

Kooperative Politikformen in der Umweltpolitik – Eine Einordnung und Bewertung am Beispiel der Chemikalienregulierung

Dissertation zur Erlangung des wissenschaftlichen Doktorgrades der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät der Universität Göttingen

vorgelegt von

Lars Alexander Koch

aus Hamburg

Göttingen, Dezember 2005

Erstgutachter: Herr Professor Dr. Kilian Bizer

Zweitgutachter: Herr Professor Dr. Martin Führ

Tag der Prüfung: 10.02.2006

Vorwort

Diese Arbeit entstand am Finanzwissenschaftlichen Forschungsinstitut an der Universität zu Köln. Den Grundstein legte das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte Projekt „Kooperative Institutionen für einen nachhaltigen Paradigmenwechsel in der Industrie – das Beispiel der chemischen Industrie“ innerhalb der Förderinitiative „Rahmenbedingungen für Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften :[riw]“. Dem BMBF danke ich dafür, dass es mir durch dieses Projekt erheblich erleichtert wurde, meine Doktorarbeit – neben der Arbeit am Finanzwissenschaftlichen Forschungsinstitut – erfolgreich abzuschließen.

Meinem Doktorvater Prof. Dr. Kilian Bizer danke ich für die fachliche und freundschaftliche Begleitung meiner Arbeit und kann ihn in beiderlei Hinsicht nur uneingeschränkt weiterempfehlen. Auch danke ich meinem Zweitgutachter Prof. Dr. Martin Führ für die Übernahme dieses Amtes und für die hilfreichen Kommentare zu meiner Arbeit sowie den anregenden Austausch innerhalb gemeinsamer Forschungsprojekte. Ebenso danke ich Dr. Dieter Ewringmann vom Finanzwissenschaftlichen Forschungsinstitut für alles, was ich bei ihm lernen durfte und für seine Unterstützung am Institut in jeglicher Hinsicht. Ebenso gilt mein Dank allen Mitarbeitern am Institut, besonders auch für die nicht-fachlichen Diskussionen und die angenehme Arbeitsatmosphäre. Zu danken habe ich außerdem Prof. Dr. Nicholas Ashford für einen fruchtbaren Forschungsaufenthalt mit vielen regen Diskussionen am Massachusetts Institute of Technology.

Auch gilt mein Dank Ralf Nordbeck für seine hilfreichen wie humoristischen Anmerkungen. Ferner danke ich Claudia Sigel, die alles unternommen hat, um sprachliche Verworrenheiten unter größtmöglicher Bewahrung des Gemeintem zu entwirren und meiner Familie für Unterstützung auf allen Ebenen sowie für geduldiges Korrekturlesen. Schließlich danke ich Sabine Pröpper – für alles und noch viel mehr!

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	11
1.1	Kooperation: Einordnung des Untersuchungsgegenstandes.....	13
1.2	Neoklassische Umweltökonomik	18
1.3	Warum kooperiert der Staat?	24
1.4	Die chemische Industrie.....	26
1.5	Erweiterung der theoretischen Analyse	31
2	Neue Institutionenökonomik.....	32
2.1	Elemente der neuen Institutionenökonomik	35
2.1.1	Vertragstheorie	35
2.1.2	Transaktionskostenansatz	40
2.1.3	Verfügungsrechtstheorie (property rights)	43
2.1.4	Institutionen und institutionelle Rahmenbedingungen.....	45
2.2	Anwendung der NIÖ auf Kooperation in der Umweltpolitik.....	47
2.2.1	Informationsbeschränkungen	51
2.2.2	Konfliktbedingte Einschränkungen.....	54
2.2.3	Koordinationsprobleme	57
2.2.4	Institutionelle Beschränkungen	57
2.3	Einflussfaktoren auf umweltpolitische Transaktionsformen	59
2.4	Transaktionskosten bei der Instrumentenwahl	62
2.5	Spieltheoretische Erweiterung	72
2.5.1	Produktions- und Verteilungsspiel	72
2.5.2	Kopplung von Spielen	83
2.5.3	Reziprokes Verhalten	84
2.6	Zwischenfazit: Kooperation aus Sicht der NIÖ.....	86
3	Neue politische Ökonomie	91
3.1	Ökonomische Theorie der Politik.....	92
3.2	Ökonomische Theorie der Interessengruppen	95
3.3	Ökonomische Theorie der Bürokratie.....	101
3.4	Ergebnisse der NPÖ.....	105
3.5	Kritik an der NPÖ	109
4	Politikwissenschaftliche Ansätze	110
4.1	Korporatismus und Politiknetzwerke.....	115
4.2	Ausgestaltung von Kooperation.....	121

5	Zwischenergebnis.....	125
5.1	Systematisierung der theoretischen Ansätze.....	128
5.2	Anmerkungen zur empirischen Analyse kooperativer Umweltpolitik.....	133
6	Empirische Fallstudien kooperativer Chemikalienpolitik.....	136
6.1	Gesetzliche Grundlagen.....	140
6.2	Entwicklung zum deutschen Chemikaliengesetz.....	141
6.3	Das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA)	146
6.3.1	Die erste BUA-Phase: 1982-1993	147
6.3.2	Die zweite BUA-Phase: 1993-1999	150
6.3.3	Die dritte BUA-Phase: ab 1999.....	153
6.3.4	Das BUA zwischen Sach- und Konfliktorientierung	154
6.3.5	Institutionelle Einbindung des BUA	157
6.3.6	Bewertung	158
6.4	Der Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS).....	164
6.4.1	Technische Normung und Umweltorientierung	164
6.4.2	Kooperation in der Gefahrstoffnormung.....	165
6.4.3	Vergleichende Bewertung von BUA und AGS.....	170
6.4.4	Erklärungsbeitrag der Theorien für die Fallstudien zu BUA und AGS	173
6.5	REACH – Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik	176
6.5.1	Bewertung der Chemikalienreform REACH	190
6.5.2	Erklärungsbeitrag der Theorien für die Fallstudie zu REACH.....	196
6.6	Selbstverpflichtungen	198
6.6.1	Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA).....	203
6.6.2	Alkylphenolethoxylate (APEO)	212
6.6.3	Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen	216
6.6.4	Vergleichende Bewertung der Selbstverpflichtungen.....	218
6.6.5	Erklärungsbeitrag der Theorien für die Fallstudien zu den Selbstverpflichtungen.....	221
7	Zusammenfassung der Ergebnisse aus den empirischen Fallstudien.....	224
8	Schlussbetrachtung.....	236
	Literatur.....	243
	Interviews.....	268

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Branchenstruktur Chemische Industrie	27
Abbildung 3: Sequenzielles Produktions- und Verteilungsspiel.....	76
Abbildung 4: Produktions- und Verteilungsspiel unter Berücksichtigung von asymmetrischen Informationen	78
Abbildung 5: Kooperationsformen und Politikphasen:.....	125
Abbildung 6: Staatliche Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation	130
Abbildung 7: Analyseschema Kooperation.....	133
Abbildung 8: Untersuchte Kooperationsformen	139
Abbildung 9: Veröffentlichung von BUA-Stoffberichten.....	150
Abbildung 10: Vergleich zwischen Positionspapier und Verordnungsentwürfen	185

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Strukturmerkmale umweltpolitischer Regelungsszenarien:.....	60
Tabelle 2: Vorteile kooperativer und hierarchischer Entscheidungsprozesse.....	62
Tabelle 3: Beispiel für ein Produktionsspiel	74
Tabelle 4: Beispiel für ein Verteilungsspiel	75
Tabelle 5: Produktions- und Verteilungsspiel	79
Tabelle 6: Produktions- und Verteilungsspiel: Formalisierte Darstellung	80
Tabelle 7: Kopplung zweier Spiele	83
Tabelle 8: Übersicht über die EDTA-Reduktion.....	210

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ADL	Arthur D. Little
ADR	Alternative Dispute Resolution
AgA	Ausschuss für gefährliche Arbeitsstoffe
AGS	Ausschuss für Gefahrstoffe
APEO	Alkyphenolethoxylate
BAuA	Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin
BDI	Bundesverband der deutschen Industrie
BgVV	Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin
BIR	Basic Data Requirements
BMI	Bundesministerium des Inneren
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMWA	Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit
BUA	Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz
CEFIC	European Chemical Industry Council
CMR	Krebserzeugend (cancerogenic), erbgutverändernd (mutagenic) oder fortpflanzungsgefährdend (reprotoxic)
DEHP	Di-(2-ethylhexyl)phthalat
DIN	Deutsches Institut für Normung
ECB	European Chemicals Bureau
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
EEB	European Environmental Bureau
EG	Europäische Gemeinschaft
EINECS	European Inventory of Existing Commercial Substances (Europäisches Altstoffverzeichnis)
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FIR	Fachvereinigung Industriereiniger
GDCh	Gesellschaft Deutscher Chemiker
GLP	Gute Labor Praxis
ICCA	International Council of Chemical Associations
IDS	Iminodisuccinat
IG CPK	Industriegewerkschaft Chemie, Papier, Keramik
IG BCE	Industriegewerkschaft Bergbau, Chemie, Energie
IHO	Industrieverband Hygiene und Oberflächenschutz

IKW	Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel
IPP	Industrieverband Putz- und Pflegemittel
IUA	Industrie-Initiative Umweltrelevante Altstoffe
IUCLID	International Uniform Chemical Information Database
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
MGBD	Methylglycindiessigsäure
MIR	Mindestdatensatz
NIÖ	Neue Institutionenökonomik
NPÖ	Neue politische Ökonomie
NTA	Nitriloessigsäure
OC	Organische Chemie
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PBT	Persistent, bioakkumulierbar und toxisch
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCP	Pentachlorphenol
PNEC	Predicted No-Effect Concentration
POP	Persistent Organic Pollutants
REACH	Registrierung, Evaluierung und Autorisierung von Chemikalien
RPA	Risk & Policy Analysts
SEG	Scientific Expert Group
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
t/a	Tonnen pro Jahr
TBT	Tributyl-Zinn
TEGEWA	Verband Textilhilfsmittel, Gerbstoffe, Waschrrohstoffe
TGD	Technical Guidance Document
TRGS	Technische Regeln für Gefahrstoffe
UBA	Umweltbundesamt
UIC	Union des Industries Chimiques
UNEP	United Nations Environmental Program
VCI	Verband der chemischen Industrie
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
vPvB	Very persistent and very bioaccumulative
WWF	World Wildlife Fund

1 Einleitung¹

Kooperation zwischen Staat und nicht-staatlichen Akteuren ist im politischen Prozess weit verbreitet. Auch und gerade in der Umweltpolitik existieren vielfältige Kooperationsformen mit unterschiedlichen Zielsetzungen. In Deutschland ist das Kooperationsprinzip – neben dem Vorsorge- und dem Verursacherprinzip – sogar explizit im Umweltrecht verankert.² Während sich Politik- und Rechtswissenschaft schon seit längerer Zeit ausgiebig mit Kooperation als Untersuchungsgegenstand auseinandersetzen,³ spielten in den Wirtschaftswissenschaften dagegen Kooperationsformen aufgrund der Fokussierung auf die „Arbeitsteilung“ zwischen Markt und Staat lange Zeit eine eher untergeordnete Rolle.⁴

In jüngerer Zeit gewinnt die Beschäftigung mit kooperativen Politikformen in der Umweltpolitik auch aus wirtschaftswissenschaftlicher Perspektive an Bedeutung. Allerdings gibt es nach wie vor Probleme, Kooperation adäquat einzuordnen und zu bewerten. Zudem wird kooperative Umweltpolitik in erster Linie in Form von Selbstverpflichtungen der Industrie als Instrument zur Umsetzung gegebener Umweltziele analysiert und anderen Instrumenten wie Abgaben oder ordnungsrechtlichen Regelungen gegenübergestellt.⁵ Dieser eingeschränkten Perspektive auf Kooperation bei der Mittelwahl stehen empirisch eine Vielzahl von formellen und informellen Erscheinungsformen kooperativer Politik⁶ gegenüber, die in allen Phasen des Politikprozesses zu finden sind. Der umweltpolitische Output hängt hierbei nicht allein von den jeweiligen Instrumenten zur Umsetzung be-

¹ Eine wesentliche Grundlage für diese Arbeit bildete das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte Projekt “Kooperative Institutionen für einen nachhaltigen Paradigmenwechsel in der Industrie – das Beispiel der chemischen Industrie” im Rahmen des Förderschwerpunktes “Rahmenbedingungen für Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften :[riw]”. Siehe dazu Koch 2006.

² Diese Prinzipien der Umweltpolitik wurden erstmals im Umweltbericht 1976 festgelegt. Der Einigungsvertrag über die Herstellung der Einheit Deutschlands von 1990 schreibt die Prinzipien in Artikel 16 des Vertrages fort.

³ Auf die politikwissenschaftliche Literatur zu Kooperation geht Kapitel 4 ausführlich ein. Für die rechtswissenschaftliche Literatur siehe u.a. Gessner/Winter 1982, Rengeling 1988, Hoffmann-Riem/Schmidt-Aßmann 1990a und 1990b und Huber 1999.

⁴ Siehe hierzu auch Teece 1992.

⁵ Eine umfassendere, über die Phase der Zielumsetzung hinausgehende wirtschaftswissenschaftliche Auseinandersetzung mit kooperativer Umweltpolitik erfolgte u.a. von Lohmann 1999 aus institutionenökonomischer Sicht und von Weiß 2000 in einer evolutorisch fundierten Akteursperspektive. Beide Arbeiten sind jedoch überwiegend abstrakt-theoretisch ausgelegt. Daneben behandeln partiell auch die Arbeiten von Frick 1996, Geldsetzer 2001, Linscheid 2000 sowie Döring/Pahl 2003 kooperative Umweltpolitik als Analysegegenstand über Selbstverpflichtungen hinaus.

⁶ Siehe stellvertretend für viele andere Voigt 1995 und Scharpf 1993a.

stimmter Ziele, sondern auch von den Verfahren der Entscheidungs- bzw. Zielfindung ab.⁷ Die Phase der Entscheidungsfindung ist für den umweltpolitischen Output in der Regel sogar wichtiger als die Mittelwahl.⁸ Daher erweitert diese Arbeit die Analyse kooperativer Politikformen um die Phase der Entscheidungsfindung.

Vor diesem Hintergrund beschäftigt sich diese Arbeit theoretisch und empirisch mit den Gründen für das Zustandekommen sowie der Funktionalität kooperativer Lösungen in der Umweltpolitik. Die theoretische Analyse fragt auf Grundlage verschiedener Ansätze, aus welchen Gründen der Staat mit nicht-staatlichen Akteuren kooperiert und welchen Beitrag Kooperation zur „Effektivierung“ der Umweltpolitik leisten kann. Die Kernfragen dieser Arbeit sind dabei erstens, warum der Staat mit nicht-staatlichen Akteuren kooperiert, zweitens, unter welchen Bedingungen solche Kooperationsformen gesamtwirtschaftlich vorteilhaft sowie anderen Koordinationsformen überlegen sind bzw. sein können und drittens, wie sie auszugestalten sind, um die Vorteile zu realisieren und gleichzeitig die Nachteile zu minimieren.

Auf die theoretische Analyse baut die Untersuchung empirischer Fallstudien kooperativer Umweltpolitik aus dem Bereich der Chemikalienregulierung auf. Die Chemikalienregulierung bietet sich aus mehreren Gründen an. Die chemische Industrie produziert eine Vielzahl an Stoffen, die sowohl hohe wirtschaftliche Relevanz für andere Branchen haben, als auch spezielle Umweltprobleme mit sich bringen. Da Regelungen hierbei häufig nicht an den Emissionen, sondern an den Stoffen selbst ansetzen, bergen diese ein besonders hohes Konfliktpotenzial. Zudem lässt sich ein hoher Kooperationsgrad in der Chemikalienpolitik beobachten.⁹

Der Gang der Untersuchung ist wie folgt aufgebaut: Der erste Abschnitt leitet in die Grundlagen der Untersuchung ein, beginnend mit einer Abgrenzung von Kooperation als Analysegegenstand sowie einer Diskussion der Bewertungsprobleme, die sich aus der Erweiterung der Analyse um die kooperative Entscheidungsfindung ergeben. Daran schließt die Erörterung des Umweltproblems aus neoklassischer Perspektive an, aus der sich unmittelbar kein Bedarf für kooperative Politikformen ableiten lässt. Die Darstellung der

⁷ Vgl. Gerlach/Konegen/Sandhövel 1996, 185.

⁸ Vgl. Jänicke 1997 und auch Mayntz 1983.

⁹ Siehe ausführlich zu den Besonderheiten der chemischen Industrie Kapitel 1.4.

chemischen Industrie – die erste Ansatzpunkte für Kooperation aufzeigt – schließt das erste Kapitel ab. Die Abschnitte 2-4 widmen sich aufbauend darauf theoretischen Ansätzen zur Einordnung und Bewertung kooperativer Umweltpolitik, die über die restriktiven Annahmen aus der Neoklassik hinausgehen. Hierbei werden Ansätze aus der neuen Institutionenökonomik (NIÖ) – erweitert um Erkenntnisse aus Spieltheorie und experimenteller Wirtschaftsforschung –, der neuen politischen Ökonomie (NPÖ) sowie Ansätze aus den Politikwissenschaften diskutiert.

Bei diesen Ansätzen handelt es sich um keine genuinen Kooperationstheorien. Vielmehr wurden diese nach ihrem möglichen Beitrag zur Erkenntnisgewinnung über Kooperation in der Umweltpolitik ausgewählt. Mittlerweile gibt es eine Fülle von Arbeiten zur Umweltpolitik, die Erklärungsansätze aus der NIÖ und der NPÖ verwenden. Auch kooperative Umweltpolitik ist zum Teil bereits anhand dieser Ansätze beleuchtet worden.¹⁰ Allerdings weichen die Ergebnisse aus den verschiedenen Ansätzen stark voneinander ab und stehen bisher unverbunden nebeneinander. Vor diesem Hintergrund führt Kapitel 5 die Ergebnisse aus der theoretischen Analyse zusammen und arbeitet Unterschiede sowie Vernetzungsmöglichkeiten heraus. Ziel dieses Abschnitts ist es, die Ansätze über ein einheitliches Analyseraster zu erfassen. Das Analyseraster dient gleichzeitig als Ausgangspunkt der empirischen Untersuchung.

Die empirische Analyse kooperativer Fallstudien aus dem Bereich der Chemikalienpolitik erfolgt im sechsten Kapitel. Gegenstand dieser Untersuchung sind das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA), der Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS), die Chemikalienreform REACH¹¹ sowie die Selbstverpflichtungen zu Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA), Alkylphenolethoxylaten (APEO) und die Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen. Das siebte Kapitel bündelt die empirisch gewonnenen Erkenntnisse und diskutiert darauf aufbauend den Erklärungsgehalt der theoretischen Ansätze. Das achte Kapitel fasst schließlich die Ergebnisse der Arbeit zusammen.

1.1 Kooperation: Einordnung des Untersuchungsgegenstandes

Dieser Abschnitt konkretisiert Kooperation als Untersuchungsgegenstand in dieser Arbeit und diskutiert verschiedene Kriterien zur Bewertung kooperativer Politikformen. Unter

¹⁰ Siehe insbesondere Lohmann 1999, Linscheidt 2000 und Döhring/Pahl 2003.

¹¹ REACH: Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals.

kooperativer Politik wird die Einbindung nicht-staatlicher Akteure in die Verfahren der Entscheidungsfindung, Zielumsetzung und des Vollzuges verstanden.¹² Den Schwerpunkt der theoretischen und empirischen Analyse dieser Arbeit bildet Kooperation in den Phasen der Entscheidungsfindung und der Zielumsetzung unter der Berücksichtigung der Vollzugsphase.¹³ Akteure bezeichnen im Weiteren nicht einzelne Personen, sondern Organisationen bzw. Vertreter dieser Organisationen.¹⁴ Als *kooperativ* kann ein Verhalten des Staates bezeichnet werden, „das darauf abzielt, mit anderen gesellschaftlichen Akteuren mehr oder weniger von gleich zu gleich zu verhandeln bzw. zusammenzuarbeiten.“¹⁵ Kennzeichnend ist ferner, dass alle Akteure freiwillig über eine Teilnahme entscheiden. Kooperation im hier gebrauchten Sinn geht über eine einfache Konsultation hinaus, bei der staatliche Akteure – beispielsweise im Rahmen von Gesetzesinitiativen – nicht-staatlichen Akteuren die Möglichkeit einräumen, Stellungnahmen abzugeben.¹⁶ Auch zeichnet sich Kooperation in der Regel durch ein Mindestmaß an Formalisierung sowie einer längerfristigen Ausrichtung aus.

Ein Anreiz zu kooperieren besteht dann, wenn die beteiligten Akteure davon ausgehen, dass sie ihre Ziele auf diesem Weg besser erreichen können als durch einseitiges Handeln.¹⁷ Kooperative Politik kann daher auch – in Analogie zum Markttausch – als politischer Tausch betrachtet werden, der unter Vernachlässigung von Informationsasymmetrien zunächst beide Seiten besser stellt. Ferner lässt sich Kooperation auch als „staatliche Indienstnahme privater Handlungsrationalitäten für staatliche Schutzziele“¹⁸ verstehen. Diese Definition unterstreicht, dass die privaten Interessen innerhalb kooperativer Politikformen bestehen bleiben und nicht zugunsten von Gemeinschaftsinteressen zurückgestellt werden. Wenn nicht alle betroffenen Interessen an einer Kooperation beteiligt sind, stellt sich die Frage, wie durch die Kooperation Einiger, allgemeinwohlförderliche Lösungen im Sinne Aller zustande kommen können.

¹² In Anlehnung an Voelzkow/Hilbert/Heinze 1987, 84.

¹³ Zu kooperativem Verwaltungshandeln im Vollzug siehe Veith 2001.

¹⁴ Mayntz und Scharpf verwenden hierfür den Ausdruck *korporative Akteure*. Vgl. Mayntz und Scharpf 1995.

¹⁵ Voigt 1995, 41.

¹⁶ Siehe ausführlicher zur Konsultation bei der Entscheidungsvorbereitung Wolff 2004, 70.

¹⁷ Siehe u.a. Weiß 2000, 47.

¹⁸ Gawel 2003, 283.

Kooperationsformen zur Entscheidungsfindung und zur instrumentellen Umsetzung von Zielen lassen sich jeweils von unterschiedlichen Koordinationsformen abgrenzen. Dieser Abschnitt nimmt hierbei eine erste Verortung vor, die als Grundlage für die folgenden Abschnitte dient. Analysegegenstand von Kooperation zur instrumentellen Umsetzung von Umweltzielen sind in der Regel Selbstverpflichtungen. Selbstverpflichtungen lassen sich abgrenzen von ökonomischen und ordnungsrechtlichen Instrumenten. Dabei gilt grundsätzlich, dass Selbstverpflichtungen mit der geringsten Eingriffsintensität gegenüber den Regelungsadressaten einhergehen und ordnungsrechtliche Instrumente mit der höchsten. Bei Selbstverpflichtungen handelt es sich allerdings nicht um Kooperation im engeren Sinne, vielmehr verpflichten sich in der Regel die Mitglieder eines Unternehmensverbandes, ein bestimmtes (umweltpolitisches) Ziel eigenverantwortlich anzustreben. Einer solchen Verbandserklärung geht jedoch in der Regel ein kooperativer Einigungsprozess voraus.

Kooperation bei der Entscheidungsfindung und im Vollzug lässt sich insbesondere abgrenzen von einseitig staatlich-hoheitlichem Handeln auf der einen und marktlicher bzw. verbandlicher Selbstregelung auf der anderen Seite.¹⁹ Im ersten Fall entscheidet der Staat alleine, im zweiten Fall überlässt er den Entscheidungs- bzw. Umsetzungsbedarf den Marktakteuren in individueller oder kollektiver Eigenverantwortung.

Die verschiedenen Koordinationsmechanismen sind in der Regel in gemischter Form vorzufinden, so dass eine eindeutige Abgrenzung nur begrenzt möglich ist.²⁰ Hierarchische Politikformen können beispielsweise durch kooperative Elemente ergänzt werden. Ebenso kann der Staat Formen der verbandlichen Selbstregelung unterstützen und mit Ressourcen ausstatten. Darüber hinaus kommt es auch vor, dass der Staat Aufgaben an Verbände delegiert.²¹ Das Zusammenspiel zwischen den einzelnen Koordinationsformen ist daher für Auswirkungen auf den politischen Output von wesentlicher Bedeutung.²² Daher können

¹⁹ Vgl. Scharpf 1993a.

²⁰ Zudem differenziert der politikwissenschaftliche Zweig der Governance-Forschung die Koordinationsformen zwischen Markt und Staat noch weiter aus. Siehe hierzu Hollingsworth/ Boyer 1997, 9 und Kap. 4 dieser Arbeit.

²¹ Vgl. Wolff 2004, 69ff.

²² In diesem Zusammenhang zeigt beispielsweise Führ (2003) einerseits die Notwendigkeit auf, die Eigenverantwortung der Regelungsadressaten zu stärken, andererseits sei jedoch das Ineinandergreifen mit den staatlichen Steuerungs- und Sanktionsmechanismen entscheidend, damit entsprechende Anreize zur Wahrnehmung der Eigenverantwortung gegeben sind.

einzelne Koordinationsformen nur begrenzt voneinander isoliert und gesondert voneinander betrachtet werden.

Die Beschäftigung mit unterschiedlichen Koordinationsmechanismen basiert auf der Annahme, dass diese *ceteris paribus* jeweils unterschiedliche Politikergebnisse zur Folge haben.²³ Dies begründet sich damit, dass verschiedene Koordinationsformen sich unterschiedlich auf die Handlungs- und Entscheidungsspielräume staatlicher und nicht-staatlicher Akteure auswirken und dadurch auch deren Opportunitätsstrukturen verändern.²⁴ Je nach Einfluss verschiedener Akteure auf die Prozesse der Entscheidungsfindung und Mittelwahl sind daher auch unterschiedliche Politikergebnisse zu erwarten. Diese Arbeit fragt in diesem Zusammenhang danach, wie staatliche Akteure ihre Entscheidungsressourcen über Kooperation verändern können und welche Folgen dies für den politischen Output hat.

Die Erweiterung der Analyse um die Entscheidungsfindung wirft einige Fragen bezüglich der Bewertung von Kooperationsformen auf. Während sich die instrumentelle Umsetzung gegebener Ziele vor allem an deren ökonomischer Effizienz und ökologischer Effektivität messen lässt,²⁵ ist es wesentlich schwieriger, einen Maßstab für die Beurteilung der Ziele zu finden.²⁶ Grundsätzlich können politische Entscheidungsfindungsprozesse am Input und/oder am Output gemessen werden. Die Input-Analyse fragt danach, wie eine Entscheidung zustande gekommen ist, d.h., wer daran beteiligt war und welche Verfahren zugrunde lagen. Die Output-Analyse beurteilt die Art der Entscheidungsfindung dagegen an der Leistungsfähigkeit des Ergebnisses.²⁷ Wenngleich die inputorientierte Sicht wichtige Fragen über die Legitimität politischer Entscheidungen enthält,²⁸ fokussiert diese Ar-

²³ Vgl. Scharpf 2000a, 43.

²⁴ Siehe auch Trampusch 2004, 542.

²⁵ Diese Kriterien werden ferner teilweise erweitert um Fragen der administrativen Praktikabilität, Rechtskonformität, Durchsetzbarkeit sowie den Verteilungsfolgen.

²⁶ Vgl. Hansjürgens 2000, 149.

²⁷ Zu den Begriffen siehe Scharpf 1998.

²⁸ Fragen der inputorientierten Legitimität kooperativer Entscheidungsverfahren – insbesondere bei selektiver Interessenberücksichtigung – werden hier hingegen nur am Rande thematisiert. Zur theoretischen Auseinandersetzung über die Legitimität demokratischer Ordnungen siehe für zwei unterschiedliche Positionen stellvertretend Luhmann 1969 und Habermas 1973. In diesem Zusammenhang ist ein vor allem aus rechtlicher und ordnungspolitischer Sicht geäußerter Kritikpunkt gegenüber Kooperation auch, dass demokratisch gewählte politische Organe wie beispielsweise das Parlament in ihrem politischem Einfluss zurückgedrängt würden. Die Kritik an der Schwächung demokratisch legitimer Organe durch die Einbindung nicht-staatlicher Akteure

beit auf den Output kooperativer Entscheidungsprozesse. Inputorientierte Aspekte werden zwar ebenfalls thematisiert, jedoch vornehmlich vor dem Hintergrund der Frage, inwieweit sich diese auf das Ergebnis von Entscheidungsprozessen auswirken.

Die Bewertung von Entscheidungsprozessen anhand des umweltpolitischen Outputs ist mit einigen Problemen verbunden. Einen Ausgangspunkt für die Bewertung bietet das Pareto-Kriterium. Als pareto-optimal kann eine Maßnahme bezeichnet werden, wenn dadurch wenigstens ein Wirtschaftssubjekt besser gestellt wird, ohne dass gleichzeitig ein anderes Wirtschaftssubjekt schlechter gestellt wird. Dieses Kriterium wirkt allerdings auf die meisten politischen Maßnahmen prohibitiv, da es in der Regel bei jeder Entscheidung auch Verlierer gibt. Praktikabler ist daher das Kaldor-Hicks-Kriterium: Es fordert, dass die Gewinner einer Entscheidung in der Lage dazu sind, die Einbußen der Verlierer auszugleichen und dadurch immer noch besser gestellt sind als ohne die Politikmaßnahme.²⁹ Entscheidend ist die grundsätzlich bestehende Kompensationsmöglichkeit, nicht aber, dass die Gewinner die Verlierer tatsächlich kompensieren. Insofern besteht das Maß in der absoluten Wohlfahrtssteigerung; Verteilungsfolgen werden hingegen außen vor gelassen.³⁰

Dies entspricht im Grundsatz einer Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen einer Politikmaßnahme, die dann positiv zu beurteilen ist, wenn aus ihr ein Nettonutzen resultiert. Damit stellt das Kaldor-Hicks-Kriterium die Frage nach der Quantifizierung von Kosten und Nutzen einer politischen Entscheidung. Eine optimale Umweltpolitik – unter Berücksichtigung und Quantifizierung aller anfallenden Kosten und Nutzen – ist jedoch aufgrund vieler unsicherer Faktoren kaum wissenschaftlich neutral bestimmbar. Zunächst müssen beispielsweise Umweltbeeinträchtigungen überhaupt wahr- und in die politische Agenda aufgenommen werden.³¹ Selbst wenn nun die Umweltbeeinträchtigung sowie die Kosten zur Reduzierung bekannt wären, würde das Problem bestehen bleiben, dass der Umwelt-

ist sicherlich berechtigt. Dennoch werden mögliche Demokratiedefizite und rechtliche Grenzen von Kooperation im Rahmen dieser Arbeit nicht näher untersucht. Siehe dazu u.a. Gusy 2001, 2 oder Rennings et al. 1996, 178.

²⁹ Zu den Kriterien siehe Sohmen 1992, 308ff.

³⁰ Da das Kaldor-Hicks-Kriterium blind gegenüber den Verteilungsfolgen ist, würde auch die Bewertung von Maßnahmen mit extremen Verteilungsfolgen positiv ausfallen. Allerdings wird argumentiert, dass Maßnahmen, die die gesamtgesellschaftliche Wohlfahrt erhöhen, langfristig allen zugute kommen würden. Dies wird u.a. damit begründet, dass zum einen die potenziell zur Verfügung stehende Umverteilungsmasse erhöht wird, und zum anderen, dass wenngleich Wirtschaftssubjekte von einzelnen Maßnahmen negativ betroffen sein können, die Wahrscheinlichkeit, dass sie von der Gesamtsumme wohlfahrtserhöhender Maßnahmen profitieren, hoch ist. Siehe zu diesen Argumenten auch Sohmen 1992 und Weizsäcker 1984.

³¹ Vgl. Weiß 2000, 53.

nutzen vor allem qualitativer Art ist; zudem ist er nur begrenzt individuell zurechenbar.³² Dem ist entgegenzuhalten, dass die Methoden sowie deren Anwendung zur Monetarisierung von Umweltbeeinträchtigungen mittlerweile sehr weit vorangeschritten sind.³³ Allerdings berücksichtigen die vorliegenden Studien zumeist nur die Emissionen weniger Schadstoffe. Die chemische Industrie zeichnet sich jedoch gerade durch die Menge der produzierten und verarbeiteten Stoffe aus sowie durch die oftmals bestehende Unsicherheit gegenüber den Umwelt- und Gesundheitswirkungen. Insofern ist hier die Kosten-Nutzen-Gegenüberstellung weiterhin mit großen Problemen behaftet.³⁴ Daher geht die Zielbestimmung in der Regel mit normativen Entscheidungen vor dem Hintergrund bestehender Zielkonflikte einher.

Das Problem, die Kosten und Nutzen einer politischen Entscheidung abzuschätzen, ist vor allem empirischer Art. In der theoretischen Analyse lassen sich dagegen verschiedene Koordinationsmechanismen zur Entscheidungsfindung gegenüberstellen, um zu untersuchen, wie sich diese auf die jeweilige Entscheidung auswirken. Insofern vergleicht die theoretische Analyse und Bewertung von Kooperation die verschiedenen Koordinationsmechanismen zur Entscheidungsfindung miteinander. Die Analyse konzentriert sich hierbei auf die Frage, inwieweit über Kooperation im Vergleich zu anderen Koordinationsformen – aus einer Kosten-Nutzen-Perspektive betrachtet – ein besserer Output erzielt werden kann.

1.2 Neoklassische Umweltökonomik

Ausgangspunkt der Umweltökonomik bildet die Neoklassik, deren Grundkonzept auch die Basis für die weiteren in dieser Arbeit diskutierten Ansätze liefert. Die neoklassische Umweltökonomik betrachtet Umweltbeeinträchtigungen als Folge negativer Externalitäten.³⁵ Externalitäten sind das Resultat von wirtschaftlichen Aktivitäten, bei denen die entstehenden Kosten und/oder Nutzen nicht nur beim jeweiligen Erzeuger, sondern auch bei

³² Hierauf wird auch noch ausführlich bei der Erläuterung chemiespezifischer Umweltproblematiken eingegangen.

³³ Beispielsweise wurden über die Forschungsinitiative ExternE der Europäischen Kommission sowohl Methoden als auch Anwendung zur Berechnung von externen Kosten erheblich erweitert. Beispielfhaft soll hier die Studie von Friedrich/Krewitt 1997 zu den Umwelt- und Gesundheitsschäden in der Stromerzeugung genannt werden. Eine umfassende Übersicht findet sich auf der Projektseite <http://www.externe.info/>.

³⁴ Allerdings existieren auch Studien zur Methodik von Kosten-Nutzen-Analysen die sich speziell mit Chemikalien auseinandersetzen. Siehe hierfür OECD 2002.

³⁵ Die neoklassische Umweltökonomik ist Gegenstand zahlreicher Arbeiten und wird hier daher nur kurz dargestellt und im Hinblick auf die Konsequenzen für die Einordnung und Bewertung von Kooperation untersucht. Siehe ausführlicher zur neoklassischen Umweltökonomik u.a. Feess 1995 oder Weimann 1995.

unbeteiligten Dritten anfallen. Bei Vorliegen negativer Externalitäten hat der Verursacher keinen Anreiz, die extern anfallenden Kosten in seinem Entscheidungskalkül zu berücksichtigen.³⁶ Da er sich an seinen individuellen und nicht an den sozialen Grenzkosten orientiert, besteht für ihn vielmehr ein Anreiz, seine wirtschaftlichen Aktivitäten über das gesamtwirtschaftliche Optimum hinaus auszuweiten. Eine unzureichende Internalisierung von Umweltkosten in individuelle Wirtschaftsaktivitäten führt danach zu Umweltproblemen. Eine Lösung besteht in der verursachergerechten Anlastung der entstehenden sozialen Kosten, die im Folgenden noch näher erläutert wird.

Das Konzept der externen Effekte ist unmittelbar mit der Theorie der öffentlichen Güter verbunden. Öffentliche Güter zeichnen sich dadurch aus, dass für sie keine Rivalität im Konsum besteht und niemand von diesen Gütern ausgeschlossen werden kann. Den Gegensatz zu öffentlichen Gütern bilden private Güter mit vollkommener Rivalität im Konsum und vollkommener Aneignung. Dazwischen gibt es eine große Bandbreite an Gütern mit gemischten Eigenschaften. Bei öffentlichen Gütern haben die Wirtschaftssubjekte einen Anreiz, sich als Freifahrer zu verhalten, das heißt dieses Gut zu nutzen, ohne dafür einen Beitrag zu leisten. Da sich bei öffentlichen Gütern niemand den Nutzen individuell aneignen kann, besteht auch kein Anreiz, diese Güter zu erstellen. Die Bereitstellung öffentlicher Güter – in diesem Fall von guter Umweltqualität – wird daher als Aufgabe des Staates angesehen.

Für die Entstehung von Umweltkonflikten sind jedoch Allmendegüter relevanter. Diese lassen sich dadurch charakterisieren, dass Rivalität in der Verwendung, aber keine Ausschließbarkeit im Konsum besteht. Aus kollektiver Perspektive wäre bei Allmendegütern langfristig eine ressourcenschonende Nutzung rational, individuell steht dem jedoch der Anreiz entgegen, die Nutzung des Gutes bis zu den eigenen Grenzkosten auszudehnen. Da sich der Nutzen individuell aneignen lässt, die Kosten der Übernutzung jedoch kollektiv anfallen, entsteht ein Dilemma zwischen individuellem und kollektivem Handlungsoptimum. Dieses ist um so gravierender, je geringer die Möglichkeiten der (wechselseitigen) Kontrolle sind und je mehr Nutzer es gibt. Der wesentliche Unterschied zwischen dem

³⁶ Bei Vorliegen positiver Externalitäten kann sich das Wirtschaftssubjekt hingegen nicht den gesamten Nutzen eines Gutes aneignen, so dass der individuelle Anreiz zur Erstellung des Gutes unterhalb des gesamtwirtschaftlichen Optimums liegt. Ein Beispiel hierfür sind Innovationen, da in jeder Innovation auch Wissen inkorporiert ist, von dem Dritte beim Erwerb des Gutes nicht ohne Weiteres ausgeschlossen werden können. Vgl. u.a. Erdmann 1993, 78ff.

Konzept der Allmendegüter und dem Externalitätenkonzept besteht vor allem darin, dass das Externalitätenkonzept nicht von gleichberechtigten Nutzern eines Gutes – der Umwelt – ausgeht, die sich gegenseitig in ihrer Nutzung einschränken, sondern von einer einseitigen Beeinträchtigung der Betroffenen durch die Verursacher.³⁷

Vor diesem Hintergrund konzentriert sich die neoklassische Umweltökonomik auf die Analyse von umweltpolitischen Instrumenten zur kosteneffizienten und -effektiven Internalisierung externer Effekte, die als Grundlage für umweltpolitische Politikempfehlungen dient. Diese Instrumente sind vielfach beschrieben und analysiert worden und werden hier daher nur kurz dargestellt.³⁸ Grundlage bilden die neoklassischen Annahmen vollkommen informierter rationaler und eigennutzorientierter Individuen unter Abstraktion zeitlicher oder örtlicher Restriktionen auf Basis der Konzeption des methodologischen Individualismus. Es wird davon ausgegangen, dass die Wirtschaftssubjekte unter den gegebenen bzw. sich verändernden (umweltpolitischen) Rahmenbedingungen zu jedem Zeitpunkt in der Lage sind, ihr Kosten-Nutzen-Optimum zu identifizieren und zu realisieren. Sowohl der Staat als auch die Wirtschaftssubjekte verfügen über alle für sie entscheidungsrelevanten Informationen. Das umweltpolitische Internalisierungsziel wird als gegeben vorausgesetzt, bzw. als staatliche Aufgabe angesehen, so dass sich die Analyse lediglich auf die instrumentelle Umsetzung dieses Ziels konzentriert.³⁹ Ausgangspunkt ist zumeist eine umweltschädigende Tätigkeit, die von mehreren Wirtschaftssubjekten ausgeübt wird, wie beispielsweise die Emittierung von CO₂.

Innerhalb der Wirkungsanalyse umweltpolitischer Instrumente werden zumeist marktliche Instrumente ordnungsrechtlichen Auflagen und Selbstverpflichtungen gegenübergestellt. Auf Grundlage der oben genannten Annahmen wird theoretisch nachgewiesen, dass über Abgaben auf umweltbeeinträchtigende Wirtschaftsaktivitäten die externen Effekte kosteneffizient internalisiert werden können. Unter der Annahme, dass den verschiedenen Wirtschaftssubjekten bei der Vermeidung von Umweltbeeinträchtigungen unterschiedliche Vermeidungskosten entstehen, löst die Einführung einer Abgabe unterschiedlich hohe

³⁷ Siehe auch Fritsch/Wein/Evers 1999, 105.

³⁸ Vgl. stellvertretend Feess 1995, Siebert 1978 oder Weimann 1995.

³⁹ Während im theoretischen Referenzmodell der ideale Internalisierungspunkt als bekannt vorausgesetzt wird, wird im Standard-Preis-Ansatz von Baumol/Oates (1975) die Frage danach ausgeklammert und das angestrebte Verschmutzungsniveau als exogen (bspw. vom Politiksektor) gegeben vorausgesetzt.

dezentrale Vermeidungsaktivitäten aus. Im gesamtwirtschaftlichen Ergebnis ermöglichen Abgaben, dass der optimale „Verschmutzungsgrad“ kosteneffizient erreicht wird. Das wohlfahrtstheoretische Optimum liegt dann vor, wenn die externen Effekte soweit internalisiert sind, dass der gesamtwirtschaftliche Grenznutzen der Vermeidung den Grenzkosten entspricht.⁴⁰

Im Gegensatz dazu schreiben ordnungsrechtliche Maßnahmen in der Regel für alle Wirtschaftssubjekte dieselben Emissionsgrenzen vor. Ein solches Vorgehen berücksichtigt weder die unterschiedlichen Vermeidungskostenverläufe der Verursacher, noch setzt es Anreize, über die erlaubte Emissionsmenge hinaus zusätzliche Anstrengungen zur Emissionsreduktion zu betreiben, da sich dadurch keine Kosteneinsparungen erzielen lassen. Dasselbe Ziel kann daher über eine Abgabenlösung mit geringeren gesamtwirtschaftlichen Vermeidungskosten erreicht werden. Voraussetzung für die Vorteilhaftigkeit von preislichen Anreizen gegenüber Auflagen ist, dass einerseits unterschiedliche Grenzkostenverläufe bei den Verursachern vorliegen und andererseits keine vollständige Vermeidung der externen Effekte angestrebt wird.⁴¹ Letzteres kann nur durch ein ordnungsrechtliches Verbot der entsprechenden wirtschaftlichen Tätigkeit erreicht werden.

Für die Festlegung der optimalen Abgabenhöhe muss lediglich die gesamtwirtschaftliche Preiselastizität von Vermeidungsaktivitäten bekannt sein. Die Wirkung preislicher Anreize kann allerdings beispielsweise durch die Investitionskosten für neue Produktionsanlagen eingeschränkt sein. Bei geringen preislichen Anreizen lohnt es nicht, in neue Produktionsanlagen zu investieren, die bei gleichem Output weniger emittieren. Ist die Preiselastizität bei geringen Preisänderungen relativ unelastisch, ist es daher möglich, dass aus der Einführung einer Abgabe lediglich eine (verursachergerechte) Anlastung von Kosten resultiert, ohne dass das Umweltziel erreicht wird.

Das Konzept der Allmendegüter, das nicht zwischen Verursachern und Betroffenen unterscheidet, liegt dem Coase-Theorem zugrunde. Coase sah das Umweltproblem als Folge unzureichend definierter Verfügungsrechte an.⁴² Wären vollständig definierte Verfügungs-

⁴⁰ Vgl. Bizer 1997, 19.

⁴¹ Die vollständige Vermeidung externer Effekte im Sinne einer Nullemission wird auch unter dem Stichwort „Gefahrenabwehr“ diskutiert. Siehe zur Diskussion um ökonomische Instrumente bei der Gefahrenabwehr Gawel 2001.

⁴² Vgl. Coase 1960.

rechte gegeben, ließen sich alle Kosten und Nutzen eindeutig individuell zuordnen, und es könnten keine externen Effekte mehr entstehen. In diesem Fall ließe sich kein Marktversagen mehr konstatieren, das einen umweltpolitisch motivierten Eingriff des Staates erforderlich machen würde. Zur Gewährleistung einer optimalen Güterallokation wäre daher nur eine eindeutige Zuweisung von Verfügungsrechten an Umweltgütern vorzunehmen. Da Coase nicht von einer einseitigen, sondern von einer wechselseitigen Beeinträchtigung von rivalisierenden wirtschaftlichen Nutzungen ausgeht, ist es in einer neoklassischen Welt für die optimale Allokation unter Vernachlässigung von Distributionsfragen irrelevant, ob die Verfügungsrechte den Verursachern⁴³ oder den Empfängern von externen Effekten übertragen werden. Denn nach der Zuweisung von Verfügungsrechten haben beide Seiten über Verhandlungen die Möglichkeit, eine Veränderung der Verfügungsrechte zu realisieren, die für beide Seiten pareto-optimal ist. Voraussetzung für die Gültigkeit des Coase-Theorems ist allerdings, dass sich die Verfügungsrechte an Umweltgütern auch zuteilen lassen und Verhandlungen keine Kosten verursachen. Umweltgüter sind jedoch aufgrund ihres hohen öffentlichen Gut-Anteils nur begrenzt individuell zuteilbar. Zudem kann eine Koordination von Verhandlungen zwischen Schädigern und Geschädigten mit prohibitiv hohen Kosten verbunden sein. Denn es gibt zumeist mehr als einen Verursacher und einen Betroffenen, so dass Verhandlungen mit einem erheblichen Aufwand einhergehen. Der Zusammenhang zwischen Schädigung und Ursache ist zudem häufig nicht eindeutig oder kann räumlich und zeitlich auseinander liegen. Auch können sich paretoirrelevante Schädigungen zu größeren Beeinträchtigungen summieren. Verhandlungen gingen hier mit erheblichen Informations- und Koordinationskosten einher. Aus diesem Grund wird diese Lösung häufig als theoretisch interessant, praktisch jedoch nur von geringer Relevanz erachtet.⁴⁴ Dagegen schien Coase daran gelegen, über das realitätsferne Ergebnis des Coase-Theorems die dahinter stehenden Annahmen der Neoklassik zu problematisieren und die Kosten der Koordination zu thematisieren.⁴⁵ Auf die Kosten der Koordination wird im Zusammenhang mit der Entwicklung der neuen Institutionenökonomik und dem Konzept der Transaktionskosten noch gesondert eingegangen.

⁴³ Damit einher geht auch eine Kritik an dem im Internalisierungsgedanken enthaltenen Verursacherprinzip. Vgl. Feess 1995, 99.

⁴⁴ Vgl. hierzu die gängige Lehrbuchkommentierung des Coase-Theorems u.a. bei Weimann 1995 oder Michaelis 1996a. Etwas optimistischer Feess 1995, 113, der eine Anwendung des Coase-Theorems bei niedrigen Transaktionskosten für praktikabel hält.

⁴⁵ Siehe Coase 1988 und Häder 1997, 17 zu dieser Interpretation der Coase'schen Verhandlungslösung.

Das ökonomische Instrument der handelbaren Emissionszertifikate baut auf der Idee der Zuweisung von Eigentumsrechten an der Verschmutzung auf.⁴⁶ Handelbare Verschmutzungsrechte erlauben im Gegensatz zur Preissteuerung über Abgaben eine Feinsteuerung der Emissionsmenge. Emissionsrechte werden in Höhe der anvisierten Gesamtverschmutzungsmenge an die Emittenten ausgegeben. Die Rechte können nach der Zuteilung gehandelt werden. Da die Verschmutzer zwischen der Vermeidung einer Emissionseinheit und dem Kauf eines Verschmutzungsrechtes wählen können, sollte der Zertifikatspreis im Gleichgewicht den Grenzkosten der Vermeidung einer zusätzlichen Emissionseinheit entsprechen. Über Zertifikate lässt sich insofern sowohl eine optimale Allokation von Vermeidungsaktivitäten als auch eine zielgenaue Steuerung der Vermeidungsmenge erreichen. Praktische Probleme bei der Einführung eines solchen Systems ergeben sich u.a. aus der Wahl des geeigneten Zuteilungsmodus.⁴⁷

Eine Sonderform marktlicher Instrumente stellt das Haftungsrecht dar.⁴⁸ Dieses dient vor allem der verursachergerechten Anlastung besonderer externer Effekte in Form von externen Risiken. Gegenstand des Haftungsrechts sind daher weniger die permanent auftretenden externen Effekte, als vielmehr der Eintritt eines bestimmten Schadenfalls. Theoretisch setzt das Haftungsrecht bei entsprechender Ausgestaltung analoge Anreize zu preislichen Instrumenten: Die Verursacher wählen bei der Abwägung zwischen den zu erwartenden Grenznutzen und Grenzkosten der Erhöhung eines Risikos ein gesellschaftlich optimales Risikoniveau. Die Funktionsfähigkeit dieses Instruments wird praktisch jedoch dadurch eingeschränkt, dass die Kausalität zwischen Ursache und Schädigung häufig nicht eindeutig nachzuweisen ist.⁴⁹

⁴⁶ Handelbare Verschmutzungsrechte werden zwar in Anlehnung an Coase als praktische Umsetzung der Zuweisung von Eigentumsrechten betrachtet. Allerdings liegt die Intention von handelbaren Zertifikaten vor allem in der zielgenauen Steuerung der Verschmutzungsrechte sowie in der Erleichterung des Handels zwischen den einzelnen Verschmutzern. Verhandlungen bzw. der Handel zwischen Verschmutzern und Betroffenen ist damit zwar nicht ausgeschlossen, ist jedoch eher nachrangig.

⁴⁷ Ausführlich zum Emissionshandel und den praktischen Problemen bei der Umsetzung siehe u.a. Endres 1994, Bonus 1998 und Mau 2005 sowie aus rechtlicher Sicht Giesberts/Hilf 2002.

⁴⁸ Siehe zum Haftungsrecht u.a. Schwarze 1999.

⁴⁹ Vgl. Zimmermann/Pahl 1999, 121.

Daneben sind auch Selbstverpflichtungen⁵⁰ als kooperatives umweltpolitisches Instrument Gegenstand der neoklassischen Analyse. Selbstverpflichtungen schneiden in der Bewertung vor allem gegenüber preislichen Anreizen schlecht ab, da der marktwirtschaftliche Allokationsmechanismus von Vermeidungsaktivitäten durch eine verbandlich geregelte Aufteilung ersetzt und so eine verursachergerechte und gesamtwirtschaftlich effiziente Verteilung der Vermeidungskosten verhindert wird. Positiv hebt die Literatur zu Selbstverpflichtungen hervor, dass diese im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Instrumenten eine höhere Flexibilität bei der Aufteilung von Vermeidungsaktivitäten schaffen und somit mehr Raum für eine allokationstheoretisch effizientere Verteilung lassen.⁵¹

Daneben wird gegenüber Selbstverpflichtungen kritisch angemerkt, dass durch die einseitige Berücksichtigung der Verursacherinteressen bei der Zielformulierung sowie die rechtliche Unverbindlichkeit von Selbstverpflichtungen die Gefahr der umweltpolitischen Zielverwässerung besteht.⁵² Da die Neoklassik jedoch von den Problemen bei der Zielfindung und dem Vollzug abstrahiert, geht diese Kritik bereits über den neoklassischen Rahmen hinaus und wird daher an anderer Stelle diskutiert.

1.3 Warum kooperiert der Staat?

Da Umweltschutz unter den dargestellten Bedingungen eine Aufgabe des Staates darstellt und seine Hoheitsgewalt ihm prinzipiell die Möglichkeit bietet, umweltpolitische Regelungen im Alleingang durchzusetzen, ist zu fragen, welche Gründe für den Staat bestehen, auf Kooperation in der Umweltpolitik zurückzugreifen.⁵³ Auf Grundlage der neoklassischen Wohlfahrtsökonomik lässt sich in diesem Zusammenhang für die Entscheidungsfindung kein Kooperationsbedarf ableiten, da die Analyse von dieser Phase vollkommen abstrahiert. Auch ergeben sich aus der neoklassischen Analyse kaum Ansatzpunkte für Kooperation bei der Instrumentenwahl. Selbstverpflichtungen sind zwar unter Umständen ordnungsrechtlichen Auflagen aus allokationstheoretischer Sicht überlegen; sie sind jedoch unter den genannten Bedingungen weniger effizient als marktliche Steuerungsin-

⁵⁰ Für eine ausführliche Übersicht und umfassende Kategorisierung verschiedener international vorfindbarer Selbstverpflichtungen auch im Hinblick auf das Verhältnis zu staatlichen Regelungen, der Ausgestaltungsform und dem Anwendungsbereich siehe Baeke/de Clercq/Matthijs 1999.

⁵¹ Vgl. u.a. Rennings et al. 1997, 169ff.

⁵² Vgl. Ebda.

⁵³ Vgl. Hansjürgens 1994, 35.

strumente. Existierende Kooperationsformen zwischen dem Staat und nicht-staatlichen Akteuren sind daher über die restriktiven Annahmen der Neoklassik weder im politischen Entscheidungsprozess noch auf der instrumentellen Umsetzungsebene angemessen zu erfassen.

Um Kooperation über die Instrumentenebene hinaus analysieren zu können, ist es hilfreich, verschiedene Phasen der Umweltpolitik voneinander abzugrenzen. Hierbei lässt sich die Umweltpolitik idealtypisch in folgende sequenzielle Schritte unterteilen:⁵⁴

1. Beschreibung und quantitative Bestimmung von Umweltproblemen
2. Festschreibung umweltpolitischer Ziele
3. Entwicklung geeigneter Maßnahmen und Ableitung konkreter Instrumente
4. Implementation der Instrumente

Die neoklassische Umweltökonomik fokussiert allein auf die dritte Phase der Instrumentenwahl. Ein solches Vorgehen ist grundsätzlich damit zu erklären, dass die erste Phase der Problembestimmung als Aufgabe der Naturwissenschaften und die zweite Phase der umweltpolitischen Entscheidungsfindung als Aufgabe einer demokratisch legitimierten Politik oder eines gesellschaftlichen Aushandlungsprozesses angesehen wird. Für die vierte Phase der Implementierung geht die Neoklassik implizit davon aus, dass bei der instrumentellen Umsetzung – auf Grundlage vollkommen informierter Regulierer – keine Vollzugsprobleme entstehen.

Empirisch lassen sich dagegen die Phasen der Entscheidungsfindung und der Mittelwahl kaum voneinander zu trennen, da Ziel und Instrument häufig parallel diskutiert werden. Die neoklassische Analyse abstrahiert jedoch von der Phase der Entscheidungsfindung sowie von unterschiedlichen Um- und Durchsetzungsproblemen einzelner Instrumente. Auch Konflikte oder institutionelle Beschränkungen, die sich sowohl auf die Zielfindung als auch auf die Instrumentenwahl auswirken, bleiben unberücksichtigt.⁵⁵

In Gegensatz zur neoklassischen Annahme vollkommener Informationen konstatiert Hayek einen konstitutiven Wissensmangel des Staates, der bei der vermeintlichen Beseitigung

⁵⁴ Vgl. Gerlach/Konegen/Sandhövel 1996, 185. Dieser Prozess wird ergänzt durch die Kontrolle der Zielerreichung (auch bezüglich Konflikten mit anderen Zielen) sowie gegebenenfalls der Reformulierung der umweltpolitischen Ziele.

⁵⁵ Siehe hierzu auch Gawel 1996a.

von Marktversagen ein Staatsversagen nach sich ziehen könne.⁵⁶ Aus dieser Perspektive ist die Annahme, dass der Staat zentral über das notwendige Wissen zur effizienten und effektiven Festlegung und Umsetzung umweltpolitischer Ziele verfügt, als äußerst problematisch anzusehen.⁵⁷ Hayek spricht gegenüber staatlichen Bestrebungen einer marktlichen Prozesssteuerung sogar von einer „Anmaßung von Wissen“.⁵⁸ Wenn nun davon ausgegangen wird, dass der Staat sich auch in Bezug auf die umweltbezogene Regulierung mit Informationsmängeln konfrontiert sieht und das notwendige Steuerungswissen in erster Linie dezentral vorhanden ist, wirkt sich das auch auf die Beurteilung kooperativer Politikformen aus. Auf die staatlichen Informationsrestriktionen wird in Kapitel 2 ausführlich eingegangen.

Vor dem Hintergrund der genannten Vorbehalte gegenüber der neoklassischen Einordnung von Kooperation beschäftigen sich die folgenden Kapitel mit der Frage, inwieweit andere theoretische Ansätze bestehende (staatliche) Entscheidungsbeschränkungen berücksichtigen, und welche Aussagen daraus im Hinblick auf die Gründe für und die Funktionsfähigkeit von Kooperation resultieren.⁵⁹

Vor der sukzessiven Erweiterung des Analyserahmens zur Einordnung kooperativer Politikformen, stellt das folgende Kapitel zunächst die Charakteristika des Analysegegenstands „Chemische Industrie“ dar, um die Besonderheiten bei der Bearbeitung von chemiespezifischen Umweltproblemen berücksichtigen zu können.

1.4 Die chemische Industrie

Grundsätzlich zeichnet sich „chemische Produktionstätigkeit [...] dadurch aus, dass Stoffe verändert werden.“⁶⁰ Charakteristisch für die chemische Industrie ist dabei weniger, *was* sie produziert, sondern vielmehr, *wie* sie produziert. Die chemische Industrie wandelt Ausgangsstoffe mit Hilfe chemisch-physikalischer Verfahren in andere Stoffe um und produziert dadurch eine Vielzahl an Stoffen und Stoffverbindungen. Aus der Abgrenzung

⁵⁶ Vgl. Hayek 1969, 225.

⁵⁷ Vgl. Wegner 1998, 64.

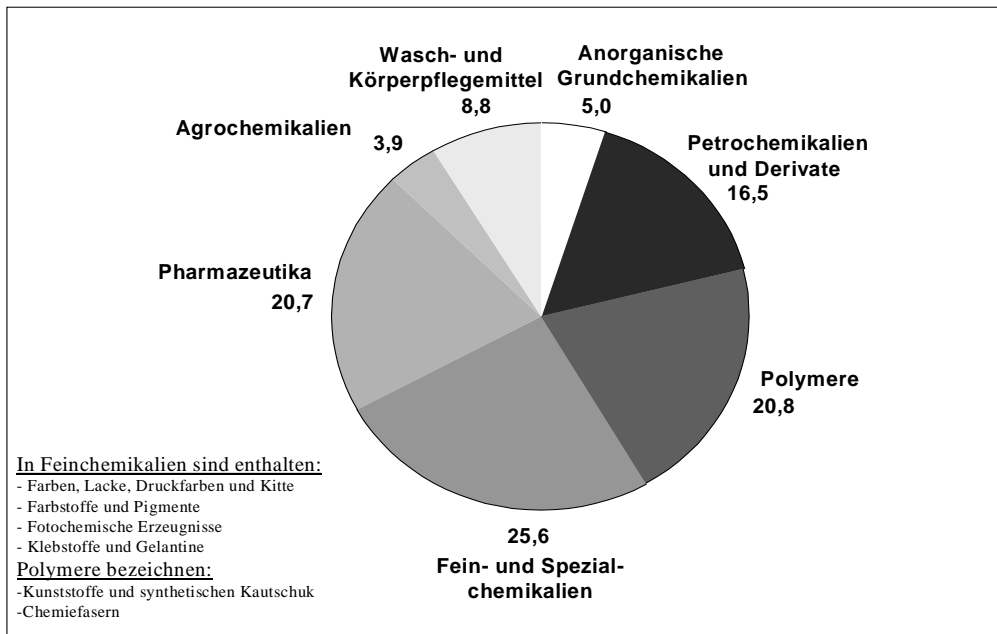
⁵⁸ Vgl. Hayek 1975.

⁵⁹ Neben dem Einwand, dass die neoklassische Analyse wesentliche Beschränkungen bezüglich der umweltpolitischen Gestaltung unberücksichtigt lässt, wird z.T. auch weitere – wesentlich fundamentalere – Kritik an diesem Konzept geübt, auf die hier nicht eingegangen werden soll. Vgl. hierzu Gawel 1996b.

⁶⁰ Longolius 1993, 51.

der chemischen Industrie über den Umwandlungsprozess resultiert eine sehr heterogene und vielschichtige Branchenstruktur, deren Zusammensetzung in Abbildung 1 dargestellt ist:

Abbildung 1: Branchenstruktur Chemische Industrie



Quelle: VCI 2003

Die weltweite Chemieproduktion ist zwischen 1930 und heute von einer Million auf 400 Millionen Tonnen pro Jahr angestiegen. In Deutschland sind im Jahre 2002 462.000 Mitarbeiter in 1.740 Chemieunternehmen beschäftigt. Der Anteil des Umsatzes der chemischen Industrie am gesamten verarbeitenden Gewerbe lag mit 134 Mrd. Euro bei 10,1%.⁶¹ Die wirtschaftliche Bedeutung der chemischen Industrie manifestiert sich darüber hinaus in der Verflechtung mit anderen Branchen. Aufgrund der heterogenen Branchenstruktur und der daraus resultierenden breiten Produktpalette fungiert die chemische Industrie als Querschnittsindustrie. Sie ist Zulieferer für nahezu alle anderen Industriebranchen:⁶² Wichtigste Abnehmer sind der Fahrzeugbau (10%), die Verpackungsindustrie (6%), die Elektroindustrie (3%) sowie die Textil- und Bekleidungsindustrie (2%). Mit 42% ist der größte Abnehmer chemischer Produkte allerdings die chemische Industrie selbst. Nur 11% der chemischen Erzeugnisse gehen direkt an den Endkonsumenten. Aufgrund dieser star-

⁶¹ Vgl. Verband der chemischen Industrie (VCI) 2003, 9.

⁶² Vgl. VCI 2002, 51.

ken Verflechtung mit anderen Branchen kommt der chemischen Industrie innerhalb der wirtschaftsstrukturellen Entwicklung eine Schlüsselstellung zu.

Die interne Branchenstruktur der chemischen Industrie resultiert im Wesentlichen aus dem Phänomen der Kuppelproduktion, das sich wie folgt beschreiben lässt: Die für die chemische Industrie charakteristische Umwandlung von Stoffen bringt in der Regel neben den erwünschten Hauptprodukten auch Nebenprodukte hervor, für die es häufig zunächst keine Verwendung gibt. Durch die Entwicklung wirtschaftlicher Verwendungsmöglichkeiten für diese Nebenprodukte bildete sich eine enge Verzahnung der einzelnen Produktionsprozesse heraus – eine interne Verbundstruktur – die sich auch als Kuppelproduktionssystem bezeichnen lässt.⁶³ Wohl prominentestes Beispiel hierfür ist die Chlorchemie, die heute ungefähr 60% der chemischen Industrie ausmacht.⁶⁴ Chlorwasserstoff war ursprünglich ein unerwünschtes Kuppelprodukt bei der Sodaherstellung und führte bis zur Weiterverwertung zu erheblichen Entsorgungsproblemen. Der Kuppelprozess schafft für die Unternehmen Anreize, nach Weiterverarbeitungsmöglichkeiten für Abfallprodukte zu suchen, wodurch der Prozess der Kuppelproduktion noch verstärkt wird. Die wirtschaftliche Verwertung von Nebenprodukten ist dabei grundsätzlich aus ökologischer Perspektive sinnvoll, da sie die Abfallmenge reduziert.⁶⁵

Die Kuppelproduktion trug in der Vergangenheit auch zur Herausbildung größerer Unternehmenseinheiten in der chemischen Industrie bei. Die durchschnittliche Unternehmensgröße nach Mitarbeitern ist doppelt so groß wie in anderen Industriebranchen.⁶⁶ Trotzdem spielen kleine und mittlere Unternehmen eine wichtige Rolle. 35,3% aller Unternehmen der Branche haben weniger als 50 Angestellte bei einem Umsatzanteil von 3,6%, wohingegen 75% aller Unternehmen bis zu 200 Angestellte haben und 17,1% des Gesamtumsatzes erwirtschaften.⁶⁷ Darüber hinaus hat die Kuppelproduktion Auswirkungen auf die übliche Aufgabenverteilung zwischen den kleinen und mittleren Unternehmen einerseits und den Großunternehmen andererseits. In diesem Zusammenhang ist allgemein zu unter-

⁶³ Siehe hierzu ausführlich Müller-Fürstenberger 1995.

⁶⁴ Vgl. Jacob 1999, 1 und Faber et al. 1996.

⁶⁵ In einer grundsätzlicheren Perspektive können alle Umweltbeeinträchtigungen als Resultat der Kuppelproduktion betrachtet werden, da bei der Produktion immer parallel erwünschte Produkte als auch unerwünschte Nebenprodukte – zumeist in Form von Emissionen – erzeugt werden.

⁶⁶ Vgl. Streck 1984, 29.

⁶⁷ Vgl. VCI 2002, 50.

scheiden zwischen der Produktion von Basischemikalien, Zwischenprodukten und Veredelungschemikalien. Während die kleinen und mittleren Unternehmen in anderen Branchen vor allem als Vorlieferanten für die Großunternehmen fungieren, stellen diese Unternehmen in der Chemiebranche vor allem Zubereitungen und Veredelungschemikalien auf Grundlage der von den Großunternehmen in großen Mengen produzierten (Basis-)Chemikalien her. Die Großunternehmen produzieren dagegen auf allen Stufen der Wertschöpfungskette.⁶⁸

Aus diesen aufgezeigten Besonderheiten der chemischen Industrie – vor allem der Produktion und Verwendung einer Vielzahl von Stoffen und Stoffverbindungen – resultieren Probleme, die über die grundsätzlichen Umweltprobleme industrieller Produktion hinausgehen. Von den über 100.000 Stoffen, die innerhalb der EU registriert sind⁶⁹, weisen einige Stoffe unerwünschte, mit Gesundheits- oder Umweltrisiken behaftete Eigenschaften auf, die häufig nur unzureichend bekannt sind.⁷⁰ Unerwünschte Wirkungen können während der Produktion und Verarbeitung, des Konsums oder der Entsorgung auftreten und sind im Wesentlichen abhängig von Stoffeigenschaften und -exposition. Wenn einzelne Stoffe umwelt- oder gesundheitsgefährdend sind, hat das aufgrund der starken Verflechtung teilweise Auswirkungen auf den gesamten Kuppelprozess.

Die Existenz negativer Externalitäten und die häufig nur sehr unzureichend vorhandenen Kenntnisse über Exposition und Wirkung einzelner Stoffe rechtfertigen daher grundsätzlich vorsorgende staatliche Eingriffe, und zwar sowohl zur Bereitstellung von Informationen über Risikoeigenschaften als auch für Maßnahmen zur Minderung von Stoffrisiken. Notwendige Bedingung eines adäquaten Risikomanagements ist dabei zunächst die Überwindung des Informationsproblems durch die Erstellung und Bewertung von Risikoinformationen, wohingegen die hinreichende Bedingung in der Internalisierung externer Effekte bzw. Risiken durch entsprechende Risikominderungsmaßnahmen besteht.⁷¹

⁶⁸ Vgl. VCI 2002, 9.

⁶⁹ Vgl. Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) 1999, 22.

⁷⁰ Vgl. Benzler 1998, 22.

⁷¹ Stoffrisiken betreffen sowohl Umwelt- als auch Gesundheitsschutz, wobei sich letzterer als Problemfeld auch noch vom Arbeits- und Verbraucherschutz abgrenzen lässt. Zudem unterscheiden sich die verschiedenen Bereiche auch in ihren Regelungsmöglichkeiten. Der Verbraucherschutz ist beispielsweise nicht in erster Linie durch externe Effekte, sondern vor allem durch Informationsasymmetrien zwischen Herstellern und Konsumenten gekennzeichnet. Auf die unterschiedlichen Regelungsmöglichkeiten verschiedener Schutzbereiche wird im Rahmen der empirischen Fallbeispiele noch näher eingegangen. Grundsätzlich steht hier jedoch der allgemeine Umwelt- und Gesundheitsschutz im Vordergrund der empirischen Analyse.

Die Risikoabschätzung bzw. Risikobewertung für einzelne Stoffe unterteilt sich in folgende Schritte: In einem ersten Schritt werden die bestehenden Gefährdungspotenziale identifiziert (hazard identification). Darauf baut eine quantitative Gefährdungsabschätzung auf, um die Konzentration zu bestimmen, ab der mit einer Gefährdung gerechnet werden kann (dose-response assessment). Dafür wird für den Umweltbereich die Predicted No-Effect Concentration (PNEC) bestimmt. Dieser wird über eine Expositionsabschätzung die Predicted Environmental Concentration (PEC), bzw. die in den einzelnen Umweltmedien vorzufindenden Konzentrationen gegenübergestellt („exposure assessment“).⁷² Bei einer Überschreitung des PNEC durch den PEC besteht das Risiko einer Schädigung.⁷³ Im vierten Schritt erfolgt schließlich eine detaillierte Charakterisierung bestehender Risiken („risk characterization“).

Die Überwindung des Informationsproblems vor einer möglichen Internalisierung spielt also – auch im Vergleich mit anderen Umweltpolitikfeldern – eine Schlüsselrolle. Hierbei kann die Informationsunsicherheit gegenüber Stoffeigenschaften und -exposition, aus denen sich zusammengenommen das Stoffrisiko für Mensch und Umwelt ableiten lässt, nur begrenzt überwunden werden. Böschen⁷⁴ unterscheidet in diesem Zusammenhang zwischen Noch-Nicht-Wissen, methodenabhängig erschließbarerem Wissen und nicht aufhebbarer Ungewissheit, deren Überwindung auch nicht über mehr Forschung zu erwarten ist. Sofern einige Bestandteile der Risikoinformationen über chemische Substanzen der letzten Kategorie zuzurechnen sind, hat dies erhebliche Konsequenzen auf die Internalisierung von Risiken. Eine rationale Entscheidung – die auf den Kosten und Nutzen stoffbezogener Maßnahmen basiert – ist unter diesen Bedingungen nur begrenzt möglich.

Vor diesem Hintergrund konzentrieren sich die empirischen Fallstudien in dieser Arbeit vor allem auf Maßnahmen zur Verminderung des Gefährdungspotenzials bei der Produktion, Verwendung und Entsorgung von Stoffen, Stoffverbindungen und chemischen Erzeugnissen, denn:

⁷² Analog zur Ermittlung des PNEC bezüglich Umwelteinwirkungen erfolgt gegenüber der menschlichen Gesundheit die Abschätzung des Derived No-Effect Level (DNEL).

⁷³ Da sowohl die Ermittlung des PNEC als auch des PEC mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist, ist es üblich mit einem Sicherheitsfaktor bei der Bestimmung des PEC/PNEC-Verhältnisses zu arbeiten.

⁷⁴ Vgl. Böschen 2002.

„Die wichtigsten Umweltauswirkungen der chemischen Industrie bestehen [...] zumeist nicht in den Emissionen über Abluft oder Abwasser, sondern in der Produktion von chemischen Stoffen, deren Anwendung und deren Verbrauch.“⁷⁵

Im Fokus stehen daher nicht die produktionsbedingten Emissionen wie beispielsweise Kohlendioxid, sondern die chemischen Stoffe und Produkte selbst. Dies bedeutet allerdings nicht, dass die klassischen Umweltbeeinträchtigungen industrieller Produktion innerhalb der chemischen Industrie keine Relevanz hätten. Im Gegenteil ist der Anteil industriebedingter Schadstoffemissionen in Relation zum Anteil der Bruttowertschöpfung für nahezu alle Schadstoffe sogar überdurchschnittlich hoch.⁷⁶ Die betrachteten Fallstudien konzentrieren sich jedoch auf die chemiespezifische Stoffproblematik, da bestehende Kooperationsformen mit Vertretern der chemischen Industrie in der Regel chemikalien-spezifische Umweltprobleme zum Inhalt haben bzw. hatten. Außerdem erlaubt diese Fokussierung, die empirische Untersuchung einzugrenzen.

1.5 Erweiterung der theoretischen Analyse

Ausgangspunkt der folgenden Kapitel ist die Feststellung, dass die neoklassische Umweltökonomik bestehende Kooperationsformen zwischen Staat und Privaten nicht adäquat fassen kann. Die Vielzahl produzierter und verwendeter chemischer Stoffe legt zudem nahe, dass die Informationsanforderungen sehr hoch sind. Eine pretiale Instrumentierung – wie sie sich als Ergebnis aus der Neoklassik ableiten lässt – wäre mit einem hohen Informationsaufwand gegenüber den konkreten umweltbedingten Nebenfolgen chemischer Stoffe und mit einem komplexen und ausdifferenzierten Abgabensystem verbunden. Bei der praktischen Umsetzung einer solchen theoretischen Konzeption sind daher auf mehreren Ebenen Schwierigkeiten zu erwarten. Neben dem grundsätzlichen Informationsproblem ist vor allem mit Grenzen der politischen und rechtlichen Durchsetzbarkeit zu rechnen. Festzuhalten bleibt, dass einerseits verschiedene Kooperationsformen empirisch zu beobachten sind, die die Neoklassik nicht erfassen kann und dass die Neoklassik auf der anderen Seite ökonomische Instrumente zur Internalisierung externer Effekte empfiehlt, die politisch kaum zur Anwendung kommen.

⁷⁵ Friege 1990, 103.

⁷⁶ Vgl. Müller-Fürstenberger 1995, 65.

Daher ist Gegenstand der folgenden Kapitel die Einordnung und Bewertung kooperativer Umweltpolitik auf Basis weiterer theoretischer Ansätze. Diese Ansätze sind – im Gegensatz zum empirischen Teil dieser Arbeit – nicht chemiespezifischer Natur, sondern dienen der allgemeinen Einschätzung kooperativer Lösungen in der Umweltpolitik. Sofern sich aus den Besonderheiten der Chemikalienproblematik aus der Perspektive der verschiedenen Ansätze jedoch Auswirkungen auf die Effizienz und Effektivität unterschiedlicher Steuerungsmechanismen erwarten lassen, wird darauf jeweils gesondert eingegangen.

2 Neue Institutionenökonomik

Die neue Institutionenökonomik⁷⁷ beschäftigt sich mit der Bedeutung von Institutionen für das Verhalten von Wirtschaftssubjekten und untersucht die Wirkung verschiedener institutioneller Arrangements auf die wirtschaftliche Performanz. Im Mittelpunkt der neuen Institutionenökonomik standen hierbei zunächst wirtschaftliche Transaktionsformen. Grundlegend für die Entwicklung der neuen Institutionenökonomik war die von Coase⁷⁸ aufgeworfene Frage, wie sich die Existenz von Unternehmen erklären lässt, wenn doch unter den neoklassischen Annahmen vollkommener Informationen der Wirtschaftsakteure und ohne zeitliche Restriktionen die Abwicklung aller wirtschaftlichen Transaktionen unmittelbar über den Markt zu erwarten wäre. Zur Erklärung unterschiedlicher privatwirtschaftlicher Transaktionsformen⁷⁹ erweiterte die neue Institutionenökonomik das Grundgerüst der Neoklassik um die Annahmen einer asymmetrischen Informationsverteilung zwischen den Wirtschaftsakteuren auf der einen Seite und opportunistischem Verhalten auf der anderen Seite.⁸⁰ Opportunistisches Verhalten bezeichnet die individuelle Nutzung von Informationsvorsprüngen zur Verfolgung von Eigeninteressen.⁸¹ Seine Relevanz erwächst daher erst aus den Informationsasymmetrien zwischen den Tauschpartnern, da unter der neoklassischen Annahme vollkommen informierter Akteure kein Raum für Opportunismusspielräume verbleibt. Das Ziel der Eigennutzmaximierung rational handelnder Akteu-

⁷⁷ Für zusammenfassende Darstellungen der neuen Institutionenökonomik siehe u.a. Richter/Furubotn 1996, Erlei/Leschke/Sauerland 1999 oder Voigt 2002.

⁷⁸ Coase thematisierte hierbei die Kosten für die Nutzung des marktlichen Preismechanismus, sprach in diesem Zusammenhang jedoch noch nicht von Transaktionskosten. Vgl. Coase 1937.

⁷⁹ Eine andere gängige hier nicht weiter behandelte Erklärung ergibt sich aus der Nutzung steigender Skalenerträge innerhalb von Unternehmen. Vgl. hierzu u.a. Chandler 1977.

⁸⁰ Vgl. Williamson 1985.

⁸¹ Vgl. Williamson 1985, 34ff.

re wird zunächst als Prämisse beibehalten, diese erfolgt nun jedoch vor dem Hintergrund eines unterschiedlich verkürzten Informationsstandes.

Da auch die Informationsbeschaffung Kosten verursacht, ist es durchaus rational, nicht vollkommen über alle Entscheidungsparameter informiert zu sein. Das Prinzip der wirtschaftlichen Arbeitsteilung mit der damit einhergehenden Informations- bzw. Wissensspezialisierung führt zudem dazu, dass Informationen unterschiedlich leicht zugänglich sind und der jeweilige Nutzen individuell verschieden ist.⁸² Grundsätzlich ist zu erwarten, dass Individuen solange in die Informationssuche investieren, bis die Grenzkosten einer zusätzlichen Informationseinheit den Grenznutzen erreichen. Ein rein rationales Informationsverhalten ist vor dem Hintergrund der Charakteristika von Informationen allerdings kritisch zu betrachten, denn der Wert einer Information kann im Allgemeinen erst nach deren Erhalt bestimmt werden, so dass Kosten-Nutzen-Kalküle zur Erreichung eines optimalen Informationsstandes in der Regel kaum möglich sind.⁸³ Zudem bestehen bei der Aufnahme und Verarbeitung von Informationen auch kognitive Beschränkungen, die einer Optimierung des eigenen Informationsstandes entgegenstehen.⁸⁴ Das Abrücken von der Annahme vollkommener Informationen hat daher auch Konsequenzen für die Annahme vollkommen rational handelnder Individuen. Auch die NIÖ legt zwar die Annahme rationalen Handelns zugrunde; die beschriebene Informationsunsicherheit lässt jedoch keine eindeutigen Kosten-Nutzen-Kalküle mehr zu, so dass unsicher bleiben muss, was rationales Handeln unter Unsicherheit konkret bedeutet.⁸⁵

Vor diesem Hintergrund arbeiten unterschiedliche Richtungen der NIÖ mit Modifikationen der Annahme rationalen Verhaltens. Beispielsweise wird von der Annahme abgerückt, dass Individuen unter den bestehenden Informationsrestriktionen jederzeit ihren Nutzen zu maximieren versuchen. Stattdessen wird davon ausgegangen, dass nach Erreichen eines bestimmten Nutzenniveaus die Suche beendet wird. Dieses Verhalten wird auch mit dem Begriff des „satisficing“⁸⁶ bezeichnet. Es lässt sich durchaus über die Annahme rationalen Verhaltens erklären, da die Suche nach Informationen zeit- und kostenaufwändig und der

⁸² Siehe ausführlich zu den Gründen verkürzter Informationsstände auch Hirshleifer 1992 oder Stiglitz 2000.

⁸³ Siehe dazu und zu den daraus resultierenden Wirkungen auf Informationsmärkte Keck 1987.

⁸⁴ Siehe u.a. Haslinger 1999, 179.

⁸⁵ Siehe auch Elsner 2001, 48f.

⁸⁶ Vgl. Simon 1955, 109ff.

Nutzen mit Unsicherheit behaftet ist.⁸⁷ Um eine Abgrenzung vom ursprünglichen Gebrauch des Begriffs der Rationalität zu schaffen, hat sich für dieses Verhalten der Begriff der „bounded rationality“ eingebürgert.⁸⁸

Die Annahme unvollkommen informierter Wirtschaftssubjekte verändert die Perspektive auf Märkte und Verträge, deren Funktionsfähigkeit nun nicht mehr voraussetzungslos gegeben ist.⁸⁹ Die NIÖ fokussiert allerdings weniger auf die individuellen Informationsstände, sondern vielmehr auf die bestehenden Informationsasymmetrien zwischen den jeweiligen Tauschpartnern. Wirtschaftliche Transaktionen sind danach aufgrund der bestehenden opportunistischen Verhaltensspielräume mit Kosten – Williamson spricht auch von Reibungsverlusten – verbunden, die zusätzlich zu den Produktionskosten bei einer Analyse wirtschaftlicher Prozesse Beachtung finden müssen. Grundlegend ist dabei das Konzept der Transaktionskosten, das die Kosten bei der Anbahnung, dem Abschluss und der Kontrolle von Transaktionen in Form von Such- bzw. Informationskosten, Verhandlungs- und Kontrollkosten zu erfassen versucht.⁹⁰

Der institutionenökonomische Ansatz bietet eine Erklärung für die Existenz unterschiedlicher privatwirtschaftlicher Transaktionsformen. Für die Wirtschaftssubjekte besteht ein Anreiz, nach (transaktions-)kosteneffizienten Austauschformen zwischen Markt, Unternehmen und Unternehmenskooperationen auf der einen Seite und der Ausgestaltung anreizkompatibler Verträge auf der anderen Seite zu suchen. Die institutionenökonomischen Zweige der Transaktionskostentheorie und der Vertragstheorie⁹¹ setzen sich mit diesen Mechanismen auseinander. Die Verfügungsrechttheorie beschäftigt sich dagegen aus einer Makrosicht mit der Frage, wie sich die institutionellen Rahmenbedingungen auf die Funktionsweise von privatwirtschaftlichen Transaktionen unter den gegebenen Informationsrestriktionen auswirken. Die Verfügungsrechtstheorie konzentrierte sich dabei zunächst auf die Ausgestaltung der Verfügungsrechte.⁹² Mittlerweile finden weitere Institutionen, die

⁸⁷ Aus dieser Perspektive kann auch habituelles oder normengebundenes Verhalten zur Reduktion von Informationskosten als durchaus rational interpretiert werden. Siehe hierfür auch Führ/Bizer/Feindt/Koch 2005.

⁸⁸ Dieser Begriff ist insofern etwas unglücklich, da nicht die Rationalität, sondern die Verarbeitungskapazität zur Kosten-Nutzen-Abschätzung alternativer Optionen eingeschränkt ist. Daher wird auch vorgeschlagen, statt dessen davon zu sprechen, dass Individuen „boundedly skilful“ seien. Vgl. Führ 2003.

⁸⁹ Vgl. Stiglitz 2002, 1444.

⁹⁰ Siehe umfassender hierzu auch Bössmann 1982, 664.

⁹¹ Der Zweig der Vertragstheorie wird häufig auch als Principal-Agent-Theorie bezeichnet.

⁹² Vgl. u.a. Richter/Furubotn 1996, 82ff.

für die wirtschaftliche Entwicklung von Bedeutung sind, in institutionenökonomischen Analysen Berücksichtigung.⁹³

Die neue Institutionenökonomik enthält sowohl positive Elemente zur Erklärung verschiedener privatwirtschaftlicher Austauschformen als auch normative Elemente. Letztere sind vor allem innerhalb der Vertragstheorie zu finden, die Empfehlungen zur Effizienzsteigerung wirtschaftlicher Transaktionen aus der Analyse ableitet. Transaktionskostentheorie, Vertragstheorie und Verfügungsrechtstheorie – erweitert um eine umfassendere Betrachtung von Institutionen – bilden die Grundlage für die Analyse umweltpolitischer Transaktionen und werden im Folgenden – vor allem auch in Bezug auf die Übertragbarkeit auf die hier zugrunde liegenden Fragestellungen – kurz dargestellt. Darauf aufbauend werden die institutionenökonomischen Ansätze auf die Umweltpolitik angewandt und kritisch gewürdigt.⁹⁴

2.1 Elemente der neuen Institutionenökonomik

2.1.1 Vertragstheorie

Die Vertragstheorie beschäftigt sich mit den Anreizen und Auswirkungen unterschiedlicher Vertragsbeziehungen zwischen zwei Transaktionspartnern. Sie unterscheidet zwischen dem Prinzipal, der einen Auftrag erteilt und dem Agenten, der diesen Auftrag ausführt.⁹⁵ Als Prinzipal-Agent-Beziehungen lassen sich in diesem Sinne vertragliche Beziehungen zwischen zwei Wirtschaftssubjekten verstehen, bei denen der Agent für den Prinzipal einen Auftrag gegen Entlohnung ausführt.⁹⁶ In einem weiteren Rahmen können Prinzipal-Agent-Beziehungen immer dann als solche bezeichnet werden, wenn die Handlungen eines Individuums unmittelbar von den Handlungen eines anderen Individuums abhängen.⁹⁷ Eine solche Definition erlaubt die Anwendung über reine Vertragsverhältnisse hinaus. Sie ist daher auch auf politische Transaktionsformen anwendbar.

⁹³ Siehe hierfür u.a. Frey 1990.

⁹⁴ Dabei sind die verschiedenen Zweige der NIÖ aufgrund des gemeinsamen Basiskonzepts eng miteinander verknüpft und lassen sich aufgrund bestehender Überschneidungen auch nur begrenzt voneinander trennen.

⁹⁵ Vgl. Richter/ Furubotn 1996, 196.

⁹⁶ Siehe zu verschiedenen Definitionen von Prinzipal-Agent-Beziehungen Meinhövel 1999, 7ff.

⁹⁷ Vgl. Pratt/Zeckhauser 1985.

Grundlegend ist nun die Annahme, dass der Agent gegenüber dem Prinzipal über einen Informationsvorsprung bezüglich der Transaktion verfügt.⁹⁸ Dieser Informationsvorsprung kann darin bestehen, dass der Agent genauere Kenntnisse über die Qualität des Tauschgutes oder der Tauschleistung (beispielsweise seiner Arbeitskraft) besitzt, die der Prinzipal nicht ohne weiteres ex ante oder ex post überprüfen kann. Der Agent hat deshalb einen Anreiz, gegenüber dem Prinzipal die positiven (Guts-)Eigenschaften hervorzuheben und die negativen (Guts-)Eigenschaften zu verschweigen.

Dies führt dann zu Problemen bei der Transaktion, wenn sich Vertragsleistungen nicht vollständig spezifizieren lassen. Beispielsweise ist die umfassende Festschreibung zukünftiger Tätigkeiten eines Arbeitnehmers sowohl mit sehr hohen Informationskosten verbunden als auch sehr inflexibel gegenüber unvorhergesehenen Tätigkeiten. Daher sind gerade Arbeitsverträge hinsichtlich der Definition von Aufgaben zumeist sehr offen formuliert.⁹⁹ Ließen sich Verträge hingegen vollkommen spezifizieren, wäre trotz der Informationsasymmetrien kein Opportunismusspielraum gegeben. Erst aus dem Zusammenspiel von Informationsasymmetrien, opportunistischem Verhalten und komplexen Transaktionen resultieren daher Funktionsprobleme marktlicher Transaktionen,¹⁰⁰ die sich wie folgt beschreiben lassen.

Bei Vorliegen von Informationsasymmetrien vor einer Transaktion hat der Agent einen Anreiz, Informationen über negative Eigenschaften des Tauschgutes zurückzuhalten. Dieses Phänomen wird als „hidden information“ bezeichnet. Ist für den Prinzipal die Qualität eines Tauschgutes nicht ex ante feststellbar, besteht die Gefahr der adversen Selektion, bei der die gute Qualität von der schlechten Qualität vom Markt verdrängt wird. Im Extremfall kommen aufgrund der Informationsasymmetrien Tauschgeschäfte, die für beide Seiten vorteilhaft wären, nicht mehr zustande. Akerlof hat dies als Erster am Beispiel des Gebrauchtwagenmarktes gezeigt, auf dem die Käufer vor dem Kauf zwischen Autos guter und schlechter Qualität nicht unterscheiden können und daher nur bereit sind, einen den Erwartungen der Qualität entsprechenden Durchschnittspreis zu bezahlen. Dies hat zur Folge, dass die Anbieter guter Qualität ihre Autos nicht mehr anbieten, so dass die Durch-

⁹⁸ Natürlich können auch wechselseitig Informationsasymmetrien bestehen, so dass sich beide Seiten sowohl in der Rolle des Prinzipals als auch des Agenten befinden.

⁹⁹ Siehe auch Kiwit 1994, 119.

¹⁰⁰ Vgl. Williamson 1985.

schnittsqualität der Autos sinkt und dadurch auch der Durchschnittspreis. Zum neuen Preis werden wiederum die Anbieter darüber liegender Qualität ihr Angebot zurückziehen, bis im Endeffekt nur noch Autos der ganz schlechten Qualität im Markt verbleiben.¹⁰¹ Unter diesen Bedingungen bricht also der Markt für Autos guter Qualität zusammen, obwohl potenziell sowohl Angebot als auch Nachfrage hierfür bestehen würden.

Auch ergeben sich für den Agenten opportunistische Verhaltensspielräume, wenn der Prinzipal die Aufgabenerfüllung nach Vertragsabschluss nicht hinreichend kontrollieren kann. Dies wird als „hidden action“ bezeichnet. Hierbei kann der Agent zum Beispiel nach Abschluss eines Vertrages seine Anstrengungen zur Vertragserfüllung reduzieren, soweit für den Prinzipal der Zusammenhang zwischen Anstrengung und Ergebnis nicht überprüfbar ist. Ex post-Opportunismus ist daher mit dem Problem des moralischen Risikos (moral hazard) verbunden.¹⁰² Asymmetrische Informationen führen vor dem Tausch zu einem Selektionsproblem zwischen guter und schlechter Qualität und nach dem Tausch zu einem Anreizproblem bei der Vertragserfüllung.¹⁰³ Informationsasymmetrien können also privatwirtschaftliche Transaktionen erheblich beeinträchtigen und sogar zu Marktversagen führen.

Die Informationsasymmetrien lassen sich noch weiter ausdifferenzieren. Das zugrunde liegende Tauschgut lässt sich im Gegensatz zum homogenen neoklassischen Gut, dessen Eigenschaften vollkommen bekannt sind, auch als Güterbündel mit verschiedenen Eigenschaften betrachten. Nur einige Eigenschaften, wie beispielsweise Farbe oder Form eines Gutes sind unmittelbar erkennbar. Güter mit anderen Eigenschaften lassen sich weiter unterteilen in Inspektions-, Erfahrungs- und Vertrauensgüter.¹⁰⁴ Inspektionsgüter bezeichnen jene Eigenschaften, die mit einem gewissen Ressourceneinsatz schon vor dem Tausch aufgedeckt werden können. Als Erfahrungsgüter lassen sich diejenigen Eigenschaften klassifizieren, die erst bei der Anwendung sichtbar werden, und Vertrauensgüter definieren Güter mit Eigenschaften, zu denen es auch über die normale Anwendung keinen unmittelbaren Zugang gibt.

¹⁰¹ Vgl. Akerlof 1970.

¹⁰² Der Begriff des moral hazard kommt aus der Versicherungsbranche und bezeichnet die reduzierten Anstrengungen des Agenten nach Vertragsschluss Schadensfälle zu verhindern, da er das Risiko hierfür an die Versicherung abgegeben hat. Siehe dazu auch Noth 1994, 27.

¹⁰³ Siehe auch Stiglitz 2000.

¹⁰⁴ Siehe u.a. Hirshleifer 1973 und Gawel 1997, 272.

Letztlich resultieren die Informationseigenschaften der Güter aus den unterschiedlichen und zum Teil prohibitiv hohen Informationskosten. Hierbei kann jedoch der Informationsstand auf der Seite derjenigen, die im Informationsnachteil sind, individuell sehr unterschiedlich sein. So ist eine Information für das eine Wirtschaftssubjekt ein Inspektionsgut, für ein anderes Wirtschaftssubjekt aufgrund mangelnden Vorwissens jedoch ein Erfahrungsgut.¹⁰⁵

Was lässt sich nun über die Funktionsfähigkeit des Marktes sagen, wenn der Zustand des Gebrauchtwagens zwar für die meisten Wirtschaftssubjekte Erfahrungs- oder Vertrauensgutcharakter aufweist, es jedoch auch Individuen gibt, für die er ein Inspektionsgut darstellt?¹⁰⁶ Auf der einen Seite besteht ein Mangel an und dadurch auch eine potentielle Nachfrage nach Informationen, auf der anderen Seite können die Informationsspezialisten ein Angebot zur Informationsverkürzung bereitstellen. Die bestehenden Informationsasymmetrien bieten insofern Potenzial für eine marktinterne Ausdifferenzierung von Informationsdienstleistungen zur Verbesserung der Funktionsfähigkeit bestehender Märkte. Es ist daher nicht notwendig, dass alle Individuen eigenständig die Informationen zur Überwindung von Informationsasymmetrien erstellen, es reicht vielmehr aus, wenn einige auf die Bereitstellung dieser Informationen spezialisiert sind.¹⁰⁷ Die bestehende Überprüfbarkeit (Inspektionsgutcharakter) von Qualitätseigenschaften und die damit verbundene (partielle) Überwindung von Informationsasymmetrien sichert dadurch bis zu einem gewissen Grad bereits die Funktionsfähigkeit von Märkten. Wesentlich für die Überwindung von Informationsasymmetrien ist also neben dem Asymmetriegrad die (öffentliche) Zugangsmöglichkeit zu fehlenden Informationen.¹⁰⁸

Da sowohl Prinzipal als auch Agent ein Interesse daran haben, dass die für beide Seiten potenziell vorteilhaften Transaktionen zustande kommen, werden diese bestrebt sein,

¹⁰⁵ Dies verdeutlicht das Beispiel des Gebrauchtwagenmarktes. Ein Autofachmann ist in kurzer Zeit dazu in der Lage, den Zustand eines Gebrauchtwagens abzuschätzen und so die bestehenden Informationsasymmetrien wesentlich zu reduzieren. Ein Laie dagegen kann die Informationen des Verkäufers nur durch Erfahrungen, also nach einem potentiellen Kauf überprüfen.

¹⁰⁶ Im Vergleich dazu sind die Gebrauchtwagen bei Akerlof für alle Nachfrager als Erfahrungsgut modelliert.

¹⁰⁷ Eine solche Spezialisierung bringt natürlich auch eine weitere Prinzipal-Agent-Beziehung und zwar zwischen Informationsspezialisten und potenziellen Käufern mit sich, die ebenfalls Opportunismusspielräume aufweist.

¹⁰⁸ Siehe auch Tietzel 1988, 25. Zu Informationsmaklern als Möglichkeit zur Verringerung von Suchkosten siehe auch Stigler 1961, 216ff.

transaktionsbeschränkende Asymmetrien zu reduzieren. Die Literatur diskutiert verschiedene Verfahren, bestehende Opportunismusspielräume marktintern zu begrenzen. Beide Tauschpartner haben dabei die Möglichkeit, mit verschiedenen Instrumenten die beschriebenen Dysfunktionalitäten abzumildern. Der Agent kann durch Signale (signaling) die gute Qualität der Tauschleistung unterstreichen, die von Anbietern schlechter Qualität nicht oder nur unter großen Kosten imitiert werden können.¹⁰⁹ Beispiele hierfür sind Belege für die gute Qualität der eigenen Arbeitskraft durch Zertifikate oder Zeugnisse, das Anbieten von Rücknahmegarantien für Güter oder der langfristige Aufbau von Reputation,¹¹⁰ die durch das Anbieten schlechter Qualität vor allem dann riskiert wird, wenn das Tauschobjekt wenigstens Erfahrungsguteigenschaften aufweist.¹¹¹ Der Prinzipal kann wiederum die Informationslage beispielsweise durch das so genannte „screening“ verbessern. Hierbei versucht er anhand von für ihn beobachtbarer Eigenschaften, Rückschlüsse auf andere nicht unmittelbar einsehbare Eigenschaften zu ziehen. Wesentlich für die Funktionsweise des screenings ist es daher, dass die beobachtbare Eigenschaft als guter Indikator für die nicht-beobachtbare Eigenschaft dient.¹¹² Lassen sich Informationsasymmetrien marktintern nur begrenzt überwinden, so dass die Funktionsfähigkeit von Märkten gefährdet ist, ergibt sich daraus möglicherweise eine Rechtfertigung für staatliche Eingriffe. Denkbar wäre beispielsweise die gesetzliche Fixierung von Qualitätsstandards, Informationspflichten oder Rücknahmegarantien.¹¹³

Neben den bereits angesprochenen Konzepten setzt sich die Vertragstheorie vor allem auch mit der Frage nach anreizkompatiblen Verträgen auseinander. Sie sucht nach anreizkompatiblen Vertragsformen, die unter den gegebenen Informationsrestriktionen die Interessen des Agenten mit den Interessen des Prinzipals soweit wie möglich in Einklang bringt. Dafür modelliert die Theorie verschiedene Vertragskonstruktionen und analysiert deren Wirkungen.¹¹⁴ Solche Modellierungen gehen zumeist von einem hohen Grad an

¹⁰⁹ Vgl. Spence 1974.

¹¹⁰ Zum Aufbau von Reputation siehe auch Stigler 1961.

¹¹¹ Siehe hierzu u.a. Macho-Stadler/Pérez-Castrillo 2001.

¹¹² Eine weitere diskutierte Methode zur Offenlegung von Informationen ist die der self-selection, bei der der Prinzipal den Agenten beispielsweise aus verschiedenen Versicherungsverträgen wählen lässt, wodurch dieser Informationen über seine Risikocharakteristika preisgibt. Vgl. dazu Rothschild/Stiglitz 1976.

¹¹³ Wenn dem Gesetzgeber die Aufgabe zugeschrieben wird, Marktversagen aufgrund von Informationsasymmetrien zu überwinden, darf hierbei jedoch nicht außer acht gelassen werden, dass dieser sich ebenfalls mit Informationsverkürzungen und -asymmetrien konfrontiert sieht.

¹¹⁴ Für eine Übersicht siehe Stadler/Pérez-Castrillo 2001.

Wissen des Prinzipals, sowie wenigen Informationszuständen aus, wodurch von vielen Merkmalen bestehender Informationsprobleme abstrahiert wird.¹¹⁵ Auf diese Modellierungen soll hier nicht weiter eingegangen werden. Festzuhalten bleibt, dass Informationsasymmetrien Markttransaktionen in ihrer Funktionsfähigkeit erheblich beeinträchtigen können. Welche Konsequenzen die beschriebenen Informationsasymmetrien für politische Transaktionen haben, wird in Abschnitt 2.2 bei der Anwendung institutionenökonomischer Erkenntnisse auf kooperative Umweltpolitik diskutiert.

2.1.2 Transaktionskostenansatz

Vor dem Hintergrund der Prinzipal-Agent-Problematik beschäftigt sich der Transaktionskostenansatz mit der Existenz verschiedener wirtschaftlicher Austauschformen und der Frage, welche Faktoren für die Wahl zwischen Transaktionen über den Markt, innerhalb von Unternehmen oder über Unternehmenskooperationen ausschlaggebend sind. Kooperationen lassen sich als relationale Verträge verstehen, mit denen zwei Unternehmen eine langfristige Zusammenarbeit festschreiben und sind als Austauschform zwischen marktlichen und unternehmensinternen Austauschformen anzusiedeln.¹¹⁶ Zwischen Markt und Unternehmen lässt sich ferner ein Kontinuum an Mischformen vorfinden. Die Transaktionsformen gehen mit jeweils unterschiedlichen Vertragsformen einher. Die vertikale Integration von Transaktionen kann hierbei als Bündel von Verträgen angesehen werden.¹¹⁷

Für alle Transaktionsformen fallen unterschiedliche Transaktionskosten an.¹¹⁸ Der rational handelnde Prinzipal wählt nun vor dem Hintergrund seines begrenzten Informationsstandes diejenige Koordinationsform für die Transaktion, die bei gegebenem Nutzen mit den geringsten Kosten inklusive der Transaktionskosten einhergeht. Die verschiedenen Formen des Tausches über den Markt, innerhalb von Unternehmensorganisationen oder

¹¹⁵ Siehe auch Lohmann 1999, 69.

¹¹⁶ Vgl. auch Lohmann 1999, 38.

¹¹⁷ Vgl. Kiwit 1994, 118.

¹¹⁸ Vgl. Williamson 1985. Die Kosten von Markttransaktionen werden auch als externe Transaktionskosten und die Kosten von Transaktionskosten innerhalb von Unternehmen als interne Transaktionskosten bezeichnet. Vgl. Haberer 1996, 201.

über relationale Verträge können also damit erklärt werden, dass neben reinen Produktionskosten auch die anfallenden Transaktionskosten Berücksichtigung finden.¹¹⁹

Die Höhe der Transaktionskosten verschiedener Austauschformen resultiert nach Williamson¹²⁰ vor allem aus der mit der Transaktion einhergehenden Unsicherheit, Häufigkeit und Spezifität. Unsicherheit kann sowohl gegenüber zukünftigen Umweltzuständen, als auch bezüglich des Verhaltens von Vertragspartnern bestehen. Auf zukünftige Umweltzustände können sich technische, politische oder gesellschaftliche Faktoren auswirken, die bei Abschluss einer Transaktion nicht alle berücksichtigt werden können. Verhaltensunsicherheit resultiert dagegen vor allem aus der Möglichkeit, dass sich der Gegenüber auf Grundlage ex ante oder ex post bestehender Spielräume opportunistisch verhält. Verhaltensunsicherheit kann aber auch durch mangelnde Kommunikation oder kognitive Beschränkungen verstärkt werden.¹²¹

Die Spezifität privatwirtschaftlicher Transaktionen spielt dann eine wichtige Rolle, wenn einer der beiden Transaktionspartner Investitionen durchführen muss, die bei Wegfall des Tauschverhältnisses nicht für andere Verwendungen genutzt werden können. Durch die Tötigung von spezifischen Investitionen begibt sich der Investor in die Abhängigkeit des Abnehmers, der dies opportunistisch für sich nutzen kann. Dies wird auch als „hold-up-Problem“ bezeichnet.¹²²

Wesentlich ist nun vor allem die Spezifität der Transaktion, die, verbunden mit Unsicherheit und Häufigkeit, jeweils unterschiedliche Transaktionsformen vorteilhaft erscheinen lässt. Für nicht-spezifische Transaktionen bieten sich nach wie vor Transaktionen über den Markt an. Für eine Transaktion, die spezifische Eigenschaften aufweist, häufig getätigt wird und mit hoher Unsicherheit einhergeht, ist es hingegen (transaktionskosten-)effizient, sie ins eigene Unternehmen zu integrieren. Bei einer gewissen Spezifität und hoher Häu-

¹¹⁹ Ein Wandel von Organisationsformen im Zeitverlauf lässt sich aus dieser Perspektive wiederum mit einer Veränderung der Transaktionskosten z.B. aufgrund neuer Technologien zur Informationsgewinnung zurückführen, mit denen sich Informationsasymmetrien kostengünstiger überwinden lassen.

¹²⁰ Vgl. Williamson 1985.

¹²¹ Vgl. Häder 1997, 71. Daneben kann Verhaltensunsicherheit auch aus mangelnder Kommunikation resultieren. Die oben beschriebene Unsicherheit gegenüber dem strategischen bzw. opportunistischen Verhalten des Vertragspartners erscheint demgegenüber jedoch als wesentlich relevanter und schwerer überwindbar.

¹²² Vgl. ebda. Das hold up-Problem kann beispielsweise auch dadurch gelöst werden, dass beide Vertragsparteien spezifische Investitionen tätigen, was zu einer gegenseitigen Abhängigkeit führt.

figkeit erweisen sich relationale Verträge zwischen Unternehmen als vorteilhaft, die Opportunismus vermeiden und dennoch eine gewisse Flexibilität sichern. Da relationale Verträge aufgrund ihrer Langfristigkeit notwendigerweise unvollständig sind, bleiben jedoch Opportunismusspielräume bestehen; dadurch kommt der häufigen Interaktion zwischen den Transaktionspartnern eine wichtige Rolle zu, denn mit zunehmender Häufigkeit der Transaktion steigen die Kosten für opportunistisches Verhalten.

Bonus¹²³ führt als weiteren Einflussfaktor auf Transaktionen die Plastizität ein. Plastizität bezeichnet den Ermessensspielraum, der einem Transaktionspartner zur Ausführung seiner Tätigkeit notwendigerweise eingeräumt werden muss. Die Plastizität spielt im Rahmen unvollständiger Verträge eine Rolle. Da sich Aufgaben innerhalb von Verträgen in der Regel nicht vollständig spezifizieren lassen, verbleibt für die Aufgabenerfüllung ein Handlungsspielraum. Bonus unterscheidet in diesem Zusammenhang zwischen peripherer und zentraler Plastizität. Bei Vorliegen peripherer Plastizität existieren zwar Spielräume bezüglich der Aufgabenerfüllung; ein unzureichendes Ergebnis ist jedoch eindeutig individuell zurechenbar. Zentrale Plastizität liegt hingegen dann vor, wenn sich die Aufgabenerfüllung eines Wirtschaftssubjekts nicht mehr von der Aufgabenerfüllung anderer Wirtschaftssubjekte trennen lässt. Dies gilt beispielsweise unter der Bedingung, dass ein Endprodukt als mangelhaft angesehen wird, dieser Mangel jedoch keiner bestimmten Vorleistung zugeordnet werden kann. Das Konzept der Plastizität weist Ähnlichkeiten zur Differenzierung von Informationen bezüglich Inspektions-, Erfahrungs- und Vertrauensgütern auf. Letztere Unterteilung betrifft allerdings vor allem Güter, wohingegen die Plastizität sich auf Arbeitsleistungen bezieht. Die Berücksichtigung der Plastizität führt zu differenzierteren Aussagen über die Vorteilhaftigkeit verschiedener Transaktionsformen.¹²⁴ Ausschlaggebend ist insbesondere die zentrale Plastizität. Bei hoher Relevanz zentraler Plastizität ist eine Einbindung ins Unternehmen sinnvoll, zudem spielt die Vertragsgestaltung eine wesentliche Rolle. Sie hat zur Aufgabe, Kompatibilität zwischen den Anforderungen und Anreizen des Agenten zu schaffen.

Die Aussagen zu privatwirtschaftlichen Transaktionsformen sollen hier nicht weiter diskutiert werden,¹²⁵ da im Mittelpunkt dieser Arbeit umweltpolitische Transaktionsformen

¹²³ Vgl. Häder 1997, 79.

¹²⁴ Vgl. hierzu Häder 1997, 80ff.

¹²⁵ Zu einer Kritik an den Ergebnissen siehe Schneider 1985 und Kiwit 1994, 128f.

stehen. In Abschnitt 2.2 wird dabei der Frage nachgegangen, ob sich das Transaktionskostenkonzept auf politische Transaktionen übertragen lässt. Aufgrund der unterschiedlichen Kontextbedingungen zwischen privatwirtschaftlichen und politischen Transaktionsformen wird dabei auch zu klären sein, inwieweit bei der Übertragung gegebenenfalls Modifikationen des Konzeptes notwendig sind.

2.1.3 Verfügungsrechtstheorie (property rights)

Die Kosten von Transaktionen sind nicht nur abhängig von Vertrags- und Koordinationsform, sondern auch von den staatlich gesetzten Rahmenbedingungen. Insbesondere die staatliche Definition und Durchsetzung von Verfügungsrechten hat einen wesentlichen Einfluss auf die Funktionsfähigkeit privatwirtschaftlicher Transaktionen.¹²⁶

„Die zentrale Hypothese des property rights-Ansatzes besteht in der Behauptung, dass die Ausgestaltung der Verfügungsrechte die Allokation und Nutzung von wirtschaftlichen Gütern (Ressourcen) auf spezifische und vorhersehbare Weise beeinflussen.“¹²⁷

Die Theorie der Verfügungsrechte setzt sich daher mit den Wirkungen der Definition und Verteilung von Verfügungsrechten auf wirtschaftliche Transaktionen auseinander. Daneben beschäftigt sie sich mit der Entstehung und Veränderung von Verfügungsrechten. Verfügungsrechte definieren die Nutzungsmöglichkeiten von Gütern. Diese können gesetzlich festgelegt sein oder auf Normen bzw. Konventionen beruhen.¹²⁸ Vollständige Verfügungsrechte an einem Gut sind definiert durch die Rechte¹²⁹

- zur Nutzung eines Gutes (usus),
- zur Einbehaltung der Erträge (usus fructus),
- zur Veränderung von Form und Substanz (abusus),
- zum Verkauf oder der Überlassung des Gutes an Dritte.

Eine Grunderkenntnis der Verfügungsrechtstheorie besteht darin, dass die Effizienz der Güterallokation positiv mit der Vollständigkeit der Verfügungsrechte korreliert. Unvollständige Verfügungsrechte schränken hingegen die Nutzungsmöglichkeiten eines Gutes ein und wirken sich daher auf den Wert und die Handelbarkeit von Verfügungsrechten aus.¹³⁰ Hierbei wird – im Kontrast zu Gemeinschaftseigentum – die gesamtwirtschaftliche

¹²⁶ Vgl. Brennan/ Buchanan 1993, 2.

¹²⁷ Vgl. Furubotn/Pejovich 1972, 1139.

¹²⁸ Vgl. Richter/Furubotn 1996.

¹²⁹ Vgl. Richter 1990, 574f.

¹³⁰ Vgl. Furubotn/Pejovich 1972, 1140.

Effizienz von Privateigentum aufgezeigt. Da bei Gemeinschaftseigentum alle ein Interesse an der individuellen Nutzung, aber nur einen geringen individuellen Anreiz zur Bestandserhaltung haben – denn der Nutzen hierfür wäre nicht individuell zurechenbar, sondern fällt kollektiv an – liegt ein typisches Freifahrerproblem vor. Als Konsequenz daraus wurde bereits bei der Darstellung des Coase-Theorems (siehe Abschnitt 1.2) die Empfehlung abgeleitet, Verfügungsrechte vollständig zu definieren.

Für die bestehenden Umweltmedien wie Luft oder Wasser ist die Zuweisung von Verfügungsrechten je nach Anteil öffentlicher Guts-Eigenschaften mit unterschiedlich hohen und zum Teil prohibitiven Transaktionskosten verbunden.¹³¹ In diesem Zusammenhang sind Externalitäten vor allem Ergebnis aus den Verfügungsrechten zur Veränderung von Form und Substanz. Hierbei sind innerhalb der industriellen Produktion Nebenprodukte wie Emissionen die Regel, die über die Abgabe an Umweltmedien auf Dritte einwirken. Wenn die vollständige Definition von Verfügungsrechten nicht möglich ist, ist zu fragen, inwieweit diejenigen Verfügungsrechte, aus denen negative Externalitäten resultieren, verändert werden können. In diesem Kontext stellen umweltpolitische Transaktionen zu meist eine Einschränkung individueller Verfügungsrechte zur Erreichung umweltpolitischer Ziele dar.¹³² Bei der staatlichen Veränderung des Verfügungsrechtsrahmens handelt es sich zwar zunächst nicht um einen Tausch, sondern zumindest formell um eine hierarchische Entscheidung. Trotzdem fallen Transaktionskosten sowohl bei den Regulierern als auch bei den Regulierten in Form von Informations-, Verhandlungs- und Kontrollkosten zur Definition, Veränderung und Durchsetzung von Verfügungsrechten an.¹³³

„Umweltbezogene Transaktionskosten bezeichnen [...] den gesamtwirtschaftlichen Werteverzehr, der im umweltpolitisch-administrativen Prozess dem öffentlichen und privaten Sektor bei einer umweltpolitisch motivierten Veränderung staatlich gesetzter Institutionen sowie bei deren Gebrauch anfällt.“¹³⁴

Die bei der Veränderung der Verfügungsrechte entstehenden Transaktionskosten lassen sich als politische Transaktionskosten bezeichnen. Dabei wird der gesamtwirtschaftliche Grenznutzen einer Verfügungsrechtsänderung den gesamtwirtschaftlichen Grenzkosten inklusive der Transaktionskosten gegenübergestellt. Hohe Transaktionskosten beschränken so eine verstärkte Internalisierung externer Effekte. Die Höhe der Transaktionskosten

¹³¹ Siehe auch Geldsetzer 2001, 167.

¹³² Vgl. Linscheidt 2000, 182.

¹³³ Vgl. Gawel 1996a, 22.

¹³⁴ Vgl. Haberer 1996, 217.

von Verfügungsrechtsänderungen ist wiederum abhängig von Koordinationsmechanismus und Instrument zur Zielfindung und Umsetzung. Aufbauend auf den Erkenntnissen aus Vertragstheorie und Transaktionskostentheorie ist daher zu untersuchen, wie umweltpolitische Transaktionen effizient und effektiv ausgestaltet werden können.¹³⁵ Dies ist Gegenstand von Kapitel 2.2. Vor einer Anwendung der NIÖ auf die Umweltpolitik erfolgt im nächsten Abschnitt jedoch noch eine Erweiterung der Perspektive um die generelle Betrachtung von Institutionen.

2.1.4 Institutionen und institutionelle Rahmenbedingungen

Der Institutionenbegriff erfreut sich häufiger wie vielfältiger Verwendung. Ganz allgemein bezeichnen Institutionen *alle innerhalb einer Gemeinschaft bestehenden formellen und informellen Regeln*. Unter formellen Institutionen werden insbesondere Regeln erfasst, die auch rechtlich sanktionierbar sind, während unter informellen Institutionen gemeinsame Verhaltensorientierungen an nicht rechtlich (aber grundsätzlich sozial) sanktionierbaren Normen, Werten, Sitten und Gewohnheiten verstanden werden.¹³⁶ Institutionen weisen in diesem Sinne immer eine Regel- und eine Sanktionskomponente für die Nichteinhaltung der Regel auf.¹³⁷ Ausgangspunkt der Untersuchung von Institutionen ist in erster Linie die Frage nach der Ausgestaltung, um das Verhalten der Wirtschaftssubjekte mit Allgemeinwohlzielen in Einklang zu bringen.¹³⁸ Ursprünglich fokussierte die NIÖ mit dem Unternehmen, dem Vertrag und den Verfügungsrechten vor allem auf einige wenige Institutionen, die unmittelbaren Einfluss auf den Marktprozess ausüben.¹³⁹ Eine allgemeine Institutionenbetrachtung geht darüber hinaus. Institutionen definieren Rechte und Pflichten und wirken so auf die Allokation und Distribution von Gütern, Dienstleistungen und Informationen aber auch auf Umwelt- und Gesundheitsrisiken.¹⁴⁰ Sie schaffen Handlungsmöglichkeiten und -grenzen innerhalb menschlicher Interaktionen und reduzieren dadurch „Unsicherheit in einer Welt unvollständiger Informationen“.¹⁴¹ Formelle Institutionen weisen staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren Ressourcen insbesondere in Form

¹³⁵ Vgl. Häder 1997, 65.

¹³⁶ Vgl. Wegner 1998, 35.

¹³⁷ Vgl. Voigt 2002, 34.

¹³⁸ Vgl. Richter 1990, 572.

¹³⁹ Vgl. Wegner 1998, 40.

¹⁴⁰ Bezüglich der Anreize zur Wissensproduktion siehe Hecht 1999a, 123.

¹⁴¹ Gretschmann 1990, 341.

von Handlungskompetenzen zu, wirken sich auf die Informationsverteilung aus, schaffen Handlungsspielräume und bilden den Gesamtrahmen zur Bearbeitung von Problemfeldern im Spannungsfeld verschiedener Koordinationsmechanismen und -instrumente.

Institutionen strukturieren einerseits menschliches Verhalten, lassen andererseits aber immer auch Handlungsspielräume offen, die von den Akteuren ausgefüllt und – bei Vorliegen von Informationsasymmetrien – opportunistisch genutzt werden können. Institutionen haben Einfluss auf die Transaktionskosten von Tauschhandlungen. Das Rechtssystem sorgt beispielsweise für die Funktionsfähigkeit von Verträgen, sofern bei einer Nichteinhaltung mit rechtlichen Konsequenzen zu rechnen ist. Die Tragfähigkeit formeller Institutionen ist darüber hinaus abhängig davon, inwieweit diese durch informelle Institutionen getragen werden oder diesen entgegenstehen.¹⁴²

„Je stärker in einem Wirtschaftssystem allgemeine Fairnessnormen, moralische Prinzipien und Vertrauen verankert sind, desto reibungsloser lassen sich auch komplexe Transaktionen durchführen, ohne auf aufwändige vertragliche Regelungen und Kontrollmechanismen zurückgreifen zu müssen.“¹⁴³

Bestehende informelle Institutionen in Form geteilter Normen und Werte senken die Opportunismusgefahr und somit die Transaktionskosten für formelle Institutionen.¹⁴⁴ Das Bestehen informeller Institutionen findet ursprünglich innerhalb der NIÖ nur bedingt Berücksichtigung und bringt eine Modifikation der Annahme opportunistischen Verhaltens mit sich. Hier kann unterschieden werden, ob eine Norm als solche von den Wirtschaftssubjekten verinnerlicht wird oder aufgrund der Erwartung äußerer Folgen – in Form rechtlicher oder sozialer Sanktionen – befolgt wird. Die NIÖ geht insbesondere von Letzterem aus. Unter dieser Annahme erfolgt die Einhaltung informeller Institutionen – ebenso wie bei formellen Institutionen – unter Abwägung der Nutzen einer Nichteinhaltung gegenüber den Kosten der Aufdeckung und (sozialen) Sanktion.¹⁴⁵

Organisationen wie Unternehmen aber auch Interessengruppen oder Parteien stellen bei der Betrachtung von Institutionen einen Sonderfall dar. Organisationen definieren sich als

¹⁴² In einer weiteren Differenzierung können zudem marktinterne und marktexterne Institutionen voneinander abgegrenzt werden. Marktinterne Institutionen bilden sich innerhalb privatwirtschaftlicher Interaktionen und stellen eine marktinterne Ausdifferenzierung zur Kompensation marktlicher Dysfunktionalitäten dar. Als Beispiele hierfür können die beschriebenen screening oder signaling-Verfahren angesehen werden. Marktexterne Institutionen bezeichnen dagegen staatlich geschaffene Institutionen. Vgl. Wegner 1998, 36.

¹⁴³ Linscheidt 2000, 182.

¹⁴⁴ Vgl. Richter/Furubotn 1996, 56.

¹⁴⁵ Vgl. Richter 1990, 572.

eine Gruppe von Menschen, die ein gemeinsames Ziel verfolgen; auch Organisationen bilden hierbei Institutionen heraus, die die Interaktionen zwischen Individuen koordinieren. Die Gültigkeit der Institutionen beschränkt sich jedoch auf die jeweilige Organisation und bewegt sich innerhalb der rechtlichen (institutionellen) Rahmenbedingungen.¹⁴⁶

Bezüglich politischer Institutionen unterscheidet man zwischen Institutionen zur Schaffung und Veränderung von Regeln bzw. Gesetzen – so genannten Metainstitutionen – und Institutionen in Form von Gesetzen selbst sowie sonstigen formal gültigen Regeln. In diesem Zusammenhang gelten Selbstverpflichtungen zunächst als äquivalentes Substitut für formal gültige Regeln, wenngleich die Sanktionsfähigkeit aufgrund der rechtlichen Unverbindlichkeit eingeschränkt ist. Kooperationsformen zur Entscheidungsfindung lassen sich hingegen als Bestandteil der Metainstitutionen zur Veränderung von Regeln betrachten; denn Kooperationen verändern ebenfalls die Handlungs- und Entscheidungsspielräume der beteiligten und nicht beteiligten Akteure.¹⁴⁷ Eine solche Einflussverschiebung kann je nach Grad der Institutionalisierung und Formalisierung von Kooperation sowohl informell als auch formell geschehen. In jedem Fall können Kooperationsformen sowohl durch die institutionellen Rahmenbedingungen beeinflusst werden als auch selbst Bestandteil der Institutionen sein.

2.2 Anwendung der NIÖ auf Kooperation in der Umweltpolitik¹⁴⁸

Dieser Abschnitt wendet die institutionenökonomischen Ausführungen auf umweltpolitisch motivierte Transaktionsformen – mit besonderem Fokus auf Kooperationsformen – an. Dabei geht es um die Frage, welche Faktoren die Effizienz und Effektivität umweltpolitischer Transaktionen beeinflussen und wann Kooperationen anderen Transaktionsformen überlegen sind. Die darauf aufbauende Analyse zeigt, unter welchen Bedingungen vorteilhafte Kooperationen auch realisiert werden und welche Hemmnisse dem entgegenstehen. Die Untersuchung konzentriert sich auf die Phasen der Entscheidungsfindung zur

¹⁴⁶ Vgl. Bonus 1996, 28.

¹⁴⁷ Siehe auch Schneider 1986, 393.

¹⁴⁸ Mittlerweile gibt es zahlreiche Veröffentlichungen institutionenökonomischer Analysen zu umweltpolitischen Fragestellungen. Stellvertretend sollen hier Gawel (1996) und Häder (1997) genannt werden. Von Lohmann (1999), Linscheidt (2000), Geldsetzer (2001) sowie Döhring/Pahl (2003) wurde der institutionenökonomische Ansatz auch auf kooperative Umweltpolitik mit besonderem Fokus auf Selbstverpflichtungen angewandt.

Veränderung der Verfügungsrechte sowie der instrumentellen Umsetzung der Verfügungsrechtsänderungen.

Der Staat hat auf Grundlage seiner – demokratisch legitimierten – hierarchischen Entscheidungsgewalt die Möglichkeit, umweltpolitisch motivierte Änderungen des Verfügungsrechtsrahmens einseitig gegen die Privaten durchzusetzen. Wenn von institutionellen Restriktionen abstrahiert wird, gibt es formell keinen Bedarf für Kooperation mit nicht-staatlichen Akteuren. Wenn der Staat ein Interesse daran hat, seine Entscheidungsgewalt mit nicht-staatlichen Akteuren zu teilen, steht dahinter die Erwartung, dadurch bestimmte Ziele besser zu erreichen als über einseitig-hierarchische Entscheidungen.¹⁴⁹

Ansatzpunkte dafür lassen sich aus der NIÖ unter der Annahme ableiten, dass die Regelungsadressaten gegenüber den Regulierern sowohl vor als auch nach einer umweltpolitischen Transaktion über einen Informationsvorsprung verfügen. Die daraus resultierenden Spielräume für Ex-Ante und Ex-Post-Opportunismus wirken sich negativ auf umweltpolitische Transaktionen aus. Daher sind mit umweltpolitischen Maßnahmen auch Kosten verbunden, die sich – analog zu privatwirtschaftlichen Entscheidungen – in Informationskosten zur Entscheidungsvorbereitung, Verhandlungs- bzw. Einigungskosten zur Entscheidungsfestlegung sowie Kosten zur Durchsetzung und Überwachung von Entscheidungen unterteilen lassen.¹⁵⁰ Die Höhe und Struktur der Transaktionskosten ist von verschiedenen Faktoren abhängig und wird unter anderem beeinflusst von dem gewählten Koordinationsmechanismus zur Entscheidungsfindung sowie dem umweltpolitischen Instrument zur Umsetzung. Dem Staat wird – analog zu den privatwirtschaftlichen Akteuren – ein Interesse daran unterstellt, Entscheidungsoptionen zu wählen, die umweltpolitische Ziele zu den geringsten Kosten – inklusive der Transaktionskosten – erreichen.¹⁵¹

Der Staat als Regulierer und die Verursacher als Regelungsadressaten stehen also in einer Prinzipal-Agent-Beziehung zueinander, wenngleich diese zumeist nicht vertraglicher, sondern formalrechtlicher Art ist. Daher lassen sich einige wesentliche Unterschiede zwischen den beiden Arten von Prinzipal-Agent-Beziehungen feststellen. Die Regelungsadressaten handeln weder freiwillig noch im Auftrag des Staates. Sie werden vielmehr recht-

¹⁴⁹ Siehe auch Lohmann 1999, 26.

¹⁵⁰ Vgl. Linscheidt 2000, 182.

¹⁵¹ Vgl. Williamson 1985, 32.

lich dazu verpflichtet, umweltpolitische Transaktionen umzusetzen. Staat und Verursacher¹⁵² können sich – im Gegensatz zu privatwirtschaftlichen Transaktionsformen – ihren Transaktionspartner weder frei wählen noch wechseln; vielmehr besteht Interdependenz zwischen den Handlungen der Regulierer und der Regelungsadressaten. Die Interessen innerhalb der umweltpolitischen Transaktion sind dagegen höchst unterschiedlich. Dies gilt zwar im Regelfall auch für privatwirtschaftliche Transaktionen, denen unterschiedliche Interessen bezüglich der Quantität und Qualität einer Transaktion zugrunde liegen; die Transaktion selbst wird jedoch von beiden Seiten als vorteilhaft angesehen. Im Gegensatz dazu haben die Regelungsadressaten zunächst kein Interesse an der umweltpolitischen Transaktion. Erst wenn sie eine solche Transaktion des Staates erwarten, haben sie ein Interesse daran, die staatliche Wahl von Koordinationsmechanismus und -instrument zu beeinflussen, um dadurch die eigenen Kosten von umweltpolitischen Maßnahmen zu minimieren.

Auch stehen sich zumeist nicht nur ein Prinzipal und ein Agent gegenüber, vielmehr vertreten meist mehrere Akteure sowohl die Seite der Regulierer als auch die der Regelungsadressaten. Politische Transaktionen tangieren zudem nicht nur Regulierer und Regelungsadressaten, ferner sind diese auch unmittelbar mit dem öffentlichen Interesse verbunden. Wenngleich für den Staat eine Allgemeinwohlorientierung unterstellt wird, nehmen auch nicht-staatliche Akteure wie Umweltverbände oder Medien¹⁵³ Einfluss auf die Transaktionskosten verschiedener Koordinationsformen, indem sie beispielsweise die Transparenz gegenüber Umweltinformationen erhöhen oder öffentlichen Druck auf die Unternehmen ausüben. Dadurch können beispielsweise die staatlichen Informations- oder Kontrollkosten sinken. Insofern sind nicht allein die Informationsbedingungen bzw. -asymmetrien zwischen Regulierer und Regelungsadressaten für die umweltpolitische Transaktion relevant, sondern auch die Informations- und Interaktionsbeziehungen weiterer staatlicher sowie nicht-staatlicher Akteure.¹⁵⁴

¹⁵² Verursacher externer Effekte können natürlich ebenso private Haushalte wie Unternehmen sein. Die hier im Mittelpunkt stehenden Umweltprobleme resultieren jedoch in erster Linie aus der Produktion, Verwendung und Entsorgung chemischer Stoffe, so dass eine Fokussierung auf Unternehmen als die wesentlichen Regelungsadressaten gerechtfertigt erscheint.

¹⁵³ In diesem Zusammenhang weist beispielsweise Kösters darauf hin, dass die Auswertung der öffentlichen Umweltberichterstattung für die Unternehmen eine wichtige Basis für ihre Umweltaktivitäten darstellt. Vgl. Kösters 1994, 231.

¹⁵⁴ Daraus ließen sich auch Konsequenzen für die Beteiligung weiterer nicht-staatlicher Akteure innerhalb von Kooperationsformen ableiten. Innerhalb dieses Abschnitts zur NIÖ bleibt jedoch die Analyse von Kooperation zunächst auf Regulierer und Regelungsadressaten beschränkt.

Darüber hinaus unterscheiden sich auch die möglichen privaten und staatlichen Transaktionsformen voneinander. Private Transaktionsformen wurden insbesondere in Markt, Unternehmen und relationale Verträge unterteilt. Für staatliche Transaktionen ist hingegen zunächst zwischen Entscheidungsfindung, Instrumentenwahl und Vollzug zu differenzieren. Bei Entscheidungsfindung und Vollzug lassen sich vor allem ein hierarchischer und ein kooperativer Entscheidungs- bzw. Vollzugsprozess voneinander abgrenzen. Kooperation weist dabei Ähnlichkeiten zu relationalen Verträgen auf, da diese ebenfalls mit einer (längerfristigen) Kooperation zwischen zwei Unternehmen verbunden sind.¹⁵⁵ Allerdings heben staatliche Kooperationsformen das hierarchische Verhältnis zwischen Staat und nicht-staatlichen Akteuren nicht vollständig auf. Für die Instrumentenwahl auf der Mittel-ebene lassen sich insbesondere marktliche und ordnungsrechtliche Instrumente sowie Selbstverpflichtungen voneinander unterscheiden. Für diese Instrumente gibt es keine unmittelbaren privatwirtschaftlichen Äquivalente.¹⁵⁶

Die Berücksichtigung von Transaktionskosten verändert die Bewertung verschiedener Transaktionsformen. Die NIÖ führt die unterschiedlichen Transaktionskosten privater Transaktionsformen vor allem auf deren Spezifität, Häufigkeit und Unsicherheit – erweitert um die Plastizität – der Transaktion zurück. Aufgrund der dargestellten Unterschiede privater und politischer Transaktionen liegt die Annahme nahe, dass für die Vorteilhaftigkeit unterschiedlicher staatlicher Transaktionsformen andere Faktoren entscheidender sein könnten.¹⁵⁷ Insofern ist zu klären, welche Einflussfaktoren auf die Effizienz und Effektivität unterschiedlicher politischer Transaktionsformen wirken. Inwieweit und in welcher Größenordnung überhaupt Transaktionskosten zur Internalisierung externer Effekte anfallen, ergibt sich zunächst aus der Struktur des zugrunde liegenden Umweltproblems. Ausgangspunkt unterschiedlicher Umweltproblematiken ist die Verfügbarkeit und Verteilung entscheidungsrelevanter Informationen. Der nächste Abschnitt behandelt daher die Frage

¹⁵⁵ Siehe hierzu ausführlicher Lohmann 1999, 285ff.

¹⁵⁶ Die instrumentelle Ausgestaltung ließe sich allerdings in Analogie zur Ausgestaltung privatwirtschaftlicher Verträge sehen. Die Funktionsbedingungen privatwirtschaftlicher und "staatlicher" Verträge unterscheiden sich allerdings ebenso erheblich voneinander.

¹⁵⁷ Bei der Übertragung institutionenökonomischer Ansätze auf die Politik legen einige Autoren die Einflussfaktoren auf privatwirtschaftliche Transaktionen auch für staatliche Transaktionsformen zugrunde (siehe z.B. Häder 1997). Aufgrund der Unterschiede zwischen privatwirtschaftlichen und politischen Transaktionen soll hier jedoch gezeigt werden, dass andere Faktoren für die Transaktionskosten unterschiedlicher politischer Transaktionen entscheidender sind.

nach den entscheidungsrelevanten Informationen, um darauf aufbauend die Informations-, Einigungs- und Kontrollkosten verschiedener Koordinationsmechanismen und -instrumente detaillierter zu analysieren.

2.2.1 Informationsbeschränkungen

Die umweltpolitische Entscheidungsfindung findet aufgrund vielfältiger Einflussfaktoren zumeist unter (Informations-)Unsicherheit statt. Zudem sind die vorhandenen Informationen in der Regel dezentral verteilt. Um die – aus der Externalitätensicht betrachtet – notwendigen Veränderungen des umweltbezogenen Verfügungsrechtsrahmens bestimmen, umsetzen und überprüfen zu können, benötigt der Staat vor allem folgende Informationen:¹⁵⁸

- Zur näheren Bestimmung und Einschätzung bestehender Externalitäten sind Daten über die vielfältigen Arten und Wirkungen von Stoffen bzw. Stoffemissionen bei Produktion, Verarbeitung, Gebrauch und Entsorgung notwendig.
- Die Internalisierungskosten für die Unternehmen resultieren – in Abhängigkeit von Regulierungsart und –umfang – aus ihren (Grenz-)Vermeidungskosten. Das Internalisierungskonzept berücksichtigt in diesem Kontext sowohl den Nutzen als auch die Kosten der Reduktion externer Effekte. Eine Internalisierung bedeutet also keine vollkommene Vermeidung, sondern lediglich das Erreichen eines „optimalen“ Verschmutzungsniveaus. Um die Kosten für eine Internalisierung der externen Effekte zu bestimmen, benötigt der Staat daher ein Mindestmaß an Informationen über die (aggregierten) Grenzvermeidungskosten der Unternehmen sowie die künftige (technische) Entwicklung, auf deren Grundlage Vermeidungskosten gesenkt oder anspruchsvollere Reduktionsziele erreicht werden können.
- Zudem benötigt der Staat Informationen über die Einhaltung umweltpolitischer Regelungen. Die Verfügbarkeit dieser Informationen hängt unter anderem von den bestehenden Mess- und Kontrollverfahren ab.

Für die Qualität umweltpolitischer Maßnahmen ist mitentscheidend, wie und zu welchen Kosten der Staat bestehende Informationsverkürzungen zumindest partiell überwinden

¹⁵⁸ Vgl. Wegner 1998, 53.

kann.¹⁵⁹ Grundsätzlich gibt es drei verschiedene Möglichkeiten der Informationsbeschaffung:¹⁶⁰

1. Eigene Spezialisten
2. Wissenschafts- und Forschungseinrichtungen
3. Direkt über die Regelungsadressaten

Aus Transaktionskostenperspektive sollten Informationen dort erstellt werden, wo dies mit den geringsten Kosten einhergeht.¹⁶¹ Häufig haben die Regelungsadressaten den direktesten oder sogar ausschließlichen Zugang zu den Informationen. Sie verfügen über wichtiges Wissen bezüglich Vermeidungskosten und technischen Alternativen sowie über die (negativen) Eigenschaften produzierter Stoffe und deren Expositionswege.¹⁶²

Der Rückgriff des Staates auf neutrale Informationen aus eigenen oder wissenschaftlichen Einrichtungen kann die Unternehmensinformationen häufig nur partiell ersetzen und ist zudem mit zusätzlichen Kosten verbunden. Ist der Staat auf Unternehmensinformationen angewiesen, stellt sich die Frage, welcher Art die Informationsasymmetrien zwischen Staat und Unternehmen sind. In Anlehnung an die Klassifizierung in Kapitel 2.1.1 lässt sich bei den Informationseigenschaften zwischen Inspektions-, Erfahrungs- und Vertrauensguteigenschaften unterscheiden.¹⁶³ Für die institutionelle Ausgestaltung der Informationsgenerierung und -verbreitung spielt es eine wichtige Rolle, wie sich die Eigenschaften entscheidungsrelevanter Informationen in dieser Hinsicht zuordnen lassen. Der in dieser Arbeit untersuchte Regelungsbereich der Chemikalienpolitik ist in besonderem Maße von Informationsdefiziten und -asymmetrien gegenüber den Wirkungen von Stoffen geprägt. Für die Risikoeigenschaften der Stoffe ist die Annahme plausibel, dass diese sowohl Anteile von Erfahrungs- als auch von Vertrauensgütern haben.¹⁶⁴ Im ungünstigsten Fall ist das Wissen über problematische Stoffeigenschaften – wie bei Vertrauensgütern – nur auf Unternehmensebene vorhanden bzw. zugänglich.

¹⁵⁹ Siehe auch Haberer 1996.

¹⁶⁰ Vgl. Glagow 1984, 131. Als weitere Informationsquellen lassen sich natürlich auch Umweltverbände oder Medien festmachen.

¹⁶¹ Vgl. auch Hecht 1999a, 124.

¹⁶² Natürlich gibt es auch Informationen, die ebenso in Wissenschafts- und Forschungseinrichtungen erstellt werden (können), wie insbesondere zu den Umweltwirkungen von Stoffen.

¹⁶³ Vgl. Gawel 1997, 272.

¹⁶⁴ Dabei bleiben natürlich auch für die Stoffhersteller Informationsdefizite gegenüber den Risikoeigenschaften bestehen. Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass diese besser über die Eigenschaften informiert sind als der Staat, bzw. sich mit geringerem Ressourceneinsatz Zugang zu diesen Eigenschaften verschaffen könnten.

Der einfache Zugang zu den Informationen bedeutet nicht, dass die Unternehmen überhaupt ein Interesse daran haben, diese Informationen tatsächlich auch zu erstellen:

„Negative Stoffeigenschaften sind für die Unternehmung nur entscheidungsrelevant, wenn unerwünschte Eigenschaften Be- und Verarbeiter direkt betreffen oder sich in der Zahlungsbereitschaft der Nachfrager niederschlagen.“¹⁶⁵

Die Unternehmen haben vielmehr ein Interesse daran, Risikoeigenschaften von Stoffen zu verbergen, um staatliche Regelungsaktivitäten – beispielsweise in Form einer Produktionsbeschränkung – zu vermeiden.¹⁶⁶ Wenn ein staatlicher Mangel bezüglich regelungsrelevanter Informationen konstatiert wird, können Informationen selbst zum Regelungsgegenstand werden. Die rechtliche Verpflichtung zur Bereitstellung von Informationen kann daher auch ein Mittel zur Überwindung von Informationsasymmetrien sein. Diese ist jedoch ebenfalls mit Problemen behaftet, da es für die Unternehmen Anreize gibt, für sie ungünstige Informationen – beispielsweise über die Umweltrisiken produzierter oder verwendeter Stoffe – nicht oder nur strategisch weiterzugeben.¹⁶⁷

In jedem Fall ist festzuhalten, dass umweltpolitische Entscheidungen auch von Informationen abhängen, zu denen die Unternehmen den direktesten Zugang haben.¹⁶⁸ Dies gilt besonders für den Bereich der Chemikalienpolitik, in dem das Wissen um Expositionen und Gefährdungen der hohen Zahl an vermarkteten Stoffen die Grundlage für Risikominderungsentscheidungen darstellt. Die Unternehmen haben jedoch keinen Anreiz, Informationslücken des Staates zu schließen, insbesondere wenn dies Regelungsaktivitäten zur Folge hat, die mit Kosten verbunden sind.

¹⁶⁵ Vgl. Hecht 1999b, 235. Die Annahme, Unternehmen wären gar nicht an den negativen Stoffeigenschaften interessiert, stellt natürlich den “worst case” dar. Natürlich gibt es auch gute Gründe für die Unternehmen, negative Wirkungen produzierter und verarbeiteter Stoffe zu vermeiden, sei es beispielsweise aus Arbeitsschutzgründen, weil negative Öffentlichkeitswirkungen befürchtet werden oder auch, weil zukünftig drohende Regelungen bezüglich Stoffeinschränkungen antizipiert werden und in gegenwärtige Produktionsentscheidungen eingehen.

¹⁶⁶ Vgl. Hecht 1999b, 321.

¹⁶⁷ Siehe zur Rolle von unterschiedlichen Arten von Informationen auch Koch/Ashford 2006.

¹⁶⁸ Andersherum können auch die Regelungsadressaten an Informationen des Staates interessiert sein. Insbesondere besteht ein Interesse, frühzeitig Kenntnis über geplante staatliche Regelungen zu bekommen, um sich auf diese besser einstellen zu können. Dies kann u.U. das Interesse an einer Kooperation mit staatlichen Akteuren erhöhen.

2.2.2 Konfliktbedingte Einschränkungen

Das Informationsproblem wird daher vom Interessenkonflikt zwischen Regulierenden und Regelungsadressaten überlagert.¹⁶⁹ Die Regelungsadressaten haben dabei ein Interesse daran, dem Staat sowohl entscheidungsrelevante Informationen vor der Festlegung auf eine Regelung zurückzuhalten, als auch entsprechende Regelungen nicht vollständig umzusetzen. Wenn die Regelungsadressaten ihren Informationsvorsprung opportunistisch nutzen, resultieren daraus Transaktionskosten in Form von Informations- und Vollzugskosten für einseitig hierarchische Entscheidungen. Der Konflikt im Rahmen einer umweltpolitisch motivierten Verfügungsrechtsänderung ist positiv korreliert mit den geschätzten Kosten für die Umsetzung sowie der Einschränkung des Handlungsspielraums der Unternehmen bei der Umsetzung. Je höher die Kosten der Umsetzung sind und je weniger Ausweichmöglichkeiten bestehen, desto größer wird der Konflikt sein.¹⁷⁰

Der Konflikt mit den Regelungsadressaten hat während der Entscheidungsfindung andere Folgen als in der Phase der instrumentellen Umsetzung: Bis zur Festlegung umweltpolitischer Ziele haben die Regelungsadressaten einen Anreiz, ihren Informationsvorsprung opportunistisch zu nutzen, um Regelungsinhalte in ihrem Sinne zu beeinflussen. Während der Umsetzung der Ziele hat das einzelne Unternehmen dagegen ein Interesse daran, die eigenen Kosten der Umsetzung gering zu halten. Im ersten Fall birgt der Konflikt die Gefahr der Zielverwässerung, im zweiten Fall die der mangelnden Umsetzung.

Unter einem reinen Kosten-Nutzenkalkül haben die Unternehmen dann einen Anreiz, eine Regelung nicht umzusetzen, wenn die mit der Aufdeckungswahrscheinlichkeit gewichteten Sanktionskosten unterhalb der Umsetzungskosten liegen. Allerdings können die Unternehmen die negativen Konsequenzen einer Nichteinhaltung nur bedingt abschätzen. Die Prüfung jeder Regelung bezüglich der Wahrscheinlichkeit einer Aufdeckung wäre zudem sehr zeit- und kostenintensiv. Ferner kann eine aufgedeckte Nichteinhaltung auch öffentli-

¹⁶⁹ Aus vertragstheoretischer Sicht ließe sich auch fragen, über welche vertragsähnlichen Ausgestaltungsformen der Staat die Unternehmen zur Offenlegung entscheidungsrelevanter Informationen über die Konstruktion anreizkompatibler Mechanismen bewegen kann. Siehe auch Noth 1994.

¹⁷⁰ Hier wird davon ausgegangen, dass der Nutzen nicht unmittelbar für die Unternehmen spürbar ist und daher unberücksichtigt bleiben kann. Allerdings lassen sich auch Beispiele finden, bei denen das Regelungsinteresse aufgrund unmittelbarer Beeinträchtigungen von den Unternehmen selbst ausging. In diesem Zusammenhang forderte beispielsweise der Bundesverband der deutschen Industrie bereits in den 1950er Jahren Gewässerschutzregelungen, die 1960 im Wasserhaushaltsgesetz mündeten. Vgl. Weiß 2000, 182.

che Reaktionen hervorrufen, deren wirtschaftliche Konsequenzen für die Unternehmen schwer abzuschätzen sind. Insofern kann durchaus angenommen werden, dass die Unternehmen auch dann einen Anreiz haben, sich regelkonform zu verhalten, wenn sie keine hohen staatlichen Sanktionen bei der Aufdeckung einer Nichteinhaltung zu befürchten haben.¹⁷¹

Zwischen Regulierern und Regelungsadressaten bestehen neben konfligierenden auch gemeinsame Interessen. Die Regulierer können bei Konflikten mit beispielsweise wirtschaftlichen Zielen nach kosteneffizienten und -effektiven Lösungen von Umweltproblemen suchen. Dabei soll der Regelungsumfang so ausgestaltet werden, dass die Grenzvermeidungskosten der Unternehmen nicht oberhalb des Grenznutzens liegen. Da auch die Regelungsadressaten an für sie kostengünstigen Lösungen interessiert sind, laufen hier die Interessen beider Seiten teilweise in dieselbe Richtung. Die Unternehmen haben daher vor allem dann einen Anreiz, wahre Informationen weiterzugeben, wenn dadurch die Kosten ineffizienter Regelungen abgewendet werden können.

Konflikthafte Entscheidungs- und Umsetzungsprozesse erhöhen ferner auf beiden Seiten die Transaktionskosten. Der Staat benötigt mehr Ressourcen zur Definition, Überprüfung und Durchsetzung umweltmotivierter Verfügungsrechtsänderungen, und die Unternehmen brauchen mehr Ressourcen zur Verhinderung solcher Änderungen, müssen mit niedrigeren Freiheitsgraden bei der Umsetzung hierarchisch zustande gekommener Regelungen rechnen sowie Sanktionen bei Nichteinhaltung dieser Regelungen befürchten. Jeweils einseitiges Handeln kann daher für beide Seiten höhere Kosten zur Folge haben.

Hervorzuheben ist, dass die NIÖ für die Überwindung von umweltpolitischen Konflikten allein noch keinen Grund liefert zu kooperieren, soweit die staatlichen Entscheidungs- und Durchsetzungskompetenzen dadurch nicht beeinträchtigt werden. Konfliktkosten werden erst durch die Wechselwirkung zwischen umweltpolitischen Transaktionen und Informationsasymmetrien relevant. Sofern der Staat über alle relevanten Informationen zur Entscheidungsvorbereitung und -umsetzung verfügt und daher keine oder nur geringe Oppor-

¹⁷¹ In diesem Zusammenhang wird von einigen Autoren konstatiert, dass unter reinen Kosten-Nutzen-Kalkülen in vielen Bereichen angesichts niedriger Aufdeckungswahrscheinlichkeiten und niedriger Strafen mit wesentlich mehr Gesetzesübertretungen zu rechnen wäre als sich empirisch beobachten lässt. Hinsichtlich der Einkommensteuer wird dieses Phänomen auch als Steuerzahlerrätsel diskutiert. Vgl. Schmidtchen 1994, 185ff.

tunismusspielräume vorhanden sind, liefert ein vorliegender Konflikt allein keinen Anlass zu kooperieren.

Bei Vorhandensein von Informationsasymmetrien ist eine Reduzierung des Konflikts über Kooperation vor allem dann möglich, wenn die Umsetzung des ausgehandelten Regelungsniveaus für die Unternehmen mit geringeren Kosten verbunden ist als einseitig-hierarchisch zustande gekommene Regelungen. Eine Reduzierung der Kosten kann auf zwei Wegen erfolgen: Entweder durch eine (transaktions-)kosteneffizientere Umsetzung eines gegebenen Regelungsniveaus oder durch die Absenkung des geplanten Regelungsniveaus. Wenn eine Absenkung des Regelungsniveaus mit einer unvollständigen Internalisierung externer Effekte einhergeht, steht dies nicht mehr im Einklang mit der Annahme eines am Allgemeinwohl orientierten Staates. Eine solche Absenkung lässt sich aus Sicht der NIÖ nur dann begründen, wenn unter Berücksichtigung der Transaktionskosten die gesamtwirtschaftlichen Grenzvermeidungskosten ansteigen und sich dadurch der optimale Internalisierungspunkt hin zu einem höheren Verschmutzungsniveau verschiebt. Die im politischen Prozess weit verbreitete kooperative Aushandlung von Kompromissen – die mit einer Absenkung des Internalisierungsziels einhergeht – lässt sich über die Transaktionskosten nur begrenzt erklären. Wenn es um Verteilungskonflikte geht, in denen die Informationsproblematik nur eine geringe Rolle spielt, ist die NIÖ daher nur bedingt zur Erklärung kooperativer Politikformen geeignet.¹⁷² Auf alternative Erklärungen gehen die Kapitel 3ff näher ein.

Um hierarchische und kooperative Entscheidungsfindung miteinander vergleichen zu können, wäre zu klären, mit welchen Transaktionskosten diese – unter der Annahme eines gegebenen Regelungsziels – verbunden sind. Da die Entscheidungsfindung jedoch selbst Gegenstand der Untersuchung ist, kann das Ziel nicht schon a priori gegeben sein. Insofern müssen sowohl das angestrebte Umweltziel als auch die zur Erreichung eingesetzten Mittel berücksichtigt werden. Unterschiedliche Transaktionsformen haben dabei sowohl Einfluss auf das Regelungsniveau als auch auf die Regelungskosten. Wenn sich durch eine Veränderung der Transaktionsform beide Größen ändern, ist eine Bewertung schwierig. Bei einer Bewertung von Kooperationsformen, bei denen der Staat die Beteiligung an politischen Entscheidungen gegen Informationen und Akzeptanz tauscht, muss daher die

¹⁷² Zur Problematik der Erklärung von verteilungskonfliktorientierter Kooperation siehe auch Lohmann 1999.

Verbesserung der Entscheidungsfähigkeit den Abstrichen beim umweltpolitischen Regelungsniveau durch die selektive Einbindung einzelner Interessengruppen in die Politikprozesse gegenübergestellt werden.¹⁷³

2.2.3 Koordinationsprobleme

Als entscheidendes Hemmnis für eine praktische Umsetzung der Coase'schen Verhandlungslösung wurden in Kap. 1.2 die häufig prohibitiv hohen Koordinationskosten zwischen Schädigern und Geschädigten herausgestellt. Wenn der Staat nun stellvertretend für die Geschädigten mit den Schädigern kooperiert und sowohl Ziele als auch Mittel aushandelt, ist damit im Vergleich zu hierarchischen Entscheidungsprozessen eine anspruchsvollere Koordinationsleistung verbunden. Kooperation erzeugt Koordinationskosten auf beiden Seiten. Denn die Kooperationspartner müssen sowohl Verhandlungen miteinander führen als auch diese jeweils intern koordinieren. Die Anforderungen an die verbandliche Koordination variieren dabei in den verschiedenen Phasen des politischen Prozesses. In der Phase der Entscheidungsfindung benötigt der Verband die dezentral auf Unternehmensebene verfügbaren Informationen und muss im Auftrag seiner Mitgliedsunternehmen verhandeln können. Auf der Instrumentenebene muss er hingegen in der Lage dazu sein, dem Staat Angebote über „freiwillige Reduktionsleistungen“ der Mitgliedsunternehmen anzubieten und deren Umsetzung zu gewährleisten.

Die Transaktionskosten einer Kooperation mit den Regelungsadressaten hängen also unter anderem von deren Organisationsgrad ab.¹⁷⁴ Je weniger Unternehmen betroffen sind, je zentraler diese organisiert und je einheitlicher deren Interessen sind, desto geringer sind die Koordinationskosten. Bei heterogenen Interessenslagen und einem geringen Organisationsgrad können die Koordinationskosten hingegen prohibitiv sein.

2.2.4 Institutionelle Beschränkungen

Bisher wurde implizit angenommen, dass der Staat bezüglich der Änderung umweltpolitischer Verfügungsrechte keinen institutionellen Beschränkungen unterliegt. Im Gegensatz dazu wurde bereits in Kap. 2.1.4 der Einfluss bestehender Institutionen auf die Transaktionskosten hervorgehoben. Auch in Bezug auf Verfügungsrechtsänderungen sind Ent-

¹⁷³ Vgl. Döhring/Pahl 2003, 12.

¹⁷⁴ Siehe hierzu auch Streeck 1994.

scheidungskompetenzen und Handlungsspielräume institutionell vorgegeben.¹⁷⁵ Daher sollte eine Analyse von Koordinationsmechanismen und -instrumenten zur Entscheidungsfindung und -umsetzung die institutionelle Ausgestaltung des jeweiligen Regelungsfeldes nicht unberücksichtigt lassen. Sowohl die Verfahren zur Schaffung von Regeln (die Metainstitutionen) als auch die bereits existierenden Regeln geben den Spielraum für zukünftige Transaktionen vor. Beispielsweise sind Regelungen, die an bereits etablierten Instrumenten ansetzen, mit geringeren Transaktionskosten verbunden als die Einführung neuer Instrumente.

Außerdem haben die beschränkten institutionellen Entscheidungskompetenzen auch unmittelbare Auswirkungen auf die Grenzen politischer Entscheidungen. Daher resultieren aus verschiedenen institutionellen Arrangements nicht nur unterschiedlich hohe Transaktionskosten für eine Entscheidung, vielmehr geben diese den Rahmen vor, innerhalb dessen Entscheidungen überhaupt möglich sind. Das begünstigt in der Regel Entscheidungen, die auf bestehenden umweltpolitischen Pfaden aufbauen. Dieses Phänomen wird auch mit dem Begriff der Pfadabhängigkeit erfasst.¹⁷⁶

In diesem Kontext können kooperative Lösungen helfen, Zeit und Kosten eines langwierigen Gesetzgebungsverfahrens zur Änderung der Verfügungsrechte zu sparen. Im Extremfall können die institutionellen Entscheidungsspielräume so eingeschränkt sein, dass kooperative Instrumente die einzige kurzfristige Möglichkeit darstellen, zumindest einen Minimalbeitrag der Regelungsadressaten zur Verringerung von Umweltbeeinträchtigungen zu erreichen. Institutionelle Beschränkungen wirken sich allerdings auch auf die Anreizsituation der Regelungsadressaten aus. Wenn die Regelungsadressaten wissen, dass der Staat nur über begrenzte institutionelle Möglichkeiten zur Veränderung der Verfügungsrechte verfügt, haben diese auch keinen unmittelbaren Anreiz, einen freiwilligen Beitrag anzubieten. Anders sieht es aus, wenn der Staat nur über wenige Mittel verfügt, diese jedoch mit einer hohen Eingriffsintensität bzw. hohen Kosten für die Unternehmen verbunden sind. Eine solche Situation stärkt die Verhandlungsposition des Staates. Gleichzeitig haben beide Seiten ein hohes Interesse daran, eine Kosten sparende kooperative Lösung zu finden.

¹⁷⁵ Siehe auch Bonus 1996, 36.

¹⁷⁶ Siehe u.a. Pierson 2000, 252. Das Phänomen der Pfadabhängigkeit findet allerdings ursprünglich keine Berücksichtigung innerhalb der NIÖ.

Die institutionellen Rahmenbedingungen lassen sich zum Teil in Analogie zur Spezifität von Markttransaktionen betrachten. Bei dem Aufbau von Institutionen werden ebenfalls Investitionen getätigt, die für zukünftige Änderungen der Institutionen relevant sind. Auch im Fall kooperativer Politikformen fallen Kosten für den Aufbau und die Unterhaltung von Kooperationsgremien an. Das verteuert einen Wechsel der Koordinationsmechanismen und -instrumente und eröffnet damit opportunistische Spielräume für die Regelungsadressaten. Es ist jedoch anzunehmen, dass die spezifischen Kosten der Einrichtung von Kooperationsformen relativ gering sind und daher als Einflussfaktor bezüglich der Reduktion von opportunistischem Verhalten keinen ähnlich hohen Stellenwert einnehmen wie spezifische Investitionen bei privatwirtschaftlichen Transaktionen. Die Spezifität der institutionellen Rahmenbedingungen beeinflusst jedoch in jedem Fall die Möglichkeiten und Kosten zukünftiger Regelsetzung.

2.3 Einflussfaktoren auf umweltpolitische Transaktionsformen

Die Frage nach dem staatlichen Zugang zu Informationen, die bei den Unternehmen liegen, hat Auswirkungen auf den gesamten Prozess der Entscheidungsfindung. Umweltpolitisch motivierte Verfügungsrechtsänderungen sind daher mit Transaktionskosten verbunden, die sich im Wesentlichen aus Informations-, Konflikt-, und Koordinationskosten – unter Berücksichtigung der bestehenden institutionellen Rahmenbedingungen – zusammensetzen. Verschiedene Faktoren wirken hierbei auf die unterschiedlichen Kostendimensionen. Die folgenden Tabellen stellen die wesentlichen Faktoren noch einmal zusammenfassend dar.

Tabelle 1: Strukturmerkmale umweltpolitischer Regelungsszenarien:¹⁷⁷

Informationsfaktoren	Ausprägung
Emissionsquellen: Lokalisierung	stationäre/mobile Quelle ¹⁷⁸
Emissionsquellen: Beobachtbarkeit	Punktquelle/Diffuse Quelle
Verhältnis Input/Emissionen	konstant/variabel
Verlauf der Schadensfunktion	flach/steil
Art der Schadenswirkung	global/hot spots
Unsicherheit bezüglich der negativen Wirkungen emittierter Stoffe	hoch/niedrig
Vermeidungskosten: Höhe	hoch/gering
Innovationspotenzial/Substitute	hoch/gering
Kosten der Emissionsmessung	hoch/gering
Informationsstand der Regulierer	gut/schlecht
Informationsasymmetrien zwischen Regulierern und Regelungsadressaten	Hoch/niedrig

Konfliktfaktoren	Ausprägung
(Geplantes) Regelungsniveau	hohe/niedrige Vermeidungskosten
(Geplantes) Regelungsniveau	hoher/niedriger Handlungsspielraum

Koordinationsfaktoren	Ausprägung
Anzahl der Emittenten	hoch/gering
Vermeidungskosten: Struktur	homogen/heterogen
Organisationsgrad der Emittenten	gering/hoch
Organisationsstruktur der Emittenten	homogen/heterogen

Institutionelle Faktoren	Ausprägung
Rechtlicher Status quo	kaum/stark reguliert
Institutioneller Entscheidungsspielraum	klein/groß
Verfügbare Instrumente	limitiert/ nicht limitiert
Aufbau auf bestehendem Instrumentarium	Ja/Nein

¹⁷⁷ In Anlehnung und Ausdifferenzierung von Michaelis 1996, 54.

¹⁷⁸ Der Einfachheit halber werden hier nur zwei mögliche Ausprägungen der Faktoren voneinander abgegrenzt. Die Faktoren können natürlich wesentlich mehr Ausprägungen annehmen, die zwischen den hier genannten anzusiedeln sind.

Die verschiedenen Einflussfaktoren haben je nach Koordinationsform bei Entscheidungsfindung, Instrumentierung und Vollzug unterschiedliche Auswirkungen auf die Transaktionskosten. Dieser Abschnitt diskutierte vor allem, wie sich die Transaktionskosten auf die Entscheidungsfindung auswirken und inwieweit sich daraus Gründe für eine kooperative Entscheidungsfindung ableiten lassen. Die Ergebnisse daraus lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Bei niedrigem Konfliktpotenzial kann das Informationsproblem über eine Einbindung der Regelungsadressaten in die Entscheidungsfindung unter Umständen zu geringeren Kosten bewältigt werden. Dabei besteht die Möglichkeit, die Informations- und Vollzugskosten durch die Einbindung der Regelungsadressaten zu senken. Bei hohem Konfliktpotenzial ist eine kooperative Überwindung des Informationsproblems aufgrund der mangelnden Anreize bei den Regelungsadressaten hingegen problematisch. Denn für die Emittenten ist dann ein Anreiz gegeben, ihr regelungsrelevantes Wissen strategisch einzusetzen. Wichtig ist daher, ob und zu welchen Kosten die Regulierer eine solche strategische Nutzung zumindest partiell aufdecken sowie durch die Rückkehr zu einer einseitig-hierarchischen Entscheidungsfindung sanktionieren können. Da die Regelungsadressaten nur Entscheidungen akzeptieren werden, die für sie mit geringeren Kosten verbunden sind, besteht die Gefahr, dass bei kooperativen Lösungen ein geringeres Regelungsniveau festgelegt wird als bei einseitig-hierarchischen Entscheidungen. Für einseitig-hierarchische Entscheidungsprozesse ist wiederum mit Schwierigkeiten bei der Festlegung und Durchsetzung eines bestimmten Regelungsniveaus zu rechnen. Je geringer die Informationsanforderungen sind, desto geringer sind allerdings auch die Kosten dafür.

Hohe Koordinationskosten können allerdings die Möglichkeiten für kooperative Entscheidungsprozesse beschränken, wohingegen einseitig-hierarchische Entscheidungsprozesse an institutionelle Grenzen stoßen können. Bezüglich der Informations- und der Konfliktdimension ist festzuhalten, dass für Kooperation insbesondere bei hohen Informationsasymmetrien und niedrigem Konflikt Transaktionskostenvorteile zu erwarten sind, wohingegen bei hohem Konflikt und niedrigen Informationsasymmetrien hierarchische Entscheidungen Vorteile bieten. Bei hohen Informationsasymmetrien und hohem Konfliktpotenzial weisen hingegen beide Koordinationsformen Probleme auf. Bei niedrigem Asymmetriegrad und niedrigem Konfliktpotenzial ist sowohl die hierarchische als auch die ko-

operative Koordination unproblematisch. Tabelle 2 fasst die Ergebnisse noch einmal zusammen.

Tabelle 2: Vorteile kooperativer und hierarchischer Entscheidungsprozesse

Problemstruktur	Geringer Konflikt	Hoher Konflikt
Hohe Informationsasymmetrien	Kooperation	Kooperation und Hierarchie problematisch
Niedrige Informationsasymmetrien	Kooperation und Hierarchie unproblematisch	Hierarchie

Während bisher die Transaktionskosten der Entscheidungsfindung im Vordergrund standen, werden im folgenden Abschnitt die Transaktionskosten der verschiedenen umweltpolitischen Instrumente diskutiert. In diesem Zusammenhang ist festzuhalten, dass sich die einzelnen Phasen der Umweltpolitik bezüglich der anfallenden Kosten nur begrenzt voneinander trennen lassen. Die Wahl des Koordinationsmechanismus bei der Zielfindung kann beispielsweise die Transaktionskosten des gewählten Instruments stärker beeinflussen als das Instrument selbst. Beispielsweise wird der Einsatz ordnungsrechtlicher Instrumente bei gleichzeitig kooperativer Entscheidungsfindung aufgrund einer höheren zu erwartenden Akzeptanz mit geringeren Vollzugskosten einhergehen als bei einer hierarchischen Festlegung des umweltpolitischen Ziels. Die einzelnen Phasen sind insofern in ihren Wirkungen auf die Transaktionskosten nicht unabhängig voneinander, sondern beeinflussen sich gegenseitig. Daher kann eine transaktionskostenorientierte Instrumentenanalyse die Phase der Entscheidungsfindung nicht unberücksichtigt lassen. Dies gilt ebenso für die nachgelagerte Phase der Implementierung umweltpolitischer Regelungen. Theoretisch sind verschiedene Kombinationen aus Koordinationsmechanismen und -instrumenten in den Phasen der Entscheidungsfindung, der Instrumentenwahl und des Vollzuges vorstellbar. Der folgende Abschnitt diskutiert die Transaktionskosten umweltpolitischer Instrumente. Ferner erweitert er die bisherigen Ausführungen zu den Gründen einer kooperativen Entscheidungsfindung durch die Verknüpfung mit dem umweltpolitischen Instrumentarium.

2.4 Transaktionskosten bei der Instrumentenwahl

Grundlegend für die Konzipierung aller Instrumente sind Informationen über Art, Umfang und Quelle einer Umweltbeeinträchtigung auf der einen Seite, sowie über Vermeidungsmöglichkeiten und -kosten auf der anderen Seite. Für die Umsetzung sind hingegen die

(unterschiedlich hohen) Informationskosten der Kontrolle wesentlich. Konflikte bezüglich der instrumentellen Ausgestaltung hängen einerseits von den jeweils resultierenden Kosten und Spielräumen für die Unternehmen und andererseits von den Regelungsalternativen ab. Unterschiedlich hohe Konflikte bestehen also nur dann, wenn – unter der Annahme, dass das Vermeidungsziel gleich bleibt – die verschiedenen Instrumente mit unterschiedlichen Kosten für die Unternehmen einhergehen. Der Konflikt kann jedoch unterschiedliche Konsequenzen haben. Diese Konsequenzen hängen von den Informationsanforderungen für den Einsatz und die Kontrolle der jeweiligen Instrumente ab. Je höher die Informationsanforderungen und je teurer und schwieriger die Überprüfbarkeit und Sanktionierung einer Nichteinhaltung, desto gravierender wirkt sich ein Konflikt auf die Transaktionskosten umweltpolitischer Maßnahmen aus. Daneben kann auch der Koordinationsaufwand zwischen den einzelnen Instrumenten erheblich variieren; auch die institutionellen Rahmenbedingungen beeinflussen die Möglichkeiten und Kosten der Instrumentierung.

Für marktliche Instrumente sind die Informationsanforderungen vergleichsweise gering, da die Verteuerung von Umweltbeeinträchtigungen die Entscheidung über die Höhe von Vermeidungsaktivitäten auf die Unternehmen überträgt. Bezüglich der Vermeidungskosten sind lediglich Informationen über die gesamtwirtschaftliche Elastizität der Emissionsreduktion notwendig, um weder zu hohe wirtschaftliche Belastungen für die Unternehmen zu schaffen noch die Zielerreichung durch zu niedrige Emissionssteuern zu gefährden. Emissionszertifikate sichern dagegen die Zielerreichung, da das Ziel durch die festgelegte Gesamtmenge der ausgegebenen Zertifikate fixiert ist. Dafür fallen bei Emissionszertifikaten Koordinationskosten bei der Einführung für die Definition und Zuteilung von Zertifikaten an.¹⁷⁹ Abgaben verursachen zwar auch Koordinationskosten bei der Einführung, diese sind jedoch geringer als bei Zertifikaten.

Marktliche Instrumente bringen in der Regel erhebliche Konflikte mit sich, da die Kosten für die Regelungsadressaten unmittelbar sichtbar sind und keine Spielräume zur Umgehung bestehen.¹⁸⁰ Allerdings behalten die Emittenten Entscheidungsspielräume bei der

¹⁷⁹ Vgl. dazu Endres 1994 und Bonus 1998.

¹⁸⁰ Um das Konfliktpotenzial zu senken, wird Vorschlägen zur Einführung von Abgaben auf umweltbeeinträchtigende Tätigkeiten allerdings häufig Aufkommensneutralität zugrunde gelegt. Die Abgabe soll also gesamtwirtschaftlich betrachtet zu keiner höheren Steuerlast führen. Dies wird erreicht, indem man im Gegenzug andere Abgabenarten senkt oder abschafft. Auch bei aufkommensneutraler Ausgestaltung sind verschiedene Akteure jedoch in unterschiedlichem Maße von der Abgabe betroffen, so dass dennoch Widerstand gegen die Einführung der Abgabe bestehen kann.

Wahl des individuell kostenoptimalen Vermeidungsniveaus. Der Freiheitsgrad für die Unternehmen ist daher höher als bei ordnungsrechtlichen Maßnahmen. Inwieweit durch den Konflikt Transaktionskosten entstehen, hängt von den Informationsanforderungen für die Entscheidungsfindung und den Vollzug ab. Gerade beim Vollzug von Abgaben- oder Zertifikatslösungen ist jedoch damit zu rechnen, dass eine Nichteinhaltung sowohl zu geringen Kosten kontrollierbar als auch sanktionierbar ist. Der zugrunde liegende Konflikt sollte für marktliche Instrumente daher nur mit geringen Transaktionskosten verbunden sein. Die im politischen Prozess empirisch beobachtbare kooperative Entscheidungsfindung bei der Festlegung des Abgabenniveaus ist daher nur bedingt institutionenökonomisch erklärbar. Insgesamt spricht auch aus Transaktionskostenperspektive – gerade wenn es viele heterogene Verursacher gibt – vieles für den Einsatz marktlicher Instrumente.¹⁸¹

Ordnungsrechtliche Maßnahmen¹⁸² erfordern im Gegensatz zu marktlichen Instrumenten umfangreichere Informationen über technisch mögliche und wirtschaftlich umsetzbare Standards und Grenzwerte.¹⁸³ Die Definition von Grenzwerten führt zumeist zu umfangreichen Konflikten. Aufgrund der hohen Informationsanforderungen ist eine einseitig-hierarchische Entscheidungsfindung erheblich eingeschränkt. Zudem können hierarchisch zustande gekommene ordnungsrechtliche Regelungen mit hohen Kosten des Vollzugs verbunden sein,¹⁸⁴ wenn sie gegen den Willen der Regelungsadressaten zustande gekommen sind. In den USA erhöhen sich die Vollzugskosten daneben häufig noch durch langwierige Rechtsstreitigkeiten und Gerichtsverfahren.¹⁸⁵ Grundsätzlich tragen hierarchische Entscheidungsmechanismen zwar zu einer strikteren Regelung bei, führen jedoch tendenziell zu größeren Schwierigkeiten bei der Umsetzung und verursachen Kontrollkosten zur Vermeidung eines Vollzugsdefizits.

Die Festlegung auf Grenzwerte wird daher häufig von vor- oder nachgelagerten Gremien vorgenommen, die mit staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren besetzt sind. Nachgela-

¹⁸¹ Siehe auch Lohmann 1999, 200.

¹⁸² Ordnungsrecht wird aus ökonomischer Perspektive zumeist als inflexibel und daher auch als ineffizient dargestellt. Diese Sicht lässt allerdings außer Acht, dass auch innerhalb des Ordnungsrechts Spielräume bestehen, und dieses häufig weniger starr ist, als dies im Regelfall postuliert wird. Vgl. zu einer differenzierteren Sicht auf das Ordnungsrecht Gawel/Lübbe-Wolff 2000 und Driesen 2003.

¹⁸³ Vgl. Linscheidt 2000, 183.

¹⁸⁴ Siehe zu Implementationsdefiziten in der Umweltpolitik u.a. Mayntz 1983.

¹⁸⁵ Vgl. Coglianese 1997.

gerte Gremien haben häufig die Aufgabe, unbestimmte Rechtsbegriffe wie den „Stand der Technik“ zu konkretisieren.¹⁸⁶ Solche Gremien können die Informations- und Vollzugskosten senken; gleichzeitig erhöhen sie jedoch aufgrund des bestehenden Konflikts die Entscheidungskosten. Die Akzeptanz kann wiederum durch die Senkung des Regelungsniveaus „erkauft“ werden. Darüber hinaus ist eine kooperative Entscheidungsfindung mit Koordinationskosten insbesondere bei den Regelungsadressaten verbunden, die das dezentral in den Unternehmen vorhandene Wissen über Vermeidungsmöglichkeiten bündeln müssen. Bei einseitig-hierarchischer Entscheidungsfindung können dagegen die Entscheidungskosten gesenkt und das Regelungsniveau erhöht werden. Dafür ist mit einem Ansteigen der Informations- und Vollzugskosten zu rechnen. Ferner besteht eine höhere Gefahr der Über- oder Unterregulierung aufgrund des unsicheren Informationsstands der Regulierer.

Ordnungsrechtliche Maßnahmen haben gegenüber marktlichen Instrumenten häufig den Vorteil, dass sie aufgrund der historisch gewachsenen Dominanz des Ordnungsrechts innerhalb der Umweltpolitik auf bestehenden Regelungen aufzubauen vermögen. Daher können ordnungsrechtliche Veränderungen innerhalb des bestehenden institutionellen Rahmens häufig zu geringeren Transaktionskosten durchgeführt werden. Grundsätzlich spricht jedoch auch aus Transaktionskostenperspektive aufgrund der hohen Informationsanforderungen nicht viel für ordnungsrechtliche Regelungen im Vergleich zu marktlichen Instrumenten. Ordnungsrechtliche Maßnahmen bieten sich allerdings dann an, wenn ähnliche Reduktionsleistungen von allen Verursachern notwendig sind und der Staat über das notwendige Wissen zur Festlegung der erlaubten Emissionshöhe verfügt.

Bei Selbstverpflichtungen lassen sich die Ebenen der Entscheidungsfindung und Instrumentierung am wenigsten voneinander abgrenzen.¹⁸⁷ Daher wird hier zunächst auf die Verbindung zwischen den beiden Ebenen eingegangen. In diesem Zusammenhang wird gegen Selbstverpflichtungen häufig angeführt, dass durch den Einbezug der Regelungsbe-

¹⁸⁶ Siehe zur kooperativen Konkretisierung von Gesetzen und Standards auch Lamb 1995 und Brennecke 1996.

¹⁸⁷ Grundsätzlich kann jedoch auch Selbstverpflichtungen ein einseitig-hierarchischer Entscheidungsprozess vorausgehen, in dem Ziele instrumentenunabhängig bestimmt werden. In diesem Fall wird nur die Umsetzung dieser Ziele mit den Unternehmen abgestimmt und gegebenenfalls über Selbstverpflichtung auf diese übertragen. Ein Beispiel hierfür sind die niederländischen Umwelpläne, innerhalb derer zunächst langfristige Ziele festgelegt wurden, die in großen Teilen über die so genannten Covenants umgesetzt wurden. Allerdings fand auch hier eine intensive Konsultation der Verbände bei der Entscheidungsfindung statt. Vgl. Gouldson/Murphy 1998, 103.

troffenen in die Entscheidungs- und Umsetzungsprozesse die Gefahr der Zielverwässerung und der Einigung zu Lasten Dritter bestünde.¹⁸⁸ Eine solche Kritik, die sich nicht auf die Instrumentenebene, sondern auf die Entscheidungsebene bezieht, lässt jedoch unberücksichtigt, dass kooperative Entscheidungsprozesse kein Alleinstellungsmerkmal von Selbstverpflichtungen sind, sondern ebenso vor der Einführung von Umweltabgaben oder ordnungsrechtlichen Regelungen zu beobachten sind.¹⁸⁹ Selbstverpflichtungen unterscheiden sich gegenüber ordnungsrechtlichen Regelungen oder marktlichen Anreizen deshalb nicht dadurch, dass die der Selbstverpflichtung zugrunde liegenden Ziele politisch ausgehandelt werden, sondern dadurch, dass diese Ziele nicht rechtlich fixiert werden.¹⁹⁰

Eine kooperative Entscheidungsfindung hat daher unabhängig vom letztendlichen Umsetzungsinstrument Auswirