt durch den Staat (Weidner 1996, Öko-Institut 1998). Im Wissenschaftssystem, vor allem in der anwendungsorientierten Nachhaltigkeitsforschung, werden zunehmend gesellschaftliche Akteure als Praxispartner einbezogen, um mit ihrer Hilfe wissenschaftsexterne, für die Umsetzung ausschlaggebenden Entscheidungs- und Lernprozesse besser zu berücksichtigen (BMBF 2001).<sup>137</sup> Innerstaatlich können administrative Integ-

---

<sup>137</sup> Der Einbezug von Praxiswissen in Forschung, kombiniert mit einem interdisziplinären Ansatz und einem starken Anwendungs- und Problemlösungsbezug wird im Wissenschaftsdiskurs mit

rationsstrategien – z.B. ressortübergreifende Projektteams, integrierte Planungsprozesse, neue Steuerungsmodelle – dazu beitragen, die Ressortperspektive zu überwinden und zwischen ökologischen, ökonomischen und sozialen Zielen der Verwaltungstätigkeit zu mitteln.

---

den Schlagworten „Transdisziplinarität“ (Nowotny et al. 2001), „Post-normal Science“ (Funtowicz/Ravetz 1993) und „Mode 2 Knowledge Production“ (Gibbons et al. 1994) belegt.

## 6 Wandel umweltpolitischer Steuerungsinstrumente

Im Bereich umweltpolitischer Steuerungsinstrumente hat, so wird gezeigt, ein Wandel in Richtung „kooperativer Staat“ stattgefunden. Dies umfasst den Bedeutungszuwachs

- anreizorientierter, indirekter Instrumente und
- prozeduraler Instrumente und Instrumente gesellschaftlicher Selbstregulierung gegenüber hierarchisch-regulativen, rechtlichen Instrumenten. Einen Überblick über Steuerungsinstrumente deutscher Umweltpolitik bietet Tabelle 6.

Instrumente *hierarchischer* oder *direkter Steuerung* sind unmittelbar gebietende oder verbietende Einwirkungsversuche des Staates. Zuwiderhandeln ist unrechtmäßig und kann sanktioniert werden. Instrumente *indirekter* bzw. *anreizorientierter Steuerung* hingegen

„nehmen (...) ausschließlich auf die Motivation der Adressaten Einfluß und lassen diesen einen entsprechenden (mehr oder weniger) weiten Entscheidungsspielraum. Der Staat formuliert gegenüber dem Bürger lediglich eine (häufig mit *Anreizen* versehene) Verhaltenserwartung, wobei das erwartungswidrige Verhalten rechtmäßig (jedoch aus staatlicher Sicht unerwünscht) bleibt“ (Kloepfer et al. 1990: 339. Meine Hervorhebung).

Den AdressatInnen stehen Handlungsoptionen offen, zwischen denen sie nach eigenen Nutzenerwägungen entscheiden können. Bei Instrumenten der *prozeduralen Steuerung* und *Selbstregulierung* steckt das politisch-administrative System lediglich den Rahmen ab, setzt z.B. Verfahrensprozeduren fest, die die Akteure freiwillig nutzen können. Steuerungsadressaten sind zum einen das ökonomische System – und dies umfasst sowohl ProduzentInnen (Unternehmen) als auch KonsumentInnen (Haushalte) –, zum anderen das politisch-administrative System selbst. Es wird davon ausgegangen, dass das politische System nicht nur andere gesellschaftliche Teilsysteme zu steuern versucht, sondern auch auf sich selbst einwirkt. Im Folgenden werden jeweils zunächst die Instrumente mit ihren steuerungstechnischen Vor- und Nachteile dargestellt, und anschließend ihre Relevanz in der umweltpolitischen Praxis aufgezeigt.

Tabelle 6: Steuerungsinstrumente in der Umweltpolitik

Steuerungs- adressat	Interventions-, „Härtegrad“		
	Instrumente hierarchischer / direkter Steuerung	Instrumente indirekter / anreiz- orientierter Steuerung	Prozedurale Instrumente und Selbstregulierung
Ökonomisches System	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Gebote</li> <li>▪ Verbote</li> <li>▪ Beschränkungen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Subventionen</li> <li>▪ Abgaben</li> <li>▪ Zertifikate und Kompensationslösungen</li> <li>▪ Umwelthaftung</li> <li>▪ Benutzervorteile</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Privatisierung umweltbezogener Eigentumsrechte</li> <li>▪ Privatisierung hoheitlicher Aufgaben</li> <li>▪ Branchenabkommen</li> <li>▪ Betriebliches Umweltmanagement: Öko-Audit</li> <li>▪ Betriebliche Umweltschutzbeauftragte</li> <li>▪ Kommunikative Instrumente: Umweltzeichen, Ökobilanzen, Umweltbildung, Verbraucherinformationen, Umweltinformation etc.</li> <li>▪ Integrierte Produktpolitik (IPP)</li> </ul>
Politisch-administratives System			<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Leitbildsteuerung</li> <li>▪ Verbands- und Individualklage</li> <li>▪ Technikfolgenabschätzung</li> <li>▪ Umweltplanung</li> <li>▪ Umweltverbesserndes Verwaltungshandeln: Beschaffungspolitik, Öffentliche Öko-Audits, Eco-Budget, staatliche Selbstverpflichtungen</li> </ul>

Quelle: Eigene Zusammenstellung

## 6.1 Instrumente hierarchischer Steuerung

Gebietend oder verbotend wirkt der Staat in erster Linie über das Umweltordnungsrecht, das einen Teil des Umweltverwaltungsrechts darstellt.<sup>138</sup> Ordnungsrechtliche Auflagen umfassen Unterlassungsaufgaben (Verbote), Beschränkungen und Verwendungsaufgaben (Gebote). NormadressatInnen von Auflagen sind überwiegend ProduzentInnen, aber auch KonsumentInnen, die entsorgende Wirtschaft und die öffentliche Verwaltung (staatliche Selbstregulierung). Die Einhaltung von Auflagen wird in erster Linie durch die Umweltverwaltung kontrolliert. Verstöße fallen unter das Umweltstrafrecht (Kloepfer/Vierhaus 2002) oder werden als Ordnungswidrigkeiten geahndet.

Auflagen folgen dem Verursacherprinzip, da die mit der jeweiligen Auflage verbundenen Kosten bei den VerursacherInnen verbleiben und in deren Kosten-Nutzen-Kalkül einbezogen werden. Sie bieten sich insbesondere dann an, wenn eine bestimmte Quantität an Verschmutzung nicht überschritten werden soll, wenn also so genannte Mengeneffekte erzielt werden sollen. Dies ist etwa bei der Vermeidung von Umwelt- und Gesundheitsgefahren der Fall (Altmann 1997: 123). Gerade in kritischen Situationen sichern Auflagen eine größere und schnellere Wirksamkeit als z.B. Anreizinstrumente, bei denen nicht klar abzusehen ist, wie die AdressatInnen reagieren und wie stark die Umweltverbesserung ausfallen wird. Neben einfacher Handhabung – Ge- und Verbotstatbestände sind klar vorgegeben und im Prinzip kontrollierbar – haben Auflagen den Vorteil, im Politikprozess leichter durchsetzbar zu sein als andere Instrumente:

„Die Wirkungen von Verboten sind einsichtig, verlangen keinen ökonomischen Sachverstand und besitzen damit in der politischen Diskussion vor Einführung von Maßnahmen bei Technikern, Juristen und den an der Vorbereitung und Vollzug beteiligten Behördenvertretern, der interessierten Öffentlichkeit und den Politikern einen Vorteil gegenüber den für sie schwer zu durchschauenden ökonomisch orientierten Instrumenten“ (Wicke 1991: 173f)<sup>139</sup>

Auch Umweltverbände bevorzugen ordnungsrechtliche Instrumente oftmals Anreizinstrumenten wegen ihrer Kalkulierbarkeit und relativen Steuerungssicherheit. Die

---

<sup>138</sup> Neben ordnungsrechtlichen Regelungen befinden sich auch umweltstrafrechtliche Regelungen (vgl. Kloepfer/Vierhaus 2002) in Umwelt-Fachgesetzen, die aber von ihrer Steuerleistung nicht separat zu betrachten sind.

<sup>139</sup> Von ImplementationsforscherInnen ist außerdem darauf hingewiesen worden, dass der ‚Erfolg‘ von Auflagen im Politikprozess mittelbar auch auf die JuristInnendominanz in der Ministerialbürokratie und insbesondere in der ursprünglich beim Innenministerium angesiedelten Umweltpolitik zurückzuführen ist. Sie führe dazu, dass auf vertraute, strafrechtlich geprägte Instrumente gesetzt wird (Zittel 1996: 197f). Ein Umdenken findet erst in jüngerer Zeit statt.

neuere Debatte betont schließlich, dass auch ordnungsrechtliche Vorgaben (und nicht nur, wie lange unterstellt, ökonomische Instrumente) technische Innovationen im Umweltschutz auslösen können – zum einen, indem sie für die Zukunft Standards setzen, die über den gegenwärtigen Stand der Technik hinausgehen, zum anderen, weil sie Anreize setzen, die Kosten der Einhaltung ordnungsrechtlicher Standards durch Effizienzmaßnahmen zu senken (SRU 2002c: Rn 196).

Neben der Gefahr von Vollzugsdefiziten – Obstruktionsversuchen, Überwachungslücken etc. – liegt der steuerungstheoretische Hauptnachteil ordnungsrechtlicher Instrumente darin, dass sie kaum Anreiz bieten, über die politisch vorgegebenen Ziele hinaus umweltverbessernd aktiv zu werden (Hendler 2000: 661). Ein Verschmutzer hat kein Interesse, Emissionen über den gesetzlich festgesetzten Grenzwert hinaus zu mindern, wenn den Kosten kein betrieblicher Nutzen gegenüber steht. Aus wirtschaftswissenschaftlicher Perspektive wird außerdem auf die ökonomische Ineffizienz ordnungsrechtlicher Maßnahmen hingewiesen: Umweltschutzziele können bei allgemeinen (d.h. nicht betriebsbezogenen) Auflagen nicht mit geringst möglichem Ressourceneinsatz und minimalen gesamtwirtschaftlichen Kosten erreicht werden. Ursache hiervon ist, dass generelle Auflagen die jeweiligen Kosten einer Umweltschutzmaßnahme bei unterschiedlichen Unternehmen nicht berücksichtigen. So haben einige Emittenten immense Kosten zu erbringen, um vorgeschriebene Grenzwerte einhalten zu können, während andere ohne größere finanzielle Anstrengungen Emissionen weit über die Grenzwerte hinaus reduzieren könnten, dies aber mangels wirtschaftlichen Anreizes nicht tun.<sup>140</sup> Oftmals wirken sich diese ungleichen Kostenstrukturen gerade zu Lasten kleiner und mittlerer Unternehmen aus. Dies wird „in der Praxis häufig dadurch ausgeglichen, dass bei kleinen und mittleren Unternehmen das Vollzugsdefizit (noch) größer als bei Großbetrieben ist“ (Wicke 1991: 174). In der Praxis treten beim Einsatz von Grenzwerten noch weitere Schwierigkeiten auf: Zum einen entstehen Zeitverzögerungen, wenn Grenzwerte permanent den wissenschaftlichen und technischen Entwicklungen angepasst werden müssen. Zum anderen ist hierfür ein Spezialwissen nötig, das oft nur in den Betrieben existiert – wo das Interesse an Grenzwertverschärfungen gering ist. Man spricht vom ‚Schweigekartell der Oberingenieure‘.

Die Herkunft des deutschen Umweltrechts aus dem Polizeirecht deutet bereits darauf hin, dass hierarchische Steuerung darin einen großen Stellenwert einnimmt. Umfassende immissionsschutzrechtliche Regelungen wurden erstmals mit der allgemei-

---

<sup>140</sup> Individuelle Auflagen, die den betrieblichen Vermeidungskosten angepasst sein können, würden wiederum gegen das Verursacherprinzip verstoßen.

nen Gewerbeordnung für Preußen 1845 geschaffen, erste Wassergesetze folgten ab 1876. Das preußische Kommunalabgabengesetz regelte ab 1893 die Abfallbeseitigung, und nach vereinzelt frühen Naturschutzmaßnahmen sah das Preußische Feld- und Forstpolizeigesetz ab 1920 die verbindliche Ausweisungen von Naturschutzgebieten vor (Feldhaus 2001: 17ff). Der Aus- und Aufbau verschiedener umweltrelevanter Rechtsgebiete unter dem Nationalsozialismus und nach dem 2. Weltkrieg (Wasserrecht, Atomrecht, Luftreinhaltung, Lärmbekämpfung) standen maßgeblich unter dem Zeichen der Ressourcennutzung. Ein modernes Umweltrecht, das auf ordnungsrechtlicher Grundlage durch die Einführung des Vorsorgegedankens und die Kopplung an den ‚Stand der Technik‘ geprägt war, entstand in der Bundesrepublik seit den 1970ern. In der DDR wurden umfassende und moderne ordnungsrechtliche Regelungen mit strengen Grenzwerten ab 1968 geschaffen. Sie blieben allerdings weitgehend wirkungslos, schon weil häufig die technischen Möglichkeiten zur Überwachung der Grenzwerte fehlten (vgl. Rehbinder/Reinert 1990).

Heute gibt es im deutschen Umweltrecht rund 7000 gesetzliche Ge- und Verbote (Altmann 1997: 123). Alle zentralen Fachgesetze wie das Bundesimmissionsschutz-, Bundesnaturschutzgesetz, Wasserhaushaltsgesetz, Abfallgesetz, Atomgesetz etc. basieren auf hierarchischer *command-and-control*-Politik. Eine überragende Stellung nimmt dabei das „Grenzwertemodell“ (Hendler 2000: 661) ein, das ökologische Fortschritte durch zunehmend strengere Grenzwerte zu erzielen versucht. Die Umweltgesetze, die sich überwiegend auf unterschiedliche Umweltmedien beziehen, enthalten Auflagen bezüglich der Produkte, der Technologien oder der Emissionen (Produkt-, Technologie-, Emissionsauflagen, vgl. Wicke 1991: 170ff). Unter dem Aspekt der Verhaltenssteuerung durch Verbote, Beschränkungen und Gebote wird im Folgenden ein Blick auf das deutsche Umweltrecht geworfen.

*Umweltverbote* sind Unterlassungspflichten und sollen ein umweltbelastendes Verhalten absolut verhindern. Sie können sich auf die Errichtung und den Betrieb von Anlagen beziehen, auf die Herstellung, Inverkehrbringung und Verwendung von Stoffen und auf bestimmte Handlungen in Schutzgebieten. Entsprechende Beispiele sind das mit der Atomgesetz-Novelle von 2001 erlassene Genehmigungsverbot für Errichtung und Betrieb neuer Kernkraftwerke (AtG § 7 Abs. 1); das Verbot der Produktion und des Vertriebs von FCKW und Halonen, das Verbot des Verkaufs von bleihaltigem Benzin, oder das Verbot vermeidbarer Beeinträchtigungen von Biotopen im Naturschutzrecht (Art. 5 Abs. 4 BNatSchG). Durchgesetzt werden Verbote auf zwei von ihrer Steuerungswirkung gegenläufigen Wegen: Sie können einerseits die Form eines präventiven Verbots mit Erlaubnisvorbehalt (Kontrollerlaubnis) besitzen, bei dem, wenn alle gesetzlichen Voraussetzungen erfüllt sind, grundsätzlich

ein Rechtsanspruch auf Erteilung der Genehmigung besteht. Dies gilt z.B. im Fall der immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsvoraussetzungen (§ 6 BImSchG). Oder sie können als repressives Verbot mit Befreiungsvorbehalt (Ausnahmebewilligung) formuliert werden. Dann ist die umweltrelevante Handlung zwar prinzipiell verboten, kann aber nach Ermessen der zuständigen Behörde dennoch genehmigt werden. Der letztere Weg wird vor allem dort gewählt, wo Verhaltensweisen wie bei der Wasserverschmutzung als grundsätzlich umweltschädlich gelten. Das Wasserhaushaltsgesetz sieht daher eine Erlaubnis- und Bewilligungserfordernis vor (§ 2 WHG).

Anders als Verbote lassen *Beschränkungen* ein bestimmtes Verhalten noch zu. Sie ermöglichen eine gewisse Umweltbeeinträchtigung, sollen diese aber minimieren. Beschränkungen liegen Umweltstandards in Form von Umweltqualitätsnormen (Immissions-/Belastungsgrenzen), Emissionsnormen, Bauart- und Betriebsnormen oder Produktnormen zugrunde. *Immissionsgrenzwerte* wie z.B. die Beschränkung des KfZ-Verkehrs bei Smog treten bei der Überschreitung einer bestimmten Schadstoffkonzentration in Kraft. Wegen der Schwierigkeit einer verursachergerechten Zuordnung werden sie vor allem dort eingesetzt, wo die Zahl der Schadstoffquellen in einem bestimmten Einwirkungsbereich begrenzt werden soll (vgl. Altmann 1997: 123). *Emissionsgrenzwerte* legen im deutschen Umweltrecht z.B. die TA-Luft, die TA-Lärm, das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und die Strahlenschutzverordnung (StrSchV) fest. Traditionell wurden Emissionsgrenzwerte im deutschen Umweltrecht Immissionsgrenzwerten bzw. Umweltqualitätsnormen vorgezogen. Erst durch die Einflüsse europäischer Umweltpolitik, in der die immissionsbezogene Regulierungskultur Großbritanniens ihre Spuren hinterlassen hat (Héritier et al. 1994), trat hier ein Wandel ein. *Bauart- und Betriebsnormen* legen Anforderungen für Errichtung, Beschaffenheit und den Betrieb von Anlagen (z.B. Kraftwerken, chemischen oder kerntechnischen Anlagen) fest. Emissions-, Bauart- und Betriebsnormen sind Verfahrensnormen<sup>141</sup> und als solche im deutschen Umweltrecht häufig an den ‚Stand der Technik‘ oder auch die ‚Regeln der Technik‘, den ‚Stand von Wissenschaft und Forschung‘ oder die ‚Beste Verfügbare Technik‘ gekoppelt. Dadurch soll die Rechtslage an technische Entwicklungen anpassbar bleiben und stets ein möglichst hohes Umweltschutzniveau gewährleistet werden. Die Konkretisierung solcher unbestimmten Rechtsbegriffe erfolgt dabei häufig nicht durch den Gesetzgeber, sondern durch Verbände der technischen Normsetzung – was aufgrund ihres vor allem wirtschaftlich, nicht umweltschützerisch motivierten Handelns auch kritisch gesehen wird (vgl.

---

<sup>141</sup> Verfahrensnormen werden z.T. auch als Produktions- und Prozessnormen bezeichnet.

Kapitel 5.3.2). *Produktnormen* schließlich begrenzen die Menge von Schadstoffen, die bei der Emission eines Stoffes nicht überschritten werden dürfen. Im deutschen Umweltrecht sind das beispielsweise Grenzwerte für den Phosphatgehalt in Wasch- und Reinigungsmitteln, oder Standards für die Begrenzung des Schwefelgehalts von Heizöl (3. BImSchV) und Steinkohle (TA Luft).

*Umweltgebote* sind Verwendungsaufgaben, die den AdressatInnen Pflichten auferlegen, um ein umweltschonendes Verhalten zu erzeugen. Je nachdem, ob sie zu einem bestimmten umweltfreundlichen Handeln verpflichtet oder zur Duldung des umweltverträglichen Handelns eines Anderen, spricht man von Leistungs- oder Duldungspflichten (Hoppe et al. 2000). Unter die Leistungspflichten fallen z.B. die Grundpflichten der Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz (§ 11 KrW-/AbfG) oder auch Kennzeichnungspflichten, wie sie künftig für Lebensmittel und Futtermittel mit gentechnisch veränderten Zutaten vorgesehen sind. Eine Duldungspflicht ist beispielsweise die Verpflichtung von Grundbesitzer, in bestimmtem Umfang naturschützerische oder landschaftspflegerische Maßnahmen auf ihrem Besitz zu dulden (§ 9 BNatSchG). Neben solchen Grundpflichten existieren überwachungsdienliche Nebenpflichten, z.B. die Anmeldepflicht für gefährliche Stoffe nach dem Chemikalienrecht (z.B. § 4ff ChemG), (Eigen-) Überwachungspflichten (z.B. § 7 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG), Auskunftspflichten gegenüber Behörden<sup>142</sup> oder Organisationspflichten wie die Bestellung von Umweltbeauftragten (u.a. § 11a-f AbfG).

Innerhalb ordnungsrechtlicher Regelungen existieren Inseln der Flexibilisierung. Darunter fallen z.B. Kompensationslösungen im Immissionsschutz (vgl. Kapitel 6.2.3) oder die Verknüpfung von Auflagen und ökonomischen Instrumenten im Gewässerschutz (§ 7a WHG, § 1 AbwAG). Exemplarisch für den produktbezogenen Umweltschutz stellen Rubik et al. (2000: 55) fest:

„Das ordnungspolitische Instrumentarium der produktbezogenen Umweltpolitik ist mittlerweile sehr breit gefächert: Standen am Anfang eher „starre“ und hinsichtlich ihrer umweltpolitischen Reichweite vergleichsweise eingeschränkte Verbots- und Gebotsregelungen im Vordergrund, so gewinnen (etwas) flexiblere und lebenswegorientierte Maßnahmen, wie beispielsweise Rücknahmepflichten oder Mehrwegquoten, zunehmend an Bedeutung.“

Dass hierarchische Regulierung nicht nur in sich flexibilisiert wurde, sondern in den letzten Jahren zunehmend durch anreizorientierte Instrumente und Ansätze prozeduraler Steuerung bzw. Selbstregulierung ergänzt wurde, soll in den folgenden Kapiteln gezeigt werden.

<sup>142</sup> Z.B. in § 52 II BImSchG, § 42 BWaldG, § 50 BNatSchG.

## 6.2 Instrumente indirekter und anreizorientierter Steuerung

Zu den Instrumenten indirekter und anreizorientierter Steuerung werden Umweltsubventionen, Abgaben, Zertifikate, Kompensationslösungen, die Umwelthaftung und Benutzervorteile gezählt. Sie werden im Folgenden näher beschrieben und auf ihre Bedeutung in der deutschen Umweltpolitik hin beleuchtet.

### 6.2.1 Umweltsubventionen

Umweltsubventionen sind finanzielle Anreize, die Umweltschutzaktivitäten bei privaten Akteuren stimulieren sollen. Die Adressaten 'profitieren' bei diesem Instrument am direktesten von der staatlichen Steuerungsaktivität. Mit Hilfe von Subventionen sollen entweder umweltfreundliche bzw. umweltfreundlich hergestellte Güter oder die Beseitigung von Schadstoffen aus unökologischen Gütern und Produktionsprozessen verbilligt werden. Ziel ist es, die Nachfrage nach ihnen zu erhöhen. Umweltsubventionen werden entweder als Finanzhilfen (Zuschüsse, Darlehen, Bürgschaften etc.) oder als Steuervergünstigungen<sup>143</sup> (Freibeträge, Sonderabschreibungen, reduzierte Steuersätze bzw. Steuerbefreiungen etc.) gewährt. Ein erweiterter Subventionsbegriff umfasst auch Regulierungen mit Subventionscharakter<sup>144</sup> und nicht-internalisierte externe Kosten (Meyer 2003: 10). Die Zielgruppe einer Umweltsubvention kann, muss dieses Instrument aber nicht nutzen. Sie nimmt eine Subvention üblicherweise dann in Anspruch, wenn deren Nutzen die Kosten der damit verbundenen Umweltschutzmaßnahme mindestens deckt. Die Problematik, dass Subventionen auch für umweltschädliche Ziele eingesetzt werden (z.B. Kohlesubventionen, die Entfernungspauschale oder die den Flächenverbrauch fördernde Eigenheimzulage), bleibt hier außer Betracht. Dabei handelt es sich nicht um *Umwelts*ubventionen.<sup>145</sup>

---

<sup>143</sup> Bei einer Steuervergünstigung stellt sich das Problem, diese von einer Steuersatzdifferenzierung abzugrenzen, welche beispielsweise lediglich eine vorangegangene Ungleichbehandlung ausgleicht und daher nicht als Subvention zu betrachten ist.

<sup>144</sup> Darunter fallen wettbewerbsbeeinträchtigende Regulierung, die Unternehmen geldwerte Vorteile schaffen. Beispiele hierfür sind Gebietsmonopole in der Elektrizitätswirtschaft, die Haftungsbegrenzung in der Atomwirtschaft oder das Erneuerbare Energien Gesetz (EEG).

<sup>145</sup> Mit der Wirkung ökologisch kontraproduktiver Subventionen haben sich zahllose Studien befasst (z.B. UBA (2003), IFO-Institut/Wuppertal-Institut (2001); OECD (2003) und (1998); Enquete-Kommission „Schutz der Menschen und der Umwelt“ (1998); SRU (1996), Ifo-Institut 1994). Die OECD (2001a) stuft rund 35% aller Subventionen in Deutschland als umweltschädlich ein, der BUND geht von einer Summe von 40 Milliarden Euro im Jahr aus. Darunter fallen z.B. die Mineralölsteuerbefreiung für die Luftfahrt und die gewerbliche Binnenschifffahrt, die Differenzierung des Mineralölsteuersatzes zwischen Dieselkraftstoff und Benzin, die Gasölverbilligung für die Landwirtschaft, die Kraftfahrzeugsteuerbefreiung von landwirtschaftlichen

Ökonomisch betrachtet können Subventionen eine Internalisierung externen Zusatznutzens darstellen: Produzenten und Produzentinnen werden für teurere umweltfreundliche Produktion entschädigt, weil sie mit ihr positive externe Effekte schaffen. Mit Subventionen kann

„der Grundkonstruktionsfehler der meisten Umweltgesetze, daß [nach dem Gemeinlastprinzip] kein Anreiz für Firmen besteht, freiwillig mehr für den Umweltschutz zu tun, gemildert werden“ (Wicke 1991: 325f).

Sie greifen auch dort, wo gesetzliche Richtwerte unterlaufen werden. Eine solche Unterlaufung kann selbst innerhalb des Rechtsrahmens stattfinden, wenn z.B. das Immissionsschutzrecht Unterlassungen mit Verweis auf die technische oder wirtschaftliche ‚Unverhältnismäßigkeit‘ einer Sanierungsmaßnahme ermöglicht (§ 17 BImSchG). Aus volkswirtschaftlicher Perspektive können Subventionen, die innerhalb funktionierender Märkte allokativer Verzerrungen hervorrufen, bei (quasi-) öffentlichen Gütern wie Umweltressourcen Marktversagen korrigieren – wenn sich z.B. für umwelt- und landschaftspflegerische Maßnahmen kein Preis am Markt bildet, der unter den gegebenen Knappheitsbedingungen für eine effiziente Nutzung sorgt. Im politischen Prozess sind Subventionen häufig leichter durchzusetzen als Maßnahmen, die dem Verursacherprinzip folgen. Dies hängt mit der breiten Streuung der Kosten zusammen: Während die auf viele Schultern verteilten Kosten von der Allgemeinheit wenig wahrgenommen und kritisiert werden, konzentriert sich der Nutzen auf bestimmte Interessensgruppen und wird von diesen entsprechend honoriert (Windhoff-Héritier 1987: 47ff). Aus dem selben Grund verfestigen sich auch als befristet geplante Subventionen häufig zu Dauereinrichtungen, die strukturellen Wandel dann eher behindern als abfedern. Problematisch ist an Umweltsubventionen prinzipiell, dass sie zu Lasten des Staatshaushaltes und nicht der VerschmutzungsverursacherInnen gehen.<sup>146</sup> Sie folgen also dem Gemeinlast-, nicht dem Verursacherprinzip: Weil nicht der Schädiger die (externen) Kosten für die subventionierte Umweltleistung trägt, erhöhen sich auch nicht die bei ihm anfallenden Kosten, und im Fall von Unternehmen folglich auch nicht der Produktpreis; die Verzerrung von Allokations-, Produktions- und Preisstruktur bleibt bestehen. Darüber hinaus ist bei Umweltsubventionen unsicher, in welchem Maße sie in Anspruch genommen wer-

---

Nutzfahrzeugen, die Entfernungspauschale, Sonderabschreibungen für Schiffe und Luftfahrzeuge, die Verstromungshilfen für Steinkohle und die Kokskohlenbeihilfe. Ein Großteil der Förderungen im Wohnungswesen (z.B. die Eigenheimzulage für Neubauten) und der Agrarsubventionen wirkt sich ebenfalls umweltschädlich aus. Zum Sachstand des Subventionsabbaus vgl. BMF (2003: 19ff), zu deren praktischen Schwierigkeiten Färber/Seidel (2002).

<sup>146</sup> Die einzige Subventionsform ohne direkte Budgetwirkung sind Regulierungen mit Subventionscharakter (erweiterter Subventionsbegriff, vgl. Fußnote 144).

den und wie wirksam sie folglich sind. Unvermeidlich sind sowohl Ankündigungseffekte – Umweltinvestitionen werden solange zurückgestellt, bis die angekündigten Subventionen in Kraft treten – als auch kostenträchtige Mitnahmeeffekte – es werden Maßnahmen steuerlich begünstigt, die die Firmen ohnehin durchführen wollen. Bei der Förderung direkter umwelttechnischer Investitionen besteht die Gefahr falscher Lenkungssignale, weil nachgeschaltete (*end of pipe*-) Reinigungstechniken gegenüber einer ressourcensparenderen und rückstandsärmeren Umstrukturierung des gesamten Produktionsprozesses bevorzugt werden. Im Falle von Abschreibungs erleichterungen muss schließlich berücksichtigt werden, dass ihre Wirksamkeit an die (konjunkturabhängige) Gewinnsituation der Unternehmen gebunden ist. Dadurch werden zum einen gewinnschwache Unternehmen benachteiligt, zum anderen Umweltinvestitionen tendenziell in Aufschwungszeiten gelenkt.

In der Bundesrepublik haben Umweltsubventionen stetig an Bedeutung gewonnen. Das umweltpolitische Instrument unterliegt allerdings begrenzenden rechtlichen Rahmenbedingungen: Nach dem EG-Vertrag sind Beihilfen nur in Ausnahmefällen vereinbar mit dem Gemeinsamen Markt und unterliegen einem Kontrollvorbehalt der Europäischen Kommission (Art. 87, 88 EGV). Ein Gemeinschaftsrahmen für staatliche Umweltschutzbeihilfen<sup>147</sup> legt unter Berücksichtigung u.a. des WTO-Subventionsabkommens fest, welche Umweltschutzsubventionen zulässig sind (vgl. Ewringmann et al. 2002, Ruge 2002). Darüber hinaus müssen Zuwendungen das Prinzip der Verhältnismäßigkeit erfüllen und mit dem Gleichheitsgrundsatz (Art. 1 GG), der Wettbewerbsfreiheit (Art. 12 Abs. 1 bzw. Art. 2 Abs. 1 GG) sowie dem Recht am eingerichteten und ausgeübten Gewerbebetrieb (Art. 14 Abs. 1 GG) in Einklang stehen.

Im Folgenden werden Produkt-, Technologie-, Forschungs- und Emissionsminderungssubventionen in der deutschen Umweltpolitik betrachtet.

*Produktsubventionen* gleichen bei Gütern und Dienstleistungen, deren Herstellung, Gebrauch oder Beseitigung vergleichsweise umweltfreundlich sind, Preisnachteile gegenüber billigeren, umweltbelastenderen Gütern aus bzw. schaffen ihnen Preisvorteile. Indem dies Anpassungsreaktionen des Marktes und innerbetriebliche Substitutionsprozesse auslöst, werden Markteinführung und Verkauf umweltfreundlicher Produkte gefördert. Bedeutende Produktsubventionen sind die Steuervergünstigungen im Rahmen der Mineralölsteuer. Sie begünstigen bleifreies Benzin, schwefelarme Kraftstoffe, Erd-, Flüssiggas und Biokraftstoffe gegenüber herkömmlichen Kraftstoffen. Im Verkehrsbereich spielen außerdem die ökologischen Abstufungen der

---

<sup>147</sup> ABl. C 37 vom 3. Februar 2001.

Kraftfahrzeugsteuer eine wichtige Rolle, z.B. die befristete KfZ-Steuerbefreiung für schadstoffarme PKW. Ein ermäßigter Umsatzsteuersatz für die Personenbeförderung im Nahverkehr soll das Mobilitäts-,Produkt' Öffentlichen Personen-Nahverkehr (ÖPNV) attraktiver machen. Dasselbe Ziel haben die im Ökosteuerge-  
setz verankerten Steuerermäßigungen für Kraftstoffe im ÖPNV und für Strom im Schienenbahnverkehr. In der Agrarumweltpolitik werden natürliche Düngemittel mit einem ermäßigten Umsatzsteuersatz gefördert (vgl. BMF 2003). Eine indirekte Produktsubvention ist das Umweltschutz-Bürgschaftsprogramm der bundeseigenen Deutschen Ausgleichsbank (DtA), das Haftungsfreistellungen für Investitionen zur Herstellung neuer umweltfreundlicher Produkte gewährt.

Mit *Technologiesubventionen* werden vergleichsweise umweltfreundliche, emissionsmindernde Produktionsverfahren oder produktionsnachgeschaltete Reinigungs- und Rückhalteverfahren gefördert. Zum einen wird dabei auf die erweiterte Anwendung bereits existierender Technologien, zum anderen auf die Entwicklung und Einführung neuer Verfahren abgezielt. Das älteste Programm der Technologiesubventionierung in Deutschland ist das seit 1979 bestehende „Invest“-Programm des BMU zur Förderung von Investitionen mit Demonstrationscharakter zur Verminderung von Umweltbelastungen. Von den beiden Förderbanken des Bundes, KfW und DtA, werden darüber hinaus zinsverbilligte Darlehen für Umweltinvestitionen zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus beinhaltet das ERP-Umwelt- und Energiesparprogramm Umwelttechnologiesubventionen. Die folgende Tabelle veranschaulicht die Ausgabenentwicklung einiger der Investitionsförderprogramme in den letzten Jahren. Die ERP-Mittel wurden Mitte der 1990er deutlich gesenkt, während das BMU-Programm und die Umweltprogramme von KfW und DtA recht starken jährlichen Schwankungen unterlagen, so dass sich ein eindeutiger Trend hier nicht ausmachen lässt.

Lag der Förderschwerpunkt in den 70er und 80er Jahren auf der Verbesserung der Rückhaltetechniken und der beschleunigten Einführung von Umweltschutztechniken, so werden seit wenigen Jahren verstärkt integrierte Umweltschutzvorhaben gefördert. Sie umfassen Abfallvermeidung, -verwertung und -beseitigung, Abwasserreinigung, Vermeidung oder Minderung von Luftschadstoffen und Lärmemissionen. Besonderer Nachdruck wird auf Energieeinsparung und die Nutzung erneuerbarer Energien gelegt. Diese Schwerpunktsetzung wird durch eine Reihe jüngerer Maßnahmen unterstützt. So fördern seit 1995 eine Energiesparzulage und eine Niedrigenergiehauszulage im Rahmen der Eigenheimzulage den Einbau von Energiesparttechnologien und Solaranlagen in Neubauten. Mit dem 1999 eingeführten

100.000-Dächer-Solarstrom-Programm wird der Einsatz von Solartechnik in Form von Photovoltaik-Anlagen für Privathaushalte bezuschusst.

*Tabelle 7: Investitionsförderung im Bereich Umwelt und Energie (Kreditzusagen in Mio. Euro pro Jahr)*

Jahr	BMU-Programm	Umweltprogramme KfW und DtA	ERP-Umwelt- und Energiesparpr.	Ökozulage für Eigenheime	100.000-Dächer Programm	Markt-anreizprogramm EE
1994	27,0	1011,5	2188,2	-	-	-
1995	10,6	990,7	2317,5	0,03	-	-
1996	1,8	1347,7	1720,3	6,16	-	-
1997	15,3	1597,1	1694,6	28,8	-	-
1998	12,7	1877,8	1621,3	61,1	-	-
1999	12,8	2042,6	1700,0	85,0	51,7	-
2000	10,5	1689,3	1600,0	108,0	203,2	29,4
2001	7,7	1978,2	1668,1	96,8	416,2	79,4
2002	11,6	1530,4	1672,3	111,2	392,8	92,5

Quellen: Bundesregierung (1998) (BT-Drs. 13/10735: 35);<sup>148</sup> Förderstatistik<sup>149</sup> der KfW, Auskünfte von KfW & DtA, Bundesregierung (2003: Anlage I), BMU (2003).

Auch das Marktanzreizprogramm für erneuerbare Energien stellt mit der Förderung von solarthermischen Anlagen eine Technologiesubvention dar. Darüber hinaus sind in der ökologischen Steuerreform eine Reihe von Subventionstatbestände verankert, die mittelbar Umwelttechnologien fördern. Dies gilt z.B. für die Mineralölsteuerbegünstigung von Kraftstoffen in der Kraft-Wärme-Kopplung und die Stromsteuerfreistellung von Strom aus erneuerbaren Energien. Auch das im Jahr 2000 in Kraft getretene Erneuerbare Energien Gesetz (EEG)<sup>150</sup> mit seiner Einspeisevergütung hat subventionsähnliche Förderwirkung, auch wenn es im Sinne der EuGH-

<sup>148</sup> DM-Angaben wurden in Euro-Beträge umgerechnet.

<sup>149</sup> <[http://www.kfw.de/DE/Research/Sonderthem68/Statistik\\_100000\\_Daecher\\_Solarstrom.pdf](http://www.kfw.de/DE/Research/Sonderthem68/Statistik_100000_Daecher_Solarstrom.pdf)>

<sup>150</sup> BGBl. I 2000, S. 305.

Entscheidung<sup>151</sup> zum Vorgängergesetz, dem Stromeinspeisungsgesetz, keine Subvention im Sinne der EU-Beihilfenkontrolle ist. So stellt das EEG keine staatlichen Zuschüsse bereit und ist damit neutral für die öffentlichen Haushalte, verpflichtet jedoch die Betreiber von Verteilungsnetzen, eine bestimmte Vergütung pro eingespeister Kilowattstunde regenerativ hergestellten Stroms zu gewähren. Die entstehenden Kosten werden auf die EndverbraucherInnen abgewälzt, die damit letztlich die Förderung regenerativer Technologien tragen. Das EEG und die investiven Subventionen für erneuerbare Energien haben nach Angaben des BMU (2002b: 2) den Anteil erneuerbarer Energien am Nettostromverbrauch von 5% auf 7,5% in 2002 erhöht. Angestrebt ist die Steigerung des Anteils regenerativ erzeugten Stroms auf rund 12,5% bis 2010.

Das wichtigste Umweltsubventionsinstrument in der Bundesrepublik war lange Zeit die erhöhte Abschreibungsmöglichkeit für Wirtschaftsgüter, die dem Umweltschutz dienen (§ 7d Einkommenssteuergesetz) in Verbindung mit den Sonderabschreibungen für Energiesparmaßnahmen (§ 82a Einkommenssteuer-Durchführungsverordnung). Allerdings lief der § 7d EStG im Jahr 1990 aus und gilt seitdem nur noch für vor 1991 getätigte Investitionen; der so genannte Energiespar-Paragraph § 82a EStDV wurde zwei Jahre später abgeschafft. Zu Zeiten ihrer vollen Geltung waren die Abschreibungssummen beträchtlich: Im Jahr 1986 wurde über beide Paragraphen ein Abschreibungsvolumen von 2,66 Mrd. DM (1,36 Mrd. Euro) erfasst, 1989 waren es 2,9 Mrd. DM (1,49 Mrd. Euro). Auf die Energiespar-Abschreibungen entfielen 1992 noch 393 Mio. DM (202 Mio. Euro).<sup>152</sup> Problematisch ist, dass über die Sonderabschreibung für Umweltschutzinvestitionen nur Güter abgeschrieben werden konnten bzw. können, die „unmittelbar und zu mehr als 70 [Prozent] dem Umweltschutz dienen“, und dass ihre Umweltschutzfunktion auf die Bereiche Abfall, Abwasser, Erschütterungen, Luft und Lärm beschränkt ist (§ 7d EStG Abs. 3). Diese Festlegung begünstigt produktionsnachgeschaltete Reinigungstechnologien gegenüber integrierten Veränderungen des Herstellungsprozesses.

Das Einkommenssteuerrecht bietet eine weitere umweltpolitische Fördermöglichkeit, die indirekt auch Umwelttechnologien betreffen kann: Sonderausgaben (Spenden, Beiträge etc.) zur Förderung des Umwelt- und Naturschutzes können, weil

---

<sup>151</sup> EuGH-Urteil vom 13. 03. 2001, Rs. C-379/98.

<sup>152</sup> Angaben des Statistischen Bundesamts. Allerdings unterschätzen die Zahlen den Abschreibungsumfang systematisch, da statistische Angaben bei der Einkommensbesteuerung freiwillig und entsprechend selten sind.

sie gemeinnützigen Zwecken dienen, bis zu einer bestimmten Höhe von steuerpflichtigen Einkünften abgezogen werden (§ 10b Abs. 1 EStG).<sup>153</sup>

Staatliche *Umweltforschungsförderung* setzt bereits an der Forschung und Entwicklung von umweltrelevantem Wissen und ökologischen Produkten, Dienstleistungen und Technologien an. Formell wird der Großteil der allgemeinen Forschungs- und Entwicklungsförderung nach der Subventionsabgrenzung des Bundes nicht als Subvention betrachtet, weil es sich dabei um die Finanzierung „allgemeiner Staatsaufgaben“ handelt (Bundesregierung 2003: 6).<sup>154</sup> Hier wird der Doppelcharakter der Umweltforschungsförderung deutlich: Sie verfolgt einerseits übergreifende Ziele wie Wissenschaftsqualität, Innovationsstärke und nationale Wettbewerbsfähigkeit, und hebt andererseits auf konkrete Verbesserungen der Umweltqualität – und zwar gemäß der Definition von Subventionen: durch finanziell stimulierte Aktivitäten privater Akteure – ab. Auch wenn noch ein Schritt zwischen Umweltforschung und Umweltschutz liegt, kann Forschungsförderung als indirekte Umweltsubvention aufgefasst werden. Ihre wesentlichen Instrumente sind Projektförderung und institutionelle Förderung.

Entsprechend dem Querschnittscharakter von Umweltpolitik verteilen sich bei der umweltbezogenen Forschungsförderung die Zuständigkeiten auf unterschiedliche Institutionen (BMU 2002a: 16, 73): Wesentlicher Akteur ist das Bundesforschungsministerium, das mit rund 100 Mio. Euro im Jahr 2002 knapp 1% seines Etats für Umweltforschung und -technologien verausgabte. Das Bundesumweltministerium koordiniert durch den jährlichen Umweltforschungsplan („UFO-PLAN“)<sup>155</sup> die Ressortforschung. Über das BMU wird auch das Zukunfts-Investitions-Programm zur Erforschung zukunftsweisender Energieformen abgewickelt.<sup>156</sup> Für das „Förderprogramm Energieforschung und Energietechnologien“<sup>157</sup> hat das Bundeswirtschaftsministerium die Federführung inne, und das Bundesprogramm „Ökologischer Landbau“<sup>158</sup> ist beim Landwirtschaftsministerium angesiedelt. Schließlich fördert auch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) Modellvorha-

---

<sup>153</sup> In Verbindung mit § 48 Einkommensteuer-Durchführungsverordnung (EStDV) und Anlage 1, Nr. 5 EStDV.

<sup>154</sup> Nur bestimmte Maßnahmen der Forschungsförderung privater Unternehmen im Bereich der Markteinführung gelten nach dem Stabilitäts- und Wachstumsgesetz als Subventionen (§ 12 StWG).

<sup>155</sup> 60 Mio. Euro im Jahr 2002.

<sup>156</sup> Insgesamt 150 Mio. Euro.

<sup>157</sup> 123 Mio. Euro zwischen 2001-2003.

<sup>158</sup> 70 Mio. Euro zwischen 2002-2003.

ben in den Bereichen Umwelttechnik und Umweltforschung. Weitere Quellen von Umweltforschungsförderung sind die mehrjährigen Forschungsrahmen- und Umweltaktionsprogramme der EU sowie die Ressortforschung der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission.

*Emissionsminderungs-subventionen* sollen Anreize setzen, den betrieblichen Schadstoffausstoß zu mindern, indem Zuschüsse an die Menge nicht-emittierten Schadstoffes gebunden werden. Eine entsprechende Subventionsform existiert in Deutschland bislang noch nicht. Dies ist unter anderem auf die mit ihr verbundene methodische Schwierigkeiten zurückzuführen, dass im Rahmen einer Produktionserweiterung oder Neuansiedlung „hypothetische Emissionen“ berücksichtigt werden müssen (Knüppel 1989: 38f).

## 6.2.2 Umweltabgaben

Umweltabgaben sind Geldleistungen, deren Bemessungsgrundlage an besonders umweltrelevanten Tatbeständen anknüpft – unabhängig von den Motiven ihrer Einführung (OECD 2001b). Die Erhebung einer Umweltabgabe stellt zwar einen hoheitlichen Eingriff dar. Dennoch handelt es sich um ein Instrument indirekter oder optionaler Steuerung: Die AdressatInnen können zwischen umweltfreundlicherem Verhalten – z.B. der Umrüstung auf emissionsmindernde Technologien – und der Zahlung einer Abgabe wählen. Ziel der Abgabe ist es entweder, Anreize für ökologisches Verhalten zu setzen (Anreiz-/Lenkungsfunktion), oder Finanzierungsmöglichkeiten für umweltpolitische Ziele zu schaffen (Finanzierungsfunktion). Aus Steuerungsperspektive interessiert vor allem die Lenkungsfunktion: Durch die Belastung von Umweltnutzung mit Kosten werden Anreize für die Verminderung schädlichen Verhaltens – auch über das Niveau ordnungsrechtlicher Ge- und Verbote hinaus – geschaffen. Die VerursacherInnen sollen im Idealfall die gesamten von ihnen verursachten Knappheitskosten tragen. Dies funktioniert nicht vollständig, solange externe Kosten vorliegen (vgl. Kapitel 4.2). Ansätze zur Internalisierung von externen Kosten bieten in der ökonomischen Theorie die Pigou-Steuer,<sup>159</sup> die aber kaum umsetzbar ist, und der so genannte Standard-Preis-Ansatz nach Baumol/Oates (1975). Dort wird der Steuersatz politisch festgesetzt, nicht gemäß ökonomischer Kriterien wie bei Pigou. Öko-Steuern entsprechen dem Standard-Preis-Ansatz.

---

<sup>159</sup> Die Pigou-Steuer zielt auf eine komplette Internalisierung externer Kosten. Der optimale Steuersatz läge im Kurvenschnittpunkt der Grenzkosten der Umweltschädigung und der Grenzkosten der Vermeidung. Da beide Kostenkurven jedoch kaum zu ermitteln sind, ist ein optimaler Steuersatz nicht errechenbar. Dies macht den Pigou'schen Ansatz für die Praxis untauglich.

Der Vorteil von Abgaben besteht in der Freiheit, die sie VerursacherInnen lassen, die Verschmutzung zu reduzieren oder die Abgabe zu zahlen.<sup>160</sup> Unternehmen mit besonders hohen Vermeidungskosten kann dies das Überleben sichern. Abgaben besitzen eine verursachergerechte Anreizfunktion, die zur effizienteren Nutzung von Umweltgütern führt. Durch die zumindest ansatzweise Internalisierung externer Kosten entfalten Abgaben eine den ordnungsrechtlichen Lösungen überlegene Allokationswirkung. Weil durch den Einsatz umweltfreundlicherer Verfahren und Techniken die Abgabenlast reduziert werden kann, machen Abgaben ökologische Investitionen ökonomisch interessant und stimulieren Innovationsprozesse. Problematisch ist an Abgaben, dass ihr umweltpolitischer Steuerungseffekt wesentlich von der Höhe der Abgabe abhängt, also von einer aus ökonomischer Sicht exogenen Vorgabe. Da im politischen Prozess Widerstand zu erwarten ist, wird die Abgabenhöhe häufig zu niedrig angesetzt, um eine reale Lenkungsfunktion zu entfalten. Ist die Höhe erst einmal festgesetzt, sind Anpassungen (an eine veränderte ökologische Situation, an Inflation etc.) schwierig durchzusetzen (Wicke 1991: 369f). Grundsätzlich umstritten sind die Parameter, die in die Abgabenhöhe einfließen. An der praktischen Umsetzung wird bemängelt, dass energie- oder emissionsintensive Branchen oft mit dem Argument ausgenommen werden, dass diese Industrien existentiell betroffen wären. Gerade die mengenmäßig bedeutsame Umweltverschmutzung wird dann aber nicht erfasst, und der Strukturwandel bleibt aus. Neben den SteuerungsadressatInnen leisten übrigens gelegentlich auch die Vollzugsbehörden bei der Einführung einer Abgabe Widerstand, da auf sie Erfassungsprobleme, Verwaltungs- und Kontrollaufwand zukommen.

Der folgende Überblick über deutsche Umweltabgaben lehnt sich an die Unterscheidung in Produkt- und Emissionsabgaben an, beruht also auf dem Steuerungsgegenstand bzw. der ‚Umweltbemessungsgrundlage‘.<sup>161</sup>

*Produktabgaben* werden auf Rohstoffe, Betriebsstoffe oder Endprodukte erhoben, wenn deren Ge- oder Verbrauch aus umwelt-, energie- oder rohstoffpolitischen Gründen beschränkt werden soll. Produktabgaben sind am gängigsten im Ressour-

---

<sup>160</sup> Schmidt-Preuß (2001: 315) weist jedoch darauf hin, dass es bei Umweltabgaben keineswegs um das freie Spiel von Angebot und Nachfrage geht, sondern um einen gezielten staatlichen Eingriff. Dies gelte auch für die Bemessung der Steuerlast, die keinen Marktpreis, sondern eine politische Entscheidung widerspiegeln.

<sup>161</sup> Die Unterteilung nach den unterschiedlichen Umweltbemessungsgrundlagen variiert in der Literatur: Während Wicke (1993: 395ff) zwischen Produkt- und Emissionsabgaben unterscheidet, legt Cansier (1993: 136) Emissions-, Nutzer- und Produktabgaben zugrunde, Reichmann (1996: 174ff) hingegen Input-, Verfahrens-, Output- und Produktabgaben. Bei allen Ansätzen stellt sich das Problem der Abgrenzung und Trennschärfe.

cenbereich, wo Abgaben auf die Wasserentnahme, auf Mineralöle und Strom (Öko-steuer) und auf Eingriffe in geschützte Natur existieren. Weitere Produktabgaben gibt es im Abfallbereich.

Die Mehrzahl der Bundesländer erhebt eine Abgabe auf die Entnahme von Wasser, den so genannten Wasserpfennig. Zweck ist es, wirtschaftliche Anreize für einen schonenden Umgang mit der Ressource Wasser zu setzen (BMF 2003: 25). In den stark voneinander abweichenden Länderregelungen ist entweder die Wasserentnahme aus dem Grundwasser oder aus Grund- und Oberflächengewässern abgabepflichtig. In manchen Fällen ist der Abgabesatz nach Art und Zweck der Entnahme gestaffelt und/oder das Aufkommen zweckgebunden an Maßnahmen der Gewässerbewirtschaftung.

Im Energiebereich wurde mit der Öko-Steuer die wohl bedeutendste Produktabgabe im deutschen Umweltabgabensystem geschaffen. Die 1999 begonnene Steuerreform erhöhte die Mineralölsteuer<sup>162</sup> auf Kraftstoffe, Heizöl und Gas und führte eine Stromsteuer ein, die in jährlichen Stufen schrittweise ansteigt.<sup>163</sup> Bei der Öko-steuer handelt es sich um eine pauschale Abgabe, d.h. nicht um eine emissionsorientierte Strom- und Primärenergiesteuer. Die Öko-Steuer verbindet Anreiz- und Finanzierungsfunktion: Rund 500 Millionen Euro werden jährlich in das Marktanzreizprogramm für Erneuerbare Energien investiert. Der Großteil des Steueraufkommens, das sich im Jahr 2003 auf voraussichtlich rund 17 Mrd. Euro belaufen wird (BMU 2002c), fließt allerdings in die Rentenversicherung, um die Lohnnebenkosten zu senken. Der Lenkungseffekt der Ökosteuern liegt vor allem in den erhöhten Energiekosten: Sie sollen zu Sparmaßnahmen und einer Umrüstung auf umweltfreundlichere Technologien sowohl im privaten Verbrauch als auch in der Produktion führen. Als Produktabgabe setzt die Stromsteuer pauschal am Verbrauch in Kilowattstunden an, ohne die Emissionsintensität verschiedener Arten der Stromerzeugung zu berücksichtigen. Daher muss der Steuersatz höher liegen als dies bei einer CO<sub>2</sub>-Emissionsabgabe nötig wäre, um dasselbe Umweltziel zu erreichen. Über diese grundsätzlich weniger effiziente Ausgestaltung hinaus werden an der Ökosteuern ihre relativ niedrige Abgabenhöhe und die Ermäßigungstatbestände zur Entlastung be-

---

<sup>162</sup> Die Mineralsteuer ist selbst eine Produktabgabe mit Umweltrelevanz – auch wenn sie nicht als Umweltabgabe konzipiert wurde. Bemessungsgrundlage der originären Verbrauchssteuer ist das in Verkehr gebrachte Mineralölvolumen. Die Umweltwirkung entsteht aus der generellen Verteuerung des bei seiner Verbrennung schadstoff- und kohlenstoffdioxid-emittierenden Mineralöls und aus der relativen Begünstigung umweltfreundlicher Kraftstoffe (vgl. Kapitel 6.2.1).

<sup>163</sup> Gesetz zum Einstieg in die ökologische Steuerreform vom 24. 03. 1999 (BGBl. I, S. 378), Gesetz zur Fortführung der ökologischen Steuerreform vom 16. 12. 1999 (BGBl. I, S. 2432), Gesetz zur Fortentwicklung der ökologischen Steuerreform vom 23. 12. 2002 (BGBl. 2002 I, S. 4602).

stimmter Industrien kritisiert (SRU 2000: Rn. 27ff). Dennoch gilt ihre Einführung als Paradigmenwechsel, und es lassen sich Steuerungseffekte feststellen: Im Bereich des Verbraucherverhaltens ist erstmals seit Jahren ein rückläufiger Kraftstoffverbrauch zu beobachten,<sup>164</sup> und die Nutzung öffentlicher Verkehrsmittel ist ebenso wie der Absatz sparsamer Drei- und Fünf-Literautos gestiegen. An der beschleunigten Entwicklung von Ein-Literautos lassen sich auch Innovationseffekte der ökologischen Steuerreform ablesen (UBA 2002b).

Die von den Ländern eingeführten Ausgleichsabgaben im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung (§ 19 Abs. 4 BNatSchG) sind systematisch betrachtet ebenfalls Produktabgaben im Bereich Ressourcennutzung. Bei Eingriffen in Natur und Landschaft kann die Ausgleichsabgabe an Stelle der vom Gesetz vorrangig geforderten Naturalkompensation treten, wenn solche Eingriffe weder vermieden noch vorrangig ausgeglichen oder ersetzt werden können. Wie bei allen Abgaben liegt hier ein Internalisierungsansatz zugrunde: Vorteile, die durch die Inanspruchnahme des Gemeinschaftsgutes Natur entstehen, werden abgeschöpft und in die Kalkulation des Eingreifenden einbezogen. Die Abgabenhöhe bemisst sich in der Regel an den Kosten für Ausgleichsmaßnahmen, die zweckgebunden aus den Einnahmen finanziert werden. Weil naturschutzrechtliche Eingriffe in erster Linie ausgeglichen werden sollen, fällt nur ein geringes Aufkommen an (BMF 2003: 29).

Neben ressourcenbezogenen Produktabgaben existieren Umweltproduktabgaben vor allem im Abfallbereich. Dies beginnt bei Abfallgebühren, die von einigen Kommunen verbrauchsabhängig nach Müllmenge oder -volumen ausgestaltet werden. Eine systematisch und politisch spannendere Rolle spielt(e) die kommunale Verpackungssteuer. Mit diesem Pionier deutscher Umweltsteuern belegten Gemeinden z.B. Einwegbestecke oder Getränkedosen an Imbissbuden und bei Volksfesten. Das von Kassel, Frankfurt und einigen anderen Städten eingesetzte Instrument zur Abfallreduzierung wurde vom Bundesverfassungsgericht 1998 für verfassungswidrig erklärt, weil es im Konkurrenzverhältnis zu den abfallrechtlichen Regelungen des Bundesgesetzgebers stehe.<sup>165</sup> Weitere Produktabgaben im Abfallbereich sind Sondermüllabgaben. Als erstes Land setzte Baden-Württemberg 1991 dieses ökonomische Anreizinstrument zur Verringerung von Sondermüll ein. Hessen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Bremen zogen nach. Im Landesabfallabgabengesetz von Baden-Württemberg waren die Gebührensätze nach Gefährdung der zu lagernden Stoffe

---

<sup>164</sup> Dieser ist nicht allein konjunkturell begründet.

<sup>165</sup> Vgl. BVerfG, 2 BvR 1876/91. Konkret wurde das Urteil damit begründet, dass die steuerliche Lenkung durch die kommunale Verpackungssteuer dem Kooperationskonzept zuwider laufe, das in den abfallrechtlichen Regelungen des Bundes verankert sei.

gestaffelt. Nachdem trotz anfänglicher Probleme<sup>166</sup> die Lenkungswirkung griff und das Sondermüllaufkommen so weit gesunken war, dass die Entsorgungskapazitäten gesichert waren, schuf das Land die Steuer 1996 ab.<sup>167</sup> Wie die kommunalen Verpackungssteuern wurde auch die Sondermüllabgabe für verfassungswidrig erklärt, mit der selben Begründung, dass ihre Lenkungswirkung dem Steuerungsinstrumentarium des Bundes widerspräche.<sup>168</sup> Abgabencharakter hat schließlich noch die Pfandpflicht auf bestimmte Getränkearten, die seit 2003 im Rahmen der Verpackungsverordnung erhoben wird. Mit dem nach Verpackungsgröße gestaffelten Pfand wird ein Preissignal gegeben, das den „Bequemlichkeitsvorteil“ (BMF 2003: 25) von Einwegverpackungen wettmachen soll. Die alternativ zum Pflichtpfand diskutierte Verpackungsabgabe auf Einweg-Getränkeverpackung konnte nicht gegen die Industrie durchgesetzt werden. Mit ihr hätten die unterschiedlich hohen externen Kosten der jeweiligen Verpackungsarten unmittelbar den VerbraucherInnen angelastet werden können (vgl. SRU 2000: Rn. 870ff zur Kritik des Dosenpfands).

*Emissionsabgaben* setzen unmittelbar an der Verschmutzung der Umweltmedien Luft, Wasser, Boden bzw. an Lärmemissionen an, d.h. sie besteuern die (tatsächliche oder vermutete) Emissionsmenge. Externe Kosten können durch die Kopplung an das Emissionsvolumen effizienter internalisiert werden als bei Produktabgaben. Die älteste Emissionsabgabe des deutschen Umweltrechts ist die Abwasserabgabe. Sie wird seit 1981 bei den sog. Direkteinleitern, z.B. Kommunen als Kläranlagenbetreibern, auf das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer erhoben (§ 1 Abwasserabgabengesetz). Durch die Abgabe sollen schädliche Abwassereinleitungen vermieden oder verringert werden. Die seit ihrer Einführung mehrfach erhöhte Abgabe richtet sich nach der Schädlichkeit und Menge der Umweltbelastung des Abwassers. Im Vordergrund steht ihre Anreizfunktion im Hinblick auf eine Verbesserung der Abwasserreinigungstechnik und die Entwicklung abwasserarmer Produktionsverfahren. Darüber hinaus soll sie zur Angleichung der Gewässerschutzkosten zwischen den Einleitern beitragen (Ausgleichsfunktion, vgl. Rahmeyer 2001: 19). Das Aufkommen wird für Maßnahmen der Gewässerreinigung verausgabt. Es steht den Ländern zu und betrug 2001 knapp 380 Mio. Euro (BMF 2003: 26). Inwieweit die Abgabe öko-

---

<sup>166</sup> Kritisch bewertet wurde, dass nur so genannte „Abfälle zur Beseitigung“ mit der Abgabe belegt wurden, nicht aber „Abfälle zur Verwertung“. So wurde teils auf kostengünstige, ökologisch aber wenig sinnvolle Verwertungsverfahren ausgewichen (vgl. Laufs 1998: 205, Öko-Institut 1997: 1)

<sup>167</sup> Zum Steuerungserfolg vgl. den Bericht des baden-württembergischen Umweltministeriums in der LT-Drs. 11/4025 von 1994 oder die Studie des Öko-Instituts (1994).

<sup>168</sup> BVerfGE 98, 83.

logisch wirksam ist, ist umstritten: Da die Abgabe von den Emittenten um bis zu 50% (vor 1999 um bis zu 75%) reduziert werden kann, wenn bestimmte Mindestanforderungen eingehalten werden (§ 9 Abs. 5 AbwAG), konnte sie nach Auffassung von KritikerInnen nur eine schwache Lenkungswirkung entfalten (vgl. Michaelis 1996: 74 ff). Als das angestrebte Umweltziel mit der festgesetzten Abgabenhöhe nicht erreicht werden konnte, wurde die Abwasserabgabe schließlich mit einer Auflage nach § 7a WHG verknüpft, die das Einleiten von Abwasser nur bis zu einer bestimmten Schadstofffracht erlaubt.

Bei den Abwassergebühren und -beiträgen der Kommunen steht die Finanzierung des Betriebs und der Instandhaltung von Abwasseranlagen im Vordergrund. Da sich die Gebühren nur teilweise und nur in geringem Maße an umweltrelevanten Tatbeständen wie dem Verschmutzungsgrad des Abwassers orientieren, handelt es sich nur bedingt um eine Umweltabgabe.

In der Luftreinhaltung existieren in Deutschland bisher nur Abgaben auf Emissionen aus mobilen Quellen, nicht jedoch aus ortsfesten Anlagen. Zu den Abgaben auf mobil verursachte Emissionen zählen die Kraftfahrzeugsteuer und die Schwerlastverkehrsabgabe. Obwohl ursprünglich nicht als Umweltabgabe konzipiert, entfaltet die Kraftfahrzeugsteuer ökologische Lenkungswirkung: Zum einen wird sie zu einem Teil nach den Schadstoff- und Kohlendioxidemissionen des Fahrzeugs bemessen. Zum anderen ist sie nach der Schädlichkeit der Kraftstoffe gestaffelt (vgl. Kapitel 6.2.1). Die LKW-Maut wurde 2004 eingeführt, um den Schwerlastverkehr auf Autobahnen zu belasten.<sup>169</sup> Sie ist sowohl fahrleistungs- als auch emissionsabhängig: Ihre Sätze sind nach Strecke, aber auch nach Emissionsklasse und Achslast des Fahrzeuges gestaffelt (0,10-0,17 Euro pro Km). Als verursachergerechte Abgabe honoriert die Maut einerseits die Verlagerung des Güterverkehrs auf die Schiene, und andererseits den Einsatz schadstoffarmer Fahrzeuge. Um die Lenkungswirkung für einen umweltgerechten Güterverkehr zu verstärken, werden die Einnahmen zur Hälfte für den Ausbau von Schiene und Wasserstraßen verwendet. Allerdings ist damit zu rechnen, dass die Lenkungswirkung der Maut durch eine begrenzte Verlagerung des Güterverkehrs auf nicht-mautpflichtige Bundesstraßen<sup>170</sup> bzw. auf nicht-mautpflichtige Fahrzeuge – leichte LKW bzw. Sattelaufleger unter

---

<sup>169</sup> Gesetz zur Einführung von streckenbezogenen Gebühren für die Benutzung von Bundesautobahnen mit schweren Nutzfahrzeugen (BGBl. I 2003, S. 1234) sowie Verordnung zur Erhebung, zum Nachweis der ordnungsgemäßen Entrichtung und zur Erstattung der Maut (LKW-Maut).

<sup>170</sup> Schätzungen der Bundesregierung gehen von einer Verlagerung im Umfang von 2-4% aus (BMVBW 2003).

12 Tonnen – gedämpft wird. Die streckenbezogene LKW-Maut löste die 1994 eingeführte, zeitbezogene Autobahnvignette für Lastkraftwagen ab.

Lärmemissionen sind bislang nicht Gegenstand einer staatlichen Abgabepflicht. Allerdings berücksichtigen die auf privatwirtschaftlicher Basis von Flughafengesellschaften erhobenen Abgaben zum Teil auch Lärmemissionen. Das Konzept differenzierter Start- und Landegebühren wird darüber hinaus auch für Kohlendioxidemissionen im Flugverkehr diskutiert. Nach dem Koalitionsvertrag 2002 von SPD und Bündnis 90/Die Grünen (2002: 44) will sich die Bundesregierung für eine weitere Differenzierung von Start- und Landegebühren einsetzen, ebenso wie für die Einführung einer europäischen flugstreckenbezogenen Emissionsabgabe zur Reduktion von CO<sub>2</sub>. Mit ihr soll der hochgradig umweltschädliche Flugverkehr, der durch den Ausnahme des Sektors von Kerosin- und Ökosteuern derzeit doppelt subventioniert wird, verteuert werden.

Die nach Steuerungsgegenstand dargestellten Umweltabgaben lassen sich haushaltsrechtlich in Umweltsteuern, Umweltgebühren, Umweltbeiträge und umweltrelevante Sonderabgaben untergliedern. *Umweltsteuern* sind Zwangsabgaben, die keinen Anspruch auf Gegenleistung einräumen. Ihr Aufkommen kann entweder unabhängig von umweltpolitischen Zielen im Haushalt eingesetzt werden („Umweltfinanzierungssteuer“), oder aber ausdrücklich zu ökologischen Zwecken eingesetzt werden („Umweltschutzsteuer“). Umweltsteuern sind im deutschen Abgabensystem selten – hierunter fallen lediglich die Ökosteuern und die abgeschaffte Verpackungssteuer der Gemeinden. Beide sind/waren zugleich Umweltfinanzierungs- und Umweltschutzsteuern. *Umweltgebühren* und *-beiträge* werden erhoben, wenn jemand durch Inanspruchnahme staatlichen Handelns (z.B. einer Umweltleistung) entweder Aufwand verursacht, oder wirtschaftliche bzw. rechtliche Vorteile erlangt. Anders als Beiträge werden Umweltgebühren unabhängig davon in Rechnung gestellt, ob und in welchem Umfang von den zur Verfügung gestellten Umweltleistungen Gebrauch gemacht wird. Im Idealfall werden Gebühren und Beiträge mengenproportional zur Ressourcenentnahme bzw. zu den Emissionen, häufig aber degressiv oder sogar mit Einheitssätzen berechnet. Bei niedrigem oder pauschalem Gebührensatz ist der Steuerungseffekt einer Gebühr gering. Beispiele in der bundesdeutschen Praxis sind der Wasserpfennig,<sup>171</sup> Entwässerungs- und Abfallgebühren sowie die Start- und Landegebühren im Flugverkehr. *Sonderabgaben*, deren Bedeutung im Umweltschutz stark

---

<sup>171</sup> Um die Frage, ob es sich beim Wasserpfennig um eine Gebühr (Abgabe mit Gegenleistung) oder eine Steuer (Abgabe ohne konkrete Gegenleistung) handelt, rankte sich ein Verfassungskonflikt (vgl. BVerfG, 2 BvR 1992/95 vom 07. 05. 1998). Das Bundesverfassungsgericht entschied, dass Wasserentnahmeentgelte Gebühren seien, da sie gegenleistungsabhängig sind.

gestiegen ist, dienen der Finanzierung besonderer Sachaufgaben (Jakob 1994). Dabei trifft die Abgabepflicht nur bestimmte Gruppen, denen eine spezifische Verantwortung für die Aufgabe zugesprochen wird. Durch Sonderabgaben kann so das ‚kollektive Verursacherprinzip‘ (Gruppenlastprinzip), das zwischen Verursacher- und Gemeinlastprinzip angesiedelt ist, verwirklicht werden. Der nur als Ausnahmefall konzipierten Sonderabgabe steht keine unmittelbare Gegenleistung gegenüber. Im deutschen Umweltrecht gelten die Abwasserabgabe des Bundes, die naturschutzrechtliche Ausgleichszahlung und die landesrechtlichen Sonderabfallabgaben als Umweltsonderabgaben. Der ‚Kohlepfennig‘, die Ausgleichsabgabe zur Sicherung der Steinkohleverstromung, wurde vom Bundesverfassungsgericht gekippt, weil er nicht als Sonderabgabe zu rechtfertigen war.<sup>172</sup> Umweltgebühren und -beiträge sah auch das Umweltrecht der DDR vor (Kloepfer/Reinert 1990) – teilweise bereits sehr viel früher als das der Bundesrepublik. Allerdings waren die Abgabenhöhen von Bodennutzungsgebühr, Wassernutzungsgeld, Abwassergeld, Staub- und Abgasgeld niedrig. In der Bewertung durch Jänicke et al. (1999: 46) legitimierten sie die Verschmutzung eher als dass sie sie unterbanden.

Während Abgaben in vielen Ländern ein gängiges Instrument der Umweltpolitik sind (OECD 2001b), bleiben sie in Deutschland die Ausnahme. Meist steht ihre Finanzierungsfunktion im Vordergrund. Zur schwachen Verankerung von Umweltabgaben trägt unter anderem die rechtliche Dogmatik bei, die gerade der *Lenkungsabgabe* nur einen sehr eng gesteckten Zulässigkeitsraum zuweist (Gawel 1999a). So argumentierte das Bundesverfassungsgericht in seinen Urteilen gegen kommunale Verpackungsabgaben und Abfallabgabengesetze der Länder, dass diese gerade aufgrund ihrer dem Kooperationsprinzip widersprechenden Lenkungswirkung nichtig seien. Mit dem Einstieg in eine ökologische Steuerreform und der LKW-Maut wurden dennoch Schritte in Richtung verstärkter Lenkungsorientierung und indirekter Steuerung gemacht. Über die erwähnten Abgaben hinaus wurde eine Reihe weiterer Umweltabgaben in Wissenschaft und Politik diskutiert. Hierunter fallen emissionsorientierte Strom- und Primärenergiesteuern, Lärm- und Emissionsabgaben für KfZ, Straßen- und Luftverkehrsabgaben, Abwärme- und Schadstoffabgaben, allgemeinen Verpackungs- oder Lärmabgaben, Abwärme-, Flächenversiegelungs- oder Massentierhaltungsabgaben (Hendler 2000, Buttgerit 1991: 93f, Öko-Institut 1997). Allerdings scheint es fraglich, ob der Gesetzgeber in näherer Zukunft weitere Umweltabgaben einführen wird.

---

<sup>172</sup> BVerfGE 91, 186.

### 6.2.3 Umweltzertifikate und Kompensationslösungen

Umweltzertifikate oder -lizenzen werden in der ökonomischen Literatur als das marktwirtschaftliche Steuerungsinstrument schlechthin gehandelt. Das Grundmodell sieht folgendermaßen aus: Politisch wird eine Höchstgrenze von Emissionen (alternativ: Energieverbrauch) eines bestimmten Schadstoffes in einer Region festgelegt. Diese Gesamtemissionsmenge wird ‚portioniert‘ und in Form von Emissionszertifikaten zur Verschmutzung durch ansässige Betriebe freigegeben. Die Verschmutzungsrechte werden vom Staat entweder kostenlos abgegeben oder aber versteigert, wobei die Anzahl der Lizenzen weniger Emissionen zulässt als zum gegenwärtigen Zeitpunkt tatsächlich emittiert werden. Dann kann der Handel mit den Zertifikaten beginnen. Je nach unternehmerischem Kalkül werden Verschmutzungsrechte angekauft oder es wird in umweltfreundlichere Technologien und Reinigungsverfahren investiert. Als potenzielle Nachfrager treten Emittenten auf, bei denen die Vermeidungskosten über dem Zertifikatspreis liegen, und als Anbieter solche, bei denen dies umgekehrt ist. So kann die insgesamt kostengünstigste Vermeidungsanstrengung erzielt werden (vgl. Gawel 1993).

Im Steuerungsmechanismus von Zertifikaten gibt es zwei Parallelen zu Abgaben: Zum einen verfügen Unternehmen über Dispositionsfreiheit. Zum anderen gibt es Anreize zur Verschmutzungsminderung, da jede zusätzliche Vermeidungsanstrengung belohnt wird: Emittiert ein Produktionsstandort weniger, als er gemäß Zertifikatsbesitz dürfte, kann er überflüssige Zertifikate verkaufen. Anders als bei Abgaben wird jedoch nicht der Preis fixiert (Preislösung), sondern die Menge (Mengenlösung), so dass eine maximale Belastung der Umwelt nicht überschritten werden kann. Als großes politisches Problem erweist sich die Gestaltung der Anfangsausstattung an Handelsrechten: Eine kostenlose Zuteilung ist leichter durchsetzbar, aber weniger lenkungsstark als eine Versteigerung. Auch sollen Innovateure nicht benachteiligt werden, die bereits in der Vergangenheit ihre Minderungspotenziale ausgeschöpft haben. Eine weitere Erfolgsbedingung sind wirksame Sanktionen. Praktische Probleme ergeben sich bei der Überwachung der tatsächlichen Emissionen und beim Zugang bzw. Markteintritt neuer Unternehmen. Bei geographisch konzentrierten Umweltgefährdungen kann das Instrument nur in der Belastungsregion selbst – und nicht überregional/national – angewendet werden, da es sonst zur Anhäufung von Lizenzen und damit zur Massierung von Emissionen in Belastungsgebieten kommt (CEPS 2002, IEA 2002).

Das Instrument des Zertifikatshandels wird in der deutschen Umweltpolitik zum Jahre 2005 eingeführt.<sup>173</sup> Dann beginnt der EU-weite Handel mit Kohlenstoffdioxidemissionen. Hintergrund ist die Selbstverpflichtung der internationalen Gemeinschaft im Rahmen des United Nations Framework for Climate Change (UNFCCC) und des Kyoto-Protokolls, den Ausstoß klimarelevanter Gase zurückzuführen. Die Europäische Union muss im Zeitraum 2008-12 die wichtigsten Treibhausgase um 8% gegenüber 1990 mindern; auf Deutschland entfallen im Rahmen der EU-Lastenverteilung (*Burden Sharing*) anteilmäßig 21%. Zu diesem Zweck haben die EU-Staaten 2003 eine Emissionshandelsrichtlinie verabschiedet, die einen verpflichtenden Zertifikatshandel zunächst für zwei Perioden (2005-07, 2008-12) einführt.<sup>174</sup> Berücksichtigt wird dabei lediglich CO<sub>2</sub>, keine weiteren Treibhausgase. Europaweit sollen anfangs rund 10 000 Anlagen der Energiewirtschaft und Industrie<sup>175</sup> in den Handel einbezogen werden, ca. 2 600 davon in Deutschland. Im Rahmen des *Cap and Trade*-Modells wird den Unternehmen eine absolut begrenzte Menge an Emissionsrechten (*Cap*) zugeteilt, die dann EU-weit frei gehandelt werden können (*Trade*). Für die erste Handelsperiode ermöglicht die Richtlinie, bei der Erstverteilung der Zertifikate bis zu fünf Prozent der Zertifikate zu versteigern; der Rest wird kostenlos abgegeben. Die Unternehmen müssen jährlich so viele Zertifikate zurückgeben und löschen lassen, wie den überprüften Gesamtemissionen ihrer Anlage im Vorjahr entspricht. Andernfalls werden sie mit Geldbußen belegt. Ein Ansparen von Emissionsrechten für künftige Emissionen (*banking*) ist innerhalb einer Zuteilungsperiode möglich, nicht aber die Nutzung von Emissionsrechten aus einer zukünftigen Zuteilungsperiode (periodenübergreifendes *borrowing*). Details im Hinblick auf Menge und

---

<sup>173</sup> In den USA existieren funktionierende Zertifikatsmärkte bereits seit 1994. Dies gilt für die Region Los Angeles (SO<sub>x</sub> und NO<sub>x</sub>, RECLAIM-Programm) und seit 1995 landesweit (SO<sub>2</sub>, Clean Air Act-Novelle von 1990). Der US-Clean Air Act beinhaltete schon ab 1970 Kompensationselemente (vgl. Hansjürgens/Fromm 1994). 1992 richtete auch die Region Basel ein Zertifikatssystem für NO<sub>x</sub> ein (vgl. Straehlin-Witt/Spillmann 1994). In Deutschland wurde die Idee eines nationalen Zertifikatesystems erstmals ernsthaft zur Förderung der energieeffizienten Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) erwogen. Geplant war eine Absatzgarantie für einen KWK-Anteil an der gesamten Stromerzeugung von rund 10%. Diese KWK-Quote sollte mit Hilfe eines Zertifikatshandelssystems erfüllt werden. Die Vorschläge scheiterten jedoch 2001 am Widerstand der Industrie. Statt der Zertifikate kam eine Bonusregelung, die BetreiberInnen besonders effizienter KWK-Anlagen eine befristete Einspeisevergütung für ihren Strom zusichert.

<sup>174</sup> Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft (Abl. L 275 vom 25. 10. 2003, S. 32ff), umgesetzt im Treibhausgas-Emissionshandels-Gesetz (TEHG) und der 34. BImSchV.

<sup>175</sup> Stahl-, Zement-, Glas-, Keramik-, Papier- und Zellstoffindustrie.

Zuteilung der nationalen Emissionsrechte bestimmen die EU-Mitgliedsstaaten in nationalen Allokationsplänen.

Der deutsche Nationale Allokationsplan (NAP) besteht aus einem Makro- und einem Mikroplan.<sup>176</sup> Im Makroplan werden die Gesamtmenge der Zertifikate (*Cap*) aus den Selbstverpflichtungen der Wirtschaft zur CO<sub>2</sub>-Reduktion hergeleitet (*top-down* Ansatz). Der Mikroplan regelt die konkrete Zuteilung von Emissionsrechten auf Anlagenebene (*bottom-up*). Er führt als grundlegendes Allokationsmodell für bestehende Anlagen die Zuteilung von Emissionsrechten auf Basis ‚historischer‘ Emissionen ein (‚*Grandfathering*‘, Basisperiode 2000-2002). Für Neuanlagen, die naturgemäß keine historischen Emissionen aufweisen, werden bei der Zuteilung Benchmarks zugrunde gelegt.<sup>177</sup> In beiden Fällen erfolgt die Zuteilung kostenlos, d.h. nicht über eine Auktion. Zugleich ist im Mikroplan verankert, dass frühere Vermeidungsmaßnahmen (‚*Early Action*‘) in gewissem Umfang anerkannt werden. Insgesamt wird diesem Modell das Potenzial zugesprochen, zu einem effizienten Instrument des Klimaschutzes zu werden (BUND 2004: 1). Das Ziel des NAP, bis 2012 die CO<sub>2</sub>-Emissionen der Sektoren Energie und Industrie um 28 Mio. t zu mindern, bleibt allerdings hinter den ursprünglichen Minderungszusagen der Industrie zurück.

Jenseits der geplanten Emissionszertifikate existiert mit so genannten Kompensationslösungen bereits seit längerem ein verwandtes Instrument im deutschen Umweltrecht. Mit Kompensationslösungen, auch ‚flexible Auflagen‘ genannt, können mehrere Emissionsquellen zu einem Emissionsverbund (*Glocke/bubble*) zusammengefasst werden, innerhalb dessen Emissionszunahmen durch Reduktionen an anderer Stelle kompensiert werden können. Sie sind v.a. im Immissionsschutz verankert.<sup>178</sup> Umweltbehörden können von nachträglichen Anordnungen absehen, wenn ein Betreiber nachweist, dass durch andere technische Maßnahmen an seinen Anlagen oder an Anlagen Dritter eine größere Emissionsminderung erzielt wird als durch die nachträgliche Anordnung (§ 17 Abs. 3a BImSchG). Allerdings wurde in der Praxis von dieser Regelung kaum Gebrauch gemacht. Auch andere Kompensationsregelungen wie die Sanierungsklauseln TA Luft Nr. 4.2.10 oder Nr. 2.2.1.1. werden bzw. wurden selten genutzt.

---

<sup>176</sup> Grundlage der folgenden Ausführungen ist der NAP-Entwurf des BMU vom 29. 01. 2004.

<sup>177</sup> Dabei wird für Anlagen mit vergleichbaren Produkte eine einheitliche Zuteilung nach einem spezifischen Emissionsfaktor pro Produkteinheit vorgenommen. Der Benchmark orientiert sich an der besten verfügbaren Technologie und dem emissionsärmsten Brennstoff für neue Anlagen in dieser Kategorie (BAT-Benchmark).

<sup>178</sup> Auch im Gewässerschutz wurde der Einsatz von Kompensationslösungen für die Einleitung von Nitrat und Phosphor in Gewässer geprüft (vgl. van Mark et al. 1992).

Laufs (1998: 211) sieht die Ursachen hierfür in

„der ehrgeizige[n] deutsche[n], am Stand der Technik unterschiedslos orientierte[n] Auflagenpolitik zur Luftreinhaltung mit ihren kurzen Fristen, in denen Altanlagen an den Stand der Technik herangeführt werden müssen“

und die so kaum Raum für Kompensationen ließen. Jenseits formeller Kompensationslösungen finden aber in der Grauzone des informellen Verwaltungshandelns häufig ähnliche Transaktionen statt (vgl. Song 2000).

## 6.2.4 Umwelthaftung

Ein weiterer Ansatz zur Internalisierung externer Kosten ist die Umwelthaftung. Prinzipiell lassen sich zwei Konzeptionen unterscheiden: Während bei der Verschuldungshaftung eine rechtswidrige und schuldhaft Verletzung von Rechten durch einen Verursacher bzw. eine Verursacherin vorliegen muss, kann eine verschuldensunabhängige Gefährdungshaftung auch solche Gefährdungen erfassen, die trotz Betriebsgenehmigungen und unter Einhaltung gesetzlicher Auflagen entstehen. Auf Grundlage von Gefährdungshaftung müssen die Betreiber chemischer, nuklearer oder anderer Anlagen im Schadensfall auch zahlen, wenn sie schuldlos sind und die Einrichtungen ihrer Anlage rechtmäßig war, allein weil sie eine Gefahrenquelle geschaffen haben. In der Gefährdungshaftung geht es um eine Ausgleichspflicht für gefährliches, nicht verbotenes Verhalten. Mittelbar wirkt sich die Haftung auf betriebliche Versicherungskosten aus: Nehmen BetreiberInnen hohe Risiken in Kauf, müssen sie hohe Prämien zahlen; senken sie durch betriebliche Maßnahmen das Risiko, sinken ihre Kosten. Umwelthaftung ist ein verursachergerechtes und präventives Instrument (Günther 2003). In der Praxis ergeben sich allerdings Schwierigkeiten aus der Notwendigkeit, dass Geschädigte Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge aufzeigen und für konkrete Schadensfälle nachweisen müssen (Beweislast). Summations- und Distanzschäden wie das Waldsterben, die von vielen kleinen Emittenten über längere Zeiträume verursacht werden, lassen sich jedoch nicht individuell zu rechnen.

Das deutsche Umwelthaftungsrecht ruht auf zwei Säulen, die mit den beiden beschriebenen Formen der Haftung korrespondieren: Das allgemeine Deliktsrecht im Bürgerlichen Gesetzbuch (§§ 823ff BGB) begründet eine Verschuldenshaftung, das Umwelthaftungsgesetz eine verschuldensunabhängige Gefährdungshaftung. Die allgemeinen Regelungen dieser Säulen werden durch spezialgesetzliche Vorschriften im Bundesimmissionsschutzgesetz (§ 14 BImSchG), im Wasserhaushaltsgesetz (§ 22

WHG), im Atom- und Gentechnikgesetz (§§ 25ff AtomG, §§ 32ff GenTG) sowie im Produkthaftungsrecht (§§ 1 ff ProdHG) ergänzt.<sup>179</sup>

Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf das 1990 eingeführte Umwelthaftungsgesetz (UmweltHG).<sup>180</sup> Ihm zufolge haften EigenerInnen für Gefahren aus dem Betrieb von Anlagen, die sich auf die Umweltmedien Boden, Luft und Wasser auswirken (§ 1, 3 UmweltHG). Ein Haftungsanspruch kann nur eingeklagt werden, wenn ein Rechtsgut des Klägers – Leben, Körper, Gesundheit oder Eigentum – verletzt wurde; er ist dem Umfang nach beschränkt. Das Gesetz wurde gegen den Widerstand der Industrie und Versicherungswirtschaft nicht nur auf Störfälle, sondern auch auf Schäden aus dem Normalbetrieb bezogen; Haftung wird nur bei höherer Gewalt ausgeschlossen (§§ 1, 4 UmweltHG). Unternehmen mit besonders gefährlichen Anlagen müssen Deckungsvorsorge leisten, um im Schadensfall ihre Leistungsfähigkeit zu sichern, z.B. mit Hilfe einer Haftpflichtversicherung.<sup>181</sup> Problematisch ist dabei, dass Normalbetriebsschäden ein typisches Unternehmerrisiko sind und als weitgehend unversicherbar gelten (Schimikowski 2002: Rn. 395). Vor allem aber wegen der Zurechnungs- und Kausalitätsproblematik – die Hauptbeweislast liegt weiterhin beim Geschädigten – erweist sich das Umwelthaftungsgesetz in der praktischen Anwendung als recht zahloser Tiger (Cremer/Fisahn 1997: 54). Als Ergänzung wird deshalb für Summationsschäden ein Umwelthaftungsfonds im Sinne eines kollektiv gedeuteten Verursacherprinzips vorgeschlagen (Gütersloh 1999).

Das deutsche Umwelthaftungsrecht soll durch eine EG-Umwelthaftungsrichtlinie (Europäische Kommission 2002a) in einigen Punkten novelliert werden. Der Richtlinienentwurf sieht vor, eine Gefährdungshaftung für bestimmte gefährliche Anlagen und Aktivitäten sowie eine Verschuldenshaftung für alle erwerbsbezogenen Aktivitäten einzuführen. Dabei geht es nicht um die bereits abgedeckten Schäden an Leben, Gesundheit und Eigentum, sondern um reine Umweltschäden an biologischer Vielfalt, Gewässern und Boden, für die es bislang keine Haftungs- und Kompensationsregelungen gab. Im Falle eines drohenden oder bereits entstandenen Umweltschadens soll der Staat künftig die VerursacherInnen zur Vermeidung bzw.

---

<sup>179</sup> Neben diesen privat- bzw. zivilrechtlichen Haftungsbestimmungen existieren öffentlich-rechtliche Regelungen, die dem Schädiger Pflichten auferlegen, z.B. Sanierungspflichten bei schädlichen Bodenveränderungen nach dem Bundesbodenschutzgesetz (vgl. Müggenborg 2001).

<sup>180</sup> Neben dem medienübergreifenden UmweltHG beruht im Bereich der spezialgesetzlichen Haftungsregelungen auch das Wasserhaushaltsgesetz auf dem Prinzip der Gefährdungshaftung. Auf eine nähere Darstellung wird hier jedoch verzichtet.

<sup>181</sup> Allerdings wurde die Ausführungsverordnung, die die Deckungsvorsorge konkreter regeln soll (§ 20 UmweltHG), bis dato nicht geschaffen.

Reparatur des Schadens heranziehen oder zum Schadensersatz verpflichtet können (vgl. Kokott et al. 2003).

### **6.2.5 Benutzervorteile**

(Be-) Nutzervorteile sind ein marktorientiertes Instrument, mit dem der Staat Anreize setzt, die den NutzerInnen umweltfreundlicher Produkte und Verfahren materielle oder ideelle Vorteile verschaffen. Zugleich unterstützen Nutzervorteile die Markteinführung neuer umweltfreundlicher Techniken. Üblicherweise bestehen sie darin, dass zeitliche oder örtliche Nutzungsbeschränkungen oder -verbote für umweltfreundliche, weil emissionsarme Geräte oder Betriebsweisen aufgehoben werden. Wie bei Umweltsubventionen steht es den Wirtschaftssubjekten frei, das Instrument zu nutzen. Entsprechend wenig kalkulierbar ist, wie stark Benutzervorteile in Anspruch genommen werden und wie hoch ihre ökologische Effektivität ausfällt. Diese hängt in starkem Maße von der Höhe der Anreize ab. Dabei begrenzt jedoch das Wettbewerbsrecht zu starke staatliche Interventionen.

In Deutschland existieren Benutzervorteile überwiegend in der Verkehrspolitik. So nehmen Ozon-Plaketten Fahrzeuge mit geringem Schadstoff-Ausstoß von ozonbedingtem Fahrverbot aus. In vielen Kommunen haben sich Regelungen durchgesetzt, die bestimmte Fahrzeuge von umweltpolitischen Verkehrsbeschränkungen ausnehmen, z.B. solche mit geregelter Dreibege-Katalysator, lärmgekapselte LKW („Modell Reichenhall“) oder LKW bis 2,5 t Gesamtgewicht. Im Flugverkehr können Landegebühren lärm differenziert erhoben werden, und auch für lärmarme Rasenmäher gelten besondere Nutzungserlaubnisse (Laufs 1998: 212f). Außerhalb des Verkehrssektors gibt es Benutzervorteile unter anderem für Produktionsverfahren mit lärmarmen Schmiedehämmern und Baumaschinen oder mit emissionsarmen Großfeuerungsanlagen.

## 6.3 Prozedurale Instrumente und Selbstregulierung

Zwischen prozeduralen Instrumenten und dem Setzen von Rahmenbedingungen für Selbstregulierung lässt sich nicht immer eine klare Grenze ziehen, der Unterschied ist oft nur graduell. In diese Instrumentenkategorie fallen die Privatisierung umweltbezogener Eigentumsrechte und hoheitlicher Aufgaben, freiwillige Selbstverpflichtungen der Wirtschaft und Rahmensetzungen für den betrieblichen Umweltschutz. Aber auch kommunikative Instrumente wie Umweltzeichen, Ökobilanzen, Umwelt- und Verbraucherinformationen zählen dazu. Gesondert von diesen Instrumenten werden Formen staatlicher Selbstregulierung betrachtet, durch die das politisch-administrative System sein eigenes Handeln reflektiert und zu steuern versucht. Dieser Bereich umfasst Leitbildsteuerung („Aktivierender Staat“), Methoden der Technikfolgenabschätzung, Formen der Umweltplanung, die Verbandsklage als Mittel des Rechtsschutzes und der Vollzugsverbesserung, sowie Selbstverpflichtungen staatlicher Organe und umweltverbesserndes Verwaltungshandeln.

### 6.3.1 Privatisierung umweltbezogener Eigentumsrechte

Die Privatisierung umweltbezogener Eigentumsrechte eröffnet am grundlegendsten Möglichkeiten für gesellschaftliche bzw. wirtschaftliche Selbstregulierung: Der Staat überträgt Nutzungsrechte an PrivateigentümerInnen, die innerhalb des gesetzlichen Rahmens frei über die Umweltgüter verfügen können. Hinter dem Privatisierungsgedanken steckt die These, dass die Ordnung der Eigentumsrechte eine zentrale Steuerungsgröße für die (Ressourcen-) Effizienz wirtschaftlicher Prozesse ist. Die Zuweisung von Zugangs-, Entnahme-, Management-, Ausschluss- und Veräußerungsrechten kann die Übernutzung öffentlicher Güter eindämmen, im Idealfall beheben (Cose 1960, North 1992, Ostrom 1990). Privateigentum ist eines unter mehreren *property rights*-Regimen, die solchermaßen ökologische Steuerungswirkung entfalten.<sup>182</sup> Durch Privatisierung entsteht ein Anreiz, sparsam und sorgsam mit Umweltgütern umzugehen – Verschmutzung und Übernutzung schlagen sich in der Kostenrechnung der EignerInnen nieder (Internalisierung) und schmälern deren künftige Erträge aus dem Umweltgut. Umweltpolitisch motivierte Privatisierungen können dabei durchaus anderen (z.B. verteilungs-) politischen Zielen zuwiderlaufen.

---

<sup>182</sup> Elinor Ostrom (1990) weist allerdings darauf hin, dass auch jenseits der Privatisierung ein umfangreiches Repertoire institutioneller Regelungen von Nutzungsrechten existiert, mit dem die ‚Tragik der Allmende‘ umgangen wird.

Die Privatisierung von Umweltgütern ist in der marktwirtschaftlichen Bundesrepublik im Bereich der Rohstoffe, Bodenschätze und des Bodens bereits weitgehend erfolgt – wenn auch nicht aus Gründen des Umweltschutzes. Auch zahlreiche Wälder, Naturparks, kleine Gewässer, Wild- und Fischbestände sind in privater Verfügung. Bei freien Umweltgütern wie Luft wurde eine „Privatisierung“ theoretisch angedacht (Wegehenkel 1981), ist praktisch wie politisch jedoch kaum umsetzbar.

### 6.3.2 Privatisierung hoheitlicher Aufgaben: Das Beispiel DSD

Eine weiteres Feld für Selbstregulierung entsteht, wenn der Staat bislang hoheitliche Aufgaben in Form oder Inhalt privatisiert (Kämmerer 2001: 22ff). Ziel ist es, (Umwelt-) Aufgaben durch private Akteure effizienter erfüllen zu lassen, als dies dem Staat (anscheinend) möglich ist. Nicht immer sind also Steuerungserwägungen das ausschlaggebende Motiv für Aufgabenprivatisierung; Kostensenkung und der Staatsaufgaben-Diskurs spielen ebenfalls eine Rolle (Gramm 1998, Grimm 1996). Die Herausforderung bei der Privatisierung von Verwaltungsaufgaben liegt darin, trotz Kompetenzabgabe die bis dato demokratisch legitimierte Zielbestimmung zu beeinflussen und die Qualität der Umsetzung (Zielerreichung) zu gewährleisten. Unter diesen Gesichtspunkten sind staatliche Letztentscheidungskompetenz und Zugriffsoptionen, falls die Privaten die politisch definierten Anforderungen nicht erfüllen, wesentliche Steuerungserfordernisse (Schmidt-Preuß 2001: 326f). Am Beispiel der Abfallwirtschaft werden nun Steuerungsaspekte von Aufgabenprivatisierung diskutiert.

Im deutschen Abfallsystem wurde Mitte der 1990er im Rahmen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW/AbfG)<sup>183</sup> und der Verpackungsverordnung (VerpackV)<sup>184</sup> die Verantwortung für die Durchführung gesetzlicher Vorschriften zu einem Teil der privaten Wirtschaft übertragen. Die Abfallwirtschaft wurde folglich als *duales* System organisiert: Erfassung, Transport und Wiederverwertung von Verpackungsmüll sind weitgehend privatisiert, während die Gemeinden weiterhin die Entsorgung und Lagerung der Restabfälle besorgen. Hinter dieser Teilübertragung des Vollzugs einer bislang staatlichen Aufgabe standen einerseits das Interesse der Politik, den Staat zu ‚verschlanken‘, und andererseits das Interesse der Wirtschaft, durch ein System der Selbstregulierung staatliche Auflagen (konkret: eine gesetzliche Rücknahmepflicht) zu umgehen. Zur Umsetzung der privatwirtschaftlichen Abfallentsorgung wurde 1990 die Duales System Deutschland GmbH (DSD) gegründet,

---

<sup>183</sup> Vgl. BGBl. I 1994, S. 2705.

<sup>184</sup> Vgl. BGBl. I 1991, S. 1234-1238.

die unter anderem für die Vergabe des ‚Grünen Punkts‘ zuständig ist. Der Grüne Punkt zeigt den VerbraucherInnen an, dass die Verpackung eines Produktes recycelt wird, d.h. der Hersteller die DSD GmbH mit der Entsorgung beauftragt hat. Das DSD erhebt dafür eine material- und gewichtsbezogene Entsorgungsgebühr. Dem Grünen Punkt liegt damit ein Internalisierungs-Ansatz zugrunde: Es besteht ein finanzieller Anreiz,

„die Verpackungen zu minimieren und Güter auch ‘vom Abfall her’ zu entwickeln, denn die Lizenzgebühr für die Entsorgung wird über den Endverbraucherpreis auf den Konsumenten abgewälzt, der entsprechende Preisvergleiche machen kann“ (Altmann 1997: 225).

Die Selbstorganisation der Wirtschaft im Rahmen des DSD ist in einen staatlich-hoheitlichen Rahmen eingebettet. Er umfasst Vorgaben zu verpflichtenden Abfallbilanzen und -konzepten, zu innerbetrieblichen Befugnissen, Personalstärke und -qualifikation und reicht bis zur verpflichtenden Betriebsprüfung der Entsorgungsfachbetriebe durch den TÜV (Bonberg/Kiefer 2001: 382). Vor allem aber entfallen grundlegende ordnungsrechtliche Pflichten nur dann und nur solange, wie staatliche, in der Verpackungsverordnung gesetzte abfallrechtliche Ziele erreicht werden (§ 6 Abs. 4 VerpackV). Damit behält sich der Staat eine Letztentscheidungskompetenz und Zugriffsoptionen vor:

„Dies ist eine kooperative Lösung, die der Wirtschaft flexibles Handeln ermöglicht, das sich jedoch in einem klaren rechtlichen Rahmen mit sanktionsbewehrten staatlichen Rahmensetzungen bewegt.“ (Koch 1996: 55).

Wie hat sich die Privatisierung hoheitlicher Aufgaben im Falle des Dualen Systems bewährt? In einer Bilanz sollten privatisierungsimmanente Steuerungsaspekte und die konkrete Ausgestaltung des Privatisierungsansatzes getrennt voneinander bewertet werden.

Die Privatisierung von Teilen des Abfallwirtschaftssystems fand wie oben beschrieben im ‚Schatten der Hierarchie‘ statt: Die Politik behielt sich im Rahmen der Aufgabenprivatisierung ein Eingriffs- bzw. Rückholrecht vor. Nachdem der in der Verpackungsverordnung staatlich bzw. in Kooperation mit den Verbänden festgeschriebene Mehrweganteil von 72% bei Getränkeverpackungen 1997 erstmals unterschritten wurde, kam es zu einem Testfall dieses Eingriffsrechts. Dabei erwies sich, dass das darin beinhaltet Drohpotenzial einerseits von der Wirtschaft offenbar nur wenig ernst genommen wurde, andererseits vom Staat nur zögerlich umgesetzt wurde: Es dauerte bis zum Frühjahr 2002, bis die Regierung nach langwierigen technischen Debatten, erfolglosen Verhandlungen und mehreren von Industrie und Handel angestregten Gerichtsverfahren tatsächlich den Weg einer hierarchischen Umsetzung der Verpackungsverordnung beschritt. Seit 2003 gilt eine Pfandpflicht auf

bestimmte Einwegverpackungen. Nach ihrer Einführung hat sich der Anteil an Mehrwegverpackungen wieder erhöht.<sup>185</sup> Im Kern gelang es dem politisch-administrativen System im Fall des DSD also – wenngleich unter Schwierigkeiten – im Rahmen eines Privatisierungsansatzes sowohl den Zugriff auf die Zieldefinition als auch auf die Zielerreichung zu wahren.

Die konkrete Ausgestaltung des Privatisierungsansatzes im deutschen Abfallrecht basiert auf der Zuweisung von Entsorgungspflichten an Abfallerzeuger und -besitzer. Diese Pflichten sind aus dem Verursacherprinzip und der Produktverantwortung<sup>186</sup> abgeleitet. Ein solcher Ansatz dient der Internalisierung bislang externer Abfallkosten und ist positiv zu bewerten. Tatsächlich ging mit dem Inkrafttreten der Verpackungsordnung das Verpackungsvolumen zurück – es wurden dünnere, kleinere, leichtere Packungen entwickelt, und der Anteil der recycelten Abfälle stieg auf 41% an (Altmann 1997: 225). Interessant ist der Vergleich mit den Niederlanden, wo Verpackungsvermeidung über eine Selbstverpflichtung der Wirtschaft, nicht über eine gesetzlich festgeschriebene Produzentenverantwortung geregelt wurde: Dort stieg der Verpackungsverbrauch zwischen 1990 und 1999 um rund 15-20%, während in Deutschland Einsparungen von ca. 4% erzielt wurden (Öko-Institut 2002: 5). Gegenüber alternativen Behandlungen<sup>187</sup> bescheinigen Ökobilanzen dem Recycling von Leichtverpackungen im Rahmen des Grünen Punkt-Systems eine Umweltentlastung in den Bereichen Energieverbrauch, Treibhauseffekt, Bodenversauerung und Gewässereutrophierung (ebd.: 10f). Andererseits hat der Staat durch die Übertragung der Verpackungsentsorgung an die Wirtschaft auf eine Stärkung von Abfallvermeidung und von (ressourcensparenderen) Mehrwegsystemen verzichtet. Außerdem löst der Grüne Punkt-Ansatz nicht das Problem, dass die Wiederverwertung von Verpackungen häufig mit einem Qualitätsverlust gegenüber dem Ausgangsmaterial (*Downcycling*) verbunden ist, und dass ein Großteil der Verpackungen in der Praxis deponiert oder verbrannt wird.

Nach der Privatisierung von Teilen der Abfallentsorgung und der Liberalisierung von Strom- und Gasmarkt werden in Deutschland seit den 1990ern auch die Privati-

---

<sup>185</sup> Die Erhöhung betrug zwischen Dezember 2002 und Juni 2003 rund 9%. Damit liegt die Mehrwegquote bei 59,2% (Bündnis 90/Die Grünen 2003). Diese Entwicklung entkräftet die Befürchtung des Umweltrats, dass durch das Pflichtpfand der Mehrweganteil noch weiter zurück gehen würde (SRU 2002: Rn. 962).

<sup>186</sup> Zum Begriff der Produktverantwortung und seiner Ausgestaltung als ‚Produzentenverantwortung‘ im KrW-/AbfG vgl. Gawel (1999b).

<sup>187</sup> Müllverbrennung und „Roter Punkt“.

sierung und Liberalisierung der Wasserwirtschaft diskutiert (vgl. dazu kritisch: SRU 2000: Rn. 37ff, Pöcherstorfer 2003).

### **6.3.3 Branchenabkommen**

Bei Branchenabkommen – oft allgemein als Selbstverpflichtungen bezeichnet – verpflichten sich Wirtschaftszweige, teils auch einzelne Unternehmen, eine umweltschädliche Aktivität zu unterlassen (Selbstbindungsabkommen) oder bestimmte umweltfreundliche Aktivitäten durchzuführen (Selbstverpflichtungsabkommen). Das Spektrum staatlicher Beteiligung an Branchenabkommen reicht theoretisch von reinen Eigeninitiativen der Wirtschaft bis zu vertraglichen, d.h. rechtlich bindenden und gerichtlich einklagbaren Vereinbarungen zwischen Wirtschaft und Staat. Verbindliche Abkommen können das Umweltschutzziel, den Zeitrahmen und gegebenenfalls konkrete Maßnahmen festlegen; auch rechtlich-organisatorische Druckmaßnahmen oder finanzielle Anreize können vertraglich mitbeschlossen werden (Wicke 1991: 233f).

Branchenabkommen bieten dem Staat den Vorteil, ihn von langwierigen Gesetzgebungs- und Verordnungsprozessen, von Lobbywiderstand und Überzeugungsarbeit zu entlasten. Staatliches Handeln beschränkt sich im Rahmen von Branchenabkommen drauf, umweltpolitische Ziele mitzuverhandeln; die Überzeugungsarbeit und Umsetzung bleiben den Branchenverbänden oder Unternehmen überlassen. Der Öffentlichkeit kann so ein schneller ‚Erfolg‘ gemeldet werden. Vor allem aber lassen sich Selbstverpflichtungen schnell und in vielen Problemfeldern anwenden: Umweltvereinbarungen sind auch dort einsetzbar, wo gesetzliches Handeln aufgrund der Problemstruktur schwierig oder unmöglich ist (Töller 2003) – wie sollten z.B. einzelne Branchen konkrete CO<sub>2</sub>-Minderungsvorgaben ‚verordnet‘ bekommen? Für die Unternehmen besteht der Reiz darin, dass sie mit einer Selbstbindung zumindest in der vereinbarten Frist eine möglicherweise schärfere und konkretere Normierung (auch der Umsetzung) durch den Staat umgehen. Freiwillige Selbstverpflichtungen sind außerdem imagewirksamer als die für selbstverständlich erachtete Einhaltung gesetzlicher Auflagen. Die Zusammenarbeit im Rahmen von Branchenabkommen kann auch zum Entstehen von Kooperationsstrukturen zwischen Unternehmen führen und so als Nebeneffekt die gemeinschaftliche Entwicklung innovativer Umweltlösungen fördern. Branchenabkommen gelten darüber hinaus als gesamtwirtschaftlich kostengünstiges Instrument: Innerhalb einer Branche reduzieren Unternehmen idealerweise nach einem Verteilungsschlüssel, der individuelle Vermeidungskosten berücksichtigt. In der Praxis setzten sich innerhalb des Verhandlungsprozesses um Verpflichtungsleistungen jedoch nicht notwendigerweise die effizientesten Lösungen,

sondern die mächtigsten Branchenakteure durch. Auch besteht die Gefahr, dass das jeweils schwächste Glied das Tempo bestimmt und dass die Wirtschaft sich nur zu Zielen verpflichtet, die sie ohnehin ansteuert. Betrachtet man den Regulierungsgegenstand, so eignen sich Branchenabkommen eher, wenn es um die Optimierung einzelner Produkte (z.B. Quecksilberreduzierung in Batterien) geht, als wenn zudem Verhaltensänderungen der KonsumentInnen nötig sind (z.B. Rückgabe von Altbatterien) (Rubik et al. 2000: 53). Weitere Nachteile von Branchenabkommen bestehen in Bezug auf die Umsetzung, wenn die vereinbarten Ziele nicht erreicht werden und unklar ist, wer gegebenenfalls haften muss. Selbstverpflichtungen erhöhen so die Gefahr der Verschleppung eines Umweltproblems. Die mangelnde rechtliche Verbindlichkeit geht auch mit Rechtsschutzdefiziten und problematischem Drittschutz einher (Schendel 2001: 498). Zudem verschärfen Branchenabkommen das Problem mangelnder Öffentlichkeitsbeteiligung im Normsetzungsprozess, da bislang kaum Stakeholder in die Verhandlungen einbezogen werden. Als Gegenmaßnahme wird gefordert, wechselseitige Zusagen in einer Vereinbarung zu veröffentlichen und bereits zu deren Entwurf Stellungnahmen zu ermöglichen (SRU 2002c: Rn. 178). Ein offener und transparenter Prozess fördert auch ehrgeizige Zielsetzungen (Karup 2001).

Seit den 1970ern sind Branchenabkommen in der Bundesrepublik Bestandteil des umweltpolitischen Instrumentariums. Ihre Anzahl ist in den letzten Jahren stark gestiegen und wird auf rund 100 beziffert.<sup>188</sup> Thematisch konzentrieren sie sich auf die Abfallwirtschaft,<sup>189</sup> auf umweltschädliche Stoffe<sup>190</sup> und den Bereich Energie und Klimaschutz.<sup>191</sup> Problemfeldübergreifende Umweltvereinbarungen gibt es seltener.<sup>192</sup>

---

<sup>188</sup> Dabei variieren die Schätzungen je nach Zählweise. Beispielsweise wird die Selbstverpflichtung der deutschen Wirtschaft zum Klimaschutz (1995/96) manchmal als ein Branchenabkommen gezählt, und manchmal werden die in ihr enthaltenen 19 Branchenerklärungen einzeln gerechnet.

<sup>189</sup> Z.B. die Verpflichtungen zum Mehrweganteil bei Getränkeverpackungen (1977/1982), zur Schadstoffreduktion sowie Rücknahme und Verwertung von Batterien (1988), zur Verwertung von Altpapier (1994), zur kostenlosen Rücknahme von Altautos (1996), zur Reduktion verwertbarer Bauabfälle (1996) und andere.

<sup>190</sup> Z.B. die Verpflichtung zur Senkung der Lösemittel- und Schwermetallanteile in Farben und Lacken (1984), zum Verzicht auf Asbest in Produkten des Hoch- und Tiefbaus (1984), zum Ausstieg aus der FCKW-Produktion (1992, 1993), zum Verzicht auf die weitere Vermarktung von bleihaltigem Benzin (1996) und auf den Einsatz von Alkylphenoethoxylaten (APEO) in Polyacrylanid-Emulsionpolymeren zum Zwecke der Abwasser- und Klärschlammbehandlung (1998) etc.

<sup>191</sup> Z.B. die Erklärungen der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge (1995/96, 2000), verschiedene Verbändevereinbarungen der Energiewirtschaft über Netznutzungsentgelte im Strom- und

Grundsätzlich existieren in Deutschland keine rechtlich verbindlichen Umweltabkommen, wie es sie z.B. in den Niederlanden gibt (Töller 2003: 4). Die Frage nach dem Steuerungserfolg von Branchenabkommen in der deutschen Umweltpolitik wird unterschiedlich beantwortet je nach dem, wie Erfolg definiert wird. Während der SRU (1996: Rn. 167) bezweifelt, dass die „jetzt vorliegenden oder bekannt gewordenen Selbstverpflichtungen (...) geeignet sind, den gestellten Anforderungen gerecht zu werden,“ weist eine empirische Untersuchung von knapp 90 deutschen Selbstverpflichtungen eine erstaunlich hohe Erfolgsquote auf: Je nach zugrunde gelegtem Erfolgskriterium – vom Mehrwert gegenüber der umweltpolitisch besten Alternative bis zum ‚bloßen‘ Erreichen des selbstgesteckten Umweltziels – waren zwischen 69 und 83% der Vereinbarungen als erfolgreich zu bezeichnen (Knebel et al. 1998: 316ff, 368ff). Nur rund 8% erreichten das vereinbarte Ziel nicht. Als wesentliche Voraussetzungen für den Erfolg erwiesen sich einerseits unternehmerische Motivation und günstige Marktstrukturen, andererseits institutionelle Faktoren wie quantifizier- und messbare Ziele, Ergebnisüberwachung, ein schnell einsetzbares staatliches Sanktionsinstrumentarium sowie Sanktionsmechanismen innerhalb der Industrieverbände zur Vermeidung von Trittbrettfahrertum (ebd: 375ff). Dieses Problem wurde beispielsweise an der Klimavereinbarung der deutschen Wirtschaft deutlich: Nachdem die Papierindustrie ihre Reduktionsverpflichtung sehr frühzeitig erfüllt hatte, entstand der Verdacht, dass die Verpflichtungen der Branche lediglich eine Formalisierung überfälliger Maßnahmen waren. Dies drohte die Glaubwürdigkeit des gesamten Abkommens zu beschädigen (Delmas/Terlaak 1999: 53).

#### **6.3.4 Betriebliches Umweltmanagement: Öko-Audit**

Ein Umwelt- bzw. Öko-Audit ist die systematische Erfassung und Bewertung aller umweltrelevanter Aktivitäten von Unternehmen oder anderen Organisationen mit bedeutenden Umweltauswirkungen. Erfasst werden können direkte Umweltauswirkungen aus Produktion, Werkstoffbeschaffung etc., aber auch indirekte, nicht-standortbezogene Effekte, die sich aus dem Transport von Produkten oder durch ‚unökologische‘ Kapitalinvestitionen ergeben. Für diese Form freiwilligen Umweltmanagements kann das politische System Rahmenvorgaben erstellen. Ziel ist es, durch organisatorische Vorkehrungen Umweltaspekte stärker in das betriebliche Ma-

---

Gassektor (1999-2003) sowie über den Zubau von KWK-Anlagen (2001) sowie die Vereinbarung über den Ausstieg aus der Atomenergie (2001).

<sup>192</sup> Eine solche problemfeldübergreifende Selbstverpflichtung zur Stärkung des Umweltschutzes bei deutschen Auslandsinvestitionen scheiterte im Jahr 2002 nach einem 18-monatigen Dialogprozess am Widerstand des Bundesverbandes der Deutschen Industrie.

nagement einzubeziehen. Unternehmen sollen angeregt werden, freiwillig und über gesetzliche Verpflichtungen hinaus Umweltschutzpotenziale zu mobilisieren. Als Experten ihrer Betriebsprozesse können die Firmen am besten bestimmen, wo auch diffuse Einsparmöglichkeiten liegen. Im Sinne einer ‚regulierten Selbstregulierung‘ gibt der Staat in erster Linie den Rahmen für betriebliche Lernprozesse vor. Für auditierte Unternehmen verspricht die Auszeichnung mit dem Umweltaudit-Logo sowohl Imagegewinn als auch Kostenersparnis;<sup>193</sup> Umweltschutz wird also mit ökonomischer Rationalität verbunden. Der Nachteil des Audit-Systems besteht darin, dass mit einem Öko-Audit-Zertifikat ökologische Produktion suggeriert wird, es tatsächlich jedoch vor allem ökologisches Management bewertet. Die eigentliche Umweltbelastung durch das Unternehmen wird nur unzureichend erfasst. Der SRU (1996: Rn. 169) schlägt deshalb die Ergänzung durch (Betriebs-) Umweltbilanzen vor.

In der Bundesrepublik existiert seit 1995 ein (2001 novelliertes) Umweltauditgesetz als Ausführungsgesetz zur EG-Öko-Auditverordnung (Environmental Management and Audit Scheme/EMAS).<sup>194</sup> Um zertifiziert zu werden, durchläuft ein Unternehmen ein bestimmtes Procedere: Nach einer ersten Bestandsaufnahme formuliert das Unternehmen ein Umweltprogramm und entwickelt als Kernstück des Audit-Systems ein Umweltmanagementsystem. Darin werden Zuständigkeiten, Abläufe und Verfahren festgelegt. In regelmäßigen Umweltbetriebsprüfungen untersuchen unternehmensinterne oder -externe UmweltbetriebsprüferInnen die Wirksamkeit des Umweltmanagementsystems, woraufhin die Ergebnisse in jährlichen Umwelterklärungen veröffentlicht werden. Abschließend begutachtet ein externer Umweltgutachter die Standorte und überprüft die Umwelterklärung. Bei positiver Validierung kann sich das Unternehmen in das EMAS-Register eintragen lassen und das EMAS-Logo verwenden.

Das Umwelt-Audit steht an der Schnittstelle von unternehmerischer Selbstregulierung – in Form der betrieblichen Ausgestaltung des Managementsystems – und hierarchischen Steuerungselementen, v.a. in Form der externen Erfolgskontrolle. Gleichmaßen ‚hybrid‘ ist die institutionelle Verankerung: Das von der Wirtschaft gewünschte Selbstverwaltungsmodell, demzufolge die GutachterInnen durch eine

---

<sup>193</sup> Eine Umfrage des Umweltgutachterausschusses unter 465 auditierten Betrieben ergab, dass sich in 89% der Unternehmen die Erwartungen bezüglich einer Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes und in immerhin 46% bezüglich der Kosteneinsparungen erfüllten (BT-Drs. 13/8582).

<sup>194</sup> Verordnung 93/1836/EWG des Rates vom 29. Juni 1993 über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung.

(industriennahe) Gesellschaft zugelassen und die Betriebsstandorte durch IHKs und Handwerkskammern registriert werden, wurde um eine staatliche Komponente ergänzt. Die AuditorInnen werden zwar von der privatwirtschaftlichen „DAU“<sup>195</sup> zugelassen und überwacht, entstammen jedoch einem Pool, den ein öffentlich-rechtliches Gremium, der Umweltgutachterausschuss (UGA) beim BMU, zusammenstellt. Diesen Kompromiss konnten Umweltverbände erzwingen, die eine laxere Überprüfung und die Umwandlung des Öko-Audit in ein reines Marketinginstrument befürchteten.<sup>196</sup>

Für die Frage nach der Steuerungswirkung interessiert der Umweltnutzen von Öko-Audits und die Beteiligung der Unternehmen. Untersuchungen zufolge führt das EMAS-System auf Betriebsebene zu erheblichen positiven Umwelteffekten, und zwar gerade über die rechtlich durchsetzbaren Verpflichtungen hinaus (Steger et al. 1998). In Bezug auf die Akzeptanz des Instruments nimmt Deutschland mit knapp 2 400 registrierten Betriebsstandorten (Ende 2002) und zwei Dritteln aller Registrierungen die Spitzenposition in Europa ein. Doch die Zahl der registrierten Betriebe bewegt sich im Vergleich zu der der validierungsfähigen immer noch im Promillebereich. Nach 2001 ist sie sogar gesunken.<sup>197</sup> Eine Ursache dieser Entwicklung ist die Konkurrenz durch das Zertifizierungssystem für betriebliches Umweltmanagement ISO 14000, das materiell geringere Anforderungen stellt als EMAS und das deutlich an Zulauf gewinnt (Bültmann/Wätzold 1999: 36). Die Attraktivität einer EMAS-Zertifizierung soll nun erhöht werden, indem auditierte Unternehmen bei der Vergabe öffentlicher Aufträge bevorzugt werden dürfen. Eine weitere Privilegierung besteht in immissionsschutz- und abfallrechtlichen Vollzugserleichterungen (Schmidt-Preuß 2001: 323f).<sup>198</sup> Diese Maßnahme ist nicht unumstritten: KritikerInnen befürchten, dass das Umwelt-Audit-System ad absurdum geführt wird, wenn Organisa-

---

<sup>195</sup> Deutsche Akkreditierungs- und Zulassungsgesellschaft für Umweltgutachter mbH.

<sup>196</sup> Vgl. Schmidt-Preuß (2001: 321ff), Héritier (1997: 199), Cremer/Fisahn (1997: 62). Im Umweltgutachterausschuss, der auch die Richtlinien für die Zulassungs- und Aufsichtsverfahren festlegt, sind Unternehmensinteressen allerdings überrepräsentiert. Ein Selbstverwaltungsmodell kann zu einem Pyrrhussieg werden, wenn unter solchen Verzerrungen die Seriosität des Audits leidet. Die Umweltverbände hatten sich für das unabhängige UBA als Kontrollgremium ausgesprochen.

<sup>197</sup> Die Zahlen entstammen der Website der Gemeinschaftsinitiative „emas-logo“ unter <<http://www.emas-logo.de/Teilnehmer/teilnehmer.html>> (letzter Zugriff: August 2003). Die Betriebszahlen gingen 2002 (erstmalig) um 11 Prozentpunkte gegenüber 2001 zurück.

<sup>198</sup> Vgl. die Verordnung über immissionsschutz- und abfallrechtliche Überwachungserleichterungen für nach der Verordnung (EG) Nr. 761/2001 registrierte Standorte und Organisationen (EMAS-Privilegierungsverordnung) sowie den durch das Artikelgesetz eingeführten § 58 e BImSchG.

tionen, die mit dem EMAS-Zertifikat eigentlich für zusätzlichen Umweltschutz ausgezeichnet werden, durch ordnungsrechtliche Erleichterungen faktisch weniger tun müssen als andere (SRU 2002: Rn. 233ff, Koch/Prall 2002: 667).

### 6.3.5 Betriebliche Umweltschutzbeauftragte

Eine weitere Form der staatlichen Rahmensetzung für betrieblichen Umweltschutz stellen Umweltschutzbeauftragte – konkret: Betriebsbeauftragte für Immissionsschutz, für Abfall, biologische Sicherheit etc. – dar. Anders als beim Öko-Audit handelt es sich allerdings nicht um ein freiwilliges Instrument, sondern um eine Organisationspflicht. Solche im Unternehmen tätigen oder externen Fachkräfte sind im Immissionsschutz<sup>199</sup> und Gewässerschutz,<sup>200</sup> im Kreislaufwirtschafts- und Abfallrecht<sup>201</sup> sowie im Strahlenschutz<sup>202</sup> und Gentechnikrecht<sup>203</sup> gesetzlich vorgeschrieben. Die Funktionen, Pflichten und Rechte der Betriebsbeauftragten variieren in den verschiedenen Rechtsbereichen.

Umweltschutzbeauftragte sollen im Betrieb die Einhaltung von Umweltvorschriften überwachen und Produkte bzw. Verfahren auf ihre Umweltverträglichkeit überprüfen (Kontrollfunktion). Aus ihrer Kenntnis innerbetrieblicher Abläufe sollen sie auf Mängel hinweisen (Informationsfunktion), sich um deren Lösung und generell um die Entwicklung umweltfreundlicher Verfahren und Erzeugnisse bemühen (Innovationsfunktion). Und schließlich sollen sie Kontakte zu Behörden und Stakeholdern pflegen (Repräsentationsfunktion) (Hagenah 1996: 508). Bei groben Verstößen gegen ihre Pflichten können bestimmte Betriebsbeauftragte im Abfall- und Immissionsschutzrecht wegen Beihilfe zu einer Umweltstraftat auch strafrechtlich verfolgt werden (§ 14 Abs. 2 StGB, vgl. Kloepfer/Vierhaus 2002: Rn. 61f). Einen relativ unabhängigen Status haben Umweltbeauftragte durch ein Benachteiligungsverbot, einen besonderen Kündigungsschutz und ein Vortragsrecht gegenüber der Geschäftsführung, wenn es zu Meinungsverschiedenheiten mit der Betriebsleitung kommt. Eine Ablehnung ihrer Vorschläge durch die Geschäftsführung muss begründet werden. Über eine beratende Funktion hinaus hat unter den Betriebsbeauftragten allerdings lediglich der/die Strahlenschutzbeauftragte eigene Entscheidungs-

---

<sup>199</sup> §§ 53ff BImSchG, 5. BImSchV (Immissionsschutzbeauftragter) sowie §§ 58a ff BImSchG und 12. BImSchV (Störfallbeauftragter).

<sup>200</sup> § 21a-g WHG.

<sup>201</sup> § 54f KrW-/AbfG.

<sup>202</sup> § 31ff StrlSchV, §§ 13 RöV.

<sup>203</sup> § 6 GenTG, § 16 GenTSV.

befugnisse – und auch er/sie muss sich bei Meinungsverschiedenheiten letztlich dem Betreiber fügen. Im Zusammenhang mit dem Öko-Audit gewinnen Umweltbeauftragte aber auch ohne Weisungsbefugnisse eine höhere Bedeutung, da die Zertifizierung an ihnen scheitern kann.

Einen Konsens darüber, ob die Institutionalisierung von Betriebsbeauftragten zu ausreichenden ökologischen Verhaltensänderungen der Unternehmen geführt hat, gibt es trotz umfassenden empirischen Materials nicht. Hinsichtlich seiner Kontrollfunktion wird der Umweltschutzbeauftragte zwar als wirksam eingestuft, hinsichtlich der Innovationsfunktion – der Optimierung des betrieblichen Umweltschutzes – bleibt das Instrument bislang jedoch hinter den Erwartungen des Gesetzgebers zurück. Reformvorschläge zielen deshalb in zwei Richtungen:

„einmal wird die Institutionalisierung des betrieblichen Umweltschutzes auch auf der [strategisch bedeutsamen] Ebene des Geschäftsleitung (...) [durch einen sog. Umweltschutzdirektor, Anm. d. V.], gefordert; zum anderen wird vorgeschlagen, die Kompetenzen des Betriebsbeauftragten für Umweltschutz denen des Strahlenschutzbeauftragten anzugleichen“ (Kloepfer et al. 1990: 381f).

Der 1999/2000 gescheiterte Entwurf eines Umweltgesetzbuches sah außerdem die einheitliche Einrichtung eines/einer Umweltbeauftragten vor, der – in Abkehr von der derzeit medien-, stoff-, anlagen- oder schutzorientierten Funktion des/der Beauftragten – grundsätzlich für alle Fragen des betrieblichen Umweltschutzes zuständig sein sollte. Weitere geplante Verbesserungen betrafen die Rechtsstellung des Beauftragten gegenüber den Umweltbehörden und die Auskunftspflicht. Er oder sie sollte jedoch keine eigenen Entscheidungsbefugnisse haben (§§ 155ff UGB-KomE).

### **6.3.6 Kommunikative Instrumente**

Kommunikative oder wissensbasierte Instrumente dienen dazu, unterschiedliche umweltrelevante Daten offen zu legen und ökologische Zusammenhänge zu veranschaulichen. Solche Daten können Kennziffern zur Nitratbelastung des Grundwassers sein, Umweltpläne der Verwaltung, betriebsbezogene Emissionswerte oder Unterrichtsmaterialien. Sie sollen bewusste Verbraucherentscheidungen ermöglichen und zur langfristigen Ausprägung ökologischer Verhaltensweisen beitragen. Teilweise haben sie zugleich die Funktion, innerhalb des politisch-administrativen Systems Kontrolle über umweltrelevante Verwaltungsentscheidungen zu ermöglichen. Unter die kommunikativen Instrumenten fallen Umweltzeichen, Analyseinstrumente wie Ökobilanzen, Maßnahmen der Verbraucherinformation, der betrieblichen Umweltkommunikation und Umweltbildung ebenso wie behördliche Umweltinformationen oder die Umweltökonomische Gesamtrechnung (UGR).

*Umweltzeichen* sind freiwillige Wareninformationen oder Produktkennzeichnungen. Sie zeichnen vergleichsweise umweltfreundliche Produkte und Dienstleistungen aus, um so umweltfreundliches Verbraucherverhalten durch Information zu fördern. Der Kauf eines gekennzeichneten Produkts verschafft den KäuferInnen ideelle oder Prestige-Vorteile, zum Teil auch materielle Vorteile wie die Minderung von Gesundheitsschäden. Hersteller- oder AnbieterInnen soll durch diesen Anreiz ein Vorteil im Wettbewerb mit umweltbelastenden Produkten verschafft werden. Umweltzeichen werden von staatlichen Stellen, öffentlich-rechtlichen Institutionen oder von Verbänden vergeben, die die Produkte auf Antrag einem Anerkennungsverfahren unterziehen. Die Lenkungswirkung von Umweltzeichen wird eingeschränkt, wenn ein Zeichen nicht ausreichend bekannt (gemacht) wird, wenn Zweifel an seiner Glaubwürdigkeit bestehen (z.B. wegen der Laxheit inhaltlicher Kriterien oder externer Kontrollen) oder wenn konkurrierende Labels zu Intransparenz führen. Das bekannteste deutsche Umweltzeichen ist der ‚Blaue Engel‘, der vom Umweltbundesamt und weiteren Institutionen vergeben wird. Das Label kennzeichnet nicht die ‘absolute’ Umweltfreundlichkeit eines Produktes, sondern besagt lediglich, dass dieses Produkt ökologischer ist als vergleichbare Güter. Der Blaue Engel zeichnet rund 4.000 Produkte und neuerdings auch Dienstleistungen aus und verfügt über einen relativ hohen Bekanntheitsgrad in der deutschen Bevölkerung (BMU 2002: 27). Im Laufe seiner über 20-jährigen Geschichte wurden die dem Umweltzeichen zugrundegelegten Kriterien immer anspruchsvoller (Rubik et al. 2000: 55). Deutsche ProduzentInnen können auch die Auszeichnung durch das EU-Umweltzeichen ‚Europäische Blume‘ beantragen, dessen Vergabekriterien jedoch weniger streng sind. Neu eingeführt wurde in Deutschland im Jahr 2001 ein staatliches, auf den Bestimmungen der EG-Öko-Verordnung basierendes Bio-Siegel für biologisch erzeugte landwirtschaftliche Produkte und Lebensmittel.<sup>204</sup> Da das Bio-Siegel weder die z.T. strikteren Verbandszeichen der Öko-Anbauverbände (Demeter, Bioland etc.) noch die Eigenmarken von Handel und Herstellern ersetzt, beendet es nicht die bestehende Label-Vielfalt. Das von Staat, Anbauverbänden und Handel gemeinsam entwickelte Zeichen erhöht jedoch die Chance, dass möglichst viele Bio-Lebensmittel an einem einheitlichen Merkmal erkennbar sind, weil es zusätzlich zu den existierenden Zeichen eingesetzt werden kann. Mitte 2003 trugen über 8.200 Produkte das Bio-Siegel.

Ein weiteres Instrument, mit dem KonsumentInnen produktbezogen und punktuell aufgeklärt bzw. beeinflusst werden sollen, sind *Verbraucherinformationen*. Darunter werden Informationen über Produkte und Dienstleistungen verstanden, konkret

---

<sup>204</sup> Gesetzliche Grundlage ist das Öko-Kennzeichengesetz vom 10. 12. 01 (BGBl. I 2001, S. 3441).

über deren Herkunft, Herstellung, Beschaffenheit und Verwendung, über die mit ihnen verbundenen Gefahren oder über Maßnahmen des Verbraucherschutzes (BT-Drs. 14/8738: 5). Auch solche Informationen verbessern das Funktionieren der Märkte, indem sie strukturelle Informationsasymmetrien beheben und KäuferInnen unabhängig vom Firmeninteresse Entscheidungshilfen liefern. Sie erleichtern Qualitätsvergleiche und die Berücksichtigung von ökologischen Produktionsstandards bei der Kaufentscheidung. Im deutschen Recht existieren vielfältige Bestimmungen über Elemente der Verbraucherinformation sowie wettbewerbsrechtliche Regeln gegen irreführende Werbung und Vorschriften über Produktinformationen. Letztere umfassen insbesondere Kennzeichnungspflichten,<sup>205</sup> Qualitätsvorschriften wie Mindeststandards, Grenzwerte oder Zulassungsvorschriften. In den vergangenen Jahren wurde die klassische Verbraucherpolitik zunehmend um ökologische Aspekte ergänzt (Rubik et al. 2000: 55). Für eine behördliche Informationstätigkeit, die sich ganz allgemein auf umweltrelevante Eigenschaften von Produkten und Dienstleistungen bezieht, fehlt jedoch nach herrschender Meinung bislang die Rechtsgrundlage: Weil Informationen, die (beabsichtigt) zu einem Absatzrückgang von Produkten führen, einen Eingriff in die grundrechtlich geschützte Berufs- oder Wettbewerbsfreiheit der AnbieterInnen (Art. 12, 14 GG), darstellen, bedarf es hierzu einer gesetzlichen Basis. Mit dem Verbraucherinformationsgesetz (VerbIG) sollte eine systematische Grundlage für Transparenz zunächst im Bereich Lebensmittel und Bedarfsgegenstände, und perspektivisch auch für weitere Produkte und Dienstleistungen geschaffen werden. Das VerbIG scheiterte 2002 am Widerstand der Opposition im Bundesrat. Es sollte – entgegen dem bislang dominierenden Grundsatz des Aktengeheimnisses und der Vertraulichkeit der Verwaltung – VerbraucherInnen Zugang zu Informationen schaffen, die bei Behörden vorliegenden. Darüber hinaus hätte es Behörden das Recht eingeräumt, aktiv und unter Nennung des Produkts oder Herstellers über konkrete Vorkommnisse zu unterrichten; ein Auskunftsanspruch von BürgerInnen gegenüber privaten Unternehmen war allerdings auch im VerbIG-Entwurf nicht vorgesehen.

Eine Reihe *ökologischer Analyse- und Bewertungsinstrumente* im produktbezogenen Umweltschutz besitzen eine starke kommunikative Funktion. Sie dienen teilweise weniger der Konsumenten- als der Produzenten- und Politikberatung. Das bekannteste dieser freiwilligen Instrumente ist die *Ökobilanz* (engl. *Life Cycle Assessment/LCA*). Dabei handelt es sich um eine medienübergreifende Untersuchung und

---

<sup>205</sup> Z.B. die Verbrauchskennzeichnung von Kraftfahrzeugen; diskutiert werden auch die offene Deklaration von Futtermittelbestandteilen, Informationspflichten in Bezug auf die chemische Zusammensetzung von Produkten und ein Herkunftsnachweis von Strom.

Bewertung der Stoff- und Energieumsätze sowie der damit verbundenen Belastungen entlang des gesamten Lebenswegs eines Produktes – von der Rohstoffentnahme bis zur Rückführung als Abfall bzw. Schadstoffemission. Durchgeführt werden Ökobilanzen hauptsächlich von Industrieunternehmen zur Produktoptimierung oder zu Werbezwecken. Sie werden aber auch von Umwelt- und Verbraucherverbänden zur Produktinformation und von staatlichen Stellen als Grundlage umweltpolitischer Entscheidungen eingesetzt (vgl. UBA 1997). Ökobilanzen sind nach unterschiedlichen Methoden standardisiert (UBA-Methode oder ISO 14040) und umfassen im wesentlichen vier Schritte: Auf die Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens folgt die Sachbilanz, in der sämtliche Umweltauswirkungen eines Produktes bzw. einer Produktionsweise erfasst werden; in der Wirkungsanalyse werden diese bilanziert und bewertet. Es folgt eine Auswertung bzw. Optimierungsanalyse. Die methodische Schwierigkeit bei Ökobilanzen liegt darin, unterschiedliche Umweltwirkungen, also z.B. Wasserverschmutzung, Kohlendioxidausstoß oder Bodenversiegelung vergleichbar zu machen, zu aggregieren und zu bewerten. Erst durch diese Komplexitätsreduktion wird Wissen so verdichtet, dass es als Grundlage für Entscheidungen dienen kann. Verwandte Untersuchungsinstrumente sind Produktlinien-, MIPS- oder Stoffstromanalysen. *Produktlinienanalysen* betrachten wie Ökobilanzen den gesamten Lebensweg eines Produktes, beziehen aber neben ökologischen auch soziale und ökonomische Aspekte in eine integrierte Bewertung ein. In die Evaluation werden außerdem wichtige gesellschaftliche Gruppen einbezogen (Grießhammer et al. 1997). Beim *MIPS-Konzept* („Material-Intensität pro Serviceeinheit“) wird die eingesetzte Materialmenge über den gesamten Lebensweg ermittelt und auf den Nutzen des Produktes bezogen, der zu einer so genannten Serviceeinheit zusammengefasst wird (Schmidt-Bleek 1995). *Stoffstromanalysen* beziehen sich nicht immer auf Produkte, sondern auch auf Stoffgruppen, Branchen oder Regionen. Wie Ökobilanzen sind sie medien- und produktlinienübergreifend, legen jedoch meist übergreifende Indikatoren (Treibhausgase, Ressourcen, Fläche etc.) zugrunde und bilden statt einzelner Güter ganze Bedürfnisfelder ab (Enquete-Kommission 1993). Sie dienen daher weniger der Verbraucher- und Produzenteninformation, sondern werden häufig für planerische Entscheidungen eingesetzt.

*Betriebliche Umweltkommunikation und Berichtspflichten* tragen zur Offenlegung umweltrelevanter Unternehmensdaten bei. Sie können ähnlich wie produktbezogene Informationen die Kaufentscheidung von KonsumentInnen und ggf. das Handeln von Investoren und Abnehmerindustrien beeinflussen. Vor allem große Unterneh-

men geben auf freiwilliger Basis *Umwelt- oder Nachhaltigkeitsberichte* heraus,<sup>206</sup> mit denen sie Stakeholder (KundInnen, Banken, Behörden, Zulieferfirmen etc.) und Shareholder (AktienbesitzerInnen) über ihre Umweltaktivitäten unterrichten. Die Informationen beziehen sich auf Produkte, Anlagen oder Herstellungsprozesse, z.T. auch auf soziale und ökonomische Leistungen (*triple bottom line reporting*). Die Motivation von Unternehmen geht dabei oft über produkt- und firmenbezogenes Marketing hinaus; Umweltkommunikation wird auch als Mittel eingesetzt, der allgemeinen Vertrauens- und Akzeptanzkrise von Unternehmen als Verschmutzungsakteuren entgegenzuwirken. Seit Beginn der 90er Jahre stieg die Umweltberichterstattung in Deutschland rasant an: 1999 setzten bereits rund 220 Unternehmen das Instrument ein, darunter die Mehrzahl der Großunternehmen (Loew/Fichtner 1999). Zunehmend nutzen die Firmen dabei einheitliche Berichtstandards wie die der Global Reporting Initiative (GRI 2002). Eine andere Form betrieblicher Umweltinformation findet durch *Umwelterklärungen* statt, die im Rahmen von Öko-Audits von den teilnehmenden Unternehmen verpflichtend veröffentlicht werden müssen (vgl. Kapitel 6.3.4). Anders als ein Umweltbericht wird eine Umwelterklärung einer externen Überprüfung unterzogen. Die in ihrer Zahl ebenfalls während der 1990er exponentiell angestiegenen Umwelterklärungen – 1999 waren es 2300 (Loew/ Fichtner 1999) – werden von den meisten Betrieben aktiv für die Umweltkommunikation eingesetzt, denn sie können jenseits ihrer Funktion in der Auditierung als Marketing-Instrument für ökologische Produkte oder Produktion genutzt werden. Ein weiteres, gleichfalls gesetzliches Instrument der Unternehmensberichterstattung sind *Schadstoffemissions- und Transferregister*, in denen betriebliche Emissionsdaten veröffentlicht werden. Eine entsprechende Berichtspflicht existiert seit 2003 für bestimmte europäische Industrieanlagen.<sup>207</sup> Die EU-Mitgliedsstaaten leiten die Daten über die Schadstoffeinträge dieser Anlagen in Luft, Gewässer und öffentliche Kanalisation an die Europäische Kommission weiter, die die Informationen im Europäischen Schadstoffemissionsregister (EPER) veröffentlicht.<sup>208</sup> Das Instrument kann ökologisch steuern, wenn die Umweltleistung der Unternehmen für KundInnen transparent und bei entsprechenden Präferenzen zu einem Wettbewerbsfaktor wird.

---

<sup>206</sup> Anders als in Deutschland existieren jedoch beispielsweise in den Niederlanden und Dänemark rechtliche Verpflichtungen zur Erstellung von Umweltberichten.

<sup>207</sup> Die rechtliche Grundlage bildet § 15 (3) der Richtlinie 96/61/EG über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie).

<sup>208</sup> Parallel dazu wurde 2003 ein internationales ‚Pollutant Release and Transfer Register‘ (PRTR) als Protokoll zur Aarhus-Konvention geschaffen. Das Register berücksichtigt neben betrieblichen Schadstoffemissionen auch Abfalltransfers und Schadstofftransfers über Produkte.

Staatliche *Umweltberatung* dient der Aufklärung von VerbraucherInnen und ProduzentInnen. Sie ist oft themenspezifisch, d.h. im Unterschied zu Verbraucherinformationen produktübergreifend angelegt und soll kurz- bis mittelfristig eine Wirkung im Hinblick auf Umweltverhalten entfalten. Fachinformationen werden durch staatlich finanzierte Informationsstellen oder Tagungen, Publikationen etc. verbreitet.

Um langfristige Konsummuster und Verhaltensweisen zu beeinflussen, sind Instrumente nötig, die nicht erst an der konkreten Kaufentscheidung, sondern früher und umfassender ansetzen. Ein solches Instrument ist die *Umweltbildung*. Sie soll ökologische und umweltökonomische Zusammenhänge verdeutlichen, deren Verständnis Voraussetzung für die Ausprägung von Umweltbewusstsein ist (Beyersdorf et al. 1998). Der Staat steuert indirekt, indem er gemeinsam mit Umweltverbänden, Wissenschaft, Sozialpartnern oder Kirchen Bildungsmaßnahmen anstößt und koordiniert. Steuerungserfolge sind bei diesem Instrumentarium nur schwer abschätzbar. Die Bundesrepublik hat sich 1992 auf der Umweltkonferenz von Rio dazu verpflichtet, Umweltbildung am Leitbild der nachhaltigen Entwicklung auszurichten (BT-Drs. 13/10735: 47ff). Erreicht werden soll dies über die Ökologisierung von Lehr- und Ausbildungsplänen, über spezielle Studiengänge, Umweltforschung oder das Freiwillige Ökologische Jahr (seit 1993). Vermehrt wurden Bildungsinstitutionen wie die Landesschulzentren für Umwelterziehung oder Umweltakademien eingerichtet. Im Rahmen des GLOBE-Programms<sup>209</sup> unterstützt die Bundesregierung die international angelegte „Bildung für eine nachhaltige Entwicklung“ (Bundesregierung 2002b).

Weniger unter dem Gesichtspunkt der Aufklärung, denn unter dem Aspekt der politischen Teilhabe und Kontrolle wird der Zugang zu *Umweltinformationen* diskutiert. Denn:

„Notwendige Voraussetzung für eine Beteiligung von Bürgerinnen und Bürgern an umweltrelevanten Verfahren bzw. für die Möglichkeit der Einflußnahme auf umweltrelevante Entscheidungen generell ist der ungehinderte Zugang zu Umweltinformationen.“ (Öko-Institut 1996: 109).

Bei Umweltinformationen handelt es sich zum einen um aggregierte Daten zu Umweltbelastungen, d.h. zu deren Umfang, Quellen und Auswirkungen. Diese von der Umweltverwaltung erhobenen Daten werden im Rahmen der Umweltberichterstattung publiziert<sup>210</sup> bzw. können seit 1994 von Bürgern und Bürgerinnen bei den Be-

---

<sup>209</sup> „Global Learning and Observations to Benefit the Environment“

<sup>210</sup> So legt die Bundesregierung alle einen ‚Umweltbericht‘ des BMU vor, in dem eine Bilanz der umweltpolitischen Maßnahmen der Regierung gezogen wird. Das UBA veröffentlicht jährlich ein Kompendium ‚Daten zur Umwelt‘, das Bundesamt für Naturschutz die ‚Daten zur Natur‘ und das

hörden eingesehen werden (§ 4 Umweltinformationsgesetz/UIG). Zum anderen handelt es sich bei Umweltinformationen nach der Definition des § 3 Abs. 2 UIG auch um Tätigkeiten und Programme zum Schutz der Umwelt. Mit diesen Informationen erhalten BürgerInnen grundsätzlich auch die Möglichkeit, Einsicht in die behördliche Umweltschutzplanung zu nehmen. Die Kodifizierung des Umweltinformationsanspruchs ist eine Form von prozeduraler bzw. Kontextsteuerung. Sie erleichtert es Öffentlichkeit und Umweltverbänden, die Verwaltung bei der Umsetzung von materiellem Umweltrecht zu kontrollieren. Die Bewertungen des zunächst als wesentlicher Fortschritt begrüßten UIG bewegen sich heute zwischen Euphorie und Skepsis. Als Implementationsschwierigkeit erwies sich die unbefriedigende Kenntnis und Anwendung seitens der Verwaltung (Cremer/Fisahn 1997: 60f). Die Wirksamkeit des UIG wurde anfangs durch einige weitere Faktoren eingeschränkt: Bis 2001 war die Auskunftserteilung mit hohen Gebühren belegt und Informationen wurden nicht erteilt, wenn ein Verwaltungsverfahren anhängig war. Noch immer bezieht sich das novellierte Gesetz nur auf klassische Umweltbehörden (nicht auf Verkehrs-, Baubehörden etc.). Der Zugang zu Umweltinformationen wird allerdings durch die auf der Aarhus-Konvention basierende EG-Umweltinformationsrichtlinie<sup>211</sup> von 2003 erleichtert, die Deutschland bis 2005 umsetzen muss. Die Richtlinie erweitert nicht nur den Begriff der Umweltinformation,<sup>212</sup> sie verpflichtet darüber hinaus alle Behörden – und verstärkt auch bestimmte private Stellen – auf Herausgabe von Umweltinformationen.

Ähnlich wie die Umweltberichterstattung soll eine ökologisierte Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung die ökologische Entwicklung einer Gesellschaft transparenter und besser bewertbar machen. Die Idee einer *Umweltökonomischen Gesamtrechnung* (UGR) fußt auf der Erkenntnis, dass Naturzerstörung in die herkömmlichen Wohlfahrtsindikatoren wie das Bruttosozialprodukt kaum eingeht, und gegebenenfalls sogar als Wohlfahrtssteigerung verrechnet wird. Der Grund hierfür ist, dass ökologische Folgekosten meist als externe Kosten nicht auftauchen, während ‚Reparaturleistungen‘ an der Natur wie andere Güter und Dienstleistungen positiv angerechnet werden. Eine UGR soll Veränderungen im ‚Naturvermögen‘, die durch ökonomische

---

Bundesamt für Strahlenschutz den *Strahlenschutzbericht*. Hinzu kommen die Berichterstattungen im Rahmen der UNO, der EU – seit 1994 existiert hierfür eine Europäische Umweltagentur –, und die Umweltprüfberichte der OECD (z.B. OECD 2001a).

<sup>211</sup> Richtlinie 2003/4/EG über den Zugang der Öffentlichkeit zu Umweltinformationen und zur Aufhebung der Richtlinie 90/313/EWG des Rates, ABl. L 41 vom 14. 02. 2003, S. 26.

<sup>212</sup> Künftig gelten auch der Zustand der menschlichen Gesundheit und Sicherheit sowie Kontaminationen der Lebensmittelkette als Umweltinformationen, sofern sie von Umwelteinflüssen oder -maßnahmen betroffen sind.

Tätigkeiten verursacht werden, statistisch erfassen und damit das Wissen über Umweltverschmutzung und -zerstörung verbessern. Wie andere statistische Kennzahlen sollen die UGR-Daten die Wissensbasis für politische Entscheidungen verbessern; eine unmittelbare Steuerungswirkung ist ihnen nicht zuzuschreiben. Das Statistische Bundesamt begann 1989 mit dem Aufbau einer UGR in Deutschland. Diese Arbeit wird von einem wissenschaftlichen Beirat des BMU und einem Begleitkreis aus Umweltverbänden, WirtschaftsvertreterInnen und Gewerkschaften unterstützt. Inzwischen wird ein Modell erprobt, dessen Datenbasis laufend erweitert wird. Die UGR-Eckdaten werden jährlich veröffentlicht (BT-Drs. 13/10735: 42f, BT-Drs. 13/4435). In seinem Gutachten 2001 stellte der Beirat Umweltökonomische Gesamtrechnung fest, dass der Umweltverbrauch in Deutschland in den 1990er Jahren bei steigendem Wirtschaftswachstum insgesamt gesunken ist.

### 6.3.7 Integrierte Produktpolitik

Integrierte Produktpolitik (IPP) ist kein einzelnes umweltpolitisches Instrument. Vielmehr handelt es sich um einen prozeduralen bzw. Querschnittsansatz, der mehrere (zum Teil bereits dargestellte) Einzelinstrumente mit unterschiedlichen Steuerungseigenschaften zusammenführt. Integrierte Produktpolitik setzt Umweltmedien übergreifend an den ökologischen Eigenschaften von Produkten bzw. Dienstleistungen an. Diese sollen entlang des gesamten Lebenswegs optimiert werden, d.h. von der Ressourcenentnahme über den Herstellungsprozess und die Nutzung hin zur Entsorgung (*„end of life“* statt *„end of pipe“*). Kernstück Integrierter Produktpolitik ist die „Erweiterte Produzentenverantwortung“ (*Extended Producer Responsibility*/EPR), d.h. die Verantwortung des/der ProduzentIn während des gesamten Lebenszyklus' eines Produkts. Sie zielt auf die Internalisierung externer Kosten: Während *Produktion und Transport* sollen z.B. Umweltbelastungen aus Produktionsprozessen besser erfasst bzw. vermieden werden, Produktionsabfälle durch die Festschreibung wirtschaftlicher und rechtlicher Verantwortung umweltgerecht entsorgt werden. In der *Nutzungsphase* kann zivilrechtliche Haftung für gefährliche Produkte externe Umweltkosten internalisieren, und in der *Entsorgungsphase* die wirtschaftliche und/oder physische Verantwortung die Entsorgung von Altprodukten regeln.

Das politische System kann die betrieblichen Produktentscheidungen auf unterschiedlichen Ebenen beeinflussen: im Prozess der Produktinnovation, in der Phase der Produktnutzung und in der Produktentsorgung (Meyer-Rutz 2000: 17). Neben Verbesserungen innerhalb bestehender Produktlebenszyklen strebt IPP auch die Innovation alternativer Produktlebenswege an. Hierfür steht Integrierter Produktpolitik prinzipiell die gesamte Palette der in Kapitel 6 beschriebenen Steuerungsmechanis-

men zur Verfügung (vgl. Rubik et al. 2000). Eine besondere Rolle spielt das Anregen von Akteurskooperationen entlang des Lebenswegs eines Produkts, um ökologische Verbesserungen zu stimulieren und koordinieren.<sup>213</sup>

Deutschland zählt aufgrund seiner Vielfalt an instrumentellen Zugängen zu den Vorreitern einer Integrierten Produktpolitik in Europa. Unter die deutschen IPP-Ansätze fallen z.B. Forschungsförderung im Produktbereich, der Blaue Engel, die Regelung einzelner gefährlicher Stoffe (z.B. Herstellungs-/Anwendungsverbote von DDT, Benzol, Asbest) bzw. verstärkt auch komplexerer Produktgruppen (z.B. Elektrogeräte, Autos, Textilien) inklusive ihrer Nachgebrauchsphase, sowie Regelungen zu Produktinformation und Kreislaufwirtschaft. Noch in den Kinderschuhen stecken Versuche, Güter durch ökologische Dienstleistungen zu ersetzen (Mobilitätsservice statt Autobesitz, Öko-Leasing etc.) und die Abfall- zu einer Stoffstrompolitik zu erweitern (Rubik et al. 2000: 53ff). Die diversen Ansätze einer deutschen IPP werden bisher nicht in ein konzeptionelles Gerüst eingepasst und mit konkreten Zielvorgaben versehen. Impulse für eine IPP kommen in jüngerer Zeit eher von europäischer Ebene.<sup>214</sup>

Die folgenden Abschnitte behandeln Instrumente, die direkt oder indirekt der Selbstregulierung des politisch-administrativen Systems dienen.

### **6.3.8 Staatliche Leitbildsteuerung und Vorrang der Selbstregulierung**

Das Verwaltungsleitbild ‚Aktivierender Staat‘ und die Vorrangsklausel für gesellschaftliche Selbstregulierung, die in der Gemeinsamen Geschäftsordnung der Bundesministerien (GGO) festgeschrieben ist, sind zwar kein ‚harten‘ Instrumente, besitzen aber eine orientierende Funktion für staatliches Handeln. Beides sind Elemente der Staats- und Verwaltungsmodernisierung von 1999/2000.

Das Leitbild des ‚Aktivierenden Staates‘ zielt auf eine „neue Verantwortungsteilung zwischen Staat und Gesellschaft“, die der Selbstregulierung Vorrang vor staatlicher oder hierarchischer Steuerung und Aufgabenübernahme einräumt (Bundesregie-

---

<sup>213</sup> Um z.B. die ökologische Entsorgung eines Elektrogerätes erfolgreich zu regeln, reicht der Verordnungsweg allein nicht aus, da hierfür Verbesserungen sowohl in der Produktentwicklung als auch in Herstellung, Vertrieb und Nutzung nötig sind. In sog. Produkt-Panels lassen sich die Akteure, die an dem Lebensweg einer Produktgruppe beteiligt sind, versammeln, um Maßnahmenpläne und Zielsetzungen kooperativ auszuarbeiten. Dabei können verbandliche Schlüsselakteure mit Gestaltungsmacht (Verbandsmodell) oder ökologische Trendsetter/Innovatoren (Change-Agents-Modell) zusammengebracht werden.

<sup>214</sup> Vgl. Grünbuch Integrierte Produktpolitik von 2001 sowie Europäische Kommission (2003b).

rung 1999: 2; Metzger/West 2000). Fast wortgleich zur Analyse vom Formwandel der Politik (Mayntz 1995) formuliert die Bundesregierung (1999: 2) als normative Anforderung:

„Der Staat ist (...) weniger Entscheider und Produzent, als vielmehr Moderator und Aktivator der gesellschaftlichen Entwicklungen, die er nicht allein bestimmen kann und soll.“

Ein aktivierender Staat soll es seinen Bürgern und Bürgerinnen ermöglichen, auch eigenständig für Interessen der Allgemeinheit zu handeln. Solches Handeln kann einerseits durch Konsumententscheidungen über den Markt, andererseits durch Mitwirkung an staatlichen Entscheidungsprozessen erfolgen. Im Bereich des Umweltschutzes kritisiert der Umweltrat allerdings die bislang unzureichende Umsetzung des Leitbilds: Die deutsche Politik hinkt sowohl im Hinblick auf die Rahmensetzung für ökologische Konsumententscheidungen (d.h. im Bereich der ökologischen Markttransparenz) als auch im Hinblick auf verbesserte Partizipationsmöglichkeiten (d.h. im Bereich der behördlichen Umweltinformation, der Öffentlichkeitsbeteiligung und Klagemöglichkeiten) internationalen Fortschritten hinterher (SRU 2002c: Rn. 72ff).

Basierend auf dem Leitbild des aktivierenden Staates wurde im Jahr 2000 in der GGO-Novelle ein politikfeldübergreifender Vorrang der Selbstregulierung verankert. In der Begründung von Gesetzesvorlagen muss die Bundesregierung darlegen, ob eine Erledigung der betreffenden Aufgabe durch private Träger möglich ist (§ 43 Abs. 1 Nr. 3 GGO). Anhand eines Abwägungskatalogs ist zu prüfen, ob der Gesetzesentwurf Möglichkeiten zur Selbstregulierung eröffnet, denen der Vorzug vor staatlichem Handeln zu geben ist. Ob mit dieser formalen Auflage eine substantielle Änderung der Politik einhergeht, lässt sich zu diesem Zeitpunkt noch nicht feststellen. In der Umweltpolitik erschwert der hohe Anteil umweltpolitischer Initiativen der EU-Ebene eine Bewertung dieser nationalen Selbstverpflichtung.

### 6.3.9 Verbands- und Individualklage

Die so genannte altruistische Verbandsklage und die Individualklage sind prozedurale Instrumente, die zivilgesellschaftlichen Akteuren Verfahrensrechte im Verwaltungsprozess einräumen. Neben ihrer Funktion für den Rechtsschutz sollen sie ausdrücklich dazu beitragen, das Vollzugsdefizit im Umwelt- und Naturschutz präventiv zu verhindern oder abzubauen. Verbands- und Individualklage werden hier deshalb als Instrument der Selbstregulierung des politisch-administrativen Systems (PAS) verstanden, weil das PAS damit gesellschaftlichen Kräften<sup>215</sup> Möglichkeiten der Ein-

---

<sup>215</sup> Politisch aktive Zivilgesellschaft wird in der systemtheoretischen Argumentation als Teil des politisch-administrativen Systems verstanden.

wirkung auf Verwaltungsentscheidungen einräumt, um die eigene Performanz zu verbessern.

Ein Verbandsklagerecht ermöglicht es Umweltverbänden, ein Individualklagerecht betroffenen BürgerInnen, Verwaltungsentscheidungen auf ihre umweltrechtliche Legalität hin überprüfen zu lassen und so Allgemeininteressen rechtlich einzuklagen. Dem liegt die Kritik zugrunde, dass die für umweltrechtliche Belange zuständigen oder Umwelteingriffe genehmigenden Behörden nicht selten rechtswidrige Entscheidungen zu Lasten der Umwelt fällen, dass sie fehlerhaft planen und abwägen oder bei Umweltbelastungen Dritter sogar gänzlich untätig bleiben (Bizer et al. 1990: 27). Die potenzielle Einklagbarkeit von Umweltschutzinteressen kann nach Meinung des SRU (1996: Rn. 705) die Politik, Verwaltung und Vorhabenträger dazu veranlassen, Umweltbelange in Rechtsetzung, Planung und Verwaltungsverfahren von vornherein angemessen zu berücksichtigen (vgl. auch Wilrich 2002).

Abweichend von der Rechtskultur vieler anderer Länder herrscht in Deutschland eine restriktive Rechtsschutzkonzeption vor. Sie gewährt Klagemöglichkeiten nur dann, wenn mit einer Verwaltungsentscheidung subjektive Rechte einer Person beeinträchtigt werden. Dies schränkt den Kreis potenzieller KlägerInnen stark ein. Gegen Verschmutzungsformen wie Bodenkontamination, Schadstoffe in Produkten oder unzulässige Abfallbeseitigung kann letztlich niemand Klage erheben. Ein altruistisches Verbandsklagerecht, das die Wahrung objektiven Rechts im Interesse der Allgemeinheit geltend machen kann, gibt es im deutschen Umweltrecht nur im Bereich des Naturschutzes; eine Individualklage existiert nicht.

Nachdem Verbandsklagen im Naturschutz bereits seit längerem auf Landesebene existierten,<sup>216</sup> wurde das jetzt ‚Vereinsklage‘ genannte Recht mit der Novelle des Bundesnaturschutzrechts 2002 erstmals auch auf Bundesebene eingeführt. Damit wurde eine langjährige Forderung von Umwelt- und Naturschutzverbänden erfüllt. Eine Klagemöglichkeit besteht für anerkannte Naturschutzverbände, wie dies auch in den Ländern üblich war, gegen Befreiungen von Ge- und Verboten im Rahmen des § 32 BNatSchG und gegen naturschutzrelevante Planfeststellungsbeschlüsse. Darüber hinaus kann nun auch gegen Plangenehmigungen geklagt werden, soweit diese eine Öffentlichkeitsbeteiligung vorsehen (Art. 61 Abs. 1 und 2 BNatSchG). Der Anwendungsbereich beschränkt sich damit auf einen „aus Bundessicht bedeutsamen Kernbereich“ (BT-Drs. 14/6378: 109); die Forderung nach Ausweitung auf weitere

---

<sup>216</sup> So existiert die Verbandsklage in 13 von 16 Bundesländern; in Mecklenburg-Vorpommern liegt ein Gesetzesentwurf zur Verbandsklage vor, wohingegen Bayern und Baden-Württemberg bislang nicht beabsichtigen, eine Verbandsklage einzuführen (Schmidt/Zschesche 2003: 16).

naturschutzrelevante Planaufstellungsverfahren wie die Bauleitplanung oder auf vorgelagerte Planungen (Raumordnung, Linienbestimmung) wurde nicht aufgegriffen. Allerdings bildet der Einbezug von Plangenehmigungen, die eigentlich einer Verfahrensbeschleunigung dienen, ein Gegengewicht zur Tendenz, Beteiligungsrechte zu kürzen (Seelig/Gündling 2002: 1037). Mit der Einführung der Vereinsklage auf Bundesebene wurden auch die Beteiligungsrechte auf Länderebene ausgeweitet (§ 60 Abs. 2 Satz 1 Nr. 2 BNatSchG).

Um Aussagen über die Bedeutung und Wirkung der Verbandsklage in Deutschland zu machen, lässt sich auf Erfahrungen der Bundesländer zurückgreifen. Mit 118 landesrechtlichen Verbandsklagen zwischen 1996 und 2001 gehört Deutschland zu den Schlusslichtern in Europa (Sadeleer et al. 2003: 8). Die Zahl der Verbandsklagen, von denen sich mehr als die Hälfte auf Planfeststellungsbeschlüsse bezog, entspricht 0,015% aller an Verwaltungsgerichten anhängigen Fälle. Als Ursache für diesen niedrigen Wert lassen sich neben den vergleichsweise engen Anwendungsbereichen in den Landesnaturschutzgesetzen auch die relativ hohen Kosten einer verlorenen Klage ausmachen. Die Quote von 8,2% erfolgreichen bzw. 18,2% teilerfolgreichen Verbandsklagen ist im europäischen Vergleich ebenfalls niedrig.<sup>217</sup> In Bezug auf ihre Wirkung rechtfertigen die Erfahrungen mit der Verbandsklage die Befürchtungen ihrer GegnerInnen nicht (Schmidt/Ziesche 2003: 18, SRU 2002c: Rn. 156): Weder trat die befürchtete Klageflut ein, noch kam es zur Politisierung von Verwaltungsentscheidungen. Vielmehr waren die Klagen überdurchschnittlich oft begründet und betrafen gravierende Rechtsverstöße. Nach der Aarhus-Konvention über den Zugang zu Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren und den Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten, die von Deutschland 1998 unterzeichnet, aber noch nicht ratifiziert wurde, sind Verbandsklagemöglichkeiten in allen Umweltpolitikbereichen zu schaffen, nicht nur im Naturschutz. Der Umweltrat fordert daher extensive Verbandsklagemöglichkeiten, die sich nicht nur auf einzelne Teilgebiete des Umweltrechts und bestimmte Arten von behördlichen Maßnahmen beziehen. Neben behördlichen Unterlassungen sollten sie auch positives Handeln berücksichtigen (SRU 2002c: Rn. 181, SRU 2002b: Rn. 135-143).

---

<sup>217</sup> Sadeleer et al. (2003 : 12f) bieten hierfür zwei Erklärungen: die traditionelle Zögerlichkeit deutscher Gerichte, Verwaltungsakte zu revidieren, und die möglicherweise tatsächlich gestiegene Berücksichtigung von Umweltbelangen durch die Verwaltung.

### 6.3.10 Technikfolgenabschätzung

Technikfolgenabschätzung (TA) macht das Verhältnis von Technik und Gesellschaft zum Gegenstand von wissenschaftlicher Analyse und praktischem Handeln. Sie kann verschiedene Formen reflexiver Technikbewertung und -gestaltung annehmen, und dabei unter anderem als strategischer Ansatz der Politikberatung dienen (Simonis 1999, Petermann 1991). Als solcher soll sie die Informationsgrundlagen über die Entwicklung, Anwendung und soziale Wünschbarkeit von Technik für politische Entscheidungsprozesse verbessern. Technikfolgenabschätzung dient in mehrfacher Hinsicht der Selbstregulierung des politisch-administrativen Systems: Einerseits erhält die Exekutive ein Frühwarnsystem für mögliche Fehlentwicklungen. Andererseits wird die parlamentarische Kontrollfunktion gegenüber der Exekutive gestärkt (Eichener et al. 1991: 3). In ihrer umfassenderen, handlungsorientierten Funktion kann TA schließlich unmittelbar in Technikkonflikten mitteln und zur Gestaltung von nachhaltigen Produktionssystemen und von Akzeptabilitätsnormen beitragen. Dann dient sie nicht nur der staatlichen Selbststeuerung, sondern fungiert als Koordinationsmechanismus zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Subsystemen – Wissenschaft, Wirtschaft, Politik und Zivilgesellschaft – einerseits, und zwischen sozialem und physikalisch-chemischem System andererseits (Zweck 1993: 210ff).

Zweck von TA ist es, die unbeabsichtigten und häufig schwer vorhersehbaren Nebenfolgen von Technologien in der ‚Risikogesellschaft‘ (Beck 1986) präventiv zu erfassen und reflektieren. Allerdings ist die Steuerbarkeit technikbezogenen Handelns im Spannungsfeld von wissenschaftlicher Eigendynamik, wirtschaftlichen Interessen und gesellschaftlicher Nachfrage umstritten – und damit der „Impact“ von TA. Dabei spielen u.a. Bedenken eine Rolle, dass für eine effektive staatliche Techniksteuerung nicht das erforderliche Personal zur Verfügung steht. In der Politikberatung besteht schließlich die Gefahr, dass wissenschaftliche Empfehlungen lediglich selektiv, nach der jeweiligen politischen Opportunität genutzt werden.

Auf die Agenda rückte Technikfolgenabschätzung in der Bundesrepublik ab den 1970ern als Reaktion auf gesellschaftliche Technikkritik und Defizite der Techniksteuerung. Allerdings wurde erst 1990 nach US-Vorbild ein „Büro für Technikfolgenabschätzung“ (TAB) beim Bundestag geschaffen. Seine Aufgaben sind die Frühwarnung, die Beteiligung von Betroffenen und das Erstellen von Bedarfs- und Umsetzungsanalysen sowie von alternativen Gestaltungsoptionen.<sup>218</sup> Von den Bundes-

---

<sup>218</sup> Im Politikfeld Umwelt arbeitete das TAB bislang zu den Themen nachwachsende Rohstoffe, landwirtschaftliche Entwicklungspfade, Wasserstoff als Energieträger, Abfallvermeidung und Hausmüllentsorgung, Umwelttechnik sowie Umwelt und Gesundheit.

ländern hatte Nordrhein-Westfalen bereits 1987 einen Ausschuss „Mensch und Technik“ gebildet, der 1995 aber wegen mangelnder parlamentarischer Akzeptanz aufgelöst wurde. Baden-Württemberg richtete 1992 die „Akademie für Technikfolgenabschätzung“ (AfTA) ein, Sachsen folgte 1996 mit einer Kommission für Technikfolgenabschätzung bei der Sächsischen Akademie der Wissenschaften, und in Rheinland-Pfalz wurde ebenfalls 1996 die Europäische Akademie zur Erforschung von Folgen wissenschaftlich-technischer Entwicklungen gegründet.

Forschung zur TA findet außer in diesen teils sehr umsetzungsorientierten Institutionen auch an Universitäten, in Unternehmen und öffentlichen Forschungseinrichtungen statt (vgl. Mai 2001). Sie wird überwiegend öffentlich finanziert.<sup>219</sup> Quantitativ nimmt die deutsche TA-Forschung mit 1.669 Projekten im Jahr 1999 (1991 waren es noch 598) in Europa eine Spitzenstellung ein (Coenen et al. 1999: 222ff). Im Zentrum der deutschen TA-Forschung steht die Untersuchung von technikbedingten Umweltproblemen. Qualitativ betrachtet lassen sich fünf Idealtypen von TA-Verfahren in Deutschland unterscheiden (Simonis 1999: 18):

- „strategische TA zur Steigerung der Rationalität (Zukunftsverträglichkeit, Reagibilität) staatlicher wie auch unternehmerischer Entscheidungen,
- konstruktive TA zur wirtschafts-, umwelt- und sozialverträglichen Gestaltung konkreter sozio-technischer Systeme,
- parlamentarische TA zur Unterstützung der parlamentarischen Willensbildung und Stärkung der parlamentarischen Handlungsfähigkeit bei technologiepolitischen Entscheidungs- und Kontrollprozessen,
- partizipative TA zur Förderung der gesellschaftlichen Konsensbildung und der Mitgestaltung von Technisierungsprozessen,
- deliberative TA zur „Erfindung“ verallgemeinerungsfähiger technikbezogener Handlungsnormen.“

Verschiedene Entwicklungen deuten darauf hin, dass die Institutionalisierung der Technikfolgenabschätzung mittlerweile ihren Zenit überschritten hat. So wurde 2002 die baden-württembergische AfTA geschlossen, eine vom Forschungsministerium (BMBF) veranlasste Studie empfahl die Rückführung der (quasi-) institutionellen Förderung (Weber et al. 1999) und das BMBF selbst nahm einen Politikwechsel vor: Es modifizierte das Konzept der Technikfolgenabschätzung zur „Innovations- und Technikanalyse“ (ITA). Diese ist stärker auf Innovationsförderung ausgerichtet und auf das Ziel, „den gewollten technologischen Fortschritt gesellschaftlich zu bewältigen“ (Brüntink 2001: 8).

---

<sup>219</sup> Angaben über das Fördervolumen bewegen sich zwischen 1,1 Mio. Euro für interdisziplinäre Folgenreflexion und 55 Mio. Euro für technikbegleitende Forschungsprojekte allgemein (Weber et al. 1999: 36).

### 6.3.11 Umweltplanung

Umweltplanung gilt als Instrument „zweiter Ordnung“ (Lübbe-Wolff 2001: 493). Sie stellt den Rahmen zur Steuerung umweltpolitischer Instrumente dar und dient der Abstimmung unterschiedlicher Zielsetzungen. Der Planungsgedanke baut auf dem Vorsorgeprinzip auf. Im folgenden werden verschiedene Planungsinstrumente vorgestellt, die zum Teil rechtlich kodifiziert sind, zum Teil politisch-strategische Werkzeuge darstellen.

Im deutschen Planungsrecht gibt es bislang keine umfassende Umweltplanung. Es existieren jedoch eine raumbezogene Gesamt- bzw. Rahmenplanung, umweltspezifische und umweltrelevante Fachplanungen (vgl. Tabelle 8).

Die *Gesamtplanung* umfasst einerseits Instrumente der überörtlichen Raumordnung (Raumordnungspläne und -verfahren), andererseits solche der örtlichen Bauleitplanung, die wiederum Flächennutzungs-, Bebauungspläne, Vorhaben- und Erschließungspläne umfasst. Ohne spezifische Umweltzielstellung, sondern fach- und projektübergreifend koordiniert die Gesamtplanung alle in einem Raum auftretenden, teilweise konfligierenden fachlichen Angelegenheiten. Dem ROG liegt inzwischen ein in seiner ökologischen Dimension sehr weitreichendes Leitbild nachhaltiger Raumentwicklung zugrunde (§ 1 Abs. 2, § 2 Abs. 2 ROG). Es berücksichtigt die Sicherung eines funktionsfähigen Naturhaushalts ebenso wie eine großräumige Freiraumstruktur und den Natur- und Landschaftsschutz. Die Ziele und Grundsätze werden allerdings in den Landesentwicklungsplänen und -programmen der Bundesländer in sehr unterschiedlichem Maße konkretisiert und verbindlich gemacht (Herrmann 2002: 538). Die Bauleitplanung soll nach § 1 Abs. 5 BauGB eine nachhaltige städtebauliche Entwicklung gewährleisten, eine menschenwürdige Umwelt sichern und die natürlichen Lebensgrundlagen schützen. Grundsätzlich gilt in der Gesamtplanung jedoch, dass Umweltschutz nur einer unter verschiedenen Belangen ist, die gegeneinander abgewogen werden. Dessen ungeachtet trifft die Gesamtplanung auch konkrete Regelungen zum Schutz der Umwelt, beispielsweise durch die Flächenausweisung zum Schutz, der Pflege und Entwicklung von Landschaft und Natur im Flächennutzungsplan.

Die *umweltspezifische Fachplanung* zielt explizit auf den Schutz der Umwelt. Sie ist sektoral angelegt und bündelt staatliche Maßnahmen zur Förderung eines bestimmten Umweltziels. Die Grundlage stellen Fachpläne dar, wie z.B. Abfallwirtschaftspläne, wasserwirtschaftliche Rahmenpläne, Lärminderungs- und Luftreinhaltepläne. Ein weiteres Instrument ist die Ausweisung von Schutzgebieten im Natur-, Wasser- oder Immissionsschutz. In den Schutzgebieten gelten zur Erreichung des jeweiligen Schutzzwecks meist verschiedene Unterlassungs-, Duldungs- und Leistungspflichten.

Tabelle 8: Elemente umweltrelevanter Planung

Nationale Umweltplanung	Gesamtplanung	Fachplanung	
<p><b>Nachhaltigkeitsstrategie</b> (Bundesregierung 2002a)</p> <p>Bereiche und Indikatoren:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Generationengerechtigkeit:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>- Ressourcen</li> <li>- Klima</li> <li>- Ern. Energien</li> <li>- Flächennutzung</li> <li>- Artenvielfalt</li> </ul> </li> <li>▪ Lebensqualität:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>- Mobilität</li> <li>- Ernährung</li> <li>- Luft</li> </ul> </li> <li>▪ Sozialer Zusammenhalt</li> <li>▪ Internationale Verantwortung</li> </ul>	<p><b>Raumordnungsrecht</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Bundesraumordnungsplanung (§ 18 Abs. 1 ROG)</li> <li>▪ Landesplanung (§ 6 ROG)</li> <li>▪ Regionalplanung (§ 9 ROG)</li> </ul>	<p><b>Umweltspezifische Fachplanung</b></p> <p><b>Fachpläne</b> (<i>i.d.R. Land</i>), z.B.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Landschaftsrahmenplan (§ 15 BNatSchG)</li> <li>▪ Abfallwirtschaftsplan (§ 29 KrW-/AbfG)</li> </ul>	
	<p><b>Bauplanungsrecht</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Flächennutzungsplan (§§ 5ff BauGB) (<i>Gemeinde</i>)</li> <li>▪ Bebauungsplan (§§ 8ff BauGB) (<i>Gemeindeteil</i>)</li> <li>▪ Vorhaben- und Erschließungsplan (§ 12 BauGB) (<i>Vorhaben</i>)</li> </ul>	<p><b>Schutzgebietsausweisung</b> (<i>Gebiet</i>)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Wasserschutzgebiet (§ 19 WHG)</li> <li>▪ Naturschutzgebiet (§§ 22 BNatSchG)</li> </ul>	
	<p><b>Umweltverträglichkeitsprüfung</b> (<i>Vorhaben</i>)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ bei Planfeststellungen (§ 3, Anlage 1 UVPG)</li> <li>▪ bei bestimmten Bebauungsplänen (§ 2 Abs. 3 Nr. 3 UVP)</li> </ul>	<p><b>Umweltrelevante Fachplanung</b></p> <p><b>Planfeststellung</b> (<i>Vorhaben</i>), z.B.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Zulassung einer Deponie (§ 31 Abs. 2 KrW-/AbfG)</li> </ul>	
	<p><b>Strategische Umweltprüfung</b> (<i>Pläne und Programme aller Ebenen</i>) (<i>ab 2004</i>)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ bei Plänen/Programmen in Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Energie, Industrie, Verkehr, Abfallwirtschaft, Wasserwirtschaft, Fremdenverkehr, Raumordnung, Bodennutzung (Art. 3 SUP-RL)</li> </ul>		

Quelle: eigene Zusammenstellung, z.T. angelehnt an Jänicke et al. (2000: 207).

Bei der *umweltrelevanten Fachplanung* steht wiederum (wie bei der Gesamtplanung) nicht der Umweltschutz, sondern ein anderes Vorhaben im Mittelpunkt. Bei dessen Umsetzung sind jedoch Umweltschutzaspekte im Rahmen der planerischen Abwägung zu berücksichtigen. Konkret handelt es sich bei der umweltrelevanten Fachplanung um planfeststellungsbedürftige Vorhaben. Die Planfeststellung ist ein Verfahren zur Zulassung bestimmter Groß-, v.a. Infrastrukturprojekte wie dem Bau von Fernstraßen, Wasserwegen oder Deponien (§§ 72-78 VwVfG).<sup>220</sup> Sie ermöglicht die integrative Abwä-

<sup>220</sup> Bei Planfeststellungen geht es also anders als bei den erwähnten Planungsinstrumenten um Einzelfallentscheidungen.

gung aller von der Planung berührten Belange bei komplexen, besonders auswirkungsreichen Vorhaben. Mittel hierfür ist die Beteiligung von allen betroffenen Behörden, von der Öffentlichkeit sowie speziell von Naturschutzverbänden. Als Umweltbelange werden z.B. Natur- und Immissionsschutz in der Fachplanung berücksichtigt. Diese haben jedoch keinen generellen Vorrang vor anderen abwägungserheblichen Belangen (Herrmann 2002: 557).

Ergänzt werden einige Planungsprozesse vorwiegend der Fach-, aber auch der Gesamtplanung durch *Umweltverträglichkeitsprüfungen* (UVPs). Sie setzen an bestimmten Bebauungsplänen an, in manchen Bundesländern auch an Raumordnungsverfahren, vor allem aber an Planfeststellungsverfahren. UVPs sind Planungsinstrumente mit prüfendem Charakter. Sie dienen einem integrierten und vorsorgeorientierten Umweltschutz, indem Umweltauswirkungen von Vorhaben ermittelt, bewertet und berücksichtigt werden (vgl. Kapitel 5.1.2). Innerhalb der UVP findet dabei keine Abwägung gegen andere Belange statt. Von den erwähnten Ausnahmen abgesehen, beziehen sich UVPs allerdings i.d.R. auf Vorhaben, nicht auf vorgeschaltete Pläne. Die Ausdehnung von Umweltverträglichkeitsprüfungen auf Programme und Pläne (*Strategische Umweltprüfung/SUP*, vgl. Kapitel 5.1.2) soll 2004 durch Umsetzung der EG SUP-Richtlinie erfolgen.

Planungsrechtliche Instrumente in der Umweltpolitik helfen, Umweltprobleme im Vorhinein zu vermeiden. Sie sind ein wesentlicher Mechanismus zur Umweltvorsorge und zur Koordinierung staatlicher Ziele. In letzterem liegt zugleich auch die zentrale Herausforderung der umweltrelevanten Planung – die Durchsetzungsfähigkeit von Umweltinteressen und mit ihr eine ökologische Präferenzordnung müssen sich im Rahmen des Planungsermessens<sup>221</sup> und der planerischen Abwägung<sup>222</sup> beweisen (Bartlsperger 2000). Dabei werden Umweltaspekte nicht nur gegen konkurrierende Belange abgewogen, sondern Konflikte können selbst zwischen verschiedenen Umweltzielen entstehen (wie z.B. der Bau von Umgehungsstraßen zeigt). Das Problem wird dadurch verschärft, dass viele der Pläne nur eine verwaltungsinterne oder mittelbare Bindungswirkung besitzen, dass sie oft unkonkret sind und durch Einzelentscheidungen der nachgeordneten Behörden umgesetzt werden. Denn daraus folgt, „daß die öffentliche »Umwelt-Lobby« im Bereich der Planung und bei deren Umsetzung z.T. fehlt“ (Cremer/Fisahn 1997: 20). In der Bilanz ist der umweltpolitische Nutzen des Planungsrechts bisher eher ernüchternd: Flächenverbrauch und Land-

---

<sup>221</sup> In der Konkretisierung von Gestaltungsspielraum sind mehrere Entscheidungen als gleichermaßen rechtmäßig denkbar.

<sup>222</sup> Es gilt verschiedene private und öffentliche Interessen bzw. Belange in einem einheitlichen Entscheidungsvorgang auszugleichen.

schaftszerschneidung nehmen ungebremst zu, die unversiegelte Fläche hat sich in den letzten 50 Jahren verdoppelt (UBA 2001). Materiell wurden in den 90er Jahren verstärkt umweltbezogene Aspekte in das Planungsrecht einbezogen (vgl. Herrmann 2002). Ohne Hoffnung auf baldige Umsetzung bleiben die Vorschläge zu einer medienübergreifenden, Umweltbelange in den Mittelpunkt rückenden Umweltsleit- bzw. -grundlagenplanung.<sup>223</sup>

Auf einer abstrakteren Ebene als die genannten planungsrechtlichen Instrumente sind *nationale Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitspläne* angesiedelt. Zwar besitzen sie keine rechtliche Verbindlichkeit, doch können mit ihnen übergeordnete Umweltziele und -handlungsfelder auf nationaler Ebene strategisch festgelegt und koordiniert werden. Empfohlen in der Agenda 21 des Rio-Gipfels, versprechen Nachhaltigkeitspläne ökologisches Steuerungspotenzial und Innovationswirkungen sowohl für eine ökologische Modernisierung der Industrie als auch für Strukturveränderungen in der Gesellschaft (Nill et al. 2001, Jänicke et al. 2000). In der Bundesrepublik legte die Regierung im Jahr 2002 (vergleichsweise spät) ihre Nachhaltigkeitsstrategie vor (Bundesregierung 2002a).<sup>224</sup> Konzeptionell etwas abweichend vom gängigen Nachhaltigkeitsbegriff, dessen Kern die Integration ökologischer, sozialer und ökonomischer Belange darstellt, benennt die Bundesregierung Generationengerechtigkeit, Lebensqualität, sozialen Zusammenhalt und internationale Verantwortung als die vier Leitlinien der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie. Für sie wurden Indikatoren und Langfristziele gewählt, die allerdings nur zum Teil quantifiziert sind. Der Entwicklungsstand soll anhand der Indikatoren alle zwei Jahre überprüft werden. Für eine Abschätzung des Steuerungspotenzials der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie muss berücksichtigt werden, dass die Zielvorgaben sehr unterschiedlich ausgefallen sind – einerseits wurden konsensuale Ziele wie die 40%-ige Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen bis 2020 nicht verankert, andererseits Ziele wie die Senkung des Flächenverbrauchs sehr hoch gesteckt (von z.Zt. 130 Hektar Flächenverbrauch pro Tag auf maximal 30 Hektar bis 2020). Die Lenkungswirkung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie wird dort begrenzt bleiben, wo Ziele nicht quantifiziert und Fristen nicht spezifiziert wurden. Für den Erfolg der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie wird es in der Zukunft auf eine

---

<sup>223</sup> Vgl. die UGB-Entwürfe von Kloepfer et al. (1990) und BMU (1998a). Die Umweltsleitplanung wäre ein eigenständiger Planungstyp, in dem raumbezogene Erfordernisse und medienübergreifende Maßnahmen zum Umweltschutz dargestellt und Umweltentwicklungsziele ausgewiesen würden. Weitere Merkmale der Umweltsleitplanung sind ihre externe Verbindlichkeit und ein ökologisches Abwägungsgebot mit absolutem Vorrang von Umweltschutzbelangen, wenn eine schwere und langfristige Zerstörung der natürlichen Lebensgrundlagen droht.

<sup>224</sup> Zum politischen Prozess der Strategieentwicklung und dem Einbezug gesellschaftlicher Akteure vgl. Kapitel 5.1.1.

enge Kooperation mit wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Akteuren ankommen.<sup>225</sup> In der Nachhaltigkeitsplanung anderer Länder wie Großbritannien und den Niederlanden haben sich eine aktive Kommunikations- und Kooperationsstrategie sowie klare Ziel- und Zeitvorgaben als entscheidend für die gesellschaftliche Akzeptanz und für nachhaltige Technologieentscheidungen der Unternehmen erwiesen (Nordbeck 2001: 28).

### 6.3.12 Umweltverbesserndes Verwaltungshandeln

Selbstregulierend verhält sich das politisch-administrative System auch, wenn es sich ökologische Richtlinien für sein Verwaltungshandeln gibt. Dies wird beispielsweise seit Mitte der 1980er durch die Ökologisierung der *Beschaffungs- und Vergabepolitik* praktiziert. Ziel ist, durch die Nachfrage der öffentlichen Hand umweltfreundliche Güter, Dienstleistungen und Verfahren in ihrer Konkurrenzfähigkeit gegenüber umweltbelastenden Produkten zu stärken. Da die öffentliche Nachfrage rund 15% des Bruttoinlandprodukts ausmacht, kann ökologische Beschaffung eine relevante Hebelwirkung im Markt entfalten, die auch die Innovation neuer, ökologischer Produkte und Dienstleistungen stimuliert. Gleichzeitig übernimmt der Staat durch umweltfreundlichen Einkauf eine Vorbildfunktion für andere VerbraucherInnen. Die bundesdeutschen Beschaffungsrichtlinien wurden 1984 in den „Verdingungsordnungen für Leistungen und Bauleistungen“ (VOL und VOB) für Umwelanforderungen geöffnet.<sup>226</sup> Diese Novelle ebnete Bund, Ländern und Gemeinden den Weg für Erlasse, in denen die Beschaffungsstellen angewiesen wurden, verstärkt Umweltaspekte bei Beschaffung und Auftragsvergabe zu berücksichtigen. Beispiele für eine solche Beschaffungspolitik sind der Einsatz von umweltfreundlichen Büroartikeln, Wasch- und Reinigungsmitteln, der Kauf abgas-, lärm- und energieverbrauchsarmer Fahrzeuge für städtische Fuhrparks oder der Einsatz von Energiespar-Contracting (umweltgerechte Produkte/ Dienstleistungen). Ökologische Beschaffung kann auch die Verwertung von Biokost in öffentlichen Kantinen umfassen oder den Bezug von Ökostrom (Produkte aus umweltgerechten Produktionsverfahren). Sie kann sich schließlich auf die Sammlung von Recyclingstoffen oder den Bau öffentlicher Gebäude nach Niedrigenergiestandards beziehen (ökologische Verfahren).

---

<sup>225</sup> Zur ökologischen Kritik der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie-Entwürfe vgl. DNR/NABU/BUND (2002) und SRU (2002a). Zur Kritik der Kritik an der Strategie siehe Matthes (2002).

<sup>226</sup> Das deutsche Vergaberecht umfasst heute neben den Verdingungsordnungen VOB, VOL und VOF (Verdingungsordnung für freiberufliche Leistungen) die Vergabeverordnung (VgV) sowie gesetzliche Regelungen über die öffentliche Auftragsvergabe im 4. Teil des Gesetzes gegen Wettbewerbsbeschränkungen (GWB).

Beschaffungspolitik steht immer im Spannungsfeld von Wirtschaftlichkeit und politischen Kriterien. Dies ist neben Informationsdefiziten, mangelndem Umweltbewusstsein und geringer Motivation in den Beschaffungsstellen ein wesentlicher Grund dafür, dass viele Chancen umweltgerechten staatlichen Handelns ungenutzt bleiben (vgl. BMU 1997b). Eine zentrale Rolle spielt auch die Rechtsunsicherheit innerhalb der Beschaffungsstellen darüber, inwiefern umweltfreundliche Beschaffung mit europäischem Vergabe- oder Primärrecht<sup>227</sup> kollidiert. Nachdem auf EU-Ebene lange eine restriktive Politik vorherrschte, fand 2001 ein Richtungswechsel statt (Europäische Kommission 2001d). Öffentliche Auftraggeber haben nun Spielraum für die Einbeziehung von Umwelanforderungen in der Ausschreibung. Dies bezieht sich auf die Definition des Auftragsgegenstandes und auf die Spezifikationen sowohl des Produktes als auch des Produktionsverfahrens. Außerdem kann nicht mehr nur das niedrigste bzw. wirtschaftlichste Angebot den Zuschlag bekommen – diese Auflage benachteiligte die häufig in der Anschaffung teureren ökologischen Produkte. Vielmehr können die Zuschlagskriterien selbst nun begrenzt Umweltaspekte enthalten (ICLEI/Öko-Institut 2003, Fischer/Barth 2002).

Weitere Formen umweltverbessernden Verwaltungshandelns sind *Öko-Audits*, die seit 1998 auf Verwaltungseinheiten wie z.B. Gemeinden angewendet werden können (vgl. oben), oder *Öko-Budgets*. Beim Öko-Budget handelt es sich um ein Umweltmanagementsystem für Kommunen (Kuhn 1998): In Analogie zum Finanzhaushaltsplan soll der Umweltverbrauch in Naturhaushaltsplänen transparent und auf der Grundlage von Umweltqualitätszielen gesteuert werden. Mit Hilfe von Umweltindikatoren wird der Umweltverbrauch in physikalischen Größen ausgedrückt, deren Obergrenze die Gemeinde festsetzt. Ziel der Naturhaushaltswirtschaft ist es, die Nutzung natürlicher Ressourcen im politischen und administrativen Prozess zentral zu verankern. Zudem kann der Zersplitterung von Umweltpolitik in Einzelaspekte entgegengewirkt werden und die vorhandenen Instrumente kommunalen Umweltmanagements wie UVPs, Umweltqualitätsziele, Flächennutzungs- und Landschaftsplanung lassen sich zusammenführen. Das Öko-Budget wurde in einigen deutschen Städten als Demonstrationsvorhaben praktiziert und wird seit 1999 vom Landkreis Nordhausen als regelmäßiges Verfahren angewandt.

Eine Politikinnovation im Bereich umweltverbessernden Verwaltungshandelns sind *Selbstverpflichtungen staatlicher Organe*. Prominentestes Beispiel ist die Selbstverpflichtung der Bundesregierung zur CO<sub>2</sub>-Minderung: Im nationalen Klimaschutzprogramm von 2000 (Bundesregierung 2000) verpflichtet sich die Regierung, CO<sub>2</sub>-

---

<sup>227</sup> Dabei geht es um die im Gemeinsamen Markt verbotene Diskriminierung ausländischer Anbieter.

Emissionen in ihrem eigenen Handlungsbereich um 25% bis 2005 bzw. um 30% bis 2010 zu verringern (Basisjahr: 1990, vgl. BMU 2002: 45f). Das Minderungsziel soll unter anderem durch Klimaschutzmaßnahmen in den Gebäuden der Ministerien und nachgeordneten Behörden, durch Energiesparen, verbesserte Energieeffizienz oder den Bezug von Ökostrom erreicht werden. Teile der Bundesverwaltung entwickeln und implementieren dabei ihre eigenen Minderungsprogramme. Die Selbstverpflichtung setzt also auf Zielsteuerung, nicht auf direkte Verfahrenssteuerung.

## 6.4 Diskussion

Neben der hierarchischen Steuerung durch ordnungsrechtliche Maßnahmen erfolgt umweltpolitische Steuerung in Deutschland zunehmend auch mit Hilfe von optionalen und prozeduralen Instrumenten bzw. im Rahmen einer ‚regulierten Selbstregulierung‘. Wenngleich das Gros der Instrumente immer noch Gebote, Verbote und Grenzwerte sind, so vollzog sich mit dem Einstieg in die Umwelthaftung und die ökologische Steuerreform, mit der (allerdings noch ausbaufähigen) Ökologisierung bestehender Abgaben und dem kommenden Zertifikatehandel in Europa seit den 1990ern ein langsamer Paradigmenwechsel. Auflagen wurden teilweise mit Anreizelementen versehen, so dass gemischte Lenkungsstrategien entstanden (*Policy-Mix*, vgl. Gawel 1991). Diese Entwicklung hin zu optionalen bzw. Anreizinstrumenten verläuft allerdings nicht immer linear und spart einige Bereiche aus: Viele Umweltabgaben, die in anderen Ländern bereits üblich sind, konnten sich in Deutschland nicht durchsetzen. Lenkungsstarke Abgaben auf Länderebene mussten auf Beschluss des Bundesverfassungsgerichts teilweise wieder abgeschafft werden. Kompensationslösungen werden kaum genutzt. Umweltsubventionen, die in erster Linie als Technologiesubventionen auftreten, sind in ihrem Umfang nicht vergleichbar mit umweltschädlichen Subventionen, z.B. in der Landwirtschaft oder der Kohleförderung.

Unter den Instrumenten der Selbstregulierung wurden in den vergangenen Jahren insbesondere Branchenabkommen verstärkt eingesetzt. Mit der Öko-Auditverordnung bzw. dem Umweltauditgesetz und den Betriebsbeauftragten kamen Rahmenvorgaben für den freiwilligen und gesetzlichen Umweltschutz in Unternehmen hinzu. Erstmals wurde das prozedurale Instrument der Verbandsklage auch auf Bundesebene eingeführt – allerdings nur für den Naturschutz; eine Ausdehnung auf andere Umweltpolitikbereiche oder auf Individualklagerechte ist nicht geplant. Schließlich wurde die Verfügbarkeit von umweltrelevanten Informationen verbessert. Im Bereich staatlicher Selbstregulierung hat sich die Umweltplanung auf europäische Impulse hin kooperativen Ansätzen geöffnet: Mit der Umweltverträglichkeitsprüfung und künftig der Strategischen Umweltprüfung existieren neue Instrumente, die nicht

nur medienübergreifend, integrativ und präventiv wirken, sondern auch die Öffentlichkeit einbeziehen. Umweltverbesserndes Verwaltungshandeln bewegt sich in Deutschland auf vergleichsweise hohem Niveau und erfolgt neuerdings auch durch freiwillige Selbstverpflichtungen staatlicher Organe.

Wie ist diese vorsichtige Öffnung des Instrumentenkastens hin zu kooperativen Instrumenten unter Steuerungsgesichtspunkten zu bewerten? Bei den Instrumenten optionaler Steuerung lässt sich beobachten, dass ihre Wirkungskraft in Zusammenhang mit der zugrunde liegenden Anreizstärke steht (Öko-Institut 1997): Während die niedrige Abgabenhöhe im Abwasserabgabengesetz nicht griff, wurde die vergleichsweise hohe baden-württembergische Sondermüllabgabe ihrer Lenkungsfunktion gerecht. In diesem Sinne urteilt der Umweltrat: „Ob potenzielle allokativen Effizienzvorteile ökonomischer Instrumente sich tatsächlich realisieren lassen, hängt von Voraussetzungen ab, die zu häufig ausgeblendet werden“ (SRU 2002c: Rn. 240). Die Instrumente Umwelthaftung und Kompensationslösungen kamen bislang wenig zum Einsatz. Da sie jedoch prinzipiell geeignet scheinen, den Steuerungsanforderungen gerecht zu werden, gilt es in ihrer Ausgestaltung nachzubessern. Bei den maßgeblichen Instrumenten der Selbstregulierung erweist sich, dass sie stets nur so wirksam sind wie ihre staatlichen Vorgaben: Selbstverpflichtungen sind nur dann verlässliche Instrumente, wenn sie auch verbindlich sind (SRU 1996); Maßnahmen des betrieblichen Umweltschutzes wie das Öko-Audit greifen nur dann, wenn eine unabhängige Kontrolle gewährleistet ist bzw. wenn VerbraucherInnen zumindest diesen Eindruck haben. Glaubwürdigkeit ist auch eine Voraussetzung für den Erfolg von Umweltzeichen, während Benutzervorteile i.w.S. dann genutzt werden, wenn der Staat starke Anreize setzt. Mehr Selbstregulierung scheint also nur dann sinnvoll, wenn sie im Rahmen staatlicher Zielsetzungen, Vorgaben und auch einer gewissen Kontrolle (*Monitoring*) vonstatten geht, mehr optionale Steuerung, wenn der positive oder negative Anreiz hoch genug ist. Gleichzeitig entstehen gerade für solche Bedingungen Widerstände, und zwar sowohl bei den SteuerungsadressatInnen im ökonomischen System, die sich möglichst geringe staatliche Eingriffe ausbitten, als auch beim Staat – dort sind es u.a. Verwaltungsangehörige, die wegen der langen ordnungsrechtlichen Traditionen der deutschen Umweltpolitik ökonomischen und kooperativen Instrumenten oft skeptisch gegenüberstehen.

Es bleibt die Frage, wie die anhaltende Vorherrschaft hierarchischer, ordnungsrechtlicher Steuerung zu beurteilen ist. Eine pauschale Abwertung des Ordnungsrechts als ineffizient, wie sie den Deregulierungsdiskurs prägt, lässt sich nicht aufrecht erhalten (Lübbe-Wolff 2001: 481f). Dies gilt umso mehr, als man in den Vergleich von prozeduraler Steuerung und Selbstregulierung mit nicht-hierarchischen Instrumenten die (Transaktions-) Kosten für Kontrolle und Durchsetzung einbezie-

hen muss. Auch künftig wird das Umweltordnungsrecht in bestimmten Bereichen unersetzbar bleiben, zum Beispiel in der Gefahrenvorsorge und Störfallvermeidung. Eine Herausforderung liegt darin, die Effizienz bestehender ordnungsrechtlicher Regelungen durch Anreizstrukturen zu erhöhen.

Für die Selbstregulierung des politisch-administrativen Systems stellt sich die Schwierigkeit, dass der Staat sich selbst Auflagen machen muss, die möglicherweise anderen Staatszielen wie z.B. Wirtschaftswachstum zuwider laufen. Es bedarf deshalb starker Kräfte von außerhalb des Staates, die bei Zielkonflikten den notwendigen Druck für die Durchsetzung der ökologischen Interessen erzeugen können. Vonnöten sind institutionelle Kanäle, über die dieser Druck ausgeübt werden kann. Hierunter fallen beispielsweise die im vorigen Kapitel diskutierten Formen einer stärkeren Teilhabe gesellschaftlicher Kräfte am Steuerungsprozess.



## 7 Kooperation im umweltpolitischen Mehrebenensystem

Kooperation findet nicht nur zwischen staatlichen und gesellschaftlichen Akteuren, zwischen Normgebern und Normadressaten, sondern auch zwischen verschiedenen normsetzenden institutionellen Ebenen statt. Politische Systeme mit mindestens zwei Politik- und Entscheidungsebenen werden als Mehrebenensysteme bezeichnet.<sup>228</sup> Durch die europäische Integration haben sich in den letzten Jahrzehnten die Verflechtungen von der kommunalen bis zur EU-Ebene, zwischen Biberach und Brüssel, enorm verdichtet. Im Bereich des Umweltschutzes ist eine der herausragenden Ursachen der Mehrebenpolitik, dass „Umweltpolitik (...) aus ökologischen Gründen nicht an nationalen [oder Bundesland-] Grenzen Halt machen“ kann (Scherer et al. 1994: 4; Anm. d. A.). Grenzüberschreitende ökologische Verflechtungen ergeben sich aus der gemeinsamen Bereitstellung öffentlicher Umweltgüter, für die es keine national eingrenzbaeren Nutzungsansprüche gibt, aus einseitiger oder wechselseitiger Belastung mit Schadstoffen durch Nachbarn. Außerdem verlangen auch sozioökonomische Verflechtungen wie der EU-Binnenmarkt eine abgestimmte Umweltpolitik, u.a. um Wettbewerbsverzerrungen zu verhindern.

In diesem Kapitel wird Umweltpolitikgestaltung im Mehrebenensystem zwischen deutschem Föderalismus und Europäischer Gemeinschaft dargestellt. Die über die EU bzw. EG hinausreichende internationale Umweltpolitik wird, obwohl auch sie als Teil eines Mehrebenensystems betrachtet werden kann, wegen ihrer sehr viel geringeren Institutionalisierung nur im Zusammenhang mit der Umweltaußenpolitik der Europäischen Gemeinschaft betrachtet. Als wesentliche Dimension kooperativer Umweltpolitik werden die Beziehungs- und Verhandlungsgeflechte zwischen den politisch-institutionellen Ebenen innerhalb Deutschlands und zwischen diesen und der supranationalen Ebene ins Blickfeld genommen.<sup>229</sup> Leitfragen des Kapitels sind: Wie sind Steuerungsressourcen in diesem Mehrebenensystem verteilt und miteinander verflochten, und welche Steuerungsprobleme entstehen in dieser Konstellation?

<sup>228</sup> Zur Entstehung von Mehrebenensystemen vgl. den Überblick über Föderalismustheorien und -modelle bei Schulze (1990) sowie Jachtenfuchs (2001) und Jachtenfuchs/Kohler-Koch (1996).

<sup>229</sup> Die Beschränkung auf staatliche und supranationale Akteure folgt aus der Fragestellung nach *staatlicher* Mehrebenpolitik. Zu transnationalen *gesellschaftlichen* Akteuren vgl. die Beschreibungen des europäischen umweltpolitischen Netzwerkes bei Roose (2003) und Hey/Brendle (1994).

## 7.1 Kooperativer Föderalismus in der Bundesrepublik

Der Begriff des Föderalismus bezeichnet

„ein politisches System, das im Gegensatz zu unitarischen Ordnungen staatliche Aufgaben und politische Entscheidungs-, Durchführungs-, Finanzierungs- sowie Kontroll- und Sanktionskompetenzen zwischen Gesamtstaat (Bund) einerseits und den regionalen Gliedstaaten (Ländern und Gemeinden) andererseits aufteilt. Im Gegensatz zur Konföderation kooperieren jedoch nicht nur autonome Gebietskörperschaften, weil die Kompetenzen zwischen Gesamt- und Gliedstaat aufgeteilt werden.“ (Karl 1996: 139)

Systematisch lassen sich zwei Föderalismus-Spielarten unterscheiden: Das so genannte Senatsmodell, wie es die USA praktizieren, basiert auf einer Trennung, das Bundesrats-Modell Deutschlands hingegen auf einer Verflechtung der Kompetenzen von Bundesebene und föderalen Gliederungen (Münch/Zinterer 2000, Abromeit/ Andersen 1996). Dabei prägte das westdeutsche System im Laufe der Jahre spezifische Züge aus, die mit dem Begriff des „unitarischen Bundesstaats“ (Hesse 1962) belegt wurden. Damit kennzeichnet Hesse die Entwicklung, dass staatliche Aufgaben beim Bund gebündelt werden, zugleich aber die Bedeutung der Länder über den Bundesrat bei der gesamtstaatlichen Politikformulierung wächst. Ein weiteres wesentliches Merkmal des unitarischen Bundesstaats ist die weitreichende, häufig freiwillige Selbstkoordination zwischen den Ländern sowie zwischen Bund und Ländern. Sie findet in Form von Staatsverträgen, Verwaltungsabkommen, ständigen Konferenzen und gemeinsamen Ausschüssen statt. Die Selbstkoordination der Länder gewann erst im Lauf der Zeit ihre heutige Bedeutung und führte zu der Bezeichnung „kooperativer Föderalismus“. Weitgehend gleichbedeutend wird der von Scharpf et al. (1976) geprägte Begriff der Politikverflechtung benutzt: Politikverflechtung (*joint decision-making*) bezeichnet eine Entscheidungsstruktur, in der die meisten öffentlichen Aufgaben nicht von Bund oder Ländern eigenständig wahrgenommen werden, sondern durch Zusammenwirken von Bund und Ländern bzw. in Zusammenarbeit der Länder. Eine solche Entscheidungsstruktur verlangt ein hohes Maß an Koordination, Verhandlung und Austarieren verschiedener Interessen. Als Gegenmodell zum kooperativen Föderalismus wird aktuell der Konkurrenz- oder Wettbewerbsföderalismus diskutiert, der die Entflechtung der bundesstaatlichen Ordnung zum Ziel hat (Margedant 2003, Bauer 2002, Münch 2000).

### 7.1.1 Politikverflechtung

Die wichtigsten Strukturen des kooperativen Föderalismus werden nun im Hinblick auf Umweltpolitik dargestellt. Dabei werden die Ausprägungen Verbundverflechtung, vertikale und horizontale Politikverflechtung unterschieden.

## **Verbundverflechtung**

Als föderales Verbundsystem (Scharpf et al. 1976: 34f) wird die gleichzeitig vertikale und horizontale Koordination von Bund und Ländern bezeichnet, also von zentralen und dezentralen Einheiten.

### ***Politikformulierung und Gesetzgebung***

Verbundverflechtung findet in erster Linie durch die Mitwirkung der Länder an der Bundesgesetzgebung im Bundesrat statt (Art. 50 GG). Während der Bundesrat von seinem Recht zur Gesetzesinitiative nur selten Gebrauch macht, ist er durch Zustimmungs- und Einspruchsgesetze am Großteil der Bundesgesetzgebung beschlussfassend beteiligt.<sup>230</sup> Darüber hinaus wirkt er beim Erlass von Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften des Bundes mit (Art. 80 GG Abs. 2). Da das ausgeprägt technische Umweltrecht stark von solchen untergesetzlichen Vorschriften geprägt ist, spielt der Bundesrat eine äußerst wichtige Rolle bei der konkreten Ausgestaltung deutscher Umweltpolitik. Zu den aufsehenserregenden Fällen von Einflussnahme zählen die umweltrechtlichen Verschärfungen der Großfeueranlagen-Verordnung, der Umwelthaftpflichtversicherung und der Verpackungsverordnung (Müller-Brandeck-Bocquet 1996: 128). Sie wurden während der sozialliberalen Koalition in den 1980ern erstritten, und zwar größtenteils von einem unionsgeführten Bundesrat (der sich allerdings zuvor in Verweigerungshaltung geübt hatte). Diese Konstellation zeigt den Bundesrat in seinem Spannungsverhältnis zwischen Parteienlogik und Länderinteressen (Eith 2000, Lehbruch 1976): Während sich im konkurrenzdemokratischen Parteienwettbewerb die politischen Lager konfrontativ gegenüberstehen, zwingt die konkordanzdemokratische Bundesstaatlichkeit zum parteiübergreifenden Verhandeln zwischen Bund und Ländern.

Ist im Bundesrat und im Vermittlungsausschuss, in denen nach dem Mehrheitsprinzip entschieden wird, die Übereinstimmung einzelner Länder noch möglich, so ist die Verbundkooperation im vorausgehenden Stadium der Politikformulierung – in Ministerpräsidentenrunden, Fachministerkonferenzen und weiteren Bund-Länder-Gremien – auf Konsens angewiesen. Für die fachpolitische Koordination der Umweltpolitik ist die zweimal jährlich tagende Umweltministerkonferenz (UMK) der Landes- und BundesumweltministerInnen zuständig. Faktisch segnet dieses Genera-

---

<sup>230</sup> Allein die Zustimmungsgesetze machen 60% der Bundesgesetze aus. Dass die Zustimmungrechte des Bundesrates 1969 ausgeweitet wurden, wird allgemein als Kompensation für die schwindende Normsetzungskompetenz der Länder („Unitarisierung“) gedeutet – gegen die sich die Länder übrigens keineswegs gesperrt hatten.

listengremium ab, was in der vorgeschalteten Amtschefkonferenz (ACK)<sup>231</sup> unter Einstimmigkeitszwang ausgehandelt wurde (Müller-Brandeck-Bocquet 1996: 160). Das Fundament des umweltpolitischen Kooperationssystems bilden zahlreiche Bund/Länder-Arbeitskreise und Länderarbeitsgemeinschaften (siehe unten), die Beschlussvorlagen erarbeiten. Wegen des Querschnittcharakters von Umweltpolitik sind auch andere Fachministerkonferenzen wie Verkehr oder Wirtschaft und die in den 90er Jahren entstandenen Kooperationen zwischen unterschiedlichen Fachministerkonferenzen umweltbedeutsam.<sup>232</sup>

Generell liegt die Federführung für Umweltbelange innerhalb der Regierung jedoch beim BMU (Ressortprinzip).<sup>233</sup> Über Kabinetts- und interministerielle Ausschüsse wie den Staatssekretärsausschuss für Nachhaltige Entwicklung (das ‚Green Cabinet‘), über das Kanzleramt und bilaterale Absprachen koordiniert sich das BMU mit relevanten anderen Ressorts und deren Umweltreferaten horizontal, mit den entsprechenden Ressorts der Länder im Verbund. Für die horizontale Koordinierung auf Bundesebene gilt, dass das BMU innerhalb des Kabinetts wie die anderen Ministerien der Richtlinienkompetenz und Organisationsgewalt des Kanzlers unterliegt. Ein Vetorecht, wie es einige andere MinisterInnen für ihren Bereich haben, oder ein Initiativrecht für umweltrelevante Maßnahmen außerhalb des eng begrenzten BMU-Zuständigkeitsbereichs besitzt der Umweltminister nicht. Die geringe Verhandlungsmasse, die das Umweltministerium aufgrund seiner begrenzten Zuständigkeiten und Kompetenzen besitzt, macht es insgesamt zu einem schwachen Akteur im Kabinett (Pehle 1998: 67ff). Es mangelt an einer Integration von Umweltpolitik in andere Ressorts auf der Arbeitsebene der Ministerien, z.B. durch ein Netz von Spiegelreferaten (Günther/Krebs 2000).

---

<sup>231</sup> Früher StALA (Ständiger Abteilungsleiterausschuss Bund/Länder) genannt, der mit geringeren Entscheidungsbefugnissen ausgestattet war.

<sup>232</sup> Als Beispiele seien hier die gemeinsamen Arbeitsgruppen von UMK, Verkehrsministerkonferenz (VMK) und Ministerkonferenz für Raumordnung (MKRO) zum Bundesverkehrswegeplan oder von UMK, MKRO und Agrarministerkonferenz zu umweltverträglicher Agrarpolitik genannt (Linz 1997: 270f).

<sup>233</sup> Konkret umfasst der Kompetenzkatalog des BMU: Grundsatzfragen der Umweltpolitik; Zusammenarbeit mit Ländern und Kommunen bzw. internationale Zusammenarbeit in der Umweltpolitik; Klimaschutz, Umwelt und Energie; Erneuerbare Energien; Lärmbekämpfung; Luftreinhaltung; Schutz von Grundwasser, Flüssen, Seen und Meeren; Bodenschutz und Altlastensanierung; Kreislaufwirtschafts- und Abfallpolitik; Chemikaliensicherheit; Umwelt und Gesundheit; Schutz, Erhalt und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt; Vorsorge gegen Störfälle in Industrieanlagen; Sicherheit in kerntechnischen Anlagen; Strahlenschutz; Nukleare Ver- und Entsorgung; Aufklärung der Bevölkerung in Umweltfragen.

Bis 1969 lagen die Kompetenzen beim Gesundheitsministerium, dann beim Innenministerium. Sie wurden erst 1986 in einem eigenständigen Umweltministerium gebündelt.

### ***Föderale Finanzverfassung***

Verbundcharakter hat außerdem die Mitfinanzierung von Aufgaben der Länder durch den Bund. Hierbei handelt es sich um Gemeinschaftsaufgaben (Art. 91a GG) und Finanzhilfen des Bundes (Art. 104a GG) (vgl. Margedant 2003). Umweltrelevanz besitzen vor allem die Gemeinschaftsaufgaben (GA) ‚Verbesserung der regionalen Wirtschaftsstruktur‘ und ‚Agrarstruktur und Küstenschutz‘. Für sie haben das Bundeswirtschaftsministerium bzw. das Landwirtschaftsministerium die Federführung inne. Im jeweiligen Planungsausschuss werden als Kernstück der Gemeinschaftsaufgabe gemeinsame Rahmenpläne von Bund und Ländern erstellt. Dabei ist der Bund mit 50% der Stimmen vertreten; bindende Entscheidungen setzen die Stimmen des Bundes und der Mehrheit der Länder voraus. Das Umweltministerium gehört den beiden Planungsausschüssen formell nicht an (§ 6 GAKG, § 6 GRWG). Ein/e VertreterIn des BMU nimmt zwar an Sitzungen des Planungsausschusses der GA Agrarstruktur und Küstenschutz (PLANAK) teil, hat dort aber kein Stimmrecht. Das Umweltministerium wird lediglich im Rahmen der vorbereitenden Ressortbesprechung hinzugezogen, wenn es um die Bildung der Bundesmeinung geht. Im Planungsausschuss der GA Regionale Wirtschaftsstruktur nimmt das BMU auch nicht als Gast an Sitzungen teil, sondern wird allenfalls punktuell in die vorgeschaltete Meinungsbildung einbezogen. Im Rahmen der Gemeinschaftsaufgaben ist Umweltintegration also nur wenig institutionalisiert.

### ***Parteien***

Eine Variante von Verbundverflechtung im vorstaatlichen Raum stellen die Gliederungen der politischen Parteien (Landesverbände) dar, über die – auch umweltpolitische – Länderinteressen effektiv auf die Bundesebene transponiert werden (Meyer 2003: 454).

### **Horizontale Verflechtung**

Horizontale Politikverflechtung beinhaltet einerseits die Abstimmung von Fachpolitik zwischen den Bundesländern durch Koordinationsgremien, Staatsverträge und Verwaltungsabkommen, andererseits den horizontalen Finanzausgleich der Länder. Im Bereich der Umweltpolitik sind vor allem die Länder-Arbeitsgemeinschaften<sup>234</sup>

---

<sup>234</sup> Die wichtigsten sind: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Länderarbeitsgemeinschaft Immissionsschutz (LAI), Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege, Erholung (LANA), Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA). Die Trennung von reinen Länder-Arbeitsgemeinschaften und Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaften (z.B. Bund/Länder-Ausschuss

wichtig, in denen alle 16 Länderregierungen vertreten sind, die Konferenz der MinisterpräsidentInnen und der Umweltausschuss beim Bundesrat. In all diesen Gremien werden Länderinteressen gegenüber dem Bund abgesprochen. Charakteristisch für horizontale Koordination ist wegen der „Gleichwertigkeit“ aller Akteure das Konsensprinzip.

Eine Innovation ist der Föderalismuskonvent, den die Länderparlamente 2003 erstmals einberufen haben.<sup>235</sup> Er sollte die horizontale Zusammenarbeit der *Länderlegislativen* verbessern, v.a. im Hinblick auf die Reformdebatten zum Bund-Länder-Verhältnis und zur EU-Verfassung (Thaysen 2003).

## Vertikale Verflechtung

Vertikale oder hierarchische Politikverflechtung bezeichnet die Festlegung der Handlungsrestriktionen der Länder durch den Bund, d.h. der dezentralen Einheiten durch die zentrale Einheit.

### *Kompetenzaufteilung zwischen Bund und Ländern*

Am ausgeprägtesten findet sich vertikale Politikverflechtung in der Kompetenzaufteilung zwischen Bund und Ländern: Auch wenn das Grundgesetz generell den Ländern das Recht der Gesetzgebung zuspricht (Zuständigkeitsvermutung des Art. 70 Abs. 1 GG), liegt die Rechtssetzung in der Praxis weitgehend beim Bund. Die Ausführung jedoch erfolgt durch die Länder als eigene Angelegenheiten (Art. 83 GG) und ohne Weisungsbindung (Art. 84 Abs. 1 GG).<sup>236</sup> In umweltrelevanten Politikfeldern umfasst die *ausschließliche Gesetzgebungskompetenz* des Bundes den Luftverkehr, die Bundeseisenbahnen, den Außenhandel und internationale Schifffahrtsverträge (Art. 73 GG). Der größte Teil der Gesetzgebung läuft im konkurrierenden Verfahren (Art. 74 GG) ab, in dem die Länder nur so lange und so weit aktiv werden können, wie der Bund seine vorrangige Kompetenz nicht wahrnimmt. Die *konkurrierende Gesetzgebung* (Art. 74 Abs. 1 GG), in der Bundesrecht Landesrecht bricht, umfasst Strahlenschutz, Ernährungssicherung und Förderung land- bzw. forstwirtschaftlicher Erzeugnisse, Hochsee-, Küstenfischerei und Küstenschutz, Bodenrecht, Seuchenbekämpfung, Tier- und Pflanzenschutz, sowie den Verkehr von Lebens- und Futter-

---

Chemikaliensicherheit/BLAC) ist nicht mehr unbedingt aufrecht zu erhalten, seit der Bund in immer mehr dieser Gremien ebenfalls vertreten ist. Vgl. Pehle (1998: 205f).

<sup>235</sup> Vgl. die „Lübecker Erklärung der deutschen Landesparlamente: Bekenntnis zum Föderalismus und zur Subsidiarität – Stärkung des Föderalismus“, angenommen auf dem Föderalismuskonvent der deutschen Landesparlamente am 31. 03. 2003 in Lübeck.

<sup>236</sup> Dies ist der Grund, warum der Bund nur über einen relativ kleinen administrativen Unterbau verfügt.

mitteln und von Saat- und Pflanzgut. Erst 1972 wurde der Bereich im Zuge der Unitarisierung zu Lasten der Länder um die klassischen Umweltfelder Luft, Lärm und Abfall erweitert. Weitere umweltrelevante Politikfelder im konkurrierenden Verfahren sind Energie, Verkehr, Wirtschaft und Chemie. In die *Rahmenkompetenz* des Bundes (Art. 75 GG), die er zum Teil extensiv ausschöpft, fallen schließlich Wasserhaushalt, Natur- und Landschaftsschutz, Raumordnung und Jagdwesen. „Deutsche Umweltnormen beruhen“, so resümiert Müller-Brandeck-Bocquet (1996: 126), „in aller Regel auf der Gesetzgebung des Bundes.“ An diesen wirken die Bundesländern in den meisten Fällen aber mit (Verbundverflechtung).

Darüber hinaus haben die Bundesländer gewisse autonome Handlungsspielräume: Zum einen erlassen sie Landesgesetze im Bereich der Bundesrahmenkompetenz, zum anderen entwickeln sie im Rahmen der konkurrierenden Gesetzgebung Ausführungsbestimmungen und schließen inhaltliche Regelungslücken. Vollkommen eigenständige Landesgesetze sind in der Umweltpolitik allerdings selten. Als Ursache kann gelten, dass

„die Länder [aus wettbewerbspolitischen Gründen] lange Jahre darauf verzichtet haben, einen ihren Möglichkeiten entsprechenden eigenen innovativen Beitrag zur Bewältigung der Umweltproblematik zu leisten.“<sup>237</sup> (Müller-Brandeck-Bocquet 1996: 147)

Ab Mitte der 80er wurde jedoch eine „föderale Renaissance“ in der Umweltpolitik beobachtet, die sich in einer Fülle gesetzgeberischer und vollzugsunterstützender Ländervorstöße ausdrückte.<sup>238</sup>

Darüber hinaus bleiben den Ländern Gestaltungsmöglichkeiten bei der Ausführung der Bundesgesetze in eigener Angelegenheit (Art. 84 GG) und, in geringem Maße, bei der Bundesauftragsverwaltung (Art. 85 GG). Letztere betrifft im Bereich der Umweltpolitik lediglich das Atomrecht, während Erstere für die anderen umweltpolitischen Bereiche die üblichen Vorsorge-, Überwachungs-, Sanierungs- und Sanktionierungsaufgaben umfasst. Hier existieren große Spielräume. Über zusätzliche Gestaltungsmöglichkeiten verfügen die Länder bei der Gestaltung von Förderpolitiken oder beim Aufbau von Umwelt(bildungs)einrichtungen.

---

<sup>237</sup> Beispielsweise wurde weder die in § 47 BImSchG eingeräumte Befugnis, schutzverstärkende Luftreinhaltepläne zu erstellen, noch die auf § 36 WHG a.F. beruhende Kompetenz zur Ausarbeitung landeseigener Wasserbewirtschaftungspläne genutzt.

<sup>238</sup> Sie betreffen die Einführung oder progressive Ausgestaltung von Sondermüllabgaben, Wasserpfeffrig, Landschaftspflege- bzw. Naturschutzgesetze sowie Föderalisierungstendenzen im Immissionsschutz (Schulze-Fielitz 2002). Im Zusammenhang mit diesen wettstreitenden Länderinitiativen wurde der Begriff des „umweltpolitischen Konkurrenz-Föderalismus“ geprägt (Müller-Brandeck-Bocquet 1994: 112).

### *Die Rolle der Gemeinden*

Die Gemeinden besitzen aus Art. 28 GG (Selbstverwaltungsgarantie) abgeleitete, verfassungsmäßig garantierte umweltpolitische bzw. umweltrelevante Kompetenzen. Sie liegen vor allem in den Bereichen Abfall, Wasser/Abwasser, Energie, Bauleitplanung und Verkehr. Im Gegensatz zur regulativen Umweltpolitik auf Bundes- und Landesebene stehen in den Gemeinden Dienstleistungsaufgaben im Vordergrund. Bei der Implementation der Umweltnormen von Bund und Ländern, die sie vor allem als ‚weisungsfreie Pflichtaufgaben‘ (vertikale Koordination) umsetzen, existieren gewisse Spielräume: Vorgeschrieben ist nur, dass – nicht aber wie – die Aufgaben erledigt werden. In der Praxis werden allerdings durch die jeweiligen Bundes- und Landesgesetze „schon sehr weitgehende Detailregelungen vorgegeben“ (Baumheier 1992: 4). Es bleiben der Kommune aber eigene Handlungsfelder (Frings et al. 2002). Gestaltungsmöglichkeiten existieren in der Planungspraxis (Flächennutzungsplanung, Bebauungsplanung, Stadt(teil)entwicklung, Dorferneuerung) oder bei der Entwicklung von Fachkonzepten z.B. zum lokalen Klimaschutz. Kommunen können Managementinstrumente für die Verwaltung (z.B. kommunales Öko-Audit) und Controllinginstrumente (Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren) einsetzen, ökologisch beschaffen oder über kommunale Gebühren, die Politik ihrer Eigenbetriebe, oder über Öffentlichkeitsarbeit<sup>239</sup> umweltpolitisch aktiv werden. Ein wesentliches Betätigungsfeld liegt in der Ökologisierung der kommunalen Verkehrspolitik, der Wirtschaftsförder- oder Liegenschaftspraxis. Grundsätzlich haben Kommunen auch eine Steuerkompetenz und können z.B. örtliche Verbrauchssteuern erheben; kommunale Lenkungssteuern sind allerdings verfassungsrechtlich bedenklich, zumindest wenn sie der Politik des Bundesgesetzgebers im entsprechenden Politikfeld entgegen zu wirken drohen. Mit der Lokalen Agenda kam ein neuer Politiktypus dazu, dessen Kern der Dialog zwischen Verwaltung, BürgerInnen, örtlichen Organisationen und der Privatwirtschaft ist, und dessen Ziel in der gemeinsamen Entwicklung eines Handlungsprogramms liegt. Über die Stadtgrenze hinaus können die Gemeinden im Rahmen des Mehrebenensystems Einfluss auf die Umweltpolitik des Bundes nehmen: Nach der Gemeinsamen Geschäftsordnung der Bundesministerien (GGO) sollen die kommunalen Spitzenverbände bei der Entwicklung von Gesetzesvorlagen, die ihre Belange berühren, frühzeitig konsultiert werden (§ 41, 44, 47 GGO). Dies gilt auch für die Abstimmung im Rahmen der EU-Umweltpolitik (§ 74 Abs. 5 GGO).

---

<sup>239</sup> Z.B. Umweltberichte oder Abfall- und UmweltberaterInnen der kommunalen Umweltämter.

## 7.1.2 Steuerungsaspekte

Nach der Betrachtung von Strukturen und Akteuren kooperativer Umweltpolitik im föderalen Deutschland beleuchtet das folgende Kapitel gesondert die Punkte verteilte Steuerungskompetenzen, Steuerungsmodus sowie Steuerungseffizienz.

### Verteilte Steuerungskompetenzen

Die Verteilung und Verflechtung von Steuerungskompetenzen ist dort ausgeprägt, wo neben dem Bund als zentraler Steuerungsebene die Länder als dezentrale Einheiten an der Bundesumweltgesetzgebung beteiligt sind, eigene Gesetze erlassen können und über ein faktisches Vollzugsmonopol im Umweltrecht verfügen. Die Steuerungs- oder Politikverflechtung drückt sich in einem doppelten Abhängigkeitsverhältnis aus: in der Abhängigkeit des Bundes von den Länderregierungen bei der Ausübung von Bundeskompetenzen, und in der der Länder und Gemeinden von Bundesgesetzgebung und Bundesmitteln (Scharpf 1985: 325). Ging in den letzten Dekaden die Eigenständigkeit der Länder zugunsten ihrer Mitsprachemöglichkeiten über Bundesrat und Gemeinschaftsaufgaben allgemein zurück, so fand in der Umweltpolitik Ende der 80er eine Rückbesinnung der Länder auf verbliebene Freiräume statt.

### Steuerungsmodus

Was den Steuerungsmodus betrifft, so bedingen sowohl horizontale als auch vertikale und Verbundverflechtung einen Aushandlungszwang. Bei vertikaler und Verbundverflechtung können Entscheidungen nur mit Zustimmung der Untereinheiten, und bei horizontaler Verflechtung nur im Konsens der gleichgeordneten Einheiten finden: „In beiden Fällen treten Verhandlungen und Vereinbarungen an die Stelle der majoritären oder hierarchischen Entscheidung“ (Scharpf 1992: 12). Die Steuerungsfähigkeit variiert je nachdem, ob die VerhandlungspartnerInnen im Konsensverfahren einstimmig entscheiden müssen (UMK, Ministerpräsidentenkonferenzen), oder ob beispielsweise (qualifizierte) Mehrheitsentscheide (Planungsausschüsse der Gemeinschaftsaufgaben, Umweltausschuss beim Bundesrat) möglich sind. Von den beiden wichtigen Steuerungsmodi *bargaining* und *arguing* (vgl. Kapitel 3.2.1, Fußnote 50) wird sich meist das robustere *bargaining* durchsetzen, das negativer Koordination gegenüber der innovativeren positiven Koordination Vorschub leistet. Negative Koordination „impliziert die Beschränkung aller neuen Initiativen auf Optionen, die mit den gegebenen und aktuell nicht zur Disposition stehenden Positionen aller anderen Ressorts verträglich sind. Dieses Verfahren fördert nicht gerade die Innovationsfähigkeit einer „aktiven“ Regierungspolitik (...)“ (Scharpf 1991: 627; Mayntz/ Scharpf 1975).

## Steuerungseffizienz

Der kooperative Föderalismus steht im Spannungsfeld von hoher Interessensmittlung (Konkordanz) und geringer Effizienz. Steuerungsdefizite und -blockaden entstehen, wenn der Konsensbedarf zu zeit- und kostenaufwendigen Strategien der Konfliktvermeidung und -verschleppung führt. Hieraus resultieren, so KritikerInnen, politische Innovationsschwäche und Immobilität, insbesondere in Krisensituationen, in denen eine sofortige Kompensation anfallender Kosten nicht möglich ist. (Scharpf 1985: 334ff). Eine einmal im Konsens gefundene Lösung ist kaum rückgängig zu machen, wenn der Konsens im Lauf der Zeit aufgrund geänderter Bedingungen schwinde (ebd.: 337f). *Bargaining* erschwert zudem Lösungen, bei denen einseitige Verzichtleistungen erbracht werden müssen – es sei denn, es lässt sich eine Trennung von Sach- und Verteilungsfragen bewerkstelligen, z.B. durch Ausgleichszahlungen, Paketverhandlungen oder Stimmentausch (*log rolling*). Mehrebenensysteme mit verflochtenen und intransparenten Entscheidungsstrukturen ermöglichen außerdem die Diffusion politischer Verantwortung für Fehlschläge und unpopuläre Entscheidungen („Schwarzer-Peter-Spiel“). Das häufig zitierte Beispiel einer Steuerungsblockade, die Verhinderung von Regierungsinitiativen durch einen von der Opposition geführten Bundesrat, erweist sich angesichts hoher Verabschiedungsquoten von Regierungsvorlagen und einer hohen Erfolgsquote des Vermittlungsausschusses empirisch allerdings als weniger gravierend als angenommen (König 1999: 35). Die vielfältigen Frontstellungen der Länder (große vs. kleine, sozialdemokratische vs. konservative, finanzstarke vs. finanzschwache, Ost vs. West etc.) bedingen jedoch einen hohen Aushandlungsbedarf, der bei Reformvorhaben große Würfe und radikale Kurswechsel systematisch unterbindet. Steuerungsresistenzen bilden sich in Verbundsystemen außerdem durch vertikale Versäulung („Ressortkumpanei“), wenn von verschiedenen Ebenen gemeinsame Interessen gegen Ansprüche von außen verteidigt werden (Hey 1997: 52).

Neben diesen steuerungstheoretischen Schwächen wird dem kooperativen Föderalismus von Seiten der Demokratietheorie eine Tendenz zur Entparlamentarisierung angekreidet: In die Zusammenarbeit der Länder sind nur die Länderregierungen, nicht die Landtage einbezogen. Ebenso ist das Mitbestimmungsverhalten des Bundesrates der Einflussnahme und Kontrolle der Länderparlamente weitgehend entzogen. Auch auf Bundesebene findet wegen des untergesetzlichen Charakters vieler Umweltregelungen ein Großteil der Regulierung jenseits des Parlamentes statt. Dem exekutivischen Charakter von Umweltpolitik wird durch die zunehmende Verlagerung von Umweltkompetenzen auf die EU weiter Vorschub geleistet.

Seit Anfang der 1990er Jahre wurde eine Reihe von Vorschlägen zur Föderalismusreform vorgelegt. Neben der Gemeinsamen Verfassungskommission von Bundesrat und Bundestag befassten sich die Bund-Länder-Kommission „Modernisierung der staatlichen Ordnung“, die Ministerpräsidentenkonferenz (MPK), die Konferenz der Landtagspräsidentinnen und -präsidenten und verschiedene Länder-Enquete-Kommissionen mit dem Thema, darüber hinaus auch Wissenschaft und Stiftungen. Das zentrale Stichwort der Debatte lautet ‚Konkurrenzföderalismus‘, d.h. die Entflechtung der bundesstaatlichen Ordnung mit dem Ziel, die gesetzgeberischen und finanziellen Gestaltungsspielräume der Länder zu erhöhen und die Länder stärker in Wettbewerb zueinander treten zu lassen. Die tatsächlichen Reformbemühungen konnten jedoch bisher keine Entflechtung erzielen (vgl. Thaysen 2003, Benz/Lehmbruch 2001, Schultze 2000, Sturm 1999, Bremers 1997).

## 7.2 Die europäische Ebene

Das umweltpolitische Mehrebenensystem Deutschland/Europa wird hier ausschließlich in Hinblick auf die EU bzw. EG untersucht.<sup>240</sup> Erstens sind die sozioökonomischen Interdependenzen und Problemverflechtungen, die eine koordinierte Umweltpolitik erst nötig machen, dort besonders ausgeprägt. Zweitens wird diesen Verflechtungen auch durch eine ausdifferenzierte institutionelle und rechtliche Struktur Rechnung getragen.

Die EU bzw. ihr vergemeinschafteter Kern EG gilt als ‚Entität *sui generis*‘ zwischen Staatenbund und Bundesstaat (Kohler-Koch/Edler 1998: 174ff). Von einem Bundesstaat trennt sie in erster Linie die fehlende ‚Kompetenz-Kompetenz‘ der übergeordneten Einheit: Sie besitzt keine Befugnis, über den Umfang der ihr zustehenden Hoheitsrechte zu bestimmen.<sup>241</sup> Hoheitsrechte werden ihr vielmehr von den Mitgliedstaaten zugeteilt, bei denen als den so genannten ‚Herren der Verträge‘ die verfassungsgebende bzw. vertragsändernde Gewalt liegt.<sup>242</sup> Von einem Staatenbund

---

<sup>240</sup> Zur grenzüberschreitenden Zusammenarbeit in der europäischen Umweltpolitik jenseits der EU, z.B. im Rahmen des Europarates, der OECD, KSZE/OSZE und bi- bzw. multilateraler Abkommen vgl. BT-Drs. 13/10735, Scherer/Blattner/Hey (1994: 7-12) und Strübel (1992: 187ff).

<sup>241</sup> Einer Deutung von Art. 6 Abs. 4 EUV als Kompetenz-Kompetenz der Gemeinschaft hat das Bundesverfassungsgericht mit seiner Maastricht-Entscheidung (BVerfGE 89, 155) entgegenge-wirkt.

<sup>242</sup> Dies gilt auch für die Intergouvernementale Konferenz 2004. Zwar wurde für ihre Vorbereitung erstmals ein Konvent einberufen, an dem nicht nur RegierungsvertreterInnen und – erstmals – Abgeordnete nationaler Parlamente, sondern auch die supranationalen Institutionen Europaparlament und Kommission teilnahmen. Über die Annahme des von diesem Konvent zu erar-

mit schwach ausgestalteter Zentralinstanz hingegen trennt die EU, dass die Nationalstaaten Souveränität auf die europäische Ebene übertragen haben und sich nun als Mitgliedstaaten im Rechtsetzungsprozess wieder finden. Die Vorstellung einer die souveränen Verfassungsstaaten bindenden (Rechts-) Ordnung war zunächst eine Neuheit. Als supranationale Organisation kann die europäische Gemeinschaft bindende Rechtsvorschriften für ihre Mitgliedsstaaten erlassen – die zudem direkte Wirkung entfalten, d.h. Rechte und Pflichten für natürliche und juristische Personen implizieren.<sup>243</sup> Dies ist international einzigartig. Umweltpolitik nimmt so innerhalb der Gemeinschaft „einen Zwischenstatus zwischen Umweltpolitik auf nationaler Ebene und der Beteiligung an internationalen Umweltabkommen ein“ (Kirchgässner 1996: 160).

Grundsätzlich dürfen die EG-Organe nur „nach Maßgabe“ des EG-Vertrags Politiken und Rechtsnormen erlassen (Art. 249 EGV)<sup>244</sup> – allerdings nicht generell, sondern nur dort, wo eine ausdrückliche Ermächtigung vorliegt: Die Gemeinschaft muss durch dieses so genannte ‚Prinzip der begrenzten Einzelermächtigung‘ in jedem Einzelfall darlegen, dass sie ein vertraglich festgelegtes Ziel verfolgt und im Rahmen der vertraglich zugewiesenen Befugnisse handelt (Art. 5 EUV, Art. 5 EGV). Allerdings erlaubt es das Vertragslückenschließungsverfahren (Art. 308 EGV) der Gemeinschaft, auch dann tätig zu werden, wenn keine Einzelermächtigung vorliegt, es aber für die Erreichung der Gemeinschaftsziele im Rahmen des Gemeinsamen Markts notwendig ist.<sup>245</sup> Zum anderen gehört darunter auch die Kompetenzzuweisung zur Angleichung nationaler Rechtsvorschriften, die den gemeinsamen Markt/Binnenmarkt betreffen (Art. 94-95 EGV) (Magiera 2002: 72). In der Rechtssetzung besitzt die Gemeinschaft gegenüber den Mitgliedstaaten ausschließliche, konkurrierende, Rahmen- und parallele Kompetenzen.<sup>246</sup> Die konkurrierende Kompetenz stellt den Regelfall dar und gilt auch für die Umweltpolitik.

---

beitenden europäischen Verfassungsentwurfs entscheiden aber wiederum die nationalen Regierungen.

<sup>243</sup> Dies wird als das Prinzip der direkten Anwendbarkeit bzw. direkten Wirkung bezeichnet. Zur Supranationalität der EU vgl. Nicolaysen (2002: 354).

<sup>244</sup> Es handelt sich um den Ex-Artikel 189 EGV. Mit der Überarbeitung der europäischen Verträge durch die Regierungskonferenz 1996/97 (Vertrag von Amsterdam) wurde die Nummerierung der Vertragsartikel umgestellt. In dieser Arbeit wird auf die aktuelle Nummerierung von EU- und EG-Vertrag in der Nizza-Version (gültig seit 1. Februar 2003) Bezug genommen.

<sup>245</sup> Ergänzend leitet die ‚*implied powers*‘-Lehre des EuGH nicht ausdrücklich im EG-Vertrag festgelegte Kompetenzen für die Gemeinschaft ab, wenn diese zur Erfüllung der vertraglich festgelegten Ziele notwendig erscheinen.

<sup>246</sup> Analog zur Systematik im deutschen Föderalismus (Kapitel 7.1) sind bei ausschließlichen Kompetenzen die Mitgliedsstaaten grundsätzlich nicht mehr alleine regelungsbefugt. Im Fall konkur-

Wenngleich Brüssel bereits seit 1972 umweltpolitisch aktiv war – u.a. auf der Basis von EG-Umweltprogrammen –, wurde der EG eine Zuständigkeit für Umweltpolitik erst 1987 durch die Einheitliche Europäischen Akte (EEA), die erste EG-Vertragsrevision, eingeräumt. Die Gemeinschaft sieht es seither als ihr Ziel an, durch gemeinsame Politiken und Maßnahmen „ein hohes Maß an Umweltschutz und Verbesserung der Umweltqualität“ zu erreichen (Art. 2 EGV). Als weitere Grundsätze wurden mit dem Amsterdamer Vertrag von 1997 „nachhaltige Entwicklung“<sup>247</sup> (Art. 2 EUV, Art. 2 EGV) und das Querschnittsprinzip, Umweltschutz in andere Handlungsfelder einzubeziehen („Umweltintegration“, Art. 6 EGV), festgeschrieben. Die Stärkung des Umweltschutzes und der Grundsatz der nachhaltigen Entwicklung wurden zudem in die Präambel des EU-Vertrags aufgenommen – gleichrangig neben der Verwirklichung des Binnenmarktes und der Stärkung des gemeinschaftlichen Zusammenhaltes. In der (noch nicht rechtsverbindlichen) Grundrechtecharta der EU wurden im Jahr 2000 das Umweltschutzziel und das Umweltintegrationsprinzip abermals festgeschrieben (Art. 37 der Charta).

Umweltpolitik findet sich als Gemeinschaftstätigkeit ausdrücklich im Tätigkeitskatalog wieder (Art. 3 Abs. 1 lit. 1 EGV). Die Ermächtigungsgrundlage (Kompetenznorm) für umweltschützende Maßnahmen bildet Art. 175 EGV.<sup>248</sup> Die im Umwelttitel des EG-Vertrags (Titel XIX) beschriebenen Ziele gemeinschaftlicher Umweltpolitik umfassen den Erhalt und Schutz der Umwelt sowie die Verbesserung ihrer Qualität; den Schutz der menschlichen Gesundheit; die umsichtige und rationelle Verwendung natürlicher Ressourcen; und schließlich die Förderung von Maßnahmen auf internationaler Ebene zur Bewältigung regionaler oder globaler Umweltprobleme (Art. 174 Abs. 1).

Die Grundsätze der EU-Umweltpolitik bestehen in Vorsorge und Vorbeugung, Verursacher- und Ursprungsprinzip (Art. 174 Abs. 2 EGV; vgl. Winter 2003). Instrumente europäischer Umweltpolitik sind neben den EU-Rechtsakten die mehrjährigen Umweltaktionsprogramme zur Festlegung der vorrangigen Ziele (Art. 175

---

rierender Kompetenzen sind sie nur insoweit und solange zuständig, wie die EG keine Rechtsakte erlässt. Rahmenkompetenz liegt dann vor, wenn die Verträge nur Koordinations- und Kooperationsbefugnisse vorsehen. Von Parallelkompetenz spricht man, wenn sowohl EG als auch Nationalstaaten nebeneinander Rechtsvorschriften erlassen dürfen.

<sup>247</sup> Allerdings bestimmt Art. 2 EGV dies näher als „nachhaltige Entwicklung *des Wirtschaftslebens*“ (Herv. d. A.).

<sup>248</sup> Vor der Reform durch die Einheitliche Europäische Akte stützte die EG umweltpolitische Maßnahmen vor allem auf die Rechtsgrundlage zur Angleichung von nationalen Vorschriften, die Auswirkungen auf den Binnenmarkt haben können (Art. 94 EGV), und auf die oben erwähnte Generalermächtigung für im Vertrag nicht geregelte Befugnisse (Art. 308 EGV).

Abs. 3) sowie Förder- und Forschungsprogramme.<sup>249</sup> In Tabelle 9 werden die EU- und EG- Vertragsgrundlagen zusammengefasst, auf deren Grundlage die Gemeinschaft umweltrelevante Maßnahmen ergreifen kann.

Diese im Vertragswerk verankerten Rechtsgrundlagen (primäres Gemeinschaftsrecht) bilden das Fundament der europäischen Umweltpolitik. Sie werden durch so genanntes sekundäres Gemeinschaftsrecht (Verordnungen, Richtlinien, Entscheidungen des Rates oder der Kommission) konkretisiert. Während Verordnungen in den Mitgliedstaaten unmittelbar gelten, wählen die Staaten bei Richtlinien Form und Mittel zur Erreichung des formulierten Ziels selbst (Art. 249 EGV).

In der Umweltpolitik existieren derzeit über 250 Rechtsakte.<sup>250</sup> Neben diesen Rechtsakten, die einklagbar und deren Einhaltung und Umsetzung vom Europäischen Gerichtshof überprüfbar sind, haben die Mitgliedstaaten auch weiche, politikkoordinierende Strategien entwickelt. Dazu gehören Strategien wie der Cardiff-Prozess zur Umweltpolitikintegration (Europäischer Rat 1998) oder die Europäische Nachhaltigkeitsstrategie von Göteborg (Europäischer Rat 2001, vgl. Europäische Kommission 2001a).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich im Lauf der letzten Jahre eine eigenständige europäische Umweltpolitik herausgebildet hat: Die Europäische Gemeinschaft hat regulative Aufgaben übernommen und ist umweltpolitisch ausgesprochen aktiv. Es hat sich die Vorstellung durchgesetzt, dass Umweltpolitik mehr sei als ein bloßes Anhängsel wirtschaftlicher Integration. Darüber hinaus hat die europäische Integration auch zu einer Europäisierung der *nationalen* Umweltpolitiken geführt: Die Umweltpolitik der Mitgliedsstaaten muss die europäische Integration und die dadurch entstandenen Erfordernisse – Respektierung des Gemeinschaftsrechts, vor allen Dingen der Grundfreiheiten – mitdenken und beachten, um als ‚gemeinschaftsverträglich‘ überhaupt durchsetzbar zu sein. Umweltpolitik im europäischen Mehrebenensystem wird im Folgenden anhand der oben verwendeten Struktur, d.h. unterteilt in Politikverflechtung und Steuerungsaspekte, dargestellt.

---

<sup>249</sup> Hierunter fallen das Finanzierungsinstrument für Umweltpolitik LIFE, Förderprogramme wie STEP (Wissenschaft und Technologie für den Umweltschutz) oder EPOCH (Europäisches Programm für Klimatologie und natürliche Risiken).

<sup>250</sup> Demmke/Unfried (2000: 18) verweisen auf ca. 450 Rechtsakte, wenn man alle Rechtsakte dazu zählt, die einen Umweltbezug haben könnten und alle Änderungs- und Durchführungsakte in die Zählung integriert.

Tabelle 9: Vertragsgrundlagen und Felder mit umweltpolitischer Relevanz in EU- und EG-Vertrag

<b>Vertrag über die Europäische Union (EUV)</b>		
Präambel EUV	Bekenntnis zu Umweltschutz und nachhaltiger Entwicklung im achten Erwägungsgrund	
Gemeinsame Bestimmungen	Art. 2 EUV	Zielkatalog der Europäischen Union
<b>Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (EGV)</b>		
Grundsätze	Art. 2 EGV Art. 3 lit. 1 EGV Art. 6 EGV	Aufgabenkatalog der Europäischen Gemeinschaft Tätigkeiten/Zuständigkeitsbereiche der Gemeinschaft Umweltintegrationsprinzip
Titel II	Agrarpolitik: Art. 32-37 EGV	
Titel III	Freizügigkeit, freier Dienstleistungs- und Kapitalverkehr: Art. 39-60 EGV	
Titel V	Verkehrspolitik: Art. 70-80 EGV	
Titel VI	Wettbewerbs-, Steuerpolitik, Harmonisierung von Rechtsvorschriften: Art. 81-97 EGV	
	Art. 95 EGV Art. 95 Abs. 3 EGV Art. 95 Abs. 4 EGV	Spezialkompetenz zur Verwirklichung des Binnenmarkts (Angleichung u.a. von Umweltvorschriften) Schutzniveau Klausel: hohes Schutzniveau u.a. im Umweltschutz Schutzverstärkungsklausel: Ausnahmen vom harmonisierten Gemeinschaftsrecht
Titel IX	Handelspolitik: Art. 131-134 EGV	
Titel XIV	Verbraucherschutz: Art. 153 EGV	
Titel XV	Transeuropäische Netze: Art. 154-156 EGV	
Titel XVI	Industrie: Art. 157 EGV	
Titel XVII	Wirtschaftlicher und sozialer Zusammenhalt: Art. 158-162 EGV (Struktur-, Kohäsionsfonds)	
Titel XVIII	Forschung und technologische Entwicklung: Art. 163-173 EGV (u.a. Forschungskordinierung, Forschungsrahmenprogramm)	

Tabelle 9 (Fortsetzung): Vertragsgrundlagen und Felder mit umweltpolitischer Relevanz in EU- und EG-Vertrag

Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (EGV) (Forts.)		
Titel XIX	Umwelt: Art. 174-176 EGV	
	Art. 174 Abs. 1 EGV	Ziele gemeinschaftlicher Umweltpolitik
	Art. 174 Abs. 2 EGV	Grundsätze gemeinschaftlicher Umweltpolitik
	Art. 174 Abs. 3 EGV	Berücksichtigungsgebote für gemeinschaftliche Umweltpolitikformulierung
	Art. 174 Abs. 4 EGV	Umweltaußenkompetenz/internationale Zusammenarbeit
Titel XIX	Art. 175 Abs. 1 EGV	Ermächtigungsgrundlage gemeinschaftlicher Umweltpolitik; Mitentscheidungsverfahren
	Art. 175 Abs. 2 EGV	Anhörungsverfahren in der EG-Umweltpolitik
	Art. 175 Abs. 3 EGV	Umweltaktionsprogramme
	Art. 175 Abs. 4 EGV	Finanzierung und Durchführung der EU-Umweltpolitik
	Art. 175 Abs. 5 EGV	Einschränkungen von Art. 175 Abs. 1; Verursacherprinzip
	Art. 176 EGV	Schutzverstärkungsklausel: Mitgliedstaatliche Alleingänge in der Umweltpolitik

Quelle: eigene Zusammenstellung<sup>251</sup>

## 7.2.1 Politikverflechtung

### Verbundverflechtung

Die gleichzeitige vertikale und horizontale Koordination von zentralen und dezentralen Einheiten (Verbundverflechtung) ist der vorherrschende Interaktionsmodus der Gemeinschaft. Vorauszuschicken ist, dass das Verhältnis von zentraler Einheit und ihren Kompetenzen auf europäischer Ebene sich spiegelbildlich zu dem innerhalb Deutschlands verhält: Dort bilden Bundesregierung und Bundestag die Zentraleinheit. Von ihnen werden die meisten Beschlüsse initiiert und gefasst, während der Bundesrat als Organ der dezentralen Einheiten vornehmlich abändernd eingreift. In der EU-Politikformulierung verkörpern die Kommission und das Europäische Parlament (EP) als supranationale, die einzelstaatlichen Interessen übergreifende Institu-

<sup>251</sup> Zur Rechtsetzungsbefugnis der Gemeinschaft innerhalb und außerhalb des Umwelttitels siehe auch Scheuing (2002).

tionen die zentrale Ebene. Ihr Einfluss auf Politikgestaltung wird allerdings durch die Kompetenzen der dezentralen Ebene – dem Ministerrat als intergouvernementaler Vertretung der Mitgliedstaaten – deutlich begrenzt. So begünstigt beispielsweise das Prinzip der begrenzten Einzelermächtigung die EG-Mitgliedsstaaten (als die politisch stärkere Ebene) gegenüber Kommission und EP. Im deutschen System verhält es sich gerade umgekehrt: Die Gesetzgebung ist grundsätzlich auf der schwächeren Ebene der Länder angesiedelt (Zuständigkeitsvermutung des Art. 70 Abs. 1 GG), auch wenn die Mehrzahl der (Umwelt-) Gesetze in der Praxis auf Bundesebene formuliert wird.

### ***Politikformulierung und Rechtssetzung***

Verbundverflechtung setzt früh im Politikprozess an: Bei der Ausarbeitung umweltpolitischer Vorschläge für den Rat wird die Kommission von rund 100 beratenden Ausschüssen unterstützt (Demmke/Unfried 2000: 118). In diese Sachverständigengruppen kann die Kommission u.a. BeamtInnen und ExpertInnen der Mitgliedstaaten berufen, so dass ein frühzeitiger Austausch zwischen den Institutionen und Ebenen stattfindet.

Das herausragende verbundföderale Moment der EU liegt jedoch im gemeinschaftlichen Rechtsetzungsprozess, konkret in der Kombination von Initiativmonopol der Kommission (Art. 251-252 EGV) und Entscheidungsgewalt von Rat und Europäischem Parlament (Art. 202 bzw. 251 EGV). Die Kommission ist die einzige europäische Institution, die (auf Anfrage von Ministerrat oder EP) Entwürfe für Richtlinien und Verordnungen formulieren kann. Die Entwürfe entstehen in den zuständigen Generaldirektionen. In der umweltpolitischen Arena können dies z.B. die Generaldirektionen Umwelt, Verkehr, Energie etc. sein. Der Einfluss der Kommission sinkt allerdings, sobald sie eine Initiative auf den Weg gebracht hat: Verabschiedet und möglicherweise weitgehend umgestaltet wird eine Initiative in erster Linie durch den (Umwelt-) Ministerrat; der Rat hat in der gemeinschaftlichen Rechtssetzung also im Unterschied zu Regierungen in nationaler Gesetzgebung nicht nur exekutive, sondern auch legislative Kompetenzen (Crum 2003). Das Parlament wirkt an der Rechtssetzung in unterschiedlichem Maße mit: Je nach Materie besitzt es Anhörungs-, Zustimmungs-, Zusammenarbeits- oder Mitentscheidungsrechte (vgl. Art. 192, 251, 252 EGV). Insbesondere im Rahmen des Mitentscheidungsverfahrens ist die Verbundverflechtung ausgeprägt: In einem mehrere Lesungen umfassenden Rechtssetzungsverfahren erlassen Rat und Parlament Rechtsakte gemeinsam. Die Kontakte zwischen den beiden legislativen Organen sind entsprechend intensiviert: Weil ein Rechtsakt nicht zustande kommt, wenn das EP den so genannten Gemein-

samen Standpunkt des Rates ablehnt oder wenn sich der Vermittlungsausschuss nicht auf einen gemeinsamen Text einigen kann, entsteht ein hoher Aushandlungsbedarf (vgl. Maurer 2003). Die Schaffung und Ausweitung des Mitentscheidungsverfahrens in den Verträgen von Maastricht und Amsterdam wurde insbesondere in der Umweltpolitik als wichtiger Impuls gewertet, profilierte sich das Parlament doch in den 1990er Jahren als ‚umweltpolitisches Gewissen‘ Europas.<sup>252</sup> Die von EP und Kommission für den Nizza-Vertrag angestrebte weitere Ausweitung des Mitentscheidungsverfahrens in umweltpolitisch relevanten Politikfeldern scheiterte am Widerstand Deutschlands und Spaniens. So hat das EP in der Agrarpolitik, aber auch im Umweltbereich bei Vorschriften steuerlicher Art weiterhin nur Anhörungsrechte (Art. 175 Abs. 2 EGV). Die Kommission hat in diesem Stadium der Politikformulierung nur noch eine geringe Gestaltungsmacht; allerdings kann der Rat Änderungen an den Vorlagen nur dann gegen ihren Willen durchsetzen, wenn er einstimmig entscheidet (Art. 251 Abs. 3, Art. 252 lit. e EGV) – was abermals einen hohen Aushandlungsdruck schafft. Die Kommission bleibt ihrerseits darauf angewiesen, ihre Politik auf dem Wege der Verhandlung und Überzeugung durchzusetzen, weil sie aufgrund ihrer mangelnden Entscheidungsbefugnisse sich kontinuierlich wechselnde (und nicht immer vorhersehbare) Mehrheiten suchen muss (Kohler-Koch/Edler 1998: 177).<sup>253</sup> Im Zusammenspiel von Rat und Kommission hat sich deren umweltpolitische Rollenverteilung im Lauf der letzten Jahre teilweise verschoben: Lange war es die Kommission, die mit progressiveren Entwürfen in Vorlage ging, die dann in der Abwägung der unterschiedlichen Länderinteressen im Rat verwässert wurden. Inzwischen hat die Kommission ihren Vorreiter-Ruf etwas eingebüßt.<sup>254</sup> Die Notwendigkeit der Kommission, mit externen Akteuren wie Rat und EP zu verhandeln, wird vom Zwang zu interner Konsensfindung und Kooperation innerhalb der stark heterogenen Institution begleitet: Politikformulierung in der Kommission unterliegt, auch wenn Mehrheitsentscheide formell möglich sind (Art. 219 EGV), faktisch dem Konsenszwang (vgl. Nugent 2001, Christiansen 2001).

---

<sup>252</sup> Hintergrund dessen ist, dass die Koalitionsbildung im EP aufgrund der Abwesenheit einer parteipolitischen ‚Regierung‘ variabler und weniger vorhersehbar ist als in nationalen Parlamenten, deren Mehrheit üblicherweise die Regierungsvorschläge stützt.

<sup>253</sup> Im Unterschied dazu kann sich die deutsche Regierung, wie dies für parlamentarische Regierungssysteme charakteristisch ist (Steffani 1981), dauerhaft auf eine Parlamentsmehrheit stützen.

<sup>254</sup> Verantwortlich hierfür war ihre bremsende Rolle u.a. in der Gestaltung der Umwelthaftungsrichtlinie und des 6. Umweltaktionsprogramms sowie ihre Unterstützung kooperativer, nicht rechtsbasierter Governance-Modelle (*„soft law“*, vgl. Holzinger et al. 2002).

### **Umsetzung**

Verbundkooperation findet auch in der Konkretisierung und Durchführung gemeinschaftlicher Umweltpolitik statt: Wenn nach Verabschiedung eines Rechtsaktes weitere Anpassungen oder Konkretisierungen notwendig sind („Tertiär-Rechtsetzung“), arbeiten Kommission und Rat, teilweise auch das EP,<sup>255</sup> über das so genannte Komitologie-Verfahren eng zusammen. Dabei beraten, unterstützen und überwachen die mit nationalen VertreterInnen besetzten Durchführungsausschüsse der Komitologie die Arbeit der Kommission. Von den 244 Ausschüssen, die sich je nach Funktion in Beratende Ausschüsse, Verwaltungs- und Regelungsausschüssen aufgliedern, wurden im Jahr 2000 allein 41 von der Generaldirektion Umwelt geleitet (vgl. Europäische Kommission 2001c).<sup>256</sup> In der Umweltpolitik, v.a. im Bereich der umwelttechnischen Normsetzung, ist der Anteil von Regelungsausschüssen besonders hoch (ebd.: 328). Gerade bei diesem Ausschusstypus jedoch besitzen die Mitgliedstaaten weitgehende Befugnisse und können ihren Einfluss gegenüber der Kommission am stärksten geltend machen.<sup>257</sup>

### **Nationale Parlamente**

Die legislative Verbundverflechtung wird ‚vertieft‘ durch die indirekte Mitwirkung der nationalen Parlamente im europäischen Politikprozess. Im Fall von Deutschland ist der Bundestag v.a. durch den Europaausschuss an Angelegenheiten der Europäischen Union beteiligt (Art. 23 GG Abs. 2 Satz 1). Die Mitwirkung umfasst zum einen eine Informationspflicht der Bundesregierung gegenüber dem Bundestag, zum anderen ein Recht des Bundestags zur Stellungnahme gegenüber der Bundesregierung in Europaangelegenheiten. Die Regierung ist verpflichtet, diese Stellungnahme zu „berücksichtigen“ – woraus sich aber keine rechtliche Verbindlichkeit ableiten lässt (Fuchs 2001: 239). Die Mitwirkung der nationalen Parlamente soll nach den

---

<sup>255</sup> Das Europäische Parlament wird einbezogen, wenn für die Verabschiedung des Basisrechtsaktes das Mitentscheidungsverfahren angewendet wurde. Vgl. den Komitologiebeschluss des Rates (1999/468/EG).

<sup>256</sup> Steuerungstheoretisch übernehmen sie verschiedene Funktionen: die Konkretisierung und Anpassung von Umweltregulierung an den technischen Fortschritt, die Verwaltung von (Außen-) Handelsregimes, die Verwaltung von Produktregulierung und die Generierung bzw. Evaluation steuerungsrelevanten Wissens (Töller 2002: 349ff). Eine Auflistung der Ausschüsse findet sich in ABl. C 225 vom 08. 08. 2000, S. 2ff.

<sup>257</sup> Vgl. Art. 5 des Ratsbeschlusses 1999/468/EG. Allerdings wurde mit der Revision des Komitologiebeschlusses die Möglichkeit gestrichen, nach der der Rat bei nicht zustande kommender Einigung mit einfacher Mehrheit einen Verzicht auf die Regelung beschließen konnte (Art. 2 des ersten Komitologiebeschlusses 87/373/EWG). In dieser Regelung war eine wesentliche Ursache für Steuerungsblockaden gesehen worden (Müller-Brandeck-Bocquet 1996: 215).

Vorstellungen des europäischen Verfassungskonvents künftig noch verstärkt werden, indem nationale Parlamente zu Wächtern des Subsidiaritätsprinzips werden (Europäischer Konvent 2003): Wenn eine in Vorbereitung befindliche europäische Initiative nach Meinung von mindestens einem Drittel der Parlamente gegen das Subsidiaritätsprinzip verstößt, können sie Einspruch erheben. Die Kommission muss ihren Vorschlag dann überarbeiten.

### ***EG-Umweltaußenpolitik***

In die andere Richtung des Mehrebenensystems wird legislative Verbundverflechtung im Rahmen der sog. Umweltaußenkompetenz, dem europäischen Mandat zur Gestaltung internationaler Umweltpolitik, vertieft.<sup>258</sup> In immer mehr Umweltpolitikfeldern arbeiten Verhandlungsdelegationen der Mitgliedsstaaten Seite an Seite mit einer EU-Delegation (vgl. Europäische Union 2003). Prominentes Beispiel hierfür ist die internationale Klimapolitik. Die umweltpolitischen Außenkompetenzen der Europäischen Gemeinschaft sind „gemischt“, d.h. sie werden teils von der EG, teils von den Mitgliedsstaaten ausgeübt.<sup>259</sup> Vermehrt werden daher sog. gemischte Abkommen abgeschlossen, die eine doppelte Außenvertretung durch die EG und die Mitgliedsstaaten ermöglichen (vgl. Herrmann 2002). Die Gemeinschaft kann nach EuGH-Rechtsprechung eine umweltpolitische Außenkompetenz dort wahrnehmen, wo sie auch gemeinschaftsintern Umweltregelungen erlassen kann. Art und Weise der Kompetenzwahrnehmung in der Umweltaußenpolitik regeln Art. 174 Abs. 4, Art. 175 und Art. 300 EGV. Die praktische Außenvertretung übernimmt die Kommission, wenn es sich um Bereiche der EG-Außenkompetenz handelt, und die Ratspräsidentschaft, wenn die Mitgliedsstaaten über ausschließliche Kompetenzen verfügen. In der Umweltaußenpolitik betrifft dies nur wenige Bereiche, u.a. jedoch Finanzen (Vogler 1999, Schumer 1996).<sup>260</sup> Im Rahmen der ihr übertragenen Kompetenzen

---

<sup>258</sup> In der Europäischen Außenpolitik sind Aktivitäten im Rahmen der Gemeinsamen Außen- und Sicherheitspolitik (GASP; Zweite Säule der EU) von Außenbeziehungen in vergemeinschafteten Politikfeldern (EG bzw. Erste Säule der EU) zu unterscheiden. Sie weisen unter anderem unterschiedliche Entscheidungsstrukturen auf.

<sup>259</sup> Die Zuweisung von Zuständigkeiten hat sich v.a. aus dem *Case Law* des EuGH entwickelt (vgl. die AETR-Rechtsprechung, Rs. 22/70). Der EG-Vertrag selbst sieht eine Außenkompetenzen nur in den Bereichen Handelspolitik (Art. 133 EGV) und Assoziierungsabkommen (Art. 310 EGV) ausdrücklich vor.

<sup>260</sup> In der globalen Umweltfazilität (Global Environmental Facility, GEF), dem zentralen Finanzierungsinstrument internationaler Umweltpolitik, wirken folglich nur die Mitgliedsstaaten mit, nicht die EG selbst. Allgemein hat das *Case Law* des EuGH nicht abschließend geklärt, ob die Kommission oder die Ratspräsidentschaft das Recht besitzt, die EU international zu vertreten (Lenschner 2001: 40).

besitzt die EG Völkerrechtssubjektivität (Art. 281 EGV). Auf dieser Basis hat sie mittlerweile über 90 internationale Umweltabkommen und Verträge unterzeichnet. Im United Nations Environmental Programme (UNEP) hat sie den Status eines *full participant*.

Die Gestaltung europäischer Umweltaußenpolitik ist durch einen hohen Grad an Verflechtung und Aushandlungsbedarf charakterisiert. Zunächst unterliegt die Klärung der Kompetenzen und Zuständigkeiten von Gemeinschaft und Mitgliedsstaaten vielfältigen Spielräumen und Spannungen; wenn die Kommission die Interpretation des Rates anzweifelt, wird die Frage vom EuGH entschieden. Bei der einem internationalen Vertragsabschluss vorangehenden Beschlussfassung innerhalb der Gemeinschaft gleicht der Prozess dem der Entscheidungsfindung bei EG-internen Maßnahmen. Bei der Außenrepräsentation, d.h. in den internationalen Verhandlungen selbst, muss die gemeinsame Positionen im Ministerrat festgelegt werden.<sup>261</sup> Gelingt dies nicht, dürfen die Mitgliedsstaaten auch im Falle ausschließlicher Gemeinschaftskompetenz ihre Stimmrechte selbständig ausüben (Leschner 2001: 39). Die Situation wird noch unübersichtlicher, wenn bei Verhandlungen im Rahmen gemischter Verträge die Zuständigkeiten zwischen Kommission und Mitgliedsstaaten von Tagesordnungspunkt zu Tagesordnungspunkt wechseln. Weitgehend unbeteiligt an der Gestaltung der EG-Umweltaußenpolitik ist das Europäische Parlament: Es stimmt zwar über den Abschluss internationaler Verträge mit ab, kann aber die Formulierung von Verhandlungspositionen im Politikprozess selbst nicht beeinflussen. Um Umweltaspekte künftig besser in die EU-Außenpolitik zu integrieren, wurde 2003 das *Green Diplomacy Network*, ein informelles Netzwerk von UmweltexpertInnen innerhalb der europäischen Außenministerien, ins Leben gerufen.

### **Parteien**

Ein letztes Element von Verbundverflechtung ist die Überbrückung verschiedener Politikebenen durch Interessensvermittlung innerhalb von (ebenenübergreifenden) politischen Parteien. Diese Konstellation existiert auf EU-Ebene im Unterschied zur Bundesrepublik nicht: Es gibt keine die Mitgliedstaaten übergreifenden politischen Parteien im Rat, deren Konkurrenz die Verfolgung reiner Landesinteressen disziplinieren würde (Scharpf 1994: 134). Parteienwettbewerb ist auf das in seiner legislativen Kompetenz eingeschränkte EP beschränkt und kommt wegen der fehlenden europäischen Öffentlichkeit nur wenig zum Tragen.

---

<sup>261</sup> Unabhängig davon, ob die Kommission die Verhandlungsführerschaft inne hat, bleibt der Rat damit der zentrale Entscheidungsträger.

## Horizontale Verflechtung

Horizontale Koordination ist angesichts der anhaltenden Bedeutung nationaler Souveränität noch immer der vorherrschende Abstimmungsmodus innerhalb der Gemeinschaft. Obwohl es mit der Kommission eine zentrale Instanz mit supranationalen Kompetenzen gibt, ist diese vergleichsweise schwach ausgestattet: Im Unterschied zur Bundesregierung besitzt sie – weil ernannt und nicht gewählt – ein geringeres Maß demokratischer Legitimation (vgl. Abromeit 2002: 20ff) und ist bislang politisch wie fiskalisch weitgehend von den Mitgliedstaaten abhängig (Scharpf 1994: 133).<sup>262</sup>

### *Umweltministerrat und AStV*

Der maßgebliche Ort horizontaler Koordination in der europäischen Umweltpolitik ist der (viermal jährlich tagende) Umweltministerrat. Da die Mitgliedstaaten in diesen Konferenzen von FachministerInnen nationale Interessen zu wahren versuchen, sind Koordinierungs- und Abstimmungsleistungen hier dermaßen dominant, dass dem Rat der Beinamen „Konsensmaschinerie“ (Müller-Brandeck-Bocquet 1996: 218) verliehen wurde. Die Konsensfindung wird maßgeblich durch den weisungsgebundenen ‚Ausschuss der ständigen Vertreter‘ (AStV/COREPER) der Mitgliedsstaaten vorbereitet (Lewis 2002). In den beiden Gremien AStV I und II sitzt pro Land ein/e VertreterIn mit Botschaftsrang. Während in AStV II die Ständigen VertreterInnen vornehmlich über außenpolitische, ökonomische und haushaltstechnische Belange beraten und entscheiden, widmen sich ihre StellvertreterInnen in AStV I ausschließlich technischen Aspekten aus den Bereichen Binnenmarkt, Umweltschutz, Transport, Forschung, Beschäftigung und Soziales, Industrie und Energie. Beide Gremien werden durch rund 250 zuarbeitende Arbeitsgruppen und -ausschüsse des Ministerrats unterstützt, die mit nationalen BeamtInnen besetzt sind.<sup>263</sup> Dabei werden auf Arbeitsgruppenebene ein Großteil aller Dossiers entscheidungsreif an den AStV weitergereicht (vgl. Hayes-Renshaw/Wallace 1997: 78). Konsenssuche und Verhandeln

---

<sup>262</sup> Als supranationale Organisation wird die Gemeinschaft über Eigenmittel finanziert. Die Zölle oder auch die Abschöpfungen, die automatisch in den Haushalt fließen, machten allerdings im Jahr 2001 nur ca. 16% aller Einnahmen aus (andere Quellen sind Anteile an der Mehrwertsteuer und am BSP der Mitgliedstaaten). Der enge finanzielle Spielraum der Gemeinschaft wird auch durch die Eigenmittelobergrenze von 1,24% des BSP der Mitgliedstaaten verdeutlicht.

<sup>263</sup> Albert (1997: 95) macht darauf aufmerksam, dass „Fachkommissionen und Arbeitsgruppen (...) nicht als korporative Akteure zu verstehen [sind], die ein europäisches Eigeninteresse vertreten. Sie sind vielmehr Gremien zur Vorbereitung der europäischen Gesetzgebung, in denen die nationalen Interessen abgestimmt werden und der Einfluss auf die Kommission abgesichert wird.“

werden – zu Lasten von Transparenz – dadurch erleichtert, dass die Arbeitsgruppen und AStV-Gremien immer unter Ausschluss der Öffentlichkeit tagen. Wird der Rat legislativ tätig, wird inzwischen die erste Sitzung der MinisterInnen medial übertragen. Ansonsten tagt auch der Ministerrat hinter verschlossenen Türen.

Seit Maastricht werden die meisten Beschlüsse und Entscheidungen in der Umweltpolitik (Art. 175 Abs. 1) und in umweltrelevanten Bereichen wie Verbraucher- und Verkehrspolitik (Art. 153 bzw. 156 EGV) im Rat mit qualifizierter Mehrheit gefasst. Gleichfalls auf Mehrheitsbasis werden exekutive Entscheidungen zur Durchführung und Umsetzung von Gemeinschaftsrecht im Rahmen des Komitologie-Verfahrens (siehe oben) gefällt. Allerdings müssen heikle Themen wie Energiepolitik, steuerliche Maßnahmen in der Umweltpolitik, sowie Raumordnung, Wasserbewirtschaftung und Bodennutzung weiterhin einstimmig beschlossen werden (Art. 175 Abs. 2 EGV). Mit der Vertragsrevision von Nizza im Jahr 2000 wurde durch eine geringfügige Revision des Art. 175 Abs. 2 (b) EGV die Einstimmigkeitserfordernis im Bereich der Bewirtschaftung von Wasserressourcen zwar implizit eingeschränkt, im Bereich Raumordnung und Bodennutzung aber ausgeweitet (Calliess 2003: 131).<sup>264</sup> Die strategisch wichtigen Entscheidungen zu Zielen und Organisation der Strukturfonds unterliegen weiterhin dem Einstimmigkeitsprinzip (Art. 161 EGV).

Insgesamt gilt, dass der Bedarf an politischem Konsens selbst im Falle qualifizierter Mehrheitsentscheidungen groß bleibt: Zum einen bilden sich in der europäischen Umweltpolitik in der Regel Abstimmungsgruppen, so dass eine Entscheidung meist gleich durch mehrere Staaten blockiert wird. Zum anderen muss berücksichtigt werden, dass ein wiederholtes Übergehen der Interessen von Staaten durch das Mehrheitsprinzip in gravierenden Fällen zur Kooperationsverweigerung an späteren Zeitpunkten oder in anderen Politikfeldern führen kann.<sup>265</sup> Dennoch wird das Mehrheitsprinzip allgemein als Fortschritt gewertet, da Minderheiten umweltpolitische Beschlüsse seitdem nur noch schwer blockieren können. Für Héritier (1997: 185) wirkt „die Möglichkeit, (...) nach diesem Prinzip zu entscheiden, (...) wie ein ‘Schatten der Hierarchie’“, der die Verhandlungsbereitschaft der beteiligten Akteure fördere. Die Kehrseite ist ein Machtverlust der Nationalstaaten, denen kein Veto mehr zur Verfügung steht. Was sich in Situationen, in denen Umweltstandards erhöht werden

---

<sup>264</sup> In der Folge könnte sowohl die Strategische Umweltverträglichkeitsprüfung als auch die IVU-Richtlinie unter die Einstimmigkeit fallen, weil sie Raumordnung bzw. Bodenschutz berühren (Calliess 2003: 131).

<sup>265</sup> Immerhin müssen die Regierungen berücksichtigen, dass die Bereitschaft von BürgerInnen, Frustrationskosten zu tragen, auf EU-Ebene geringer ist als auf Ebene der Mitgliedsstaaten (Döring 1997: 186).

sollen, oft positiv auswirkt, kann aber auch zur Überstimmung umweltbewussterer Staaten durch eine Mehrheit von weniger ökologischer Ländern führen – eine Gefahr, die mit der Osterweiterung möglicherweise steigt. Um ein Sinken von Umweltstandards wider den Willen der Mitgliedsstaaten zu verhindern, sind nationale Alleingänge zu Zwecken der Schutzverstärkung generell erlaubt (Art. 176 EGV); auch die Beibehaltung bestehender nationaler Bestimmungen mit höherem Schutzniveau ist gesichert (Art. 95 Abs. 4 EGV) – wenn sie verhältnismäßig sind und keine versteckten Handelshemmnisse (Art. 28-30 EGV) darstellen.<sup>266</sup> Die Einführung neuer nationaler Schutzmaßnahmen *nach* erfolgter EG-Harmonisierung (Art. 95 Abs. 5) ist aber mit Hürden versehen: Maßnahmen müssen mit neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen begründet werden und dürfen nur eingeführt werden, wenn sich nach Einführung der Harmonisierungsmaßnahme ein für den Mitgliedsstaat spezifisches Problem hinsichtlich des Umweltschutzes ergeben hat. Mit dem Vertrag von Nizza wurde außerdem die Möglichkeit zur verstärkten Zusammenarbeit erleichtert, so dass einzelne Mitgliedsstaaten ‚in kleinerem Kreise‘ über die gemeinschaftlichen Umweltstandards hinausgehen können (Art. 11 EGV). Diese Flexibilisierungsklausel soll die Integration besonders interessierter Staaten beschleunigen und sektorspezifische Blockaden überwinden helfen. Sie wurde aufgrund ihrer restriktiven Ausgestaltung vor Nizza in der Umweltpolitik jedoch nicht angewendet (Müller-Brandeck-Bocquet 2001: 475f).

Im Rahmen der horizontalen Koordinierung, vor allem unter den Bedingungen des Mehrheitsentscheids, gewinnt das Schmieden von Koalitionen an Bedeutung:

„Während beim Ersteren [Einstimmigkeitsmodus] unabhängige Regierungen verhandeln, bis ein Konsens zustande kommt, werden beim letzteren Abstimmungsmodus [Mehrheitsentscheid] entscheidungsfähige Mehrheiten durch Koalitionsbildung herbeigeführt.“  
(Albert 1997: 98)

Koalitionen können über Stimmentausch (*logrolling*), Kompensations- und Koppelschäfte gebildet werden, indem Ländern, die die Abstimmung blockieren könnten, die Entscheidung durch Angebote in anderen Feldern erleichtert wird. Ein prominentes Beispiel hierfür war die Einführung des Kohäsionsfonds, ohne den Spanien dem Ausbau des Mehrheitsentscheides im Maastrichter Vertrag nicht zugestimmt hätte. In der EU liegen mit Ausnahmeregelungen, mit der Ausklammerung von Konflikt-

---

<sup>266</sup> Bei materiell gleicher Rechtswirkung von Art. 95 (4) und Art. 176 EGV bedingen die beiden unterschiedlichen Rechtsgrundlagen allerdings unterschiedliche Prüfverfahren und Entscheidungsbefugnisse der Kommission, wenn diese bezüglich nationaler Schutzverstärkungsmaßnahmen notifiziert wurde: Hat sie bei produktbezogenen Regelungen auf Grundlage von Art. 95 (4) EGV eine umfassende Kontrollbefugnis inne, so besitzt die Kommission bei Regelungen zur Sicherung von Umweltbelangen nach Art. 175 EGV keine Entscheidungsbefugnis (vgl. PCP-Urteil des EuGH vom 17. 05. 1994, Rs. C-41/93).

themen, ihrer Renationalisierung, Vertagung oder der zeitlichen Verschiebung der Implementation weitere Instrumente vor, um den Konfliktstoff von Verteilungsfragen im Verhandlungsprozess abzuschwächen (Hey 1997: 100).

### Vertikale Verflechtung

Vertikale oder hierarchische Verflechtung, also die Festlegung der Handlungsrestriktionen durch die zentrale Einheit, ist innerhalb der Europäischen Gemeinschaft wenig ausgeprägt. Sie findet nicht in der eigentlichen Politikformulierung, sondern lediglich in begrenztem Maße im Rahmen der Rechtsfortentwicklung durch den EuGH statt. Unterstützend können dessen Rechtswahrungsfunktion und die Implementationskontrolle durch die Kommission genannt werden; allerdings handelt es sich dabei eher um die *Durchsetzung* solcher Handlungsrestriktionen als um ihre Festlegung bzw. Formulierung.

### *Subsidiaritäts- und Verhältnismäßigkeitsprinzip*

Im Bereich der gemeinschaftlichen Politikformulierung gilt: Es liegt *keine* hierarchische Koordination vor; europäische Umweltpolitik wird vielmehr wie oben beschrieben in einer verbundkooperativen Konstellation mit starker Stellung der dezentralen, mitgliedstaatlichen Ebene entwickelt. Daneben schränken das Subsidiaritäts- und das Verhältnismäßigkeitsprinzip hierarchische Koordinationsmöglichkeiten ein: Das Subsidiaritätsprinzip (Art. 5 EGV) besagt, dass die Gemeinschaft nur dann Recht setzen soll, wenn die gewünschten Ziele auf nationaler Ebene nicht ausreichend erreicht werden können (negative Komponente) bzw. wenn sie auf EG-Ebene besser zu erreichen sind (positive Komponente). Operationalisierung und Umsetzung des Subsidiaritätsprinzips treffen in der umweltpolitischen Praxis aber durchaus auf Schwierigkeiten, z.B. in der Abgrenzung produktorientierter Umweltpolitik von Handelsbeschränkungen (Jans/von der Heide 2003: 13).<sup>267</sup> Das Verhältnismäßigkeitsprinzip nach Art. 5 Abs. 3 EGV verlangt, dass gemeinschaftliche Maßnahmen nicht „über das [für die Zielerreichung] erforderliche Maß“ hinausgehen sollen. Dieses Prinzip wurde dahingehend konkretisiert, dass sich die Gemeinschaft auf nicht-bindende Instrumente und Maßnahmen beschränken solle, die den größten Raum für nationale Entscheidungen lassen (Minimalharmonisierung, Richtlinien statt Verordnungen etc.).<sup>268</sup>

---

<sup>267</sup> Auch laufen dem Subsidiaritätsprinzip die *Implied-Powers*-Doktrin und offene Kompetenznormen wie Art. 308 EGV zuwider, und seine gerichtliche Kontrolle ist wegen des großen Ermessensspielraums kaum möglich.

<sup>268</sup> Vgl. das Protokoll über die Anwendung der Grundsätze der Subsidiarität und der Verhältnismäßigkeit zum Amsterdamer Vertrag.

Im Rahmen dieses Arrangements variiert der – einer hierarchischen Koordination gegenläufige – nationale Gestaltungsspielraum der Mitgliedsstaaten je nach dem, unter welche Form der Rechtssetzungskompetenz ein Politikfeld fällt. In der EG-Umweltpolitik herrscht das konkurrierende Gesetzgebungsverfahren vor, unter dem nationale Spielräume in Materien wie z.B. Gewässerschutz, Luftreinhaltung und Abfallwirtschaft durch die intensive Gesetzstätigkeit der Gemeinschaft relativ eingeengt ist, während die von der EG vergleichsweise wenig besetzten Bereiche Naturschutz, Landschaftsplanung und Verkehrspolitik eigenständigere nationale Politiken erlauben (Knill 2003: 75). Mitgliedsstaatliche Gestaltungsmöglichkeiten werden weiterhin davon beeinflusst, welches Instrument sekundären Rechts angewandt wird: Die Umweltpolitik ist maßgeblich von Richtlinien bestimmt, bei denen der nationale Spielraum vergleichsweise stark ausgeprägt ist; bei Verordnungen existiert wegen ihrer unmittelbaren Geltung kein solcher Spielraum.

### ***Rechtssprechung und -fortentwicklung***

Hierarchische Koordination findet in begrenztem Maße im Rahmen der Rechtsfortentwicklung durch die Judikative statt – auch wenn diese nicht dieselbe Reichweite (und Legitimation) wie legislative Politikformulierung besitzt. Für die Entwicklung der EG-Umweltpolitik spielt neben der Rechtsauslegung die Rechtsfortbildung durch den Europäischen Gerichtshof eine wesentliche Rolle. Die gemeinschaftsrechtliche Aufgabe des EuGH besteht zunächst in der „Wahrung des Rechts bei der Auslegung und Anwendung“ von Gemeinschaftsrecht (Artikel 220 EGV). Weil er u.a. Lücken im europäischen Recht schließt, das Recht weiterentwickelt und vertieft, verfügt der EuGH darüber hinaus über eine dem angelsächsischen *Case Law* ähnliche, (restriktiv zu handhabende) Rechtsfortbildungsfunktion (Bär/Klasing 2001: 20). Diese macht den auf gemeinschaftlicher, zentraler Ebene angesiedelten EuGH zum wesentlichen Akteur einer hierarchischen Koordination im europäischen Mehrebenensystem: Indem die supranationale Institution EuGH Gemeinschaftsrecht konkretisiert und fortbildet, wirkt sie – immer im Geist gemeinschaftlich erlassenen Rechts – auf die Handlungsrestriktionen der dezentralen Mitgliedsstaaten ein, ohne dass diese daran konkret mitwirken können.

In der Umweltpolitik gilt der EuGH als „one of the most important institutions of European environmental governance“ (Weale et al. 2000: 102; vgl. auch Scheuing 2001). Historisch betrachtet förderte er tendenziell (strengere) Umweltauflagen und versuchte ihre Durchsetzbarkeit zu erleichtern. Noch bevor eine Vertragsgrundlage dafür existierte, erklärte der Gerichtshof 1985 im Zusammenhang mit der Altöl-Richtlinie Umweltschutz als wesentliches Ziel der EG, das als solches gewisse (ver-

hältnismäßige) Handelsbeschränkungen rechtfertigen könne.<sup>269</sup> Im Pfandflaschen-Urteil gegenüber Dänemark 1988 präzisierte der EuGH, dass Umweltschutz ein „zwingendes Erfordernis“ darstelle und somit das Verbot nichttarifärer Handelshemmnisse (Art. 28 EGV) einschränken könne.<sup>270</sup> Mit dem Titandioxid-Urteil von 1991 klärte der EuGH, dass Maßnahmen mit überwiegend umweltpolitischem Gehalt auch auf umwelt-, nicht etwa binnenmarktsrechtlicher Rechtsgrundlage erlassen werden müssen (Art. 175 vs. Art. 94 EGV) – und damit im Rat nur einer qualifizierten Mehrheit, nicht der Einstimmigkeit bedürfen (vgl. Jans/von der Heide 2003).<sup>271</sup> Im Urteil zum österreichischen Alpen transit stellte der EuGH 2003 fest, dass Erfordernisse des Umwelt- bzw. Gesundheitsschutzes grundsätzlich Vorrang vor wirtschaftlichen Erwägungen hätten – eine Prioritätensetzung, die bis dato so eindeutig nicht formuliert wurde.<sup>272</sup> Grundlegend auch für die Umweltpolitik sind die vom EuGH maßgeblich weiterentwickelten Prinzipien der Direktwirkung europäischen Rechts<sup>273</sup> und des Vorrangs von europäischem vor nationalem Recht. Betrachtet man die Integrationswirkung des EuGH unter der Gegenüberstellung von ‚negativen‘, marktschaffenden und ‚positiven‘, marktregulierenden Regelungen<sup>274</sup> – einen Zugewinn von staatlicher Handlungsfähigkeit verspricht man sich in erster Linie von positiven Regelungen –, so gilt: Trotz seiner Rechtsprechung, die Umweltbelangen gegenüber dem Binnenmarktsprinzip Vorrang einräumt, hat die auf Gemeinschaftspolitiken bezogene Rechtspraxis des EuGH überwiegend *marktschaffende* Wirkung; umweltschutzfördernde und *marktbegrenzende* Urteile bezogen sich v.a. auf *nationale*, nicht gemeinschaftliche Politik.

---

<sup>269</sup> Rs. C-240/83.

<sup>270</sup> Rs. 302/86. Die Entscheidung basierte auf der Cassis de Dijon-Rechtsprechung (Rs. C-120/78).

<sup>271</sup> Rs. C-300/89.

<sup>272</sup> C-320/03 R2.

<sup>273</sup> Dem Grundsatz der Direktwirkung zufolge verleiht das Gemeinschaftsrecht nicht nur den Mitgliedsstaaten, sondern auch unmittelbar den Bürgern und Bürgerinnen Rechte bzw. erlegt ihnen Pflichten auf.

<sup>274</sup> Diese Unterscheidung lehnt sich an die Gegenüberstellung von negativer und positiver Integration bei John Pinder (1968) an: „Alle Politiken, die die Schaffung von neuen, größeren sozialen und wirtschaftlichen Handlungszusammenhängen ermöglichen, (...) sind in diesem Sinne negative Regelungen. Alle Politiken, die einen gegebenen sozialen Handlungszusammenhang einer kollektiv bindenden Regelung unterwerfen, um unerwünschte Effekte von unregulierten Interaktionen zu verhindern, sind in dieser Terminologie positive Regelungen.“ (Zürn 1997: 45).

### *Vollzugskontrolle*

Ein nachgeordneter Mechanismus hierarchischer Koordinierung ist die Vollzugskontrolle durch Kommission und EuGH. Auch hier werden von der zentralen Ebene (Kommission, EuGH) zwar keine Handlungsrestriktionen für die dezentrale Ebene (Mitgliedsstaaten) *geschaffen*, aber die von den Mitgliedsstaaten wesentlich selbst gesetzten Restriktionen *durchgesetzt*. Für die Implementierung ebenso wie die Finanzierung von europäischer Umweltpolitik tragen vorrangig die Mitgliedsstaaten Sorge (Art. 175 Abs. 4 EGV).<sup>275</sup> Die Fäden der Implementationskontrolle laufen aber bei der Kommission zusammen (Art. 211 EGV). Sie kann bei vermuteten Umsetzungsverstößen der Mitgliedsstaaten ein Vertragsverletzungsverfahren einleiten (Art. 226 EGV). Dabei überprüft die Kommission einerseits formelle Defizite, wie die Überschreitung von Umsetzungsfristen, die Wahl einer inadäquaten Rechtsform für die Umsetzung oder eine insgesamt unkorrekte Umsetzung. Andererseits werden materielle Defizite wie die unrichtige oder unvollständige Anwendung von Gemeinschaftsvorgaben untersucht (Knill 2003: 80). Die Kommission führt Kontrollen entweder von Amts wegen durch oder aber infolge von informellen Beschwerden (z.B. von BürgerInnen), infolge von EP-Anfragen oder von Petitionen an das EP. Im Verlauf eines Vertragsverletzungsverfahrens kann auch der Europäische Gerichtshof angerufen werden. Der EuGH entscheidet über Klagen der Kommission (Art. 226 EGV) oder eines Mitgliedsstaats (Art. 227 EGV) und ist befugt, die Mitgliedsstaaten gegebenenfalls durch bestimmte Maßnahmen, u.a. Zwangsgelder, zu disziplinieren (Art. 228 EGV). Jenseits des Vertragsverletzungsverfahrens sichern weitere dezentrale Durchsetzungsmechanismen die Umsetzung von Gemeinschaftsrecht (Albin 1999: 321ff). Hierunter fallen die vertikale Wirkung von Richtlinien,<sup>276</sup> ihre unmittelbare Wirkung<sup>277</sup> und die Staatshaftung für nicht oder unzureichend umgesetztes Gemeinschaftsrecht.<sup>278</sup>

---

<sup>275</sup> Der mitgliedstaatliche Vollzug von EG- und EU-Recht ist gegenüber dem gemeinschaftseigenen daher der Regelfall (Art. 10 EGV). Folglich verfügt die zentrale Ebene der EU – analog zur deutschen Bundesverwaltung – kaum über administrativen Unterbau.

<sup>276</sup> Um die Umsetzung von Gemeinschaftsrecht zu befördern, hat der EuGH erlassen, dass Maßnahmen zur Erreichung der Ziele einer Richtlinie *allen* Trägern öffentlicher Gewalt in den Mitgliedsstaaten obliegen – von den Gebietskörperschaften bis hin zu Steuer- und Finanzbehörden, u.a. auch Gerichten. Diese müssen bei der Anwendung nationalen Rechts dieses im Licht der relevanten EG-Richtlinien auslegen.

<sup>277</sup> Nach Rechtssprechung des EuGH hat eine nicht fristgerecht umgesetzte Richtlinie unter bestimmten Voraussetzungen unmittelbare Wirkung in den Mitgliedsstaaten. BürgerInnen können sich dann gegenüber Behörden und Gerichten auf die Richtlinie berufen.

<sup>278</sup> Wenn BürgerInnen durch die Verletzung von Gemeinschaftsrecht durch Mitgliedsstaaten Schaden entsteht, können diese dazu herangezogen werden, den Schaden wiedergut zumachen. Da-

### *Doppelte Politikverflechtung*

Durch die informellen und formellen Kanäle zwischen den deutschen Bundesländern und der Gemeinschaft hat sich längst auch eine „doppelte Politikverflechtung“ (Hrbek 1986) herausgebildet. Hintergrund dessen ist, dass das europäische Sekundärrecht in Deutschland überwiegend von den Verwaltungen der Bundesländer zu beachten und auszuführen ist. Dabei fühlen sich die Länder durch das Europarecht zunehmend eingeschränkt.<sup>279</sup> Je größer aber ihr Verlust an Gesetzgebungsbefugnis und Konkretisierungsmöglichkeiten, desto mehr steht die Existenzberechtigung der Länderregierungen und -parlamente in Frage. Vor diesem Hintergrund setzten die Länder ihre Mitwirkung in der europäischen Politikgestaltung durch – als Unterpfeiler ihrer Zustimmung zum Maastrichter Vertrag: Die Beteiligung des Bundesrates an der Formulierung der Europapolitik des Bundes nach Art. 23 GG und § 1 des Gesetzes über die Zusammenarbeit von Bund und Ländern in Angelegenheiten der Europäischen Union (EUZBLG) bildet seitdem die maßgebliche Säule doppelter Politikverflechtung.<sup>280</sup> Die Mitwirkung betrifft insbesondere die Festlegung deutscher Positionen im Rat. Haben die Bundesländer im Bundesratsverfahren eine mehrheitliche Position formuliert, dann hängt es vom Politikbereich ab, wie nachdrücklich die Bundesregierung innerhalb der Gemeinschaft eine solche Länderposition geltend machen muss (§ 5 EUZBLG): Je klarer ein Politikbereich bislang in die Länderkompetenz fiel, desto mehr wird er berücksichtigt. Ähnlich abgestuft sind auch die Teilnahmemöglichkeiten von LändervertreterInnen an Beratungsgremien von Rat und Kommission (§ 6 EUZBLG) (vgl. Hrbek/Weyand 1994: 89). Einen weiteren Mitwirkungskanal im deutschen Entscheidungsprozess stellt der oder die LänderbeobachterIn dar, der/die als passives Mitglied der deutschen Ratsdelegation an Rats- und AStV-Sitzungen teilnehmen kann, um die Berücksichtigung der Bundesratsbeschlüsse zu kontrollieren. Darüber hinaus besitzen die Bundesländer über den Ausschuss der Regionen (AdR) einen – allerdings bloß beratenden – Einfluss auf den Willensbildungsprozess der Gemeinschaft. In der Umweltpolitik wird der AdR zu den unter Art. 175 EGV fallenden Maßnahmen in Form von Stellungnahmen ob-

---

hinter steht die Überlegung, dass sonst die Wirksamkeit gemeinschaftsrechtlicher Bestimmungen (*effet-utile*) beeinträchtigt würde. Vgl. das Francovich-Urteil des EuGH, Rs. C-6/90, C-9/90.

<sup>279</sup> Zum Großteil gehen ihre nachlassenden Gestaltungsmöglichkeiten allerdings auf die Unitarisierung des deutschen Bundesstaats zurück, und zum Teil sind sie hausgemacht (Mayer 2003: 445). Allerdings wurde der Länderspielraum in einzelnen Bereichen – z.B. der FFH-Richtlinie mit ihrer hohen Regelungsdichte – tatsächlich auch durch die EU deutlich eingeschränkt.

<sup>280</sup> BGBl. I 1993, S. 313. Auf das EUZBLG stützt sich wiederum eine Bund-Länder-Vereinbarung vom 29. 10. 1993 (ergänzt am 08. 06. 1998).

ligatorisch hinzugezogen. Dass diese Möglichkeit auch genutzt wird, zeigt die Übersicht der AdR-Stellungnahmen, die vom Politikfeld Umwelt bzw. nachhaltige Entwicklung angeführt wird (AdR 2001, 2003; vgl. Dammeyer 1997: 58).<sup>281</sup> Schließlich haben die Länder mit Hilfe von Verbindungsbüros in Brüssel eigene, informelle Direktkontakte aufgebaut. Im Bereich der Umweltpolitik finden z.B. regelmäßig so genannte Umweltgespräche zum Informationsaustausch zwischen der Generaldirektion Umwelt und den Verbindungsbüros statt. Nachdem die Länder bis Mitte der 1990er eine duale Politik der Mitwirkung an europäischer Politik (einerseits durch den Bundesrat, andererseits durch die unmittelbare Repräsentation von Länderinteressen in Brüssel) verfolgten, streben sie in jüngerer Zeit eine stärkere Abgrenzung der Aufgaben und Kompetenzen der Länder im Mehrebenensystem an. Das Stichwort lautet „wettbewerbsorientierte Subsidiarität“ (Knodt 2000).

## 7.2.2 Steuerungsaspekte

In diesem Kapitel werden die beschriebenen Governance-Strukturen auf die Aspekte ‚verteilte Steuerungskompetenzen‘, Steuerungsmodus und -defizite beleuchtet: In welchem Ausmaß werden umweltpolitische Steuerungskompetenzen von der nationalen Ebene an die EU abgegeben? Geht mit der Ausweitung des Mehrebenensystems über die Bundesrepublik hinaus ein entscheidender Wandel des Steuerungsmodus‘ einher? Wie steuerungseffizient ist europäische Umweltpolitik, wo liegen Steuerungsdefizite?

### Verteilte Steuerungskompetenzen

Die polyzentrische Verteilung von Steuerungskompetenzen geht in der EU auf Steuerungsdelegation aus dem nationalen Raum zurück. Steuerungsdelegation findet im Spannungsfeld von Subsidiaritätsprinzip und konkurrierender Gesetzgebung statt. Sie hat inzwischen einen enormen Umfang erreicht: Anfang der 1990er waren drei Viertel der Bundesumweltgesetzgebung durch europäische Impulse motiviert. Damit liegt die Umweltpolitik deutlich über dem Durchschnitt anderer Sachgebiete (vgl. Tabelle 10).

Die rege Umweltgesetzgebungstätigkeit auf EU-Ebene führte dazu, dass die wichtigen deutschen Regelwerke der letzten Jahre allesamt auf europäische

---

<sup>281</sup> Bezeichnung und Zuschnitt der politikfeldspezifischen AdR-Fachkommissionen, nach denen die Stellungnahmen inhaltlich geordnet sind, haben sich in den letzten Berichtsperioden geändert, was die Abbildung im zeitlichen Verlauf erschwert. Der Trend – hohe Relevanz von Umweltschutz und verwandten Themen – ist dennoch ersichtlich.

Tabelle 10: Anteil europäischer Impulse an der Bundesgesetzgebung

Sachgebiet	10. WP (1983-87)	11. WP (1987-90)	12. WP (1990-94)
Umwelt	20%	66,7%	75%
Durchschnitt anderer Felder	16%	20,9%	20,6%

Quelle: Beyme (1997: 186).

Impulse zurückgehen. Darunter fallen z.B. Gentechnikgesetz, Umweltauditgesetz, Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz, Umweltinformationsgesetz, die Implementation der IVU-Richtlinie zur Integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung durch das Artikelgesetz (Jans/Heide 2003). Die Abgabe von Steuerungskompetenzen beraubt die EU-Staaten aber nicht notwendigerweise ihres Gestaltungsspielraumes. Dieser reicht bei der Umsetzung von Richtlinien in der Regel weiter als z.B. der Spielraum der Bundesländer innerhalb der deutschen Bundesumweltpolitik. Trotz dieser Spielräume wurde die Zielbestimmung – das Herz politischer Steuerung – an die Gemeinschaft abgetreten.

In Zusammenhang mit Prozessen der Steuerungsdelegation ist in den letzten Jahren eine breite Diskussion um die Frage entbrannt, unter welchen Bedingungen Mitgliedstaaten fähig sind, ihre nationalen umweltpolitischen Regulierungsmuster ‚*uploaden*‘, d.h. auf europäischer Ebene Rechtsakte zu entwickeln, die anschließend möglichst geringe Implementierungs- und Anpassungskosten verursachen (Börzel 2002), und wie sich – beim ‚*downloaden*‘ – nationale Verwaltungen unter dem europäischen Anpassungsdruck verändern (Knill 2001). In dieser Konstellation liegt ein wesentlicher Unterschied zur Mehrebenenpolitik im kooperativen Föderalismus der Bundesrepublik: Führt dort das Konkordanzmodell tendenziell zur ‚Entmutigung‘ neuer Regulierungsansätze und -philosophien, so bedingt die Steuerungsdelegation auf die europäische Ebene durch das Zusammentreffen bzw. den Wettbewerb unterschiedlicher nationaler Regulierungskulturen notwendigerweise eine Offenheit für Innovation. In die deutsche Umweltpolitik wurden so Mitte der 90er Jahre – v.a. unter dem Einfluss britischen Regulierungsstils auf die gemeinschaftliche Umweltpolitik – zunehmend Instrumente betrieblicher Selbstregulierung,<sup>282</sup> des Informationszugangs<sup>283</sup> und des integrierten Umweltschutzes<sup>284</sup> eingeführt und gewisse For-

<sup>282</sup> Z.B. auf der Grundlage der EMAS-Verordnung.

<sup>283</sup> Umweltinformationsrichtlinie; Akteneinsichtsrechte der Öffentlichkeit gemäß UVP-Richtlinie.

<sup>284</sup> IVU-Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung.

malisierungen kooperativen Verwaltungshandelns<sup>285</sup> befördert (Barth et al. 2001, Knill 2003). Die Öffnung des deutschen Systems für Elemente kooperativer Umweltpolitik lässt sich damit maßgeblich auf europäisches Recht zurückführen. Als weiteres Ergebnis von Steuerungsdelegation ist ein Wandel des technologieorientierten deutschen Steuerungsparadigmas zu beobachten: Zum einen wird der bislang in Deutschland vorherrschende, an Emissionsgrenzwerten und dem Stand der Technik ausgerichtete Regulierungsstil zunehmend durch die auf EU-Ebene eingeführten umweltqualitätsorientierten Steuerungsformen ergänzt,<sup>286</sup> zum anderen wird er durch differenzierte Grenzwerte aufgelockert (vgl. Knill 2003, Engel 1999, Rengeling 1998, Héritier et al. 1994).

### Steuerungsmodus

Der Steuerungsmodus des *Verhandelns* ist innerhalb der europäischen Umweltpolitik noch dominanter als im bundesstaatlichen Föderalismus. Zurückzuführen ist dies auf die Grundkonstellation, dass staatliche Steuerung auf EU-Ebene ein ‚Regieren ohne Regierung‘ ist (vgl. Rosenau 1992), d.h. in Abwesenheit eines zentralen, gewaltbegabten Akteurs erfolgt. Koordinationsprozesse zwischen Mitgliedsstaaten untereinander (horizontale Kooperation) und zwischen supranationalen und nationalstaatlichen Akteuren (Verbundverflechtung) müssen hierarchische Steuerung ersetzen. Wettbewerbliche Elemente wie Mehrheitsentscheide setzen sich erst langsam durch; sowohl Rat als auch Kommission sind weiterhin von einer Konsenskultur geprägt. Dies hängt u.a. mit der Freiwilligkeit zwischenstaatlicher Kooperation und dem anhaltenden Stellenwert nationaler Souveränität in sensiblen Politikfeldern zusammen. Zudem sind konkurrenzdemokratische Mechanismen des Parteienwettstreits, die die intergouvernementale und interinstitutionelle Verhandlungsorientierung entlang parteipolitischer Konfliktlinien durchbrechen würden, auf europäischer Ebene nur schwach ausgeprägt. Wie im deutschen Föderalismus koexistieren im europäischen Verhandlungssystem der interessenorientierte, strategische Verhandlungsmodus (*bargaining*) und der des sachorientierten Problemlösungsverhaltens (Scharpf 1994, 1985). Während lange Zeit der *bargaining*-Modus als dominierend galt, wird inzwischen auf einen Bedeutungszuwachs des Problemlösungsmodus‘ hinweisen. Insbesondere in Routineprozessen und bei Entscheidungen von niedrigem Politisierungsgrad, bei regulativen und distributiven (vs. redistributiven) Politiken und in den Phasen des Agendasettings und der Implementation (d.h. jenseits der Kernphase des

---

<sup>285</sup> Z.B. das Scoping-Verfahren im Rahmen der UVP-Richtlinie; Aushandlung von Reduzierungsplänen auf Grundlage der Richtlinie zur Begrenzung von Immissionen flüchtiger organischer Verbindungen.

<sup>286</sup> Beispiele sind die IVU-Richtlinie und verschiedene Richtlinien zur Luftqualität.

Entscheidungsprozesses) wird konstruktives Problemlösungsverhalten beobachtet (Elgström/Jönsson 2000). Lernprozesse haben dazu geführt, dass dieses innerhalb der EU-Politik an Bedeutung gewinnt.

### Steuerungseffizienz

Umweltpolitische Steuerungseffizienz innerhalb der EU lässt sich anhand unterschiedlicher Kategorien betrachten: der Entscheidungsfähigkeit, der Qualität von Entscheidungen, der Qualität der Umsetzung und den konkreten Wirkungen (vgl. Knill 2003: 73ff).

#### *Entscheidungsfähigkeit*

Die Entscheidungsfähigkeit der EU scheint, gemessen am hohen umweltpolitischen Output, nicht in Frage zu stehen. Allerdings ist europäische Entscheidungsfindung teilweise von langwierigen Aushandlungsprozessen gekennzeichnet. Besonders zäh waren z.B. die Verhandlungen zum Verbot von Treibnetzen (vier Jahre), zur FCKW-Richtlinie, der Abfalldeponie-Richtlinie (je fünf Jahre) zur Katalysator-Richtlinie (acht Jahre), oder zur Biopatent-Richtlinie (zehn Jahre). In der Debatte um eine europäische Steuer auf Kohlendioxidemissionen und Energie, deren erster Entwurf 1992 eingebracht wurde, konnten sich die EU-Finanzminister erst nach elf Jahren auf eine Harmonisierung der Energiesteuern innerhalb der EU (ab 2004) einigen. Als Faustregel gilt: Je höher die Verfahrenshürden (d.h. vor allem, wenn Einstimmigkeit nötig ist), desto länger die Zeitspanne bis zur Verabschiedung (Hey 1994: 46f). Beeinträchtigt ist die Entscheidungsfähigkeit des EU-Systems auch dort, wo Themen bewusst nicht behandelt werden. Einen solchen Fall absichtlicher Nicht-Behandlung (*Non-decision-making*) stellte über längere Zeit beispielweise die Strategische Umweltverträglichkeitsprüfung dar: Die entsprechende Kommissionsvorlage wurde von verschiedenen Ratspräsidentenschaften schlicht nicht auf die Tagesordnung gesetzt (Hillenbrand 1998: 182). Schließlich ist die politische Handlungsfähigkeit im Mehrebenensystem auch dann blockiert, wenn Handlungszuständigkeiten zwischen den Ebenen hin und her geschoben werden. Exemplarisch hierfür ist das oben erwähnte, seit 1989 anhaltende Gerangel um eine europäische CO<sub>2</sub>- und Energiesteuer.<sup>287</sup>

---

<sup>287</sup> Nachdem zunächst die unionsgeführte Bundesregierung angekündigt hatte, sie würde in nationalem Alleingang handeln, wenn eine CO<sub>2</sub>-/Energiesteuer nicht auf EU-Ebene zustande käme, torpedierte sie 1995 eine europäische Lösung und argumentierte später, ohne gemeinschaftliche Rahmensetzung nicht vorgehen zu können. Mit dem Einstieg in die Ökosteuer hat die rot-grüne Bundesregierung nach 1998 zumindest auf deutscher Ebene den Stillstand beendet.

Eine der Ursachen für diese Art von Steuerungsdefizit ist die Politikverflechtung, d.h. die Verlagerung wichtiger Aufgaben auf die zentrale Ebene, deren Wahrnehmung weiterhin von der Zustimmung der dezentralen Einheiten abhängt. Die komplexen Kompetenzverschränkungen europäischer Umweltpolitik verleiten dabei in noch größerem Maße als im deutschen Föderalsystem zum Verschieben von Handlungszuständigkeiten, zur Diffusion politischer Verantwortung oder zum Umgehen politischer Entscheidungen. Befördert wird diese Konstellation durch Defizite in der demokratischen Kontrolle des EU-Systems; dass legislative Verfahren im Rat nicht öffentlich sind, trägt z.B. zum intransparenten Manövrieren nationaler Regierungen bei. Die vergleichsweise stark getrennten Verhandlungsarenen der Gemeinschafts- und der mitgliedstaatlichen Ebene bedingen in höherem Maße, als dies im Föderalismus der Fall ist, so genannte *two-level games* (vgl. Putnam 1988). Dabei handelt es sich um gekoppelte Verhandlungen auf zwei politisch-geographischen Ebenen.<sup>288</sup> Diese Konstellation engt einerseits politische Verhandlungsspielräume ein. Andererseits können vermeintliche Handlungszwänge auf der einen Verhandlungsebene auch zur Durchsetzung von Interessen auf der anderen Ebene geltend gemacht werden. Der Fall der CO<sub>2</sub>-/Energiesteuer verweist schließlich auf eine weitere mögliche Ursache von Steuerungsproblemen auf europäischer Ebene: Als Maßnahme *redistributiver* Politik überfordert sie die bisherigen Legitimationsressourcen der Europäischen Gemeinschaft. Die Mitgliedsstaaten sind diesem Politiktypus gegenüber skeptisch, geht er doch über das ursprüngliche Gemeinschaftsziel einer Binnenmarktharmonisierung hinaus. Anders verhält es sich im Bereich regulativer Politik, in dem die EG ihre Handlungsfähigkeit eindrucksvoll bewiesen hat.<sup>289</sup>

### ***Qualität umweltpolitischer Entscheidungen***

Die Qualität umweltpolitischer Entscheidungen als zweiter Gradmesser von Steuerungsfähigkeit ist nicht einfach zu bewerten, stellt sich dabei doch das Problem des Bewertungsmaßstabs – woran bemisst sich eine ‚gute‘ Entscheidung? Eine Möglichkeit besteht darin, das Ergebnis mit dem durchschnittlichen oder auch mit einem für die EU hohen Regulierungsniveau zu kontrastieren. Immer wieder wurden auf EU-Ebene Regulierungen auf sehr kleinem gemeinsamen Nenner erlassen. Darunter fallen z.B. die Änderung der Chemikalienrichtlinie von 1993, die Pflanzenschutz-

---

<sup>288</sup> VerhandlungsführerInnen versuchen auf einer ‚höheren‘ Verhandlungsebene (z.B. der internationalen Ebene) eine Einigung mit RepräsentantInnen anderer Länder zu erzielen, während sie zugleich auf der ‚niedereren‘ Ebene (z.B. der nationalen Ebene) diese Vereinbarung gegenüber den heimischen Wählern, Interessensgruppen und der Legislative durchzusetzen müssen.

<sup>289</sup> Für diesen Hinweis danke ich Christian Hey.

Richtlinie (1991) oder die Verpackungsrichtlinie (1994). Nicht unproblematisch sind auch Regulierungen, in denen das Schutzniveau oder die von der Regulierung erfassten Gegenstände im Zuge von Subsidiarität und Devolution von den umsetzenden Staaten festgelegt werden.<sup>290</sup> Hier besteht die Gefahr, dass es durch die unterschiedlich weitgehenden Ausgestaltungen von Land zu Land zu sehr unterschiedlichen Umsetzungsergebnissen kommt.

Allerdings konnte die Befürchtung, die Gemeinschaft würde sich darauf beschränken, „Mindestnormen festzulegen, die von allen gerade noch akzeptiert werden können“ (Kirchgässner 1996: 161), im wesentlichen widerlegt werden. So weist Eichener (1996) anhand der EU-Luftreinhaltepolitik nach, dass sowohl Produkt- als auch Prozessregulierungen auf hohem Niveau zustande kommen können. Insgesamt wurde festgestellt, dass das umweltpolitische Regulierungsniveau in Europa durch die Vergemeinschaftung des Politikfelds eher gestiegen ist (vgl. Knill 2003: 76f). Dies gilt nicht nur für Nachzügler-Staaten, sondern selbst für den ehemaligen umweltpolitischen Vorreiter Deutschland: Seit mehreren Jahren ist die EU Motor auch der deutschen Umweltpolitik.<sup>291</sup> Als innovative Durchbrüche der EG-Umweltpolitik gelten – trotz mancher Kritik im Detail – die Strategische Umweltverträglichkeitsprüfung, die Produzentenverantwortung im Abfallbereich, die Ansätze einer zielorientierten Luftreinhaltepolitik (NEC-Richtlinie), die Umwelthaftung, der CO<sub>2</sub>-Emissionshandel, die Reform der Chemikalienpolitik und die Verankerung von Partizipations-, Konsultations- und Informationsrechten (Hey 2003: 146). Insbesondere die Jahre 1997-2002 waren fruchtbar und stehen für die Entwicklung eines umfangreichen *Policy-Mixes*, während die oben dargestellten Negativ-Beispiele überwiegend einer früheren Phase entstammen.

Jenseits der Qualität spezifisch umweltpolitischer Entscheidungen gilt es die Umweltverträglichkeit anderer Gemeinschafts-Politiken zu berücksichtigen. Die EG ist durch eine doppelte Zielkonflikt-Struktur gekennzeichnet: Europäische Umweltpolitik kann einerseits auf Gemeinschaftsebene selbst, andererseits im nationalen Raum durch konkurrierende Zielsetzungen konterkariert werden. Anders als in Deutschland wurde in der EG allerdings mit Art. 6 EGV ein rechtlicher Mechanis-

---

<sup>290</sup> IVU-Richtlinie, Chemikalienrecht, Wasserrahmenrichtlinie, verschiedene Gewässerschutzrichtlinien etc.. Vgl. die Kommentare des European Environmental Bureau (EEB), des Dachverbandes der europäischen Umweltschutzorganisationen, unter <<http://www.eeb.org/press/>>.

<sup>291</sup> Vgl. Albin/Müller-Krenner (1999) zum Abschied Deutschlands von seiner umweltpolitischen Vorreiterrolle in Europa. Wesentliche Fälle, in denen sich die Bundesrepublik als umweltpolitische Bremserin erwies, waren die aus der Aarhus-Konvention abgeleiteten Bestimmungen zu Umweltinformation und Öffentlichkeitsbeteiligung, die frühen Verhandlungen zur Umwelthaftung oder – bereits unter Rot-Grün – die Altauto-Verordnung.

mus zur Integration des Umweltschutzgedankens in andere europäische Politiken geschaffen. Der Cardiff-Prozess (vgl. Europäischer Rat 1998) sollte die Umweltintegrations-Klausel mit Leben füllen: Mit der Zielsetzung, in allen Generaldirektionen der Kommission Strategien der Umweltintegration zu erarbeiten (sektorale Politikintegration),<sup>292</sup> wurde auf europäischer Ebene ein ambitionierter Weg als in den meisten Mitgliedsstaaten eingeschlagen. Die Ergebnisse werden allerdings im Allgemeinen skeptisch bewertet.<sup>293</sup> Im Blick muss auch bleiben, dass der Cardiff-Prozess zwar einen institutionellen Mechanismen zur Umweltberücksichtigung darstellt, aber nicht zwingend auf die materielle Veränderung bestehender umweltzerstörerischer Gemeinschaftspolitiken zielt (Lenschow 2002). Unter dem Gesichtspunkt der Politikintegration kann darüber hinaus die EU-Nachhaltigkeitsstrategie (vgl. Europäischer Rat 2001) als Rückschritt gewertet werden (Hinterberger/Zacherl 2003: 30). Umweltbelange können in dem ihr zugrunde liegenden Drei-Säulen-Modell, das ökonomische, soziale und ökologische Entwicklung gleichgewichtet, gegenüber den anderen Dimensionen abgewogen werden, statt in diese integriert zu werden.

### *Implementation*

Beim dritten Bewertungskriterium für Steuerungseffizienz, der Umsetzung und Anwendung, werden wesentliche Defizite europäischer Umweltpolitik offenbar.<sup>294</sup> In den Jahren 2001/02 entfielen je ein Drittel aller von der Kommission untersuchten mutmaßlichen Vertragsverletzungen auf den Umweltbereich – mit steigender Tendenz.<sup>295</sup> Das weitverbreitetste Implementationsdefizit sind dabei Fristüberschreitungen bei der Umsetzung von Richtlinien in nationales Recht. Sie gelten als Regel, nicht als Ausnahme (Krämer 1996: 14). So überzog Deutschland bei der Umsetzung der

---

<sup>292</sup> Zu unterschiedlichen Umweltintegrationsstrategien vgl. Hertin/Berkhout (2001), Jacob/Volker (2003) und aus rechtlicher Perspektive Schröder (2000).

<sup>293</sup> So blieben die Problemformulierung in den Sektorberichten und -strategien einiger Generaldirektionen sehr vage, eine gründliche Evaluierung der Umweltauswirkungen des betreffenden Sektors unterbleibe meist, quantitative Ziele würden kaum formuliert, und der Berichtsschwerpunkt läge auf gegenwärtigen Politiken statt auf der Entwicklung neuer Initiativen (Kraemer 2001: 5). Während der Prozess positive Auswirkungen auf das Agenda Setting in den GDs hätte, würde er kaum zu umweltpolitischem Kapazitätsaufbau und Politiklernen führen (Hertin/Berkhout 2001: 32ff). Vgl. auch Lenschow (2002), Schepelmann (2001), Europäische Kommission (1999).

<sup>294</sup> Umbach (2002: 181), Albin (1999), Lübbe-Wolff (1996); vgl. kritisch: Börzel (2001).

<sup>295</sup> Vgl. Europäische Kommission (2002b, 2003). Die Maßnahmen der Kommission in der umweltpolitischen Implementationskontrolle haben 2001 mit 71 EuGH-Klagen und 197 Stellungnahmen an die Mitgliedstaaten um 40% gegenüber dem Vorjahr zugenommen (Europäische Kommission 2002: 6). Diese Bilanz fällt noch schlechter aus, wenn man berücksichtigt, dass die Kommission generell bestrebt ist, mögliche Verstöße ohne ein förmliches Verfahren zu regeln.

Umweltinformationsrichtlinie die Implementationsfrist um 2 Jahre, bei der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie um 3 Jahre, bei der Trinkwasserrichtlinie um 4 Jahre und der UVP-Richtlinie um 5 Jahre. Aus Steuerungsperspektive wesentlich gravierender als Fristverletzungen sind die unrichtige und die unvollständige Anwendung von Umweltbestimmungen. Am stärksten hiervon betroffen waren 2002 die Bereiche Naturschutz, Abfälle, Gewässerverschmutzung und Umweltverträglichkeitsprüfung (Europäische Kommission 2003a: 44ff). Das umfassende Vollzugsdefizit hatte Mitte der 90er Jahre zu einer Kommissions-Offensive für die verbesserte Anwendung von EG-Umweltrecht geführt (Europäische Kommission 1996). In Zuge dieser Kampagne wurde zur verbesserten Transparenz beschlossen, Jahresberichten über die Durchführung und Durchsetzung des EG-Umweltrechts zu veröffentlichen (z.B. Europäische Kommission 2003a). Als weitere Maßnahme wurde ein informelles Netz für den Austausch zwischen nationalen Umweltbehörden und der Kommission ins Leben gerufen (IMPEL).<sup>296</sup> Ein Zwangsgeld für einen umweltpolitischen Verstoß wurde 2000 erstmals verhängt.

In der Implementationsforschung werden die beschriebenen Steuerungsdefizite auf verschiedene Faktoren zurückgeführt. Neben der Frage der passenden Instrumentenwahl spielt die Organisation des Entscheidungsprozesses eine gewisse Rolle: Wegen des zweistufigen Rechtssetzungsverfahrens müssen im Vollzug von Richtlinien zwei Hürden übersprungen werden, die Gefahr eines Implementationsdefizits erhöht sich (Calliess 2003: 135). Eine effektive Implementation kann auch vom institutionellen Anpassungsdruck abhängen, den die Umsetzung des europäischen Rechtes innerhalb der Mitgliedsstaaten mit sich bringt (Knill/ Lenschow 1998): Je größer die erforderlichen institutionellen Anpassungen auf nationaler Ebene, desto eher wird die Implementation problematisch. So gilt die Unvereinbarkeit von Rechtssystematiken als eine wesentliche Ursache europäischer Implementationsdefizite:

„Die europäischen Umweltrichtlinien der letzten Jahre enthalten zunehmend Gestaltungsprinzipien, die dem deutschen Umweltrecht fremd sind, aber in diese eingefügt werden müssen.“ (SRU 1998: Rn. 41)

Kompetenzprobleme, aber auch Umfang und Ungenauigkeiten des Gemeinschaftsrechtes erschweren das Problem (Rehbinder/Wahl 2002, Müller-Brandeck-Bocquet 1996: 42). Generell muss berücksichtigt werden, dass Umsetzungsschwierigkeiten innerhalb der Umweltpolitik z.B. zwischen der Luft- und Wasserreinhaltung stark variieren können (Börzel 1999).

---

<sup>296</sup> Network for the Implementation and Enforcement of Community Environmental Law.

### *Umweltwirkung*

Am schwierigsten ist die Frage nach der Steuerungsfähigkeit zu beantworten, wenn man sie am Bewertungskriterium der konkreten Wirkungen (*impacts*) von Umweltpolitik auf den Umweltzustand misst. Die Europäische Umweltagentur hat für die letzten Jahre eine kontinuierliche Verschlechterung des allgemeinen Umweltzustands diagnostiziert; nur in einzelnen Bereichen konnten Erfolge erzielt werden (EEA 2003).<sup>297</sup> Das methodische Problem besteht darin, diese Bilanz auf ihre Ursachen zurückzuführen: Liegt das Problem an mangelhafter Umsetzung, an ineffektiven Instrumenten oder an falschen Steuerungsstrategien, die auf unzureichenden Ursache-Wirkungs-Annahmen basieren? Oder wurden Erfolge schlicht durch unnachhaltige Wachstumsprozesse überkompensiert? Um diese Fragen rankt sich eine ausgiebige Debatte (vgl. Knill 2003: 83ff).

## 7.3 Diskussion

Institutionelle Verflechtung, so wurde in Kapitel 7 gezeigt, ist eine wesentliche Dimension von kooperativer Umweltpolitik: Innerhalb des föderalen Systems können Bund und Länder kaum unabhängig voneinander agieren, und innerhalb der EU konkurrieren deutsche Vorstellungen von Umweltschutz mit denen anderer souveräner Staaten. Hierarchische Steuerungsmuster treten dabei in Reinform weder im Rahmen der föderalen Politikverflechtung auf – obwohl dort immerhin eine zentrale Steuerungsinstanz und Sanktionsmöglichkeiten existieren –, noch sind sie in der zwischen Staatenbund und Bundesstaat ‚verharrten‘ Europäischen Union üblich. Steht auf EU-Ebene der hierarchische Steuerungsmodus wegen des fehlenden Gewaltmonopols („postnationale Konstellation“, Habermas 1998b) weitgehend außer Frage, so wird hierarchische Steuerung in Deutschland durch Veto-Spieler innerhalb des föderalen Systems und durch den Einbezug gesellschaftlicher Akteure aus Wirtschaft, Wissenschaft und Zivilgesellschaft in Verhandlungssysteme transformiert.

Entscheidend ist die Frage, über welche Spielräume und Potenziale für eine ökologische Politik die Akteure der verschiedenen Ebenen innerhalb des Mehrebenensystems verfügen. Im Folgenden werden Entwicklungen von und Herausforderungen für Kommunen, Länder, Bund und Europäische Gemeinschaft diskutiert.

---

<sup>297</sup> Fortschritte gab es u.a. im Bereich Luft- und Wasserqualität und bei der verminderten Emission ozonabbauender Stoffe. Bei der Schaffung und Sicherung von Habitaten konnte die Biodiversitätspolitik Erfolge erzielen. Keine Verbesserungen wies die Umweltsituation jedoch in den Bereichen Abfallmanagement, Fischerei, Bodendegradation und Bodenversiegelung auf. Als Problemsektoren gelten weiterhin Verkehr und Landwirtschaft (EEA 2003).

Für die *Kommunen* ergibt sich aus den jüngeren Entwicklungen ein differenziertes Bild. Politisch-deklaratorisch und institutionell wurde ihre Rolle gestärkt: So werden die Gemeinden mit der neuen Gemeinsamen Geschäftsordnung der Bundesministerien (GGO) nicht nur bei der Umweltpolitikgestaltung des Bundes, sondern auch in den nationalen Abstimmungsverfahren bei EU-Vorhaben stärker berücksichtigt. Auf europäische Umweltpolitik versuchen Kommunen außer über herkömmliche Kanäle wie den Ausschuss der Regionen zunehmend auch mit Hilfe eigener Lobbybüros Einfluss zu nehmen oder durch Kräftebündelung in transnationalen Städtenetzwerken wie der „European Sustainable Cities and Towns Campaign“ (Kern 2001). Die Bedeutung der Kommunen in der Umweltpolitik wuchs auch durch Entwicklungen auf der internationalen Ebene. Hier ist vor allem der Paradigmenwechsel von Rio mit dem Schlagwort „Global Denken – lokal Handeln“ zu nennen, der sich in der Lokalen Agenda und dem Handlungsprogramm der UN Habitat-Konferenzen konkretisierte. Die besondere Rolle der Kommunen als Ort, an dem Umweltpolitik umgesetzt und ‚erfahrbar‘ wird, wurde auf dem Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung in Johannesburg 2002 nochmals bekräftigt.<sup>298</sup> Im Bereich der umweltpolitischen Instrumente hat sich in den letzten Jahren jenseits des klassischen Politik-Repertoires von Kommunen ein Spektrum neuer Ansätze herausgebildet, das es künftig stärker zu nutzen gilt.<sup>299</sup> Unklar ist, inwieweit aktuelle wirtschaftspolitische Rahmenbedingungen diesen Entwicklungen Grenzen setzen können: Die Liberalisierung von Daseinsvorsorge-Leistungen in der EU (Strom, Gas, voraussichtlich Wasser) schränkt kommunale Steuerungsmöglichkeiten im Umweltbereich ein. Weitere Liberalisierungen des Dienstleistungssektors im Rahmen des GATS-Abkommens<sup>300</sup> könnten diesen Trend noch verstärken (Fritz/Scherrer 2002, Günther/Erdmenger 2003).

Die Stellung der *Bundesländer* im umweltpolitischen Mehrebenensystem ist nach wie vor ambivalent: So konnten die Länder über den Bundesrat ihre Mitwirkungsrechte auf deutsche und europäische Umweltpolitik verstärken, büßten aber zugleich Gestaltungskompetenz durch die Ausdünnung ihrer Gesetzgebungsbefugnisse ein. Innerhalb der Bundesrepublik war in den letzten Jahren eine von den Ländern ausgehende (*bottom up*), begrenzte Reföderalisierung von Umweltpolitik zu beobachten. Durch das Nutzen von Spielräumen, z.B. durch eine Ökologisierung des

---

<sup>298</sup> Vgl. § 149 des WSSD-Umsetzungsplans, „Local Government Declaration“ und „Johannesburg Call“.

<sup>299</sup> Dieses reicht von der ökologischen Beschaffungspolitik über kommunale Öko-Audits, Öko-Budgets, Nachhaltigkeitsberichte und Agenda-Prozesse bis hin zum kommunalen Stoffstrommanagement in Gewerbegebieten.

<sup>300</sup> General Agreement on Trade in Services der Welthandelsorganisation (WTO).

kommunalen Finanzausgleichs in den Finanzausgleichsgesetzen der Bundesländer, ließe sich diese noch weiter vorantreiben. Eine systematische Entflechtung der föderativen Aufgabenzuteilung und Mischfinanzierung, wie sie derzeit erneut auf der politischen Agenda steht, könnte Blockaden und Innovationsschwächen von Umweltpolitik auf Bundesebene überwinden helfen. Gleichzeitig würde sie auf Länderebene Anreize für einen Wettbewerb von Steuerungsmodellen setzen, der politische Lernprozesse fördern und Instrumente schärfen kann. Die Grenzen eines solchen Wettbewerbs liegen allerdings dort, wo ein Umweltproblem mit grenzüberschreitenden Externalitäten (z.B. Emissionen) verbunden ist oder wo der Nutzerkreis einer Umweltschutzmaßnahme über das Bundesland hinausreicht, das für die Kosten der Umweltschutzmaßnahmen aufkommt. Auch bei umweltbezogenen Produktnormen ist eine dezentrale Regulierung problematisch, weil diese wegen der zu erwartenden Marktsegmentierung ineffizient bliebe. Ein Regulationswettbewerb zulasten von Umwelt zwischen Bundesländern scheint unwahrscheinlich.<sup>301</sup> Ob eine Föderalisierung zweckmäßig ist, hängt also unter anderem von dem Umweltmedium und -politikbereich ab. Ob sie durchsetzbar ist, hängt mit den erwarteten Kosten und Nutzen aller föderaler Akteure zusammen, denn eine Reform des Föderalismus unterliegt selbst den Prinzipien des Verbundföderalismus und kann von keinem Akteur allein umgesetzt werden.

Im europäischen Kontext haben sich die Länder für wettbewerbsorientierte Subsidiarität stark gemacht. Die Forderung nach einer neuen Kompetenzordnung der EU geht im wesentlichen auf die deutschen Bundesländer zurück. Von einer verbesserten Kompetenzabgrenzung zwischen EU und Mitgliedsstaaten und einem justiziablen Subsidiaritätsprinzip versprechen sie sich mehr eigene Gestaltungsmöglichkeiten.<sup>302</sup> Ob damit in der Praxis eine Rückverlagerung von umweltrelevanten Kompetenzen an die Länder verbunden sein wird, ist jedoch fraglich. Mehr Spielräume für die Umsetzung europäischer Umweltpolitik könnte den Ländern der Kommissionsvorschlag zu dreiseitigen Verwaltungsvereinbarungen zwischen Kom-

---

<sup>301</sup> Das Argument, dass regulativer Wettbewerb über unterschiedlich strikte bzw. kostspielige Umweltstandards zur Abwanderung von Unternehmen in andere Bundesländer führt und so ein ‚*race to the bottom*‘ in Gang setzt, konnte zumindest im *zwischenstaatlichen* Vergleich nicht erhärtet werden (vgl. Jänicke/Binder/Mönch 1997; Vogel 1997).

<sup>302</sup> Auf Druck der Bundesländer wurde im Konventsentwurf außerdem neben den ausschließlichen und konkurrierenden Kompetenzen eine neue Kategorie von „unterstützenden, koordinierenden und komplementären Maßnahmen“ verankert, mit der die Länder sich offenbar gegen EU-Einfluss in für sie bedeutende bzw. in ihrer Kompetenz liegende Politikfelder verwehren wollten (EPC 2003: 20ff).

mission, Mitgliedsstaat und Region/Kommune eröffnen.<sup>303</sup> Die Vereinbarungen sollen der Flexibilisierung und Anpassung von Regulierung an regionale Gegebenheiten dienen. Aus umweltpolitischer Sicht scheint der Vorschlag aber fragwürdig, weil solche Vereinbarungen wohl vor allem zum Zwecke der Standardsenkung genutzt würden. Stattdessen sollten die Bundesländer in denjenigen umweltrelevanten Politikfeldern, in denen sie wie z.B. in der Agrarpolitik viel Gestaltungsraum besitzen, diesen für eine progressive Umweltpolitik nutzen.

Für den *Nationalstaat* gilt die Diagnose des amerikanischen Soziologen Daniel Bell, dass er „für die kleinen Probleme zu groß und für die großen Probleme zu klein geworden“ sei.<sup>304</sup> Während die föderale Struktur der Bundesrepublik die Bearbeitung ‚kleiner Umweltprobleme‘ auf Länderebene prinzipiell ermöglicht, hat die europäische Integration die Plattform zur Bearbeitung zumindest ‚mittelgroßer Probleme‘ geschaffen – globale Probleme wie der Klimawandel sind allerdings auch auf EU-Ebene nicht lösbar. Die Einbettung in ein Mehrebenensystem bedingt, dass nur ein Teil der Umweltkompetenzen beim Nationalstaat liegt und dass sich Verflechtungsstrukturen verdichten. Dadurch ändert sich die Rolle des Staats: Er fungiert „fungiert nicht mehr primär als letztinstanzliche, autonome Entscheidungseinheit, sondern als strategisch plazierte Vermittlungsinstanz zwischen subnationalen und supranationalen Politikanforderungen.“ (Maull 1995: 312f).

Wenn innerhalb dieses Vermittlungsprozesses die Mitgliedsstaaten Umweltstandards durchsetzen möchten, die über das gemeinschaftliche Niveau hinausgehen, können sie zwar theoretisch die Schutzverstärkungsklausel des EG-Vertrags für den festgelegten Anwendungsbereich nutzen. Allerdings kann der erhöhte Wettbewerbsdruck, dem die Nationalstaaten durch die Handelsliberalisierung innerhalb der EU ausgesetzt sind, Spielräume für progressive Umweltpolitik und nationale Problemlösungen einengen. Ob es durch Handelsliberalisierung und europäischen Wettbewerb zu einer Spirale der Niedrigregulation (*race to the bottom*) kommt, oder ob Nationalstaaten ihre Standards und Handlungsspielräume aufrecht erhalten können, hängt dabei in hohem Maße davon ab, ob es sich um produktbezogene oder produktionsbezogene Umweltstandard handelt (Scharpf 1999): *Produktbezogene Umweltstandards*, die sich auf die Beschaffenheit bestimmter Güter beziehen (z.B. Abgaswerte von Autos), können dann resistent gegen regulative Abwärtsspiralen sein, wenn striktere Standards zu höheren Produktqualitäten führen, und wenn diese vom Markt belohnt werden. Denn mit progressiven Produktstandards lassen sich so genannte *first mover*

---

<sup>303</sup> Weißbuch Europäisches Regieren (Europäische Kommission 2001b).

<sup>304</sup> Zitiert nach Maull (1995: 306).

Vorteile erzielen: Durch erhöhte Umwelanforderungen entsteht Druck in Richtung ökologischer Innovationen, die den Unternehmen der Vorreiterstaaten Wettbewerbsvorteile verschaffen. Eine weitere Möglichkeit, um das nationale Regulierungsniveau von ökonomischem Wettbewerbsdruck zu entlasten, bestünde theoretisch darin, ausländischen Produkten, die die nationalen Produktstandards nicht erfüllen, den Marktzugang zu erschweren. Dieser Handhabe wurde allerdings durch das Verbot mengenmäßiger Ein- und Ausfuhrbeschränkungen (Art. 28, 29 EGV) und durch die binnenmarktsfreundliche Auslegung dieser Regelung durch den EuGH enge Grenzen gesetzt. Im Bereich *produktions- oder standortbezogener Umweltvorschriften*, z.B. bei der Begrenzung industrieller Emissionen im Produktionsprozess, stellt sich das Problem, dass sich ein hohes nationales Regulierungsniveau auf Produktionskosten und Wettbewerbsfähigkeit auswirkt, ohne zugleich die Produktqualität positiv zu beeinflussen und so Pionier-Vorteile zu schaffen. Nationale Umweltpolitik kann dann unter Druck geraten. Ausgleichende Maßnahmen sind im Binnenmarkt nicht zulässig: Gegen Importgüter, die nicht entsprechend den heimischen Auflagen des Immissions- oder Gewässerschutzes hergestellt wurden, und die daher kostengünstiger sind, dürfen keine Handelsmaßnahmen ergriffen werden. In der Praxis macht sich allerdings weder bei den produkt- noch den produktionsbezogenen Umweltregulierungen innerhalb der Europäischen Union ein wesentlicher Abwärtsdruck bemerkbar (Jänicke 2003, Knill 1998, Vogel 1997, Eichener 1997). Dies wird zum einen darauf zurückgeführt, dass viele der Regulierungen die Produktionskosten nur marginal erhöhen. Zum anderen versucht die Kommission im Kompetenzstreit mit den Mitgliedstaaten, sich über innovative Policy-Vorschläge neue Handlungsfelder zu eröffnen; dabei greift sie häufig auf Ansätze nationaler Vorreiter zurück (Héritier et al. 1994). Außerdem sind Pionierstaaten daran interessiert, eigene Problemlösungsansätze europaweit durchzusetzen, um bei anstehender Harmonisierung die eigenen Anpassungskosten niedrig zu halten. Teilweise sind andere Länder unmittelbar an Nachahmung interessiert („horizontales Politiklernen“). Weniger wirtschaftsstarke, häufig umweltskeptische Länder werden in anderen Politikfeldern dafür kompensiert, innovative Vorschläge nicht auszubremsen. Die Befunde weisen also darauf hin, dass Nationalstaaten innerhalb der EU (wie auch in der EU-Außenpolitik) weiterhin Chancen haben, weitreichende und innovative Umweltpolitiken zu betreiben. Ihre anhaltend hohe Bedeutung beziehen die Nationalstaaten nicht nur aus der effektiven Gestaltung von Handlungsspielräumen (*Output-Legitimation*), sondern auch aus der Legitimität repräsentativer Demokratie im innerstaatlichen Raum (*Input-Legitimation*). Noch immer gilt, dass „nur Nationalstaaten (...) bisher über die Sachkompetenz, die Ressourcen, die legitimen Zwangsbefugnisse und die kritische Öff-

fentlichkeit [verfügen], ohne die eine erfolgreiche Umweltpolitik nicht möglich ist“ (Jänicke 2003: 11).

Die *Europäische Gemeinschaft* hat in den letzten Jahren enorme Integrations-schritte, auch in der Umweltpolitik, gemacht. Politik und Wissenschaft diskutieren daher, welche konkreten Umweltkompetenzen auf EU-Ebene gerechtfertigt sind und welche nicht. Einigkeit herrscht darüber, dass eine europäische Regulierung bei grenzüberschreitenden Umweltkonflikten nötig ist, ebenso wie bei Umweltschäden, die durch europäische Maßnahmen (z.B. zur Vollendung des Binnenmarkts) verursacht werden und solchen, die aus der Nutzung von EU-weit verbreiteten Produkten (Chemikalien, Gefahrenstoffe etc.) stammen. Zudem bietet sich gemeinschaftliches Vorgehen im Rahmen internationaler Umweltpolitik an, um mit gemeinsamer Stimme sprechen und gegebenenfalls eine ‚Koalition der Willigen‘ bilden zu können.<sup>305</sup> Die Meinungen gehen allerdings auseinander, wenn es um Harmonisierung in Bereichen wie der Abfallbeseitigung geht, die grundsätzlich dezentral betrieben werden könnten, die aber durch unterschiedliche Standards indirekt Marktverzerrungen, Spillover-Effekte und ‚Verschmutzungsrefugien‘ hervorrufen.

Faktisch wird inzwischen der Großteil der Umweltpolitik in den Mitgliedsstaaten durch gemeinschaftliche Vorgaben beeinflusst. Dabei ergibt sich das steuerungs- und demokratiethoretische Dilemma, dass

„[j]e tief greifender [politische Steuerung jenseits des Nationalstaates] wirkt, desto eher ist sie auf demokratische Legitimation angewiesen. Da diese jedoch jenseits des Nationalstaates nur begrenzt zur Verfügung steht, reduziert dies die Möglichkeit effektiver politischer Steuerung.“ (Jachtenfuchs 1998: 243)

Neben der Stärkung nationaler Parlamente im Mehrebenenzusammenspiel ist eine weitere Demokratisierung europäischer Politik daher unumgänglich.<sup>306</sup> Darüber hinaus steht die EU vor einer Reihe steuerungspolitischer Herausforderungen in den Bereichen Umweltintegration und Nachhaltigkeitsstrategie, Umweltpolitikumsetzung

---

<sup>305</sup> Als Beginn einer internationalen Umweltpolitik, die nur noch von einem Teil der Staatengemeinschaft getragen wird, gilt die Initiative 80 gleichgesinnter Staaten zur Förderung erneuerbarer Energien. Sie wurde auf dem Nachhaltigkeitsgipfel in Johannesburg maßgeblich von der EU vorangetrieben, als Reaktion auf die Blockadehaltung der USA.

<sup>306</sup> Gefordert wird unter anderem, das Mitentscheidungsverfahren auf alle Politikbereiche auszuweiten, dem Europäischen Parlament ein Initiativrecht einzuräumen, seine Kontrollrechte (u.a. im Bereich der Haushaltspolitik) zu stärken und das EP in die Belange des Euratom-Vertrags einzubeziehen. Weitere Forderungen betreffen die Wahl der Kommission bzw. des Kommissionspräsidenten durch das EP, die Öffentlichkeit von Ratssitzungen und eine verbesserte Trennung exekutiver und legislativer Funktionen des Rats.

und Osterweiterung.<sup>307</sup> Besonders vor dem Hintergrund des EU-Beitritts von zehn mittel- und osteuropäischen Staaten im Mai 2004 gewinnt die alte Forderung nach der konsequenten Ausweitung des qualifizierten Mehrheitsentscheids auf die gesamte (Umwelt-) Gesetzgebung neue Aktualität: Je mehr Länder am Verhandlungstisch sitzen, desto wichtiger wird, dass nicht einzelne Staaten Initiativen blockieren können – insbesondere, wenn sich das Stimmgewicht zugunsten umweltpolitisch weniger ambitionierter Staaten verschiebt. Die Erweiterung könnte daher selbst bei Ausbau des Mehrheitsentscheids den Spielraum zur Durchsetzung strikterer Umweltpolitik in der EU verkleinern. Sie kann aber auch die Abkehr von unnachhaltigen EU-Politiken wie der Landwirtschafts- und Verkehrspolitik fördern, weil deren unreflektierte Ausweitung auch mit hohen Kosten verbunden wäre. In den Beitrittsländern wird die Übernahme des EU-Umweltrechts (*Acquis Communautaire*) den Umweltschutz zum Teil deutlich vorantreiben; dabei wird sie den Staaten enorme Leistungen bei der Schaffung von technischen Infrastrukturen und Verwaltungskapazitäten, im Zielkonflikt mit wirtschaftlichen Interessen und in der Entwicklung einer partizipativeren politischen Kultur abverlangen.<sup>308</sup>

Unabhängig von der Frage der institutionellen Politikebene – ob Biberach oder Brüssel – liegt die vorrangige materielle Herausforderung der Zukunft darin, persistente Umweltprobleme zu bewältigen (vgl. Kapitel 4.2.1). Bereiche wie Biodiversität, Klima- oder Bodenschutz sind aufgrund ihrer Problemeigenschaften und spezifischer Interessenskonstellationen besonders hartnäckig. Zu ihrer Bearbeitung sind neben proaktiven Politiken auch Strukturen zum Management von Komplexität und zur Wissensmobilisierung erforderlich (Minsch et al. 1998).

---

<sup>307</sup> Vgl. hierzu die Vorschläge von ECFESD (2000), Hey (2002), Petkova et al. (2002), Europäischer Konvent (2003), Green Eight (2003) und EPC (2003).

<sup>308</sup> Die Kommission schätzte 1997, dass die Übernahme des Umwelt-Acquis' die Beitrittsländer mindestens 127 Mrd. Euro kosten wird.

## 8 Kooperative Umweltpolitik – demokratiefreie Zone oder Chance für Partizipation?

Ziel dieses Buchs war die Bestandsaufnahme von Aspekten kooperativer Umweltpolitik und die Diskussion ihrer Chancen und Gefahren. Die These vom kooperativen Staat, in dem politische Steuerung verstärkt auf nicht-hierarchische Modi, auf Kommunikation, Kooperation und Verhandeln – sowohl mit anderen gesellschaftlichen Funktionssystemen als auch innerhalb des binnendifferenzierten politischen Systems selbst – angewiesen ist, hatte sich als ‚Schnittmenge‘ aus systemtheoretischer und handlungsorientierter Steuerungstheorie herauskristallisiert. Drei Elemente kooperativer Staatlichkeit wurden anhand der umweltpolitischen Praxis untersucht: die Beteiligung nichtstaatlicher Akteure an umweltpolitischer Steuerung; der umweltpolitische Instrumentenkasten mit seinen hierarchischen, optionalen und Selbstregulierungs-Instrumenten; und schließlich die Kooperation staatlicher Akteure in einem polyzentrischen Mehrebenensystem. Vor diesem Hintergrund wurde auch betrachtet, wie sich Steuerungspotenziale entwickeln.

Nicht in allen drei betrachteten Dimensionen ist der Wandel zur kooperativen Staatlichkeit gleich stark ausgeprägt. So ist der *Einbezug gesellschaftlicher Akteure* in die Formulierung und Umsetzung von Umweltpolitik durchaus üblich. In der Abstufung von Konsultation über Kooperation bis hin zu Selbstregulierung liegt das Schwergewicht jedoch auf einem konsultativen Einbezug – und auch dieser wurde im Zuge der Beschleunigungsgesetzgebung der 1990er zurückgestutzt. Konsultation ermöglicht zwar Einblicke in die jeweils anderen Funktionssysteme und führt im Idealfall auch zu einer ‚vorausseilenden‘ Abstimmung von Steuerungsrationaltäten, aber dies ist weniger zwingend der Fall als im Falle von Verhandlungssystemen. Während kooperative Einbindung von wirtschaftlichen Akteuren im Rahmen informellen Verwaltungshandelns seit langem gang und gäbe ist, wird integrative Kooperation, bei der ein weiterer Kreis von wesentlichen Akteuren in die Verhandlungen einbezogen wird, erst in den letzten Jahren und noch immer zögerlich betrieben. Anders als Formen der Steuerungsdelegation ersetzt integrative Kooperation politische Mehrheitsentscheide nicht. Eine grundsätzliche Schwierigkeit bei den auf Kontextsteuerung und Interessensausgleich angelegten Politikformen besteht darin, wer bestimmen darf, welche Interessen ‚ausgeglichen‘ werden sollen – die WählerInnen, das Parlament, Regierung, Lobbies? Es ist die Gefahr eines legitimatorischen Zirkels gegeben.

Der umweltpolitische *Instrumentenkasten* wurde in den letzten Jahren deutlich um neue Ansätze bereichert, wengleich hierarchische, ordnungsrechtliche Instrumente

weiterhin das Gros darstellen. Zu ihnen sind jedoch erfolgversprechende anreizorientierte Steuerungsmittel wie die ökologische Steuerreform und das Umwelthaftungsrecht hinzugetreten, der Handel mit Emissionszertifikaten wird folgen. Unter den Instrumenten der Selbstregulierung hat vor allem die Bedeutung von Branchenabkommen und von betrieblichen Managementinstrumenten zugenommen. Die Erfahrung der letzten Jahre hat gezeigt, dass eine effektive Umweltpolitik bei Anreiz- und Selbststeuerungs-Instrumenten robuste Rahmensetzungen gewährleisten muss – Deregulierung und *Laissez-Faire*-Lösungen sind, wenn sie der Durchsetzungsfähigkeit des ohnehin strukturell stärkeren wirtschaftlichen Interesses gegen das Umweltschutzinteresse nichts entgegensetzen, auch im Sinne der auf Interessensausgleich angelegten Kontextsteuerung nicht erstrebenswert.

Eine weitgehend nicht-hierarchische Steuerungskonstellation stellt auch der dritte untersuchte Bereich dar, die *Mehrebenenpolitik*: Sowohl im föderalen Bund-Länder-Zusammenspiel, als auch zwischen Bund und Europäischer Union dominiert horizontale oder Verbundkooperation, d.h. die Zusammenarbeit der dezentralen Einheiten untereinander bzw. mit der zentralen Ebene. Gerade der Umweltbereich aber weist eine hohe Regulierungsdichte auch jenseits der nationalen Ebene auf, so dass der Mangel einer zentralen Steuerungsinstanz nicht automatisch mit einem Steuerungsverzicht gleichzusetzen ist.

Zum Schluss soll die politisch zentrale Frage nach der demokratischen Legitimation von kooperativer Politik nochmals aufgegriffen und systematisch beantwortet werden. In Kapitel 5 wurde bereits auf das Spannungsverhältnis von Kooperation und Mehrheitsmechanismen repräsentativer Demokratie hingewiesen: Die Verhandlungen zwischen staatlichen und ökonomischen Akteuren, Umweltverbänden und BürgerInnen finden in einem exklusiven Raum jenseits mehrheitsdemokratischer, parlamentarischer Prozesse statt. Auch im Föderalismus findet umweltpolitische Kooperation in erster Linie zwischen Exekutiven statt. Auf europäischer, schon gar auf internationaler Ebene sind Parlamente so gut wie nie unmittelbar am Entscheidungsprozess beteiligt. Lässt sich aus der teilweisen Verdrängung parlamentarischer Legitimation nun folgern, dass kooperative Umweltpolitik unter einem Demokratiedefizit leidet? Eine Antwort auf diese Frage bedarf zunächst der Klärung dessen, was ‚Demokratie‘ bedeuten kann, und wie Legitimität zu bestimmen ist.

In Anschluss an Benz (1998: 202) soll staatliches Handeln hier als demokratisch legitimiert gelten, wenn

„- allen betroffenen Bürgern gleiche Beteiligungsmöglichkeiten in Entscheidungsverfahren zustehen, die es ihnen erlauben, ihre Interessen authentisch einzubringen (Prinzip der Interessenvermittlung zwischen Regierten und Regierenden; Prinzip der politischen Gleichheit),

- politische Entscheidungsprozesse sowie das Handeln von Repräsentanten für die Bürger transparent, nachvollziehbar und kontrollierbar sind (Prinzip der Öffentlichkeit, Prinzip der Verantwortlichkeit), und wenn zugleich

- in Entscheidungsverfahren effektive Problemlösungen gefunden werden, die von den Bürgern als solche anerkannt werden (Prinzip der Effektivität)“.

Entsprechend des systemtheoretischen Politikmodells setzt demokratische Legitimation damit sowohl an der *Input*- als auch an der *Output*-Seite politischer Systeme an (vgl. Easton 1953, Almond 1960). Bei dieser Annahme muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Gewichtung der beiden Seiten – inwieweit Politik über das Verfahren ihres Zustandekommens (*Input*) und inwieweit über ihren Erfolg (*Output*) als legitim empfunden wird – in hohem Maße von kulturellen Legitimationsmustern und damit von der politischen Kultur einer Gesellschaft abhängt.<sup>309</sup>

Kooperative Umweltpolitik wird in der Tat nicht allen hier genannten Legitimationskriterien gerecht: Kollektive Entscheidungsfindung in kleinen und exklusiven Verhandlungsverfahren, aus denen gegebenenfalls auch im weiteren Sinne „Betroffene“ ausgeschlossen sind, widerspricht dem *Prinzip politischer Gleichheit*. Der Begriff der Betroffenheit im Sinne einer subjektiven Rechtsverletzung ist allerdings gerade bei Umweltzerstörung problematisch – wer ist beispielsweise vom Artensterben subjektiv in seiner Rechtsposition betroffen? Hier sollte daher ein erweiterter Betroffenheitsbegriff zugrundegelegt werden. Der Einbezug von nichtstaatlichen Akteuren in Verhandlungssysteme erfolgt nicht durch Wahl im Rahmen eines pluralistischen Wettbewerbs, sondern meist auf der Basis pragmatischer Überlegungen: Es werden RepräsentantInnen ‘bedeutender’ Interessengruppen herausgepickt. Deren Bedeutung kann sich eher aus ihrer Organisations- und Konfliktfähigkeit ergeben als aus ihrer gesamtgesellschaftlichen Relevanz. Mit dem Repräsentantenprinzip geht eine soziale Selektivität der Beteiligung einher, die noch stärker ist als bei parlamentarischen Verfahren. Außerdem wiegen in Kooperationsprozessen Machtpotentiale und ungleiche Argumentations- und Tauschfähigkeit von Gruppen tendenziell schwerer

---

<sup>309</sup> Politische Kultur wird im Anschluss an Almond/Verba (1963: 13) als „the particular distribution of patterns of orientation toward political objects among the members of a nation“ verstanden.

als in der parlamentarischen Demokratie, in der Chancengleichheit auf dem gleichen Gewicht aller Stimmen beruht.<sup>310</sup>

Der Anreiz, Entscheidungen zu Lasten nicht-beteiligter Dritter zu fällen, der in Verhandlungssystemen besteht, läuft dem *Prinzip der Interessenvermittlung* zwischen Regierten und Regierenden zuwider. Und auch das *Prinzip der Öffentlichkeit* wird unterlaufen, weil effektive Konfliktlösungsprozesse ein gewisses Maß an Abgeschlossenheit benötigen – nur dann kann auf Argumente der Gegner eingegangen, können eigenen Positionen im Sinne einer Konsensfindung aufgeweicht oder in Tausch- und Koppelgeschäften zur Disposition gestellt werden.

Im Gegenzug erzeugt kooperative Umweltpolitik aber auch Legitimität. Zunächst wird durch den Einbezug gesellschaftlicher Stakeholder Anwendungswissen mobilisiert und Akzeptanz für die Umsetzung geschaffen. Unter den Bedingungen gesellschaftlicher Differenzierung und Internationalisierung kann kooperative Umweltpolitik so Entscheidungseffektivität sichern: Zum einen begründet sie einen kommunikativen Prozess, der vielschichtige Interessenlagen berücksichtigt und der der Enthierarchisierung des Verhältnisses von Staat und Gesellschaft gerecht wird. Zum anderen bietet sie in Mehrebenensystemen ein Verfahren, durch das institutionelle Interessen ausgeglichen werden können. Indem durch kooperative Prozesse Mängel parlamentarischer Demokratie wettgemacht und die Handlungs- und Steuerungsfähigkeit des Staates erhöht wird, entsteht Legitimität auf der *Output*-Seite.

Versteht man Demokratie mit Sartori (1992: 23f) als ein Netz von Entscheidungsprozessen in verschiedenen Institutionen, so kann auch die Kombination von parlamentarischen Wettbewerbsstrukturen und Verhandlungssystemen Legitimität sichern. Lehner argumentiert (1992: 168):

„Unter praktischen Gesichtspunkten ist es viel sinnvoller, institutionelle Veränderungen im Rahmen von Wettbewerbsdemokratie zu suchen, die es erlauben, Kooperation und die daraus resultierenden Synergien zu nutzen, ohne damit auf die Steuerungsleistungen von Wettbewerbsmechanismen verzichten zu müssen“.

Damit soll die Alternativentscheidung zwischen Wettbewerbsdemokratie und Korporatismus bzw. Konkordanzdemokratie vermieden werden. Aber wie kann eine solche Kombination wettbewerbsdemokratischer und verhandlungsbasierter Elemente aussehen? Die Debatte verläuft zwischen den beiden Positionen ‚Unterordnung kooperativer Elemente unter parlamentarische Entscheidungsprozesse‘ (Ellwein 1992) und ‚lose Kopplung von kooperativer Politik mit der Parlamentsarena‘ (Benz 1998).

---

<sup>310</sup> Allerdings können auch in der allgemeinen Wahl durch den unterschiedlichen Einfluss verschiedener Interessensgruppen Ungleichgewichte entstehen.

Der erste Ansatz will hauptsächlich die Kontrollwirkung von mehrheitsbasierter Konfliktregelung sicherstellen. Doch die Unterordnung kooperativer Verhandlungsprozesse unter parlamentarische Kontrollen löst das Demokratieproblem zu Lasten des Effektivitätsproblems, weil ein Verhandlungserfolg unwahrscheinlicher wird:

„Eine Intensivierung von parlamentarischen Kontrollen kooperativer Staatstätigkeit verstärkt diese [kompetitiven] Verhaltensweisen. Untersuchungen (...) belegen, dass Akteure, die einer Kontrolle durch Gremien unterworfen sind, (...) zu harter Positionsbehauptung statt zu flexiblem Verhandlungsverhalten [neigen], zu strategischem „*bargaining*“ statt zu integrativem, kooperativem „*arguing*“.“ (Benz 1998: 209)

Umgekehrt würde das Effektivitätsproblem auf Kosten von parlamentarischer Beteiligung und Kontrolle ausgetragen, wenn Parlamente auf die nachträgliche Absegnung von Verhandlungsergebnissen beschränkt würden. Auch die Demokratisierung der Verhandlungssysteme selbst stellt, obwohl unter normativen Gesichtspunkten zu befürworten, letztlich keinen Ausweg aus dem Dilemma dar. Denn eine Demokratisierung der Binnenstrukturen von Interessengruppen und Verbänden, die zu einer stärkeren Bindung von VerbandsrepräsentantInnen an die interne Willensbildung und an tendenziell rigidere Positionen („Mitgliedschaftslogik“) führt, bedingt wiederum Inflexibilität im Verhandlungsprozess mit dem Staat. In der Folge sinkt der Verbandseinfluss („Einflusslogik“). Eine ausgewogenere Beteiligung bislang unterrepräsentierter Interessen in den Verhandlungssystemen über ihre finanzielle und institutionelle Aufwertung durch den Staat (Cohen/Rogers 1994) oder über den direkten staatlichen Einfluss auf die Zusammensetzung von Verhandlungsregimen („*Collibration*“, Dunsire 1993) löst wegen der fortbestehenden Selektivität der Beteiligung das Demokratieproblem nur teilweise. Umfassendere Beteiligung kann jedoch die Abwälzung von Entscheidungskosten auf Dritte mindern, indem die Anzahl von „Dritten“ verkleinert wird. Aus der Perspektive der Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik sind solche Ausgleichs- und Konfliktregelungsstrategien notwendig, um Tendenzen nicht-nachhaltiger Entwicklung entgegenzuwirken, die aus der funktionalen Differenzierung von Gesellschaft entstehen.

Das Dilemma kooperativer Umweltpolitik – der Konflikt zwischen Verfahrens- und Ergebnislegitimation – muss von Fall zu Fall gelöst werden, und unter Abschätzung der situativen Chancen und Risiken. Grundsätzlich gibt es aber Möglichkeiten, die kooperativen Verfahren möglichst transparent, ausgewogen und ggf. verbindlich zu gestalten, um ihre Input-Legitimation zu erhöhen.



## 9 Literatur

- Abromeit, Heidrun (2002): *Wozu braucht man Demokratie? Die postnationale Herausforderung der Demokratietheorie*. Opladen.
- Abromeit, Heidrun/Andersen, Uwe (1996): *Der deutsche Föderalismus in der doppelten Bewährungsprobe*. Schwalbach/Ts.
- AdR (Ausschuss der Regionen) (2003): *Übersicht über die vom Ausschuss der Regionen verabschiedeten Stellungnahmen – nach Fachkommissionen geordnet. 3. vierjährige Mandatsperiode (2002-2006)*. CdR 112/2002. 6, April 2003. Brüssel.
- AdR (Ausschuss der Regionen) (2001): *Übersicht über die vom Ausschuss der Regionen verabschiedeten Stellungnahmen – nach Fachkommissionen geordnet. 2. vierjährige Mandatsperiode (1998-2002)*. CdR 372/98. 9, April 2001. Brüssel.
- AfTA (Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg) (1997): *Jahrbuch 1996/97*. Stuttgart.
- Albert, Detlev (1997): *Die umweltpolitische Steuerungsfähigkeit der Europäischen Gemeinschaft. Eine Policy-Analyse der Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung*. Frankfurt a.M. u.a.
- Albin, Silke (1999): *Die Vollzugskontrolle des europäischen Umweltrechts*. Berlin.
- Albin, Silke/Müller-Krenner, Sascha (1999): *Deutsche Umweltpolitik in Europa – Abschied von einer Vorreiterrolle*. In: *Zeitschrift für Umweltrecht* 2/1999, S. 73-77.
- Almond, Gabriel (1960): *Introduction: A Functional Approach to Comparative Politics*. In: Ders./James Coleman (ed.): *The Politics of the Developing Areas*. Princeton.
- Almond, Gabriel/Verba, Sidney (1963): *The Civic Culture. Political Attitudes and Democracy in Five Nations*. Princeton.
- Altmann, Jörn (1997): *Umweltpolitik: Daten, Fakten, Konzepte für die Praxis*. Stuttgart.
- Altvater, Elmar/Mahnkopf, Birgit (1997): *Grenzen der Globalisierung: Ökonomie, Ökologie und Politik in der Weltgesellschaft*. Münster.
- Anter, Andreas (Hg.) (2003): *Demokratie und Staatlichkeit: Systemwechsel zwischen Staatsreform und Staatskollaps*. Opladen.
- Asselt, Marjolein van et al. (2001): *Building Blocks for participation in integrated assessment: a review of participatory methods*. Working paper IO1-E003, ICIS-Institute. Maastricht.
- Aulehner, Josef et al. (Hg.) (1997): *Föderalismus – Auflösung oder Zukunft der Staatlichkeit?* Stuttgart.
- Baraldi, Claudio/Corsi, Biancarlo/Esposito, Elena (1997): *GLU: Glossar zu Niklas Luhmanns Theorie sozialer Systeme*. Frankfurt a.M.
- Bär, Stefanie/Klasing, Anneke (2001): *Europäische Umweltpolitik*. DNR-Studienbrief. Lüneburg.
- Bartlspenger, Richard (2000): *Ökologische Gewichts- und Vorrangsregelungen*. In: Wilfried Erbguth/Janbernd Oebbecke/Hans-Werner Rengeling (Hg.): *Planung, Festschrift für Werner Hoppe zum 70. Geburtstag*. München, S. 127-152.
- Barth, Michael/Demmke, Christoph/Ludwig, Grit (2001): *Die Europäisierung des nationalen Verwaltungsverfahrens- und Verwaltungsorganisationsrechts im Bereich des Umweltrechts*. In: *Natur und Recht*, Heft 3, S. 133-142.
- Barthe, Susan/Brand, Karl-Werner (1996): *Reflexive Verhandlungssysteme. Diskutiert am Beispiel der Energiekonsens-Gespräche*. In: Volker von Prittwitz (Hg.): *Verhandeln und Argumentieren. Dialog, Interessen und Macht in der Umweltpolitik*. Opladen.

- Bauer, Hartmut (2002): Entwicklungstendenzen und Perspektiven des Föderalismus in der Bundesrepublik Deutschland. Zugleich ein Beitrag zum Wettbewerbsföderalismus. In: Die Öffentliche Verwaltung, 55. Jg., Heft 20, S. 837-845.
- Baylis, John/Smith, Steve (1998): *The Globalisation of World Politics: An Introduction to International Relations*, 2nd ed.. Oxford.
- Baumheier, Ralph (1992): Kommunale Umweltpolitik. In: *Der Bürger im Staat* 1/92, S. 3-9.
- Baumol, William/Oates, Wallace (1975): *The theory of environmental policy: externalities, public outlays, and the quality of life*. Englewood Cliffs.
- Beck, Ulrich (1998): Was ist Globalisierung? Irrtümer des Globalismus – Antworten auf Globalisierung. Frankfurt a.M.
- Beck, Ulrich (1996): Weltrisikogesellschaft, Weltöffentlichkeit und globale Subpolitik. In: Andreas Diekmann (Hg.): *Umweltsoziologie*, S. 119-147.
- Beck, Ulrich (1986): *Risikogesellschaft. Auf dem Weg in eine andere Moderne*. Frankfurt a.M.
- Benz, Arthur/Lehmbruch, Gerhard (Hrsg.) (2001): *Föderalismus. Analysen in entwicklungsgeschichtlicher und vergleichender Perspektive*. PVS Sonderheft 32. Opladen, S. 395ff.
- Benz, Arthur (1998): Postparlamentarische Demokratie? Demokratische Legitimation im kooperativen Staat. In: Michael Greven (Hg.): *Demokratie – eine Kultur des Westens?* 20. Wissenschaftlicher Kongress der Deutschen Vereinigung für Politische Wissenschaft. Opladen, S. 201-223.
- Benz, Arthur (1994): *Kooperative Verwaltung. Funktionen, Voraussetzungen und Folgen*. Baden-Baden.
- Berger, Peter/Luckmann, Thomas (1980): *Die gesellschaftliche Konstruktion der Wirklichkeit. Eine Theorie der Wissenssoziologie*. Frankfurt a.M.
- Beyerle, Matthias (1994): Staats- und Autopoiesis. Über die Auflösung der modernen Staatsidee im nachmodernen Denken durch die Theorie autopoietischer Systeme und der Entwurf eines nachmodernen Staatskonzepts. Frankfurt a.M.
- Beyersdorf, Martin/Michelsen, Gerd/Siebert, Horst (Hrsg.) (1998): *Umweltbildung. Theoretische Konzepte, empirische Erkenntnisse, praktische Erfahrungen*. Neuwied.
- Beyme, Klaus von (1997): *Der Gesetzgeber. Der Bundestag als Entscheidungszentrum*. Opladen.
- Beyme, Klaus von (1991a): *Theorie der Politik im 20. Jahrhundert. Von der Moderne zur Postmoderne*. Frankfurt a.M.
- Beyme, Klaus von (1991b): Regierungslehre zwischen Handlungstheorie und Systemansatz. In: Hans-Hermann Hartwich/Göttrick Wewer (Hg.): *Regieren in der Bundesrepublik*, Bd. 3. Opladen, S. 19-34.
- Bizer, Johann/Ormond, Thomas/Riedel, Ulrike (1990): *Die Verbandsklage im Naturschutzrecht*. Taunusstein.
- BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) (2001): *Richtlinien zur Förderung von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben in ausgewählten Themenschwerpunkten der sozial-ökologischen Forschung*. Bonn, 26. 07. 2001.
- BMI (Bundesministerium des Innern) (2000): *Moderner Staat – Moderne Verwaltung. Gemeinsame Geschäftsordnung der Bundesministerien*. Berlin.
- BMI (Bundesministerium des Innern) (1971): *Umweltprogramm der Bundesregierung*. Bonn.
- BMF (Bundesministerium der Finanzen) (2003): *Die Förderung des Umweltschutzes im deutschen Abgabenrecht. Einschließlich der ökologischen Steuer- und Finanzreform*. Berlin.

- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2003): Entwicklung der Erneuerbaren Energien. Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2002a): Umweltbericht 2002. Bericht über die Umweltpolitik der 14. Legislaturperiode. Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2002b): Bericht über den Stand der Markteinführung und der Kostenentwicklung von Anlagen zur Erzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien (Erfahrungsbericht zum EEG). Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2002c): Pressemeldung des Bundesumweltministeriums vom 11. 02. 2002.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1998a): Umweltgesetzbuch (UGB-KomE). Entwurf der Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1998b): Umweltpolitik. Umweltbericht 1998. BT-Drs. 13/10735. Bonn.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1998c) Presseerklärung des Bundesumweltministers vom 22. 12. 1998.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1997a): Umweltpolitik. Agenda 21. Bonn.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1997b): Umweltfreundliche öffentliche Beschaffung – Ergebnisse einer Umfrage. In: Umwelt, Nr. 7-8/1997.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1995a): Umweltschutz in Deutschland. Bonn.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1995b): Bericht über die Umsetzung des 5. EG-Umweltaktionsprogramms „Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung“ in Deutschland – Zwischenbilanz 1995. Bonn.
- BMU/UBA (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Umweltbundesamt) (2002): Lokale Agenda 21 und nachhaltige Entwicklung in deutschen Kommunen. 10 Jahre nach Rio: Bilanz und Perspektiven. Berlin.
- BMVBW (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Wohnungswesen) (2003): Online-Information zur LKW-Maut <<http://www.bmwbw.de/LKW-Maut-.720.htm>> (Zugriff September 2003)
- Börzel, Tanja (2002): Member States Responses to Europeanization. In: Journal of Common Market Studies (JCMS), Volume 40, Number 2, June 2002, pp. 193-214.
- Börzel, Tanja (2001): Non-compliance in the European Union: pathology or statistical artefact? In: Journal of European Public Policy, Vol. 8, No. pp. 803-824.
- Börzel, Tanja (1999): Why there is No Southern Problem. On Environmental Leaders and Laggards in the European Union. Robert Schumann Centre, EUI Working Papers No. 16. Florence.
- Bodin, Jean (1964): Über den Staat (Auswahl u. dtsh. v. G. Niedhart). Stuttgart.
- Bohne, Eberhard (1984): Informales Verwaltungs- und Regierungshandeln als Instrument des Umweltschutzes. In: Verwaltungsarchiv, 75. Bd., Heft 4, S. 343-373.
- Bonberg, Wolfgang/Kiefer, Günther (2001): Private Verantwortung macht frei – oder: Wie viel Staat verträgt die Abfallwirtschaft? UPR 10, S. 381-386.
- Brand, Karl-Werner (Hg.) (2002): Politik der Nachhaltigkeit. Voraussetzungen, Probleme, Chancen – eine kritische Diskussion. Berlin.

- Brand, Karl-Werner/Jochum, Georg (2000): Die Struktur des deutschen Diskurses zu nachhaltiger Entwicklung. MPS-Texte 1. München.
- Brand, Ulrich/Brunnengräber, Achim/Schrader, Lutz/Stock, Christian/Wahl, Peter (2000): Global governance: Alternative zur neoliberalen Globalisierung? Eine Studie von Heinrich-Böll-Stiftung und WEED. Münster.
- Braun, Dietmar (1996): Handlungstheorien. In: Dieter Nohlen (Hg.) (1996): Wörterbuch Staat und Politik. München, S. 245-249.
- Braun, Dietmar (1995): Steuerungstheorien. In: Dieter Nohlen (Hg.) (1995): Lexikon der Politik, Bd. 1: Politische Theorien. München, S. 611-618.
- Braun, Dietmar (1993): Zur Steuerbarkeit funktionaler Teilsysteme: Akteurstheoretische Sichtweisen funktionaler Differenzierung moderner Gesellschaften. In: Adrienne Héritier (Hg.): Policy-Analyse – Kritik und Neuorientierungen. PVS-Sonderheft 24. Opladen, S. 199-224.
- Bremers, Markus (1997): Soziale Staatsziele und Verfassungsverständnis. Ein Rückblick auf die Verfassungsdebatte der deutschen Einheit. In: Aus Politik und Zeitgeschichte B. 15-16/97, S. 21-32.
- Brenneke, Volker (1996): Normsetzung durch private Verbände. Zur Verschränkung von staatlicher Steuerung und gesellschaftlicher Selbstregulierung im Umweltschutz. Umweltrechtliche Studien 20. Düsseldorf.
- Brohm, Winfried (1987): Sachverständige Beratung des Staates. In: Josef Isensee/Paul Kirchhof (Hg.): Handbuch des Staatsrechts, Band 2. Heidelberg, S. 207-248.
- Brozus, Lars/Take, Ingo/Wolf, Klaus Dieter (2003): Vergesellschaftung des Regierens? Der Wandel nationaler und internationaler politischer Steuerung unter dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung. Opladen.
- Brüntink, Corinna (2001): Zum Konzept der Innovations- und Technikanalyse des BMBF. In: TA-Datenbank-Nachrichten, Nr. 2, 10. Jg., Juni 2001, S. 6-9.
- Buchanan, James M./Tullock, Gordon (1962): The Calculus of Consent – Logical Foundations of Constitutional Democracy. Michigan.
- Bückmann, Walter (2002): Probleme der Transformation des Nachhaltigkeitsgebots in das Recht. In: Karl-Werner Brand (Hg.): Politik der Nachhaltigkeit. Voraussetzungen, Probleme, Chancen – eine kritische Diskussion. Berlin, S. 145-160.
- Bültmann, Alexandra/Wetzold, Frank (1999): Die EG-Öko-Audit-Verordnung im verflixten siebten Jahr. Geschichte und Zukunft einer ungewöhnlichen Ehe zwischen staatlicher Regulierung und freiwilligem betrieblichem Umweltschutz. In: Aus Politik und Zeitgeschichte B. 48/99, S. 31-39.
- Bündnis 90/Die Grünen (2003): Pressemitteilung von Bündnis 90/Die Grünen vom 30. 09. 2003.
- Bulling, Manfred (1990): Umweltschutz und Wirtschaftsüberwachung. In: Hermann Höll (Hg.): Verwaltungshandeln durch Verträge und Absprachen. Baden-Baden, S. 147-157.
- BUND (2004): Analyse des Entwurfs des Bundesumweltministeriums für den Nationalen Allokationsplan im Rahmen des EU-Emissionshandels (Entwurf vom 29.01.2004). Ohne Ortsangabe.
- BUND/Miserior (Hg.) (1998): Zukunftsfähiges Deutschland: ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Basel.

- Bundesregierung Deutschland (2003): Neunzehnter Subventionsbericht. Bericht der Bundesregierung über die Entwicklung der Finanzhilfen des Bundes und der Steuervergünstigungen für die Jahre 2001 - 2004. Berlin.
- Bundesregierung Deutschland (2002a): Perspektiven für Deutschland. Endfassung der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin.
- Bundesregierung Deutschland (2002b): Bildung für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin.
- Bundesregierung Deutschland (2000): Nationales Klimaschutzprogramm. Fünfter Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe „CO<sub>2</sub>-Reduktion“ vom 18. Oktober 2000. Berlin.
- Bundesregierung (1999): Moderner Staat – moderne Verwaltung. Das Programm der Bundesregierung. Kabinettsbeschluss vom 1. Dezember 1999. Berlin.
- Buttgereit, Reinhold (1991): Ökologische und ökonomische Funktionsbedingungen umweltökonomischer Instrumente. Berlin.
- BT-Drs. 15/ 920: Bericht des Petitionsausschusses (2. Ausschuss): Bitten und Beschwerden an den Deutschen Bundestag - Die Tätigkeit des Petitionsausschusses des Deutschen Bundestages im Jahr 2002.
- BT-Drs. 14/8738: Entwurf eines Verbraucherinformationsgesetzes (VerbIG). Gesetzentwurf der Bundesregierung, 08. 04. 2002.
- BT-Drs. 13/10735: Umweltpolitik. Umweltbericht 1998.
- Buchen, Judith/Buchholz, Kathrin/Hoffmann, Esther (Hg.) (1994): Das Umweltproblem ist nicht geschlechtsneutral – Feministische Perspektiven. Bielefeld.
- Bulmer, Simon (1994): The Governance of the European Union: a New Institutional Approach. In: *Journal of Public Policy*, 13, pp. 351-80.
- Calliess, Christian (2003): Die Umweltkompetenzen der EG nach dem Vertrag von Nizza. In: *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)*, Sonderheft 2003, Jg. 14, S. 129-136.
- Cansier, Dieter (1996): Ökonomische Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung. In: H. G. Karstenholz, K.-H. Erdmann, M. Wolff (Hg.) (1996): *Nachhaltige Entwicklung. Zukunftschancen für Mensch und Umwelt*. Heidelberg, S. 61-78.
- Cansier, Dieter (1993): *Umweltökonomie*. Stuttgart/Jena.
- Carson, Rachel (1962): *Silent Spring*. New York.
- CDU/CSU/FDP (1991): Koalitionsvereinbarung für die 12. Legislaturperiode des deutschen Bundestags.
- CEPS (Centre for European Policy Studies) (2002): *The Role of Emissions Trading in EU Climate Change Policy*. CEPS Working Party Report. Brussels.
- Christiansen, Thomas (2001): Intra-institutional politics and inter-institutional relations in the EU: towards coherent governance? In: *Journal of European Public Policy*, Vol. 8, No. 5, pp. 747-769.
- Coase, Ronald (1960): The Problem of Social Cost. In: *Journal of Law and Economics*, Vol. 3, pp. 1-44.
- Coenen, Reinhard/Fürniß, Beate/Kupsch, Christel (1999): Technikfolgenabschätzung in Deutschland: eine Bestandsaufnahme in Zahlen. In: Thomas Petermann/Reinhard Coenen (Hg.): *Technikfolgenabschätzung in Deutschland. Bilanz und Perspektiven*. Frankfurt/New York, S. 219-228.
- Cohen, Joshua/Rogers, Joel (1994): *Solidary, Democracy, Association*. In: Wolfgang Streek (Hg.): *Staat und Verbände*. PVS-Sonderheft 25/1994. Opladen, S. 136-159.

- Constanza, Robert (ed.) (1991): *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. New York, pp. 1- 20.
- Cornelsen, Dirk (1991): *Anwälte der Natur: Umweltschutzverbände in Deutschland*. München.
- Cremer, Wolfram/Fisahn, Andreas (1997): Implementation und Diskussion „neuer“ umweltrechtlicher Instrumente in Deutschland – Eine Chronologie im Kontext gesamtgesellschaftlicher Entwicklungen. In: Dies. (Hg.): *Jenseits der marktregulierten Selbststeuerung – Perspektiven des Umweltrechts*. Berlin, S. 9-66.
- Crozier, Michel/Huntington, Samuel P./Watanuki, Joji (1975): *The Crisis of Democracy*. New York.
- Crum, Ben (2003): Legislative-Executive Relations in the EU. In: *Journal of Common Market Studies*, Vol. 41, No. 3, pp. 375-95.
- Dammeyer, Manfred (1997): Das Europa der Regionen. In: *Internationale Politik* 11, S. 57-60.
- Danzitz, Thomas von (Hg.) (1993): *Auf dem Wege zu einer Europäischen Staatlichkeit*. 33. Tagung der Wissenschaftlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Fachrichtung „Öffentliches Recht“, Bonn 1993. Stuttgart.
- Delmas, Magalia/Terlaak, Ann (1999): A Framework for Analysing Environmental Voluntary Agreements. In: *California Management Review*, Vol. 43, No. 3, pp. 44-63.
- Demmke, Christoph/Unfried, Martin (2000): *Umweltpolitik zwischen Brüssel und Berlin – Ein Leitfaden für die deutsche Umweltverwaltung*. Maastricht.
- Demmke, Christoph (1997): *Die Implementation von EG-Umweltpolitik in den Mitgliedsstaaten. Umsetzung und Vollzug der Trinkwasserrichtlinie*. Baden-Baden.
- Deppe, Rainer (2002): *Direkte Demokratie II. Eine Bestandsaufnahme von Bürgerbegehren und Bürgerentscheiden auf kommunaler Ebene seit 1990*. Sankt Augustin.
- Deutscher Bundestag (Hg.) (1971): *Umweltprogramm der Bundesregierung 1971. Umweltplanung. 6. Wahlperiode, BT-Drs. VI/2710*. Bonn.
- Devlin, Rose Ann/Grafton, Quentin (1998): *Economic Rights and Environmental Wrongs. Property Rights for the Common Good*. Cheltenham.
- Dienel, Peter C. (1997): *Die Planungszelle – Eine Alternative zur Establishment-Demokratie*. Opladen.
- Dieren, Wouter van (Hg.) (1995): *Mit der Natur rechnen. Der neue Club-of-Rome-Bericht: Vom Bruttosozialprodukt zum Ökosozialprodukt*. Basel.
- Dieringer, Jürgen (2001): *Staatlichkeit im Wandel? Die Regulierung der Sektoren Verkehr, Telekommunikation und Energie im ungarischen Transformationsprozess*. Opladen.
- DIN (Deutsches Institut für Normung) (2003): *Geschäftsbericht 2002*. <<http://www2.din.de/sixcms/detail.php?id=6535>> (Zugriff September 2003)
- Direkte Demokratie e.V. (2003): *Volksbegehrens-Bericht 2002*. <<http://www.mehrdemokratie.de/bu/dd/vb-bericht2002.htm>> (Zugriff Juni 2003)
- DNR/NABU/BUND (2002): *Stellungnahme des Deutschen Naturschutzbündnisses zum Entwurf der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung*. Ohne Ortsangabe. <<http://www.bund.net/lab/reddot2/pdf/stellnachhalt.pdf>> (Zugriff August 2003)
- Döring, Thomas (1997): *Subsidiarität und Umweltpolitik in der Europäischen Union*. Marburg.
- Downs, Anthony (1957): *An economic theory of democracy*. New York.
- Dunsire, Andrew (1993): *Manipulating Social Tensions: Collibration as an Alternative Mode of Government Intervention*. MPIFG Discussion Paper 93/7. Köln.

- Durkheim, Emile (1992): Über soziale Arbeitsteilung. Studie über die Organisation höherer Gesellschaften. Frankfurt a.M.
- Easton, David (1953): *The Political System*. New York.
- Eberlein, Burkhard/Grande, Edgar (2003): Entscheidungsfindung und Konfliktlösung. In: Schubert, Klaus/Bandelow, Nils C. (Hg.): *Lehrbuch der Politikfeldanalyse*. München/Wien, S. 175-202.
- ECFESD (European Consultative Forum on the Environment and Sustainable Development) (2000): *Sustainable governance – Institutional and procedural aspects of sustainability*. Luxembourg.
- EEA (European Environmental Agency) (2003): *Europe's environment: the third assessment*. Environmental assessment report No. 10. Kopenhagen.
- Efinger, Manfred/Rittberger, Volker/Zürn, Michael (1988): Internationale Regime in den Ost-West-Beziehungen. Ein Beitrag zur Erforschung der friedlichen Behandlung internationaler Konflikte. Frankfurt a.M.
- Eichener, Volker (2000): *Das Entscheidungssystem der Europäischen Union: institutionelle Analyse und demokratietheoretische Bewertung*. Opladen.
- Eichener, Volker (1996): Die Rückwirkungen der europäischen Integration auf nationale Politikmuster. In: Markus Jachtenfuchs/Beate Kohler-Koch (Hg.): *Europäische Integration*. Opladen, S. 249-280.
- Eichener, Volker/Heinze, Rolf/Voelkow, Helmut (1991): Von staatlicher Technikfolgenabschätzung zu gesellschaftlicher Techniksteuerung. In: *Aus Politik und Zeitgeschichte* B. 43/91, S. 3-14.
- Eith, Ulrich (2000): Der Deutsche Bundesrat zwischen Bundesstaatlichkeit und Parteienwettbewerb. In: Gisela Riescher/Sabine Ruß/Christoph Haas (Hg.): *Zweite Kammern*. München/Wien, S. 77-95.
- Elias, Norbert (1976): Über den Prozess der Zivilisation. Soziogenetische und psychogenetische Untersuchungen. 2. Bd., Teil 11. Zur Soziogenese des Staates. Frankfurt, S. 151-168.
- Elgström, Ole/Jönsson, Christer (2000): Negotiation in the European Union: bargaining or problem-solving? *Journal of European Public Policy* Vol. 7, No. 5, pp. 684-704.
- Ellwein, Thomas (1992): Staatlichkeit im Wandel. Das Staatsmodell des 19. Jahrhunderts als Verständnisbarriere. In: Beate Kohler-Koch (Hg.): *Staat und Demokratie in Europa*. 18. Wissenschaftlicher Kongress der Deutschen Vereinigung für Politische Wissenschaft. Opladen, S. 73-82.
- Ellwein, Thomas/Hesse, Joachim Jens (1997): *Der überforderte Staat*. Baden-Baden.
- Engel, Christoph (1999): Europäisches Umweltrecht aus der Vogelperspektive. Das Handbuch zum europäischen und deutschen Umweltrecht. In: *DVB I* 1999, S. 1069-1077.
- Engels, Rainer/Martens, Jens/Wahl, Peter/Windfuhr, Michael (1998): *Alles neu macht das MAI? Das multilaterale Investitionsabkommen*. Hg. von Weed/Germanwatch. Bonn.
- Enquete-Kommission „Schutz der Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages (1998): *Konzept Nachhaltigkeit – vom Leitbild zur Umsetzung*. Abschlußbericht, BT-Drs. 13/11200. Bonn.
- Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages (1993): *Verantwortung für die Zukunft – Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen*. Bonn.

- EPC (European Policy Centre) (2003): The Draft Constitutional Treaty – An Assessment. EPC Issue Paper No. 5. Brussels.
- Europäische Kommission (2004): Mitteilung der Kommission – Berücksichtigung von Umweltaspekten bei der europäischen Normung. KOM (2004) 130 vom 25. 02. 2004. Brüssel.
- Europäische Kommission (2003a): Vierter Jahresbericht über die Durchführung und Durchsetzung des Umweltrechts der Gemeinschaft. SEK (2003) 804 vom 07. 07. 2003. Brüssel.
- Europäische Kommission (2003b): Mitteilung der Kommission – Integrierte Produktpolitik. Auf den ökologischen Lebenszyklus-Ansatz aufbauen. KOM (2003) 302 vom 18. 06. 2003. Brüssel.
- Europäische Kommission (2002a): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umwelthaftung betreffend die Vermeidung von Umweltschäden und die Sanierung der Umwelt. KOM (2002) 17 vom 23. 01. 2002. Brüssel.
- Europäische Kommission (2002b): Dritter Jahresbericht über die Durchführung und Durchsetzung des Umweltrechts der Gemeinschaft. SEK (2002) 1041 vom 01. 10. 2002. Brüssel.
- Europäische Kommission (2001a): Nachhaltige Entwicklung in Europa für eine bessere Welt: Strategie der Europäischen Union für die nachhaltige Entwicklung. KOM (2001) 264 endg. Vom 15. 05. 2001. Brüssel.
- Europäische Kommission (2001b): Weißbuch Europäisches Regieren. KOM (2001) 428 vom 25. 07. 2001. Brüssel.
- Europäische Kommission (2001c): Bericht der Kommission über die Tätigkeit der Ausschüsse im Jahr 2000. KOM (2001) 783 vom 20. 12. 2001. Brüssel.
- Europäische Kommission (2001d) : Interpretierende Mitteilung der Kommission über das auf das öffentliche Auftragswesen anwendbare Gemeinschaftsrecht und die Möglichkeiten zur Berücksichtigung von Umweltbelangen bei der Vergabe öffentlicher Aufträge. KOM (2001) 274 vom 04. 07. 2001. Brüssel.
- Europäische Kommission (1999): Die Umwelt Europas: Orientierungen für die Zukunft. Gesamtbewertung des Programms der Europäischen Gemeinschaft für Umweltpolitik und Maßnahmen im Hinblick auf eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung – „Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung“. Mitteilung der Kommission, KOM (1999) 543 vom 24.11.1999. Brüssel.
- Europäische Kommission (1998): Partnerschaft für Integration: Eine Strategie zur Einbeziehung der Umweltbelange in die EU-Politik. Mitteilung der Kommission an den Europäischen Rat, KOM (1998) 9336, angenommen auf dem Europäischen Rat in Cardiff 15./16. Juni 1998.
- Europäische Kommission (1996): Mitteilung der Kommission zur Durchführung des Umweltrechts der Gemeinschaft. KOM (96) 500 endg. vom 22. 10. 1996. Brüssel.
- Europäischer Konvent (2003): Draft Treaty establishing a Constitution for Europe. CONV 850/03. Brüssel, 18. 07. 2003.
- Europäischer Rat (2001): Schlussfolgerungen des Vorsitzes, Europäischer Rat (Gothenburg), 15. und 16. Juni, SN 200/1/01.
- Europäischer Rat (1998): Schlussfolgerungen des Vorsitzes, Europäischer Rat (Cardiff), 15. und 16. Juni, SN 150/98 (inklusive: Mitteilung der Kommission an den Europäischen Rat „Partnerschaft für Integration: Eine Strategie zur Einbeziehung der Umweltbelange in die EU-Politik“ (9336/98)).
- Europäische Union (2003): EUR-Lex Webseiten „15.10.40 - Internationale Zusammenarbeit“ (<[http://www.europa.eu.int/eur-lex/de/lif/reg/de\\_register\\_151040.html](http://www.europa.eu.int/eur-lex/de/lif/reg/de_register_151040.html)>) und „11.30.60 -

- Multilaterale Zusammenarbeit zum Schutz der Umwelt, der Fauna, der Flora und der natürlichen Ressourcen“ ([http://www.europa.eu.int/eur-lex/de/lif/reg/de\\_register\\_113060.html](http://www.europa.eu.int/eur-lex/de/lif/reg/de_register_113060.html))
- Evans, Peter (1997): *The Eclipse of the State? Reflections on Stateness in the Era of Globalization*. In: *World Politics* 50, pp. 62-87.
- Evans, Peter/Rueschemeyer, Dietrich/Skocpol, Theda (1985): *Bringing The State Back In*. Cambridge.
- Ewringmann, Dieter (1996): *Ökologische Modernisierung. Instrumente: Ökologische Steuerreform*. In: Werner Fricke (Hg.): *Jahrbuch Arbeit und Technik: Zukunft der Industriegesellschaft*. Bonn, S. 307-320.
- Ewringmann, Dieter/Thöne, Michael/Fischer, Hans Georg (2002): *Die europäische Beihilfenaufsicht im Umweltschutz - Analyse und Kritik des neuen Gemeinschaftsrahmens*. BMU-Reihe „Umweltpolitik“. Berlin.
- Ewringmann, Dieter/Gawel, Erik (1994): *Kompensationen im Immissionsschutzrecht*. Baden-Baden.
- Färber, Gisela/Seidel, Bernhard (Hg.) (2002): *Subventionsabbau. Führt eine andere Subventionspolitik endlich zum Erfolg?* Münster.
- Feindt, Peter Henning (2002): *Politik der Nachhaltigkeit und funktionale Differenzierung*. In: Karl-Werner Brand (Hg.): *Politik der Nachhaltigkeit. Voraussetzungen, Probleme, Chancen – eine kritische Diskussion*. Berlin, S. 161-176.
- Feindt, Peter Henning (1997): *Kommunale Demokratie in der Umweltpolitik – Neue Beteiligungsmodelle*. In: *Aus Politik und Zeitgeschichte* B. 27/97, S. 39-46.
- Felder, Michael (2001): *Die Transformation von Staatlichkeit: Europäisierung und Bürokratisierung in der Organisationsgesellschaft*. Wiesbaden.
- Feldhaus, Gerhard (2001): *Zur Geschichte des Umweltrechts in Deutschland*. In: Klaus-Peter Dolde (Hg.): *Umweltrecht im Wandel: Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht*. Berlin, S. 15-43.
- Fietkau, Hans-Joachim/Weidner, Helmut (1998): *Umweltverhandeln. Konzepte, Praxis und Analysen alternativer Konfliktregelungsverfahren*. Berlin.
- Fietkau, Hans-Joachim/Weidner, Helmut (1992): *Mediationsverfahren in der Umweltpolitik*. In: *Aus Politik und Zeitgeschichte* B. 39-40/92, S. 24-34.
- Fischer, Almut/Barth, Regine (2002): *Europäisches Vergaberecht und Umweltschutz*. In: *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht*, 21. Jahrgang Heft 10, S. 1184-1192.
- Fischer, Annett/Hänisch, Dagmar/Pinkepank, Thorsten/Walker, Natascha (1999): *Energie-Tische zum Klimaschutz - Erfolg durch Zusammenarbeit*. Difu, Berlin.
- Fischer, Frank (1993): *Bürger, Experten und Politik nach dem „Nimby“-Prinzip: Ein Plädoyer für die partizipatorische Policy-Analyse*. In: Adrienne Héritier (Hg.) (1993): *Policy-Analyse. Kritik und Neuorientierung*. PVS-Sonderheft 24/1993. Opladen.
- Förderverein Umweltmediation e.V. (1999): *Umweltmediation*. 2. Auflage. Bonn.
- Foucault, Michel (1974): *Die Ordnung des Diskurses*. München.
- Frings, Ellen et al. (2002): *Lokale Agenda 21 im Kontext der Steuerungsinstrumente auf kommunaler Ebene*. Studie des ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung und des Büros für Kommunal- und Regionalplanung (BKR) im Auftrag des Umweltbundesamts. Heidelberg.
- Fritz, Thomas/Scherrer, Christoph (2002): *GATS: Zu wessen Diensten? Öffentliche Aufgaben unter Globalisierungsdruck*. Attac Basistext 2. Hamburg.

- Fuchs, Michael (2001): Art. 23 GG in der Bewährung. In: Die öffentliche Verwaltung, Heft 6, S. 233-240.
- Fürst, Dietrich (2002): Schwierigkeiten der fachübergreifenden Koordination. In: Karl-Werner Brand (Hg.): Politik der Nachhaltigkeit. Voraussetzungen, Probleme, Chancen – eine kritische Diskussion. Berlin, S. 179-192.
- Fürst, Dietrich (1987): Die Neubelebung der Staatsdiskussion: Veränderte Anforderungen an Regierung und Verwaltung in westlichen Industriegesellschaften. In: Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft, 1. Bd., S. 261-284.
- Fürst, Volker (2003): Umweltpolitisches Regieren im Wandel – Ein Beitrag zur Transformation von Staatlichkeit unter den Bedingungen wirtschaftlicher Globalisierung. Unveröffentlichtes Manuskript/Diss. eingereicht am Otto-Suhr-Institut für Politische Wissenschaft der FU Berlin.
- Funtowicz, Silvio/Ravetz, Jerry (1993): Science for the Post-Normal Age. In: Futures 25, pp. 739-755.
- Gärtner, Peter (Hg.) (2001): Staatlichkeit im Epochenbruch? Hamburg.
- Gawel, Erik (1999a): Umweltabgaben zwischen ökonomischem Auftrag und rechtlicher Begrenzung – das Beispiel der Abgabenrechtsform. Paper.
- Gawel, Erik (1999b): Konzeptionen und Instrumente zur Realisierung von Produktverantwortung im Abfallrecht – eine ökonomische Analyse. Preprints aus der Max-Planck-Projektgruppe Recht der Gemeinschaftsgüter 1999/4. Bonn.
- Gawel, Erik (1993): Die Emissionsrechtelosung und ihre Praxisvarianten. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 1/93, S. 31-54.
- Gawel, Erik (1991): Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz. Allokative Effekte instrumentell diversifizierter Lenkungsstrategien für Umweltgüter. Berlin.
- Gellermann, Martin (2001): Das FFH-Regime und die sich daraus ergebenden Umsetzungspflichten. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 20. Jahrgang Heft 5, S. 500-506.
- Gellermann, Martin (1994): Beeinflussung des bundesdeutschen Rechts durch Richtlinien der EG, dargestellt am Beispiel des europäischen Umweltrechts. Köln.
- Gibbons, Michael/Limoges, Camille/Nowotny, Helga/Schwartzman, Simon/Scott, Peter/Trow, Martin (1994): The New Production of Knowledge. London.
- Giering, Claus (1997): Europa zwischen Zweckverband und Superstaat: Die Entwicklung der politikwissenschaftlichen Integrationstheorie im Prozess der europäischen Integration. Bonn.
- Gilpin, Robert (1987): The Political Economy of International Relations. Princeton.
- Görg, Christoph/Brand, Ulrich (Hg.) (2002): Mythen globalen Umweltmanagements. Rio+10 und die Sackgassen „nachhaltiger Entwicklung“. Münster.
- Görlitz, Axel (1995): Politische Steuerung. Ein Studienbuch. Opladen.
- Grande, Edgar (1994): Vom Nationalstaat zur europäischen Politikverflechtung – Expansion und Transformation moderner Staatlichkeit untersucht am Beispiel der Forschungs- und Technologiepolitik. Konstanz.
- Grawert, Rolf/Schlink, Bernhard/Wahl, Rainer/Wieland, Joachim (Hg.) (1995): Offene Staatlichkeit: Festschrift für Ernst-Wolfgang Böckenförde zum 65. Geburtstag. Berlin.
- Green Eight (2002): Towards a Green EU Constitution. Greening the European Convention Proposal. Brussels.
- GRI (Global Reporting Initiative) (2002): Sustainability Reporting Guidelines 2002. Bosten.
- Grießhammer, Rainer/Bunke, Dirk/Gensch, Carl-Otto (1997): Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel, UBA-TEXTE 1/97. Berlin.

- Gramm, Christof (1998): Privatisierung und notwendige Staatsaufgaben. Berlin.
- Grimm, Dieter (Hg.) (1996): Staatsaufgaben. Baden-Baden.
- Grimm, Dieter (1993): Der Staat in der kontinentaleuropäischen Tradition. In: Rüdiger Voigt (Hg.): Abschied vom Staat – Rückkehr zum Staat? Baden-Baden, S. 27-50.
- Günther, Dirk/Ermenger, Christoph (2003): Sustainable regions and cities under new global rules. Discussion paper on the General Agreement on Trade in Services (GATS) and the Johannesburg process. Freiburg.
- Günther, Edeltraud/Krebs, Maja (2000): Aufgaben- und Organisationsstruktur der Umweltpolitik in der Bundesrepublik Deutschland. Dresdner Beiträge zur Betriebswirtschaftslehre Nr. 40/00. Dresden.
- Günther, Gerrit (2003): Umweltvorsorge und Umwelthaftung. Berlin.
- Gütersloh, Ralf (1999): Umwelthaftungsfonds: haftungs- und versicherungsrechtliche Aspekte eines kollektiven Entschädigungssystems für Umweltschäden. Karlsruhe.
- Haber, Wolfgang/Klemmer, Paul/Heins, Bernd (1994): Umweltdiskussion: Sustainable Development – ökologische, ökonomische und soziale Aspekte. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 7 (1994), S. 9-25.
- Habermas, Jürgen (1998a): Faktizität und Geltung. Beiträge zur Diskurstheorie des Rechts und des demokratischen Rechtsstaates. Frankfurt a.M..
- Habermas, Jürgen (1998b): Die postnationale Konstellation. Politische Essays. Frankfurt a.M.
- Habermas, Jürgen (1973): Legitimationsprobleme im Spätkapitalismus. Frankfurt a.M..
- Hagenah, Evelyn (1996): Neue Instrumente für eine neue Staatsaufgabe: Zur Leistungsfähigkeit prozeduralen Rechts im Umweltschutz. In: Dieter Grimm (Hg.): Staatsaufgaben. Baden-Baden, S. 487-522.
- Hajer, Maarten (1993): Discourse Coalitions and the Institutionalization of Practice: The Case of Acid Rain in Britain. In: Frank Fischer/John Forester (eds.): The Argumentative Turn in policy Analysis and Planning. Durham/London, pp. 43-76.
- Hansjürgens, Bernd/Fromm, Oliver (1994): Erfolgsbedingungen von Zertifikatslösungen in der Umweltpolitik am Beispiel der Novelle des US Clean Air Acts von 1990. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 4/94, S. 473-505.
- Haraway, Donna (1991): Simians, Cyborgs and Women: The Reinvention of Nature. London.
- Hardt, Michale/Negri, Antonio (2000): Empire. Die neue Weltordnung. London.
- Haufe, Gerda (1985): „Politische Kybernetik“, „Steuerung“. In: Dieter Nohlen (Hg.): Pipers Wörterbuch zur Politik. Politikwissenschaftliche Theorien, Methoden, Begriffe. München, S. 751-754 bzw. S. 993.
- Hayek, Friedrich August von (1968): Der Wettbewerb als Entdeckungsverfahren. Kieler Vorträge, Neue Folge 56. Kiel.
- Hayes-Renshaw, Fiona/Wallace, Helen (1997): The Council of Ministers of the European Union. Basinstoke.
- Heinelt, Hubert/Mühlich, Eberhard (Hg.) (2000): Lokale Agenda 21-Prozesse. Erklärungsansätze, Konzepte und Ergebnisse. Opladen.
- Hendler, Reinhard (2003): Der Geltungsbereich der EG-Richtlinie zur strategischen Umweltprüfung. In: Natur und Recht, Heft 1, S. 2-11.
- Hendler, Reinhard (2000): Zur Entwicklung des Umweltabgabenrechts. In: Natur und Recht, Heft 12, S. 661-668.

- Hendler, Reinhard/Marburger, Peter/Reinhardt, Michael/Schröder, Meinhard (1999) (Hg.): Rückzug des Ordnungsrechts im Umweltschutz. Berlin.
- Hennis, Wilhelm/Graf Kielmannsegg, Peter/Matz, Ulrich (1977/1979): Regierbarkeit. Studien zu ihrer Problematisierung, 2 Bd. Stuttgart.
- Héritier, Adrienne (1999): Policy-making and diversity in Europe: escaping from deadlock. Cambridge.
- Héritier, Adrienne (1997): Umweltregulierung im Wandel. In: Petra Hiller/Georg Krücken (Hg.): Risiko und Regulierung. Soziologische Beiträge zu Technikkontrolle und präventiver Umweltpolitik. Frankfurt a.M., S. 176-194.
- Héritier, Adrienne (1995): Die Koordination von Interessenvielfalt im europäischen Entscheidungsprozeß und deren Ergebnis: Regulative Politik als „Patchwork“. MPIFG discussion paper 95 (4). Köln.
- Héritier, Adrienne (Hg.) (1993): Policy-Analyse. Kritik und Neuorientierung. PVS-Sonderheft 24. Opladen.
- Héritier, Adrienne/Mingers, Susanne/Knill, Christoph/Becka, Martina (1994): Die Veränderung von Staatlichkeit in Europa. Ein regulativer Wettbewerb: Deutschland, Großbritannien und Frankreich in der Europäischen Union. Opladen.
- Herrmann, Nikolaus (2002): Umweltschutz im Planungsrecht. In: Koch, Hans-Joachim (Hg.): Umweltrecht. Neuwied, S. 529-568.
- Herrmann, Christoph (2002): Die EG-Außenkompetenzen im Schnittbereich zwischen internationaler Umwelt- und Handelspolitik. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 2002, S. 1168 - 1174.
- Hertin, Julia/Berkhout, Frans (2001): EU environmental policy integration and ecological modernisation – An evaluation of the ‘Cardiff process’. SPRU Electronic Working Paper Series No. 72.
- Herzog, Roman (1971): Allgemeine Staatslehre. Frankfurt a.M.
- Hesse, Konrad (1962): Der unitarische Bundesstaat. Karlsruhe.
- Hey, Christian (2002): Environmental Governance and the Commission White Paper. Background paper for the EEAC Workshop on Environmental Governance. Unpublished Paper.
- Hey, Christian (2000): Zukunftsfähigkeit und Komplexität – Institutionelle Innovationen in der Europäischen Union. In: Volker von Prittwitz: Institutionelle Arrangements in der Umweltpolitik: Zukunftsfähigkeit durch innovative Verfahrenskombinationen? Opladen, S. 85-100.
- Hey, Christian (1998): Nachhaltige Mobilität in Europa. Akteure, Institutionen und politische Strategien. Opladen.
- Hey, Christian (1994): Umweltpolitik in Europa. Fehler, Risiken, Chancen; ein Greenpeace-Buch. München.
- Hey, Christian/Brendle, Uwe (1994): Umweltverbände und EG. Strategien, politische Kulturen und Organisationsformen. Opladen.
- Hill, Hermann (1993): Integratives Verwaltungshandeln – Neue Formen der Kommunikation und Bürgermitwirkung. In: Deutsches Verwaltungsblatt, Heft 18, S. 973-982.
- Hillenbrand, Olaf (1996): Umweltpolitik. In: Jahrbuch der Europäischen Integration 1995/96, S. 161-166.
- Hillenbrand, Olaf (1998): Umweltpolitik. In: Jahrbuch der Europäischen Integration 1997/98, S. 177-184.
- Hinterberger, Friedrich/Zacherl, Renate (2003): Integrating Integration. Towards Sustainability in the European Union – beyond Thessaloniki. Vienna.

- Hirst, Paul/Thompson, Grahame (1996): *Globalization in Question: the International Economy and the Possibilities of Governance*. Cambridge.
- Hitzler, Ronald (1991): Zur gesellschaftlichen Konstruktion von Natur: Kulturelle Hintergründe und ideologische Positionen des aktuellen Öko-Diskurses. In: *Wechselwirkung* Nr. 50, S. 58-75.
- Hobbes, Thomas (1996): *Leviathan*. Hg. von Hermann Klenner. Darmstadt.
- Holzinger, Katharina/Knill, Christoph/Lehmkuhl, Dirk (Hrsg.) (2003): *Politische Steuerung im Wandel: Der Einfluss von Ideen und Problemstrukturen*. Opladen.
- Holzinger, Katharina/Knill, Christoph/Schäfer, Ansgar (2002): *European Environmental Governance in Transition? Preprints aus der Max-Planck-Projektgruppe Recht der Gemeinschaftsgüter*. Bonn.
- Hood, Christopher (1996): Umkehrung der Theorie wachsender Staatstätigkeit. In: Dieter Grimm (Hg.): *Staatsaufgaben*. Baden-Baden, S. 93-124.
- Hoppe, Werner (Hg.) (2002): *Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG): Kommentar*. Köln/Berlin.
- Hoppe, Werner/Beckmann, Martin/Kauch, Petra (2000): *Umweltrecht*. 2. Auflage. München.
- Hrbek, Rudolf/Weyand, Sabine (1994): *Betrifft: Das Europa der Regionen*. München.
- Hrbek, Rudolf (1986): *Doppelte Politikverflechtung: Deutscher Föderalismus und Europäische Integration. Die deutschen Länder im EG-Entscheidungsprozess*. In: Ders./U. Thaysen (Hg.): *Die deutschen Länder und die Europäischen Gemeinschaften*. Baden-Baden, S. 17-36.
- Huber, Joseph (1994): *Nachhaltige Entwicklung durch Suffizienz, Effizienz und Konsistenz. Der Hallesche Graureiher 94-6, Forschungsberichte des Instituts für Soziologie*. Halle.
- Hucke, Jochen (1983): *Regulative Politik. Das Beispiel Umweltschutz*. In: Rüdiger Voigt (Hg.): *Abschied vom Recht?* Frankfurt a.M., S. 50-66.
- Huckestein, Burkhard (1993): *Umweltlizenzen – Anwendungsbedingungen einer ökonomisch effizienten Umweltpolitik durch Umweltsteuerung*. In: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 1/93, S. 1-29.
- Hübner, Kurt (1998): *Der Globalisierungs-Komplex: grenzenlose Ökonomie – grenzenlose Politik?* Berlin.
- Hund, Susanne (1997): *Die Einbeziehung der Öffentlichkeit im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung*. Konstanzer Schriften zur Rechtswissenschaft Bd. 119. Konstanz.
- ICLEI (International Council on Local Environmental Initiatives) (2000): *Second Local Agenda 21 Survey*. <<http://www.iclei.org>> (Zugriff Juli 2003)
- ICLEI (International Council on Local Environmental Initiatives) (1998): *Handbuch Lokale Agenda 21. Wege zur nachhaltigen Entwicklung in den Kommunen*. Freiburg.
- ICLEI (International Council on Local Environmental Initiatives)/Öko-Institut (2003): *Environmental relief potential of urban action on avoidance and detoxification of waste streams through green public procurement (RELIEF)*. Freiburg.
- ICLEI/Difu (International Council on Local Environmental Initiatives/Deutsches Institut für Urbanistik) (2001): *Kommunale Nachhaltigkeitspolitik und Lokale Agenda 21. Beitrag zum deutschen Vorbereitungsprozess auf den Weltgipfel über nachhaltige Entwicklung 2002*. Ohne Ortsangabe.
- Ifo-Institut (1994): *Ansatzpunkte für eine ökologische Steuerreform. Überlegungen zum Abbau umweltpolitisch kontraproduktiver Einzelregelungen im deutschen Steuerrecht*. München.

- Ifo-Institut/Wuppertal-Institut (2001): Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten bei direkten und indirekten Subventionen. München.
- Inglehart, Ronald (1995): Kultureller Umbruch. Wertewandel in der westlichen Welt. Frankfurt a.M., New York.
- ISTM/MEDIATOR/Universität Oldenburg (2000): Status und Erfahrungen mit Umweltmediation in Europa – Konfliktlösungsverfahren im Umweltbereich. Im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- Jachtenfuchs, Markus (2001): The Governance Approach to European Integration. In: Journal of Common Market Studies, Vol. 39, No. 2, pp. 245-264.
- Jachtenfuchs, Markus (1998): Entgrenzung und politische Steuerung. In: Beate Kohler-Koch (Hg.) (1998): Regieren in entgrenzten Räumen. PVS-Sonderheft 29. Opladen, S. 235-248.
- Jachtenfuchs, Markus/Kohler-Koch, Beate (1996): Einleitung: Regieren im dynamischen Mehrebenensystem; in: Dies. (Hg.): Europäische Integration. Opladen, S. 15-44.
- Jachtenfuchs, Markus/Diez, Thomas/Jung, Sabine (1996): Regieren jenseits der Staatlichkeit? Legitimitätsideen in der Europäischen Union. Mannheimer Zentrum für Europäische Sozialforschung (MZES), Arbeitspapiere Arbeitsbereich III. Ohne Ortsangabe.
- Jacob, Klaus/Volkery, Axel (2003) Strategien und Instrumente zur Politikintegration. Auf der Suche nach Schnittstellen. In: [riw] newsletter. Beilage zu Ökologisches Wirtschaften 2/2003.
- Jakob, Wolfgang (1994): Sonderabgaben – Fremdkörper im Steuerstaat? In: Paul Kirchhof/Klaus Offerhaus/Horst Schöberle (Hg.): Festschrift für Franz Klein. Köln.
- Jann, Werner (1996a): „Politikfeldanalyse“. In: Dieter Nohlen (Hg.): Wörterbuch Staat und Politik. München.
- Jann, Werner (1996b): Regieren ohne Wirkung? Was Regierungen können und was sie nicht können. In: Gegenwartskunde Nr. 3, S. 301-308.
- Jans, H. Jan/von der Heide, Ann-Katrin (2003): Europäisches Umweltrecht. Groningen.
- Jänicke, Martin (2003): Die Rolle des Nationalstaats in der globalen Umweltpolitik. Zehn Thesen. In: Aus Politik und Zeitgeschichte B. 27/03, S. 6-11.
- Jänicke, Martin (1986): Staatsversagen. Die Ohnmacht der Politik in der Industriegesellschaft. München.
- Jänicke, Martin/Volkery, Axel (2001): Persistente Probleme des Umweltschutzes. In: Natur und Kultur, Jg. 2/2, S. 45-59.
- Jänicke, Martin/Jörgens, Helge/Koll, Claudia (2000): Elemente einer deutschen Nachhaltigkeitsstrategie – Einige Schlussfolgerungen aus dem internationalen Vergleich. In: Jänicke, Martin/Jörgens, Helge (Hg.): Umweltplanung im internationalen Vergleich – Strategien der Nachhaltigkeit. Berlin u.a., S. 221-230.
- Jänicke, Martin/Kunig, Philip/Stitzel, Michael (1999): Lern- und Arbeitsbuch Umweltpolitik. Politik, Recht und Management des Umweltschutzes in Staat und Unternehmen. Bonn.
- Jänicke, Martin/Binder, Manfred/Mönch, Harald (1997): 'Dirty Industries': Patterns of Change in Industrial Countries. In: Environmental and Resource Economics Vol. 9, pp. 467-491.
- Jänicke, Martin/Binder, Manfred/Bratzel, Stefan/Carius, Alexander/Jörgens, Helge/Kern, Kristine/Mönch, Harald (1995): Umweltpolitik im internationalen Vergleich. Untersuchungen zu strukturellen Erfolgsbedingungen. FFU-Report 95-4. Berlin.
- Jeckel, Sebastian (1997): Die Staatlichkeit Deutschlands in der Europäischen Union aus verfassungsrechtlicher und gemeinschaftsrechtlicher Sicht. Köln.

- Jessop, Bob (1996): Veränderte Staatlichkeit. In: Dieter Grimm (Hg.): Staatsaufgaben. Baden-Baden, S. 43-74.
- Jessop, Bob (1990): State Theory: Putting the Capitalist State in its Place. Cambridge.
- Kämmerer, Jörn Axel (2001): Privatisierung. Typologie – Determinanten – Rechtspraxis – Folgen. Tübingen.
- Kapp, Karl William (1956): Soziale Kosten der Marktwirtschaft. Tübingen.
- Karl, Helmut (1996): Föderalismus und Umweltpolitik. In: Erik Gawel (Hg.): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Berlin, S. 139-156.
- Karup, Signe (2001): Can Voluntary Approaches be Environmentally Effective and Economically Efficient? Concerted Action on Voluntary Approaches - International Policy Workshop on the Use of Voluntary Approaches, 1 February 2001. Brussels.
- Kaufmann, Franz Xaver (1984): Solidarität als Steuerungsform - Erklärungsansätze bei Adam Smith. In: F. X. Kaufmann and H. G. Krüsselberg (Hg.): Markt, Staat und Solidarität bei Adam Smith. Frankfurt am Main, New York.
- Keller, Reiner (1997): Diskursanalyse. In: Ronald Hitzler/Anne Honer (Hg.): Sozialwissenschaftliche Hermeneutik. Opladen, S. 309-334.
- Kenis, Patrick/Scheider, Volker (1996): Organisation und Netzwerk. Institutionelle Steuerung in Wirtschaft und Politik. Frankfurt a.M., New York.
- Keohane, Robert (1989): International Institutions: Two Approaches. In: Hans-Hermann Hartwich (Hg.): Macht und Ohnmacht politischer Institutionen. Opladen, S. 285-305.
- Kern, Kristine (2001): Transnationale Städtenetzwerke in Europa. In: Eckhard Schröter (Hg.): Empirische Policy- und Verwaltungsforschung. Lokale, nationale und internationale Perspektiven. Opladen, S. 95-116.
- King, Ynestra (1989): The Ecology of Feminism and the Feminism of Ecology. In: J. Plant (ed.): Healing the Wounds: The Promise of Ecofeminism. Philadelphia, pp. 18-28.
- Klages, Helmut (1998): Wertewandel und bürgerschaftliches Engagement an der Schwelle zum 21. Jahrhundert. Speyer
- Kloepfer, Michael (1998): Umweltrecht. 2. Auflage. München.
- Kloepfer, Michael/Vierhaus, Hans-Peter (2002): Umweltstrafrecht. München.
- Kloepfer, Michael/Rehbinder, Eckard/Schmidt-Aßmann, Eberhard (1990): Umweltgesetzbuch, Allgemeiner Teil. Forschungsbericht 10106028/01-03/ im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin.
- Kloepfer, Michael/Reinert, Sigrid (1990): Aspekte des Umweltrechts der DDR. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 1/1990, S. 1-17.
- Knebel, Jürgen/Wicke, Lutz/Michael, Gerhard (1998): Selbstverpflichtungen und normersetzende Verträge als Instrumente des Umweltschutzes. UBA-Bericht 5/99, Berlin.
- Knill, Christoph (2003): Europäische Umweltpolitik: Steuerungsprobleme und Regulierungsmuster im Mehrebenensystem. Opladen.
- Knill, Christoph (2001): The Europeanisation of National Administrations. Cambridge.
- Knill, Christoph (1998): Liberalisierung und Umweltschutz: Die europäische Integration im Vergleich mit globalen Entwicklungen. In: Ökologisches Wirtschaften, Nr. 2, S. 13-15.
- Knill, Christoph (1995): Staatlichkeit im Wandel: Großbritannien im Spannungsfeld innenpolitischer Reformen und europäischer Integration. Wiesbaden.

- Knill, Christoph/Andrea Lenschow (2000): Do New Brooms Really Sweep Cleaner? Implementation of New Instruments in EU Environmental Policy. In: Christoph Knill/Andrea Lenschow (ed.): Implementing EU Environmental Policy. New Directions and Old Problems. Manchester, pp. 251–282.
- Knill, Christoph/Lenschow, Andrea (1999): Governance im Mehrebenensystem: Die institutionellen Grenzen effektiver Implementation in der europäischen Umweltpolitik. Preprints aus der Max-Planck-Projektgruppe Recht der Gemeinschaftsgüter. Bonn.
- Knodt, Michèle (2000): Europäisierung à la Sinatra: Deutsche Länder im europäischen Mehrebenensystem. In: Michèle Knodt/Beate Kohler-Koch (2000): Deutschland zwischen Europäisierung und Selbstbehauptung. Frankfurt, S. 237-264.
- Knüppel, Hartmut (1989): Umweltpolitische Instrumente. Analyse der Bewertungskriterien und Aspekte einer Bewertung. Baden-Baden.
- Koch, Hans-Joachim/Prall, Ursula (2002): Entwicklungen des Immissionsschutzrechts. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 21. Jg., Heft 6, S. 666-676.
- Koch, Hans-Joachim/Siebel-Huffmann, Heiko (2001): Das Artikelgesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer Umweltschutzrichtlinien. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 20. Jg., Heft 10, S. 1081-1087.
- Kooiman, Jan (Hg.) (1993): Modern Governance: New Government-Society Interactions. London.
- König, Thomas (1999): Regieren im deutschen Föderalismus. In: Aus Politik und Zeitgeschichte B. 13/99, S. 24-36.
- Kösters, Winfried (1997): Umweltpolitik: Themen, Funktionen, Zuständigkeiten. München.
- Kohout, Franz/ Mayer-Tasch, Peter Cornelius (2002): Das ökologische Weltbewusstsein. Die Arbeit von NGOs im Rahmen der internationalen Umweltpolitik. In: Aus Politik und Zeitgeschichte, B. 6-7/02, S. 15-22.
- Kohler-Koch, Beate (Hg.) (1998): Regieren in entgrenzten Räumen. PVS-Sonderheft 29. Opladen.
- Kohler-Koch, Beate (Hg.) (1992): Staat und Demokratie in Europa. 18. Wissenschaftlicher Kongress der Deutschen Vereinigung für Politische Wissenschaft. Opladen.
- Kohler-Koch, Beate/Ederl, Jens (1998): Ideendiskurs und Vergemeinschaftung: Erschließung transnationaler Räume durch europäisches Regieren. In: Beate Kohler-Koch (Hg.): Regieren in entgrenzten Räumen. PVS-Sonderheft 29. Opladen, S. 169-206.
- Kokott, Juliane/Klaphake, Axel/Marr, Simon (2003): Ökologische Schäden und ihre Bewertung in internationalen, europäischen und nationalen Haftungssystemen - eine juristische und ökonomische Analyse. UBA-Bericht Nr. 3/2003, Berlin.
- Kopfmüller, Jürgen (1993). Die Idee einer zukunftsfähigen Entwicklung – Sustainable Development. Eine kritische Betrachtung. In: Wechselwirkung, H.61, S. 4-8.
- Kraemer, Andreas (2001): Ergebnisse des 'Cardiff-Prozesses' zur Integration der Erfordernisse des Umweltschutzes in andere Politiken – Bewertung des Zwischenstandes. Berlin.
- Krämer, Ludwig (1996): Defizite im Vollzug des EG-Umweltrechts und ihre Ursachen. In: Gertrude Lübke-Wolff (Hg.): Der Vollzug des europäischen Umweltrechts. Berlin, S. 7-36.
- Krugman, Paul (1999): Der Mythos vom globalen Wirtschaftskrieg: eine Abrechnung mit den Pop-Ökonomen. Frankfurt.
- Kuhlmann, Stefan (2000): Evolution von Staatlichkeit – mit einem Exkurs zu N. Elias' „Soziogenese des Staates“. In: Politische Vierteljahresschrift Heft 4, S. 623-647.

- Kuhn, Stefan (1998): ökoBudget® - Mit der Natur Haushalten. In: Bundesumweltministerium/ Umweltbundesamt (Hg.): Handbuch Lokale Agenda 21, Wege zur nachhaltigen Entwicklung in Kommunen. Bonn, S. 111.
- Lamb, Irene (1995): Kooperative Gesetzeskonkretisierung. Verfahren zur Erarbeitung von Umwelt- und Technikstandards. Baden-Baden.
- Lange, Stefan/Braun, Dietmar (2000): Politische Steuerung zwischen System und Akteur: eine Einführung. Opladen.
- Laufs, Paul (1998): Umweltpolitik. Konzeption und Umsetzung. Berlin.
- Lehmbruch, Gerhardt (1977): Liberal Corporatism and Party Government. In: Comparative Political Studies 10, pp. 91-126.
- Lehmbruch, Gerhardt (1976): Parteienwettbewerb und Bundesstaat. Stuttgart.
- Lehmbruch, Gerhardt (1967): Proporzdemokratie: Politisches System und politische Kultur in der Schweiz und in Österreich. Tübingen.
- Lehner, Franz (1992): Grenzen der Wettbewerbsdemokratie: Der Wandel politisch-ökonomischer Konfliktstrukturen in westlichen Industriegesellschaften. In: Beate Kohler-Koch (Hg.): Staat und Demokratie in Europa. 18. Wissenschaftlicher Kongress der Deutschen Vereinigung für Politische Wissenschaft. Opladen, S. 168-176.
- Lehner, Franz (1979): Grenzen des Regierens. Eine Studie zur Regierungsproblematik hoch industrialisierter Demokratien. Königstein/Taunus.
- Leitzke, Claus (2000): Der normersetzende Vertrag – ein zukunftsfähiges Instrument im Umweltrecht? In: UPR 10/2000, S. 361-366.
- Lenschow, Andrea (ed.) (2002): Environmental Policy Integration: Greening Sectoral Policies in Europe. London.
- Lescher, Timotheus (2000): Die EU als eigenständiger Akteur in der Entstehung des internationalen Klimaregimes. Studien zur Deutschen und Europäischen Außenpolitik, Trier.
- Lewis, Jeffrey (2002): National Interests: Coreper. In: John Peterson/Michael Shackleton (eds.): The Institutions of the European Union. Oxford, pp. 277-298.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2003): Lokale Agenda 21 in Baden-Württemberg: Ansprechpartner, Umsetzung und Instrumente. Übersicht Kommunen und Übersicht Landkreise. Karlsruhe.
- Linscheidt, Bodo (2000): Kooperative Steuerung als neues Modell der Umweltpolitik – eine theoretische Einordnung. Umweltökonomische Diskussionsbeiträge Nr. 00-1. Köln.
- Linz, Gerd (1997): Grundlagen der Koordination von Umweltpolitik, regionaler Wirtschaftspolitik und Raumplanung. IÖR-Schriften, Nr. 22. Dresden.
- Locke, John (1992): Zwei Abhandlungen über die Regierung. Hg. von Walter Euchner. Frankfurt a.M.
- Loew, Thomas/Fichter, Klaus (1999): Umweltberichterstattung in Deutschland und Europa. IÖW-Schriftenreihe Nr. 138/99. Berlin.
- Loske, Reinhard (1999): Umweltpolitik und Grundsatzprogramm: Neue Bedingungen brauchen neue Bündnisse. In: Schrägstrich – Zeitschrift für bündnisgrüne Politik 9-10/99, S. 28-30.
- Lowi, Theodore (1964): American Business, Public Policy, Case Studies, and Political Theory. In: World Politics 17, pp. 677-715.
- Lübbe-Wolff, Gertrude (2001): Instrumente des Umweltrechts – Leistungsfähigkeit und Leistungsgrenzen. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 20. Jg., Heft 5, S. 481-493.

- Lübbe-Wolff, Gertrude (1996): Stand und Instrumente der Implementation des Umweltrechts in Deutschland. In: Dies.: Der Vollzug des europäischen Umweltrechts. Berlin, S. 77-106.
- Lüpke, Rolf (1995): Die Durchsetzung strengerer einzelstaatlicher Umweltschutznormen im Gemeinschaftsrecht. Basler Schriften zur europäischen Integration Nr.15. Basel.
- Lughofer, Simone/Lamport, Christopher (1998): Das EU-Umwelthandbuch. Berlin u.a.
- Luhmann, Niklas (1997): Die Gesellschaft der Gesellschaft. Frankfurt a.M.
- Luhmann, Niklas (1989): Politische Steuerung und politische Institutionen. Beiträge zu einem politischen Streitgespräch. In: Hans-Hermann Hartwich (Hg.): Macht und Ohnmacht politischer Institutionen. Opladen, S. 12-18.
- Luhmann, Niklas (1988): Die Wirtschaft der Gesellschaft. Frankfurt a.M.
- Luhmann, Niklas (1986): Ökologische Kommunikation. Kann die moderne Gesellschaft sich auf ökologische Gefährdungen einstellen? Opladen.
- Luhmann, Niklas (1984): Soziale Systeme. Grundriss einer allgemeinen Theorie. Frankfurt a.M.
- Luhmann, Niklas (1981): Politische Theorie im Wohlfahrtsstaat. München, Wien.
- Luks, Fred (2002): Nachhaltigkeit. Hamburg.
- Magiera, Siegfried (2002): Zur Kompetenzneuordnung zwischen der Europäischen Union und den Mitgliedstaaten. In: Integration, 25. Jg., 4/2002, S.269-284.
- Mai, Manfred (2001): Technikbewertung in Politik und Wirtschaft. Beitrag zum Problem ihrer Institutionalisierung. Baden-Baden.
- Majer, Helge (1998): Regionale und lokale Umsetzungsmöglichkeiten. Das Beispiel Ulmer Initiativkreis nachhaltige Wirtschaftsentwicklung. In: Der Bürger im Staat, Nr. 2/98, S. 109-113.
- Maihofer, Andrea (1997): Gleichheit und/oder Differenz. Zum Verlauf einer Debatte. In: PVS-Sonderheft 28. Opladen, S. 155-179.
- Margedant, Udo (2003): Die Föderalismusdiskussion in Deutschland. In: Aus Politik und Zeitgeschichte B. 29-30/03, S. 6-13.
- Martens, Jens/Sterk, Wolfgang (2002): Multilateralismus zwischen Blockadepolitik und Partnerschaftsrhetorik. Der Gipfel von Johannesburg – Eine Bilanz. Bonn.
- Marx, Karl/Engels, Friedrich (1986): Die Deutsche Ideologie. MEW Bd. 3. Berlin.
- Matthes, Felix Christian (2002): Eine Kritik der Kritik an der Nachhaltigkeitsstrategie: Nachhaltigkeit als politisches Konzept? In: Ökologisches Wirtschaften 2/2002, S. 4.
- Mauß, Hanns (1995): Welche Akteure beeinflussen die Weltpolitik? In: Karl Kaiser/Hans-Peter Schwarz (Hg.): Die neue Weltpolitik. Bonn, S. 301-315.
- Maurer, Andreas (2003): The Legislative Powers and Impact of the European Parliament. In: Journal of Common Market Studies Vol. 41, No. 2, pp. 227-247.
- Maurer, Hartmut (1995): Allgemeines Verwaltungsrecht. 10. Aufl.. München.
- Mayntz, Renate (2001): Zur Selektivität der steuerungstheoretischen Perspektive. In: Hans-Peter Burth/Axel Görlitz (Hg.): Politische Steuerung in Theorie und Praxis. Baden-Baden, S. 17-28.
- Mayntz, Renate (1998): New Challenges to Governance Theory. Jean Monnet Chair Paper RSC No. 98/50. Florence.
- Mayntz, Renate (1995): Politische Steuerung: Aufstieg, Niedergang und Transformation einer Theorie. In: Klaus von Beyme/Claus Offe (Hg.): Politische Theorien in der Ära der Transformation. PVS-Sonderheft 26. Opladen.

- Mayntz, Renate (1993): Policy-Netzwerke und die Logik von Verhandlungssystemen. In: Adrienne Héritier: Policy- Analyse – Kritik und Neuorientierungen. PVS-Sonderheft 24. Opladen, S. 39-56.
- Mayntz, Renate (1987): Politische Steuerung und gesellschaftliche Steuerungsprobleme – Anmerkungen zu einem theoretischen Paradigma. In: Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft, 1. Bd., S. 89-110.
- Mayntz, Renate (1978): Vollzugsprobleme der Umweltpolitik. Empirische Untersuchung der Implementation von Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes. Stuttgart.
- Mayntz, Renate/Scharpf, Fritz W. (1995): Der Ansatz des akteurszentrierten Institutionalismus. In: Dies. (Hg.): Gesellschaftliche Selbstregelung und politische Steuerung. Frankfurt a.M./New York, S. 39-72.
- Meadows, Dennis/Meadows, Donella/Zahn, Erich/Milling, Peter (1972): Die Grenzen des Wachstums. Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit. Stuttgart.
- MEDIATOR GmbH (1996): Mediation in Umweltkonflikten. Verfahren kooperativer Problemlösung in der BRD. Oldenburg.
- Menzel, Ulrich (1998): Globalisierung versus Fragmentierung. Frankfurt a.M.
- Merton, Robert (1965): Social Theory and Social Structure. New York..
- Meyer, Bettina (2003): Ökologisch kontraproduktive Subventionen im Energiebereich. Diskussionspapier, aktualisierte und erweiterte Fassung vom November 2003. Kiel.
- Meyer-Rutz, Eckhard (2000): Die Rolle des Staates in der Integrierten Produktpolitik. In: Ökologisches Wirtschaften 6/2000.
- Mezger, Erika/West, Klaus (Hg.) (2000): Aktivierender Sozialstaat und politisches Handeln. Marburg.
- Mezger, Erika (1990): „Etablierte“ und „alternative“ staatliche Steuerungsmöglichkeiten und ihre Anwendbarkeit im policy-Feld der Sozialpolitik. München.
- Michaelis, Peter (1996): Ein ökonomischer Orientierungsrahmen für die Umweltpolitik. In: Bertelsmann-Stiftung (Hg.): Bausteine einer rationalen Umweltpolitik - Beiträge zum Schwerpunkt „Ökologie und Markt“: ein Forschungsbericht im Dialog mit der Praxis. Gütersloh, S. 23-130.
- Michelsen, Gerd et al. (2000): Umweltkommunikation – eine theoretische und praktische Annäherung. Lüneburg.
- Minsch, Jürg/Feindt, Peter-Henning/Meister, Hans-Peter/Schneidewind, Uwe/Schulz, Tobias (1998): Institutionelle Reformen für eine Politik der Nachhaltigkeit. Hg. von der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages. Berlin.
- Müggenborg, Hans-Jürgen (2001): Die „bodenschutzrechtliche Konzernhaftung“ nach § 4 III 4 Fall 1 BBodSchG. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 20. Jg., S. 1114-1120.
- Müller, Edda (1995): Innenwelt der Umweltpolitik: Sozial-liberale Umweltpolitik – (Ohn)macht durch Organisation? 2. Auflage. Opladen.
- Müller-Brandeck-Bocquet, Gisela (2001): Europäische Umweltpolitik – Der deutsche Umgang mit einem transnationalen Problem. In: Schneider, Heinrich/Jopp, Mathias/Schmalz, Uwe (Hg.): Eine neue deutsche Europapolitik? Rahmenbedingungen – Problemfelder – Optionen. Bonn, S. 449-476.
- Müller-Brandeck-Bocquet, Gisela (1996): Die institutionelle Dimension der Umweltpolitik. Eine vergleichende Untersuchung zu Frankreich, Deutschland und der Europäischen Union. Baden-Baden.

- Müller-Brandeck-Bocquet, Gisela (1993): Von der Fähigkeit des deutschen Föderalismus zur Umweltpolitik. In: Volker von Prittitz (Hg.): Umweltpolitik als Modernisierungsprozess. Politikwissenschaftliche Umweltforschung und -lehre in der Bundesrepublik. Opladen, S. 103-112.
- Müller-Christ, Georg (Hrsg.) (1998): Nachhaltigkeit durch Partizipation. Bürgerbeteiligung im Agenda-Prozess. Sternenfels-Berlin.
- Münch, Ursula (2001): Konkurrenzföderalismus für die Bundesrepublik. In: Jahrbuch des Föderalismus 2001. Baden-Baden, S. 115-127.
- Münch, Ursula/Zinterer, Tanja (2000): Reform der Aufgabenverteilung zwischen Bund und Ländern. In: Zeitschrift für Parlamentsfragen 31, S. 655-680.
- Musgrave, R.A./Musgrave, P.B./Kullmer, L. (1978): Die öffentlichen Finanzen in Theorie und Praxis, Bd. 1. Tübingen.
- Nebelung, Andreas/Poferl, Angelika/Schultz, Irmgard (2001): Geschlechterverhältnisse, Naturverhältnisse. Feministische Auseinandersetzungen und Perspektiven der Umweltsoziologie. Opladen.
- Nicolaysen, Gert (2002): Die Europäische Union als Rechtsgemeinschaft. In: Werner Weidenfeld (Hg.): Europa-Handbuch. Kevelaer, S. 348-360.
- Nil, Jan/Einacker, Ingo/Korbun, Thomas/Nordbeck, Ralf/Peine, Alexander (2001): Nachhaltigkeitsstrategien. Sondierung neuerer Ansätze innovativer politischer Langfriststrategien und Ergebnisse einer empirischen Vertiefung im Handlungsfeld Mobilität und Verkehr. Schriftenreihe des IÖW 158/01. Berlin.
- Nordbeck, Ralf (2001): Nachhaltigkeitsstrategien als politische Langfriststrategien: Innovationswirkungen und Restriktionen. FFU-Report 01-02. Berlin.
- North, Douglas (1992): Institutionen, institutioneller Wandel und Wirtschaftsleistung. Tübingen.
- Nowotny, Helga/Scott, Peter/Gibbons, Michael (2001): Re-Thinking Science. Knowledge and The Public in an Age of Uncertainty. Cambridge.
- Nugent, Neill (2001): The European Commission. New York.
- Nugent, Neill (1994): The Government and Politics of the European Union. 3rd ed. London.
- O'Connor, James (1974): Die Finanzkrise des Staates. Frankfurt a.M..
- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) (2003): Environmentally Harmful Subsidies: Policy Issues and Challenges. Paris.
- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) (2001a): Umweltprüfberichte: Deutschland. Paris.
- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) (2001b): Environmentally Related Taxes in OECD Countries: Issues and Strategies. Paris.
- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) (1998): Improving the Environment through Reducing Subsidies. Paris.
- Oels, Angela (2003): Global discourse, local struggle. Die Rekonstruktion des Lokalen durch Lokale Agenda 21 Prozesse. In: Martin Döring/Gunter Engelhardt/Peter H. Feindt/Jürgen Oßenbrügge (Hg.): Stadt - Raum - Natur. Die Metropole als politisch konstruierter Raum. Hamburg.
- ÖGUT (2002): Partizipative Verfahren im Überblick. Wien.
- Öko-Institut (2002): Der Grüne Punkt und sein Nutzen für die Umwelt. Ökobilanzierung von Zukunftsszenarien. Eine Studie des Öko-Instituts e.V. im Auftrag der Duales System Deutschland AG. Düsseldorf.

- Öko-Institut (1998): *Hoechst Nachhaltig. Sustainable Development: Vom Leitbild zum Werkzeug.* Freiburg.
- Öko-Institut (1997): *Wirkungsanalyse für ökologisch orientierte Abgaben in Nordrhein-Westfalen. Zusammenfassung der Ergebnisse.* Darmstadt.
- Öko-Institut (1996): *Bürgerrecht im Umweltschutz – Impulse für ein Konzept der Stärkung der Beteiligungsrechte in Umweltverfahren.* Darmstadt.
- Öko-Institut (1994): *Bericht über die Auswirkungen der Abfallabgabe in Baden-Württemberg.* Freiburg.
- Offe, Claus (1987): *Die Staatstheorie auf der Suche nach ihrem Gegenstand.* In: *Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft*, 1. Bd., S. 309-320.
- Offe, Claus (1980): „Unregierbarkeit“. *Zur Renaissance konservativer Krisentheorien.* In: Jürgen Habermas (Hg.): *Stichworte zur geistigen Situation der Zeit.* Frankfurt a.M., S. 294-318.
- Offe, Claus (1973): *Das pluralistische System von organisierten Interessen.* In: Heinz Joseph Varain (Hg.): *Interessenverbände in Deutschland.* Köln.
- Olson, Mancur (1968): *Die Logik des kollektiven Handelns: Kollektivgüter und die Theorie der Gruppen.* Tübingen.
- Oppermann, Bettina/Langer, Kerstin (2000): *Umweltmediation in Theorie und Anwendung, Schriftenreihe der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.* Stuttgart.
- Ostrom, Elinor (1990): *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action.* Cambridge.
- Parsons, Talcott/Shils, Edward (1951): *Toward a General Theory of Action.* Cambridge.
- Paust, Andreas (2000): *Vom Bürgerbegehren zur Bürgergesellschaft.* In: *Aus Politik und Zeitgeschichte B. 28/00*, S. 22-30.
- Pearce, David (1988): *Economics, Equity, and Sustainable Development.* In: *Futures*. Vol. 20, No. 6, pp. 598-605.
- Pehle, Heinrich (1998): *Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Ausgegrenzt statt integriert? Das institutionelle Fundament der deutschen Umweltpolitik.* Leverkusen.
- Petermann, Thomas (Hg.) (1991): *Technikfolgenabschätzung als Technikforschung und Politikberatung.* Frankfurt/New York.
- Petkova, Elena/Maurer, Crescencia/Henninger, Norbert/Irwin, Frances (2002): *Closing the gap. Information, participation, and justice in decision-making for the environment.* World Resources Institute-Paper. Washington.
- Pfetsch, Frank (1998): *Handlungsfähigkeit und Legitimation des demokratischen Verfassungsstaates.* In: Richard Saage/Gunnar Berg (Hg.): *Zwischen Triumph und Krise. Zum Zustand der liberalen Demokratie nach dem Zusammenbruch der Diktaturen in Osteuropa.* Opladen, S. 403-424.
- Pfetsch, Frank (1994): *Internationale Politik.* Stuttgart.
- Pfingsten, Karin/Fietkau, Hans-Joachim (1992): *Mediationsverfahren: Leitgedanken und methodische Erfassungsmöglichkeit.* FS II 92-305. Berlin.
- Pinder, John (1968): *Positive and Negative Integration. Some Problems of Economic Integration in the EEC.* In: *World Today*, Vol. 24, No. 3, pp. 88-110.
- Pöcherstorfer, Winfried (2003): *Daseinsvorsorge und Marktöffnung durch Gemeinschaftsrecht – auch in der Wasserwirtschaft?* In: *Zeitschrift für Umweltrecht, Sonderheft 2003*, S. 184-190.

- Pörksen, Uwe (1992): Plastikwörter. Die Sprache einer internationalen Diktatur. Stuttgart.
- Popper, Karl (1995): Objektive Erkenntnis. Ein evolutionärer Entwurf. Hamburg.
- Popper, Karl (1994): Logik der Forschung. Wien/Tübingen.
- Posse, Achim-Ulrich (1986): Föderative Politikverflechtung in der Umweltpolitik. München.
- Preuß, Ulrich (1996): Risikovorsorge als Staatsaufgabe. In: Dieter Grimm (Hg.): Staatsaufgaben. Baden-Baden, S. 523-552.
- Prittwitz, Volker von (Hg.) (2000): Institutionelle Arrangements in der Umweltpolitik. Zukunftsfähigkeit durch innovative Verfahrenskombination? Opladen.
- Prittwitz, Volker von (1997). Leistungsresponsivität und Verfahrenssteuerung - Modernisierungskonzepte des öffentlichen Sektors. In: Edgar Grande and Rainer Prätorius (Hg.): Modernisierung des Staates? Baden-Baden, S. 115 - 144.
- Prittwitz, Volker von (Hg.) (1996): Verhandeln und Argumentieren. Dialog, Interessen und Macht in der Umweltpolitik. Opladen.
- Prittwitz, Volker von (1994): Politikanalyse. Opladen.
- Prittwitz, Volker von (Hg.) (1993): Umweltpolitik als Modernisierungsprozess. Politikwissenschaftliche Umweltforschung und -lehre in der Bundesrepublik. Opladen.
- Prittwitz, Volker von (1990): Das Katastrophenparadox. Elemente einer Theorie der Umweltpolitik. Opladen.
- Prognos AG (1993): Abschlussdokumentation: Forum zur Sonderabfallwirtschaft. Vorgehensweise und Ergebnisse. Basel.
- Putnam, Robert (1988): Diplomacy and Domestic Politics: The Logic of Two-Level Games. In: International Studies Quarterly Vol. 42, No. 3, pp. 427-460.
- Prognos AG (1995): Abschlussbericht: Forum zur Sonderabfallwirtschaft – Deponierung. Berlin.
- Rahmeyer, Fritz (2001): Organisationsformen und Umweltabgaben im kommunalen Gewässerschutz. Discussion Paper 212. Augsburg.
- Rehbinder, Eckard (2002): Das deutsche Umweltrecht auf dem Weg zur Nachhaltigkeit. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 21. Jg., S. 657ff.
- Rehbinder, Eckard/Wahl, Reiner (2002): Kompetenzprobleme bei der Umsetzung von europäischen Richtlinien. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 21. Jg., Heft 1, S. 21-28.
- Reich, Robert (1996): Die neue Weltwirtschaft. Das Ende der nationalen Ökonomie. Frankfurt.
- Reichmann, Holger (1996): Umweltabgaben. Theoretische Grundlagen, Klassifikationen und potentielle Wirkungsbrüche. Frankfurt a.M.
- Reinicke, Wolfgang/Deng, Francis (2000): Critical Choices: The United Nations, Networks, and the Future of Global Governance. Ottawa.
- Renn, Ortwin/Schrimpf, Monika/Büttner, Thomas/Carius, Rainer/Köberle, Sabine/Oppermann, Bettina/Schneider, Elke/Zöller, Katharina (1999): Abfallwirtschaft 2005. Bürger planen ein regionales Abfallkonzept. Baden-Baden.
- Renn, Ortwin/Webler, Thomas (1998): Der kooperative Diskurs: Theoretische Grundlagen, Anforderungen, Möglichkeiten. In: Wilhelm Urs (Hg.): Abfallpolitik im kooperativen Diskurs. Bürgerbeteiligung bei der Standortsuche für eine Deponie im Kanton Aargau. Zürich.
- Rengeling, Hans-Werner (1998): Das Handbuch zum europäischen und deutschen Umweltrecht eine systematische Darstellung des europäischen Umweltrechts mit seinen Auswirkungen auf das deutsche Recht und mit rechtspolitischen Perspektiven. Köln.

- Rhodes, R.A.W. (1997): *Understanding Governance. Policy Networks, Reflexivity and Accountability*. Buckingham, Philadelphia.
- Rittberger, Volker (1990): *Theorien der Internationalen Beziehungen*. PVS-Sonderheft 21. Opladen.
- Ritter, Ernst-Hasso (1987a): *Staatliche Steuerung bei vermindertem Rationalitätsanspruch? Zur Praxis der politischen Planung in der Bundesrepublik Deutschland*. In: *Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft*, 1. Bd., S. 321-352.
- Ritter, Ernst-Hasso (1987b): *Umweltpolitik und Rechtsentwicklung*. In: *Neuere Zeitschrift für Verwaltungsrecht*, Jg. 6, Nr.11. S. 929-938.
- Ritter, Ernst-Hasso (1979): *Der kooperative Staat. Bemerkungen zum Verhältnis von Staat und Wirtschaft*. In: *Archiv des öffentlichen Rechts* 104, S. 389-413.
- Roose, Jochen (2003): *Die Europäisierung von Umweltorganisationen*. Opladen.
- Rose, Richard (1979): *Persuasive Problems of Governing: An Analytical Framework of Governing*. In: Joachim Matthes (ed.): *Sozialer Wandel in Westeuropa*. Frankfurt a.M., pp. 29-54.
- Rose-Ackermann, Susan (1995): *Umweltrecht und -politik in den Vereinigten Staaten und der Bundesrepublik Deutschland*. Baden-Baden.
- Rosenau, James (1992): *Governance, Order, and Change in World Politics*. In: Ders./Ernst-Otto Czempiel (ed.): *Governance without Government: Order and Change in World Politics*. Cambridge, pp. 1-29.
- Rosenau, James/Czempiel, Ernst-Otto (ed.): *Governance without Government: Order and Change in World Politics*. Cambridge.
- Roßnagel, Alexander (2001): *Der Bürger im umweltrechtlichen Anlagenzulassungsverfahren*. In: Klaus-Peter Dolde (Hg.): *Umweltrecht im Wandel: Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht*. Berlin, S. 997-1016.
- Rousseau, Jean-Jacques (1994): *Vom Gesellschaftsvertrag oder Grundsätze des Staatsrechts*. Hg. von Hans Brockard. Stuttgart.
- Rubik, Frieder/Hoffmann, Esther/Simshäuser, Ulla (2000): *Innovationen durch die Umweltpolitik – Integrierte Produktpolitik (IPP) in Deutschland*. Gutachten im Auftrag des BMU. Heidelberg.
- Ruge, Nicole (2002): *Die Zulässigkeit staatlicher Umweltschutzsubventionen nach dem EG-Vertrag und dem GATT-1994-WTO-Regelwerk*. Osnabrück.
- Ruschkowski, Eick von (2002): *Lokale Agenda 21 in Deutschland - eine Bilanz*. In: *Aus Politik und Zeitgeschichte B*. 31-32/02, S. 17-24.
- Sachs, Wolfgang (2000): *Effizienz als Destruktionskraft. Ökologische Folgen der Globalisierung*. *Blätter für deutsche und internationale Politik* 45 (8), S. 976-985.
- Sack, Jörn (1995): *The European Community's Membership of International Organizations*. In: *Common Market Law Review*, Vol. 32, No. 5, pp. 1227-1256.
- Sadeleer, Nicolas/Roller, Gerhard/Dross, Miriam (2003): *Access to Justice in Environmental Matters. Final Report, ENV.A.3/ETU/2002/0030*, Brussels.
- Sandforth, Christoph (2002): *Prozeduraler Steuerungsmodus und moderne Staatlichkeit*. Baden-Baden.
- Saretzki, Thomas (1996): *Wie unterscheiden sich Argumentieren und Verhandeln?* In: Volker von Prittwitz (Hg.): *Verhandeln und Argumentieren. Dialog, Interessen und Macht in der Umweltpolitik*. Opladen, S. 19-39.
- Sartori, Giovanni (1992): *Demokratietheorie*. Darmstadt.

- Scharpf, Fritz W. (2000): Interaktionsformen. Akteurzentrierter Institutionalismus in der Politikforschung. Opladen.
- Scharpf, Fritz W. (1994): Optionen des Föderalismus in Deutschland und Europa. Frankfurt/ New York.
- Scharpf, Fritz W. (1992): Einführung: Zur Theorie von Verhandlungssystemen. In: Arthur Benz/Fritz W. Scharpf/Reinhard Zintl (Hg.): Horizontale Politikverflechtung: zur Theorie von Verhandlungssystemen. Frankfurt/M., S. 11-28.
- Scharpf, Fritz W. (1991): Die Handlungsfähigkeit des Staates am Ende des zwanzigsten Jahrhunderts. In: PVS, Jg. 32, S. 62-634.
- Scharpf, Fritz (1989): Politische Steuerung und politische Institutionen. Beiträge zu einem politischen Streitgespräch. In: Hans-Hermann Hartwich (Hg.): Macht und Ohnmacht politischer Institutionen. Opladen, S. 17-29.
- Scharpf, Fritz W. (1985): Die Politikverflechtungs-Fälle: Europäische Integration und deutscher Föderalismus im Vergleich. PVS, Jg. 26, S. 323-356.
- Scharpf, Fritz W. (1978): Die Theorie der Politikverflechtung: ein kurz gefasster Leitfaden. In: Joachim J. Hesse (Hg.): Politikverflechtung im föderativen Staat: Studien zum Planungs- und Finanzierungsverbund zwischen Bund, Ländern und Gemeinden. Baden-Baden, S. 21-32.
- Scharpf, Fritz W./Reisert, B./Schnabel, F. (1976): Politikverflechtung. Theorie und Empirie des kooperativen Föderalismus in der Bundesrepublik. Kronberg.
- Schepelmann, Philipp (2001): Von Helsinki nach Göteborg – Evaluierung der Umweltintegrationsstrategien Binnenmarkt, Energie und Verkehr Studie im Auftrag des Österreichischen Bundesministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Jugend und Familie. Wien.
- Schendel, Frank Andreas (2001): Selbstverpflichtungen der Industrie als Steuerungsinstrument im Umweltschutz. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 20. Jg., Heft 5, S. 494-500.
- Scherer, Roland/Blattner, Joachim/Hey, Christian (1994): Erfolgsbedingungen grenzüberschreitender Umweltpolitik: historische, theoretische und analytische Ausgangspunkte. Freiburg.
- Scheuing, Dieter H. (2002): Das Europäische Umweltverfassungsrecht als Maßstab gerichtlicher Kontrolle. In: Europarecht (EuR) Heft 5 2002, S. 619-659.
- Scheuing, Dieter H. (2001): Europäisches Umweltverfassungsrecht im Spiegel der Rechtsprechung des EuGH. In: Klaus-Peter Dolde (Hg.): Umweltrecht im Wandel: Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht. Berlin, S. 129-170.
- Schimank, Uwe (2000): Handeln und Strukturen: Einführung in die akteurtheoretische Soziologie. Weinheim.
- Schimank, Uwe (1997): Theorien gesellschaftlicher Differenzierung. Opladen.
- Schimank, Uwe (1988): Gesellschaftliche Teilsysteme als Akteurfiktionen. In: Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie, Heft 40 (3), S. 619-639.
- Schimikowski, Peter (2002): Umwelthaftungsrecht und Umwelthaftpflichtversicherungsrecht. 6. Auflage. Karlsruhe.
- Schmidt, Alexander/Zschesche, Michael (2003): Die Effizienz der naturschutzrechtlichen Verbands- und Vereinsklage. In: Natur und Recht, Jg. 25 (1), S. 16-23.
- Schmidt-Bleek, Friedrich (1995): Wie viel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – das Maß für ökologisches Wirtschaften. Basel.

- Schmidt-Preuß, Matthias: Flexible Instrumente des Umweltschutzes. In: Klaus-Peter Dolde (Hg.): Umweltrecht im Wandel: Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht. Berlin, S. 309-331.
- Schröder, Meinhard (2000): Europarecht und integriertes Umweltrecht. In: Natur und Recht, Heft 9, S. 481-486.
- Schultze, Rainer-Olaf (2000): Indirekte Entflechtung: Eine Strategie für die Föderalismusreform? In: Zeitschrift für Parlamentsfragen 31, S. 657-680.
- Schultze, Rainer-Olaf (1999): Föderalismusreform in Deutschland: Widersprüche – Ansätze – Hoffnungen. In: Zeitschrift für Politik 46, S. 173-194.
- Schulze, Rainer-Olaf (1990): Föderalismus als Alternative? Überlegungen zur territorialen Reorganisation. In: Zeitschrift für Parlamentsfragen, Heft 3, S. 375-390.
- Schulze-Fielitz, Helmut (2002): Immissionsschutzrecht als Feld bundesstaatlichen Wettbewerbs? In: Natur und Recht, Jg. 24 (1), S. 1-7.
- Schumer, Sylvia (1996): Die Europäische Union als Akteur in der internationalen Umweltpolitik: das Beispiel des Ozon- und Klimaregimes. AFES-PRESS Report 55, Mosbach.
- Schumpeter, Joseph A. (1993): Kapitalismus, Sozialismus und Demokratie. Tübingen/Basel.
- Sebald, Martin (1997): Verbände und Demokratie: Funktionen bundesdeutscher Interessengruppen in Theorie und Praxis. In: Aus Politik und Zeitgeschichte, B 36-37/97, S. 27-37.
- Seeling, Robert/Gündling, Benjamin (2002): Die Verbandsklage im Umweltrecht. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 21. Jahrgang Heft 9, S. 1033-1041.
- Sellnow, Reinhard (1994): Verkehrsforum Heidelberg. Eine Bürgermitwirkung am Verkehrsentwicklungsplan. In: Frank Claus/Peter Wiedemann (Hg.): Umweltkonflikte: Vermittlungsverfahren zu ihrer Lösung – Praxisberichte. Taunusstein, S. 159-174.
- Simonis, Georg (1999): Die TA-Landschaft in Deutschland – Potenziale reflexiver Techniksteuerung. In: Bröchler, Stephan/Simonis, Georg/Sundermann, Karsten (1999): Handbuch Technikfolgenabschätzung. Berlin.
- Simonis, Udo Ernst (1995): Globale Umweltprobleme. In: Karl Kaiser/Hans-Peter Schwarz (Hg.): Die neue Weltpolitik. Bonn, S. 123-132.
- Smith, Adam (2001): Der Wohlstand der Nationen: eine Untersuchung seiner Natur und seiner Ursachen. Hrsg. von Horst Claus Recktenwald. München.
- Song, Dongsoo (2000): Kooperatives Verwaltungshandeln durch Absprachen und Verträge beim Vollzug des Immissionsschutzrechts. Schriften zum Umweltrecht 97. Berlin.
- SPD/Bündnis 90/Die Grünen (2002): Erneuerung – Gerechtigkeit – Nachhaltigkeit. Für ein wirtschaftlich starkes, soziales und ökologisches Deutschland. Für eine lebendige Demokratie. Koalitionsvereinbarung vom 16. Oktober 2002 zwischen der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands und Bündnis 90/Die Grünen.
- SPD/Bündnis 90/Die Grünen (1998): Aufbruch und Erneuerung - Deutschlands Weg ins 21. Jahrhundert. Koalitionsvereinbarung vom 20. Oktober 1998 zwischen der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands und Bündnis 90/Die Grünen. Bonn.
- Spencer, Herbert: Die Prinzipien der Soziologie. Hg. von B. Vetter. Stuttgart. Ohne Herausgabedatum.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2002a): Stellungnahme zum Regierungsentwurf zur deutschen Nachhaltigkeitsstrategie, vom 13. Februar 2002. Stuttgart.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2002b): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Sondergutachten. Stuttgart.

- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2002c): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. Stuttgart.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart.
- Steffani, Winfried (1981): Parlamentarisches und präsidentielles Regierungssystem. Opladen.
- Steger, Ulrich/Prehn, Marco/Richter, Gabriele (1998): Auswertung der Ergebnisse von Modellprojekten zur Umsetzung der EMAS-Verordnung: Modul 2 des UFO-Planvorhabens Nr. 10103198 „Evaluierung von Umweltmanagementsystemen zur Vorbereitung der 1998 vorgesehenen Überprüfung des gemeinschaftlichen Umweltauditsystems“. Oestrich-Winkel.
- Stelkens, Paul/Bonk, Heinz J./Sachs, Michael (2001): Verwaltungsverfahrensgesetz-Kommentar. 6. Auflage, München.
- Storm, Peter-Christoph/Bunge, Thomas (1988/2003): Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung (HdUVP). Loseblattsammlung. Berlin.
- Strachlin-Witt, Elke/Spillmann, Andreas (1994): Emissionshandel: Erfahrungen in der Region Basel und neue Ansätze. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Heft 2/94, S. 207-223.
- Strange, Susan (1996): The Retreat of the State: The Diffusion of Power in the World Economy. Cambridge.
- Streeck, Wolfgang/Schmitter, Philippe C. (1996): Gemeinschaft, Markt, Staat – und Verbände? In: Organisation und Netzwerk. Wien, S. 123 - 164.
- Strübel, Michael (1992): Internationale Umweltpolitik. Entwicklungen, Defizite, Aufgaben. Bonn.
- Sturm, Roland (2000): Regulierung und Deregulierung im wirtschaftlichen Transformationsprozess: zur Neugestaltung von „Staatlichkeit“ am Beispiel der Verkehrspolitik in den Visegrád-Staaten. Opladen.
- Sturm, Roland (1999): Der Föderalismus im Wandel. In: Eckhard Jesse/Konrad Löw (Hrsg.): 50 Jahre Bundesrepublik Deutschland. Berlin, S. 81-99.
- Teubner, G. (1989): Recht als autopoietisches System. Frankfurt a.M.
- Teubner, Gunter/Willke, Helmut (1984): Kontext und Autonomie. Gesellschaftliche Selbststeuerung durch reflexives Recht. In: Zeitschrift für Rechtssoziologie, Heft 5, S. 4-35.
- Thaysen, Uwe (2003): Der deutsche Föderalismus zwischen zwei Konventen. Zur Reform des deutschen Bundesstaates um die Jahrtausendwende. In: Aus Politik und Zeitgeschichte B. 29-30/03, S. 14-23.
- Thurow, Lester C. (1996): The Future of Capitalism. New York.
- Toth, Ferenc (2001): Participatory integrated assessment methods. An assessment of their usefulness to the European Environmental Agency. Technical report 64. Copenhagen.
- Töller, Annette Elisabeth (2003): Warum kooperiert der Staat? Politische Steuerung durch Umweltvereinbarungen. In: Grande, Edgar/Prätorius, Rainer (Hrsg.): Politische Steuerung und neue Staatlichkeit. Baden-Baden.

- Töller, Annette Elisabeth (2002): *Komitologie: theoretische Bedeutung und praktische Funktionsweise von Durchführungsausschüssen der Europäischen Union am Beispiel der Umweltpolitik*. Opladen.
- Troja, Markus (2001): *Umweltkonfliktmanagement und Demokratie – Zur Legitimation kooperativer Konfliktregelungsverfahren in der Umweltpolitik*. Köln.
- Trommsdorf, Gisela/Endruweit, Günter (Hg.) (1989): *Wörterbuch der Soziologie*. München/ Stuttgart.
- Tuinstra, Willemijn/Berk, Marcel/Hisschemöller, Matthijs/Hordijk, Leen/Metz, Bert/Mol, Arthur (2002): *Climate OptiOns for the Long-term (COOL) - Synthesis Report*. Wageningen University, The Netherlands [954281] . NRP 410 200 115.
- UBA (Umweltbundesamt) (2003): *Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten bei Subventionen: Bestandsaufnahme und Reformansätze; Sektorstudie Wohnungsbau; Sektorstudie Agrarwirtschaft*. UBA-TEXTE Nr. 30, 31, 32/2003. Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt) (2002a): *Nachhaltige Entwicklung in Deutschland – die Zukunft dauerhaft umweltgerecht gestalten*. Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt) (2002b): *Pressemeldung des Umweltbundesamts vom 02. 04. 2002*.
- UBA (Umweltbundesamt) (2001): *Daten zur Umwelt – der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000*. Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hg.) (1997): *Materialien zu Ökobilanzen und Lebensweganalysen. Aktivitäten und Initiativen des Umweltbundesamtes, Bestandsaufnahme März 1997*. In: UBA-TEXTE 26/97. Berlin.
- Ulrich, Günter (1994): *Politische Steuerung. Staatliche Intervention aus systemtheoretischer Sicht*. Opladen.
- Umbach, Gabi (2002): *Umweltpolitik*. In: *Jahrbuch der Europäischen Integration 2001/2002*, S. 181-186.
- Unabhängige Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch (1998): *Umweltgesetzbuch. Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission (UGB-KoME)*. Hg. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin.
- UNEP (2001): *International Environmental Governance. Report of the Executive Director*.
- Untersteller, Franz/Walter, Jürgen (2003): *Papier ist geduldig. Eine ernüchternde Zwischenbilanz nach zwei Jahren „Umweltplan Baden-Württemberg“*. Bündnis 90/Die Grünen im Landtag von Baden-Württemberg. Stuttgart.
- UVM (Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg) (1999): *Umweltdialog Zukunftsfähiges Baden-Württemberg*. Bislang unveröffentlichtes Manuskript.
- van Mark, Michael/Gawel, Erik/Ewringmann, Dieter (1992): *Kompensationslösungen im Gewässerschutz*. Heidelberg.
- Vanberg, Viktor (1996). *Wettbewerb in Markt und Politik – Anregungen für die Verfassung Europas*. In: F. A. Zimmermann u.a. (Hg.): *Ordnungspolitische Aspekte der europäischen Integration*. Baden-Baden, S. 9 - 37.
- Viehöver, Willy (1998): *Verschlungene Wege unterm Müllmassiv. Kooperationstheoretische Hütenwanderung von der Verpackungsmülldebatte über die PET-Verordnung zum Abfallregime Duales System Deutschland (DSD)*. Paper. Ohne Ortsangabe.
- Vierecke, Andreas (1995): *Die Beratung der Technologie- und Umweltpolitik durch Enquete-Kommissionen beim Deutschen Bundestag*. München.
- Voigt, Rüdiger (Hg.) (1993): *Abschied vom Staat – Rückkehr zum Staat?* Baden-Baden.
- Vogel, David (1997): *Trading Up and Governing Across: Transnational Governance and Environmental Protection*. In: *Journal of European Public Policy*, Vol. 4, No. 4, pp. 556-71.

- Vogler, John (1999): The European Union as an Actor in International Environmental Politics. In: *Environmental Politics*, Vol. 8, No. 3, pp. 24-48.
- Voß, Jan-Peter et al. (2002): Institutionelle Innovationen: Potenziale für die transdisziplinäre Nachhaltigkeitsforschung. In: Balzer, Ingrid/Wächter, Monika (Hg.): *Sozial-ökologische Forschung. Ergebnisse der Sondierungsprojekte aus dem BMBF-Förderschwerpunkt*. München, S. 69-87.
- Voßkuhle, Andreas (2001): Regulierte Selbstregulierung – Zur Karriere eines Schlüsselbegriffs. In: *Die Verwaltung*, Beiheft 4, S. 197 ff.
- Wagner, Volkmar/Engelhardt, Matthias (2001): Mediation im Umwelt- und Planungsrecht als Alternative zur behördlichen oder gerichtlichen Streitentscheidung. In: *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht*, 20. Jg., Heft 4, S. 370-374.
- Wallström, Margot (2003): Redebeitrag auf der EU-Konferenz “Environmental Governance and Civil Society“. Brüssel, 27. Januar 2003.
- Wallström, Margot (2001); Redebeitrag auf der EU-Konferenz “The Commission's White Paper on Governance: What's in it for the environment?“ Brüssel, 3. Dezember 2001.
- Waltz, Kenneth (1979): *Theory of international politics*. New York.
- Waschkuhn, Arno (1987): *Politische Systemtheorie*. Opladen.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2000): *Welt im Wandel: Neue Strukturen globaler Umweltpolitik. Jahresgutachten 2000*. Berlin.
- Weale, Albert/Pridham, Geoffrey/Cini, Michelle/Konstadakopolos, Dimitros/Porter, Martin/Flynn, Brendan (2000): *Environmental Governance in Europe. An Even Closer Ecological Union?* Oxford.
- Weber, Jürgen/Schäffer, Utz/Hoffmann, Dirk/Kehrmann, Titus (1999): *Technology Assessment. Eine Managementperspektive*. Wiesbaden.
- Weber, Max (1980): *Wirtschaft und Gesellschaft*. Hg. von Johannes Winckelmann. Tübingen.
- Weber, Tim (1998): Bürgerbegehren und Bürgerentscheide in Bayern. In: *Mehr Bürgerbeteiligung in den Kommunen. Reader zur öffentlichen Anhörung der Grünen am 21. März 1998 im Landtag von Baden-Württemberg*. Stuttgart.
- Wegehenkel, L. (1981): Marktsystem und exklusive Verfügungsrechte an Umwelt. In: Ders. (Hg.): *Marktwirtschaft und Umwelt*. Tübingen.
- Wehling, Hans-Georg (1998): Reformbedarf und Reformmöglichkeiten in Baden-Württemberg. In: *Mehr Bürgerbeteiligung in den Kommunen. Reader zur öffentlichen Anhörung der Grünen am 21. März 1998 im Landtag von Baden-Württemberg*. Stuttgart.
- Weidner, Helmut (1996): *Umweltkooperation und alternative Konfliktregelungsverfahren in Deutschland. Zur Entstehung eines neuen Politiknetzwerkes*. Schriftenreihe der Abteilung „Normbildung und Umwelt“ des Forschungszentrums Technik v Arbeit – Umwelt am Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung, FS II 96-302. Berlin.
- Weizsäcker, Richard von (1982): Krise und Chance unserer Parteiendemokratie. In: *Aus Politik und Zeitgeschichte B. 42/82*, S. 3-12.
- Weller, Ines/Hofmeister, Sabine (Hg.) (2000): *Nachhaltigkeit und Feminismus: neue Perspektiven – alte Blockaden*. Bielefeld.
- Wende, Wolfgang (2001): *Praxis der Umweltverträglichkeitsprüfung und ihr Einfluß auf Zulassungsverfahren. Eine empirische Studie zur Wirksamkeit, Qualität und Dauer der UVP in der Bundesrepublik Deutschland*. Baden-Baden.
- Wicke, Lutz (1991): *Umweltökonomie: eine praxisorientierte Einführung*. Dritte Auflage. München.
- Williamson, Oliver (1975): *Markets and Hierarchies: Analysis and Antitrust Implications*. New York.

- Willke, H. (1998): Exkurs zum Markt als Steuerungsform. In: Systemtheorie III: Steuerungstheorie. Stuttgart, S. 36-42.
- Willke, Helmut (1996): Ironie des Staates. Grundlinien einer Staatstheorie polyzentrischer Gesellschaft. Frankfurt a.M.
- Willke, Helmut (1992): Prinzipien politischer Supervision. In: Heinrich Bußhoff (Hg.): Politische Steuerung. Steuerbarkeit und Steuerungsfähigkeit. Beiträge zur Grundlagendiskussion. Baden-Baden, S. 51-80.
- Willke, Helmut (1995): Systemtheorie. Bd. 3: Steuerungstheorie. Eine Einführung in die Grundprobleme der Theorie sozialer Systeme. Stuttgart, Jena.
- Willke, Helmut (1987): Die Entzauberung des Staates. Grundlinien einer systemtheoretischen Argumentation. In: Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft, 1. Bd., S. 285-308.
- Wilrich, Thomas (2002): Verbandsbeteiligung im Umweltrecht. Wahrnehmung von Umweltinteressen durch Verbände in Rechtssetzungs-, Planungs- und Verwaltungsverfahren. Baden-Baden.
- Windhoff-Héritier, Adrienne (1987): Policy-Analyse – eine Einführung. Frankfurt a.M.
- Winter, Gerd (2003): Umweltrechtliche Prinzipien des Gemeinschaftsrechts. In: Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR), Sonderheft 2003, Jg. 14, S. 137-145.
- Wittkämper, Gerhard W. (1992): Umweltschutz. Einführung in Umweltpolitik und Umweltverwaltung unter Berücksichtigung des Umweltrechts. Berlin u.a.
- Wolf-Niedermaier, Anita (2002): Umweltpolitik. In: Werner Weidefeld/Wolfgang Wessel (Hg.): Europa von A bis Z. Taschenbuch der europäischen Integration. Berlin, S. 336-340.
- Wolff, Franziska (2002): Deutsche Umweltpolitik. Hg. vom Deutschen Naturschutzring – Kurs Zukunfts-Piloten. Lüneburg.
- Wolff, Franziska (2001): Ordnungspolitik jenseits von Markt und Staat. In: Financial Times Deutschland, 15. Februar 2001, S. 29.
- Wolff, Franziska (2001): Green Global Governance. Eine sozialwissenschaftliche Einführung im Auftrag des Öko-Instituts. Unveröffentlicht.
- Wolff, Franziska/Brunnengräber, Achim (2003): Global Governance oder Deglobalisierung? Zwei Antworten auf die Herausforderungen der Globalisierung. In: Politische Ökologie 85, S. 28-30.
- Zilleßen, Horst (1998): Mediation – Kooperatives Konfliktmanagement in der Umweltpolitik. Opladen, Wiesbaden.
- Zilleßen, Horst (1996): Gutachten zur Errichtung einer Institution für Umweltmediation. In: Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen e.V. (Hg.): Machbarkeitsstudie: Errichtung einer Institution für Umweltmediation. Bonn, S. 14-64.
- Ziltener, Patrick (1999): Strukturwandel der europäischen Integration: die Europäische Union und die Veränderung von Staatlichkeit. Münster.
- Zimmermann, Klaus W./Kahlenborn, Walter (1994): Umweltföderalismus. Einheit und Einheitlichkeit in Deutschland und Europa. Berlin.
- Zittel, Thomas (1996): Marktwirtschaftliche Instrumente in der Umweltpolitik. Zur Auswahl politischer Lösungsstrategien in der Bundesrepublik. Opladen.
- Zürn, Michael (1997): 'Positives Regieren' jenseits des Nationalstaates. Zur Implementation internationaler Umweltregime. In: Zeitschrift für Internationale Beziehungen, 4. Jg., Heft 1, S. 41-68.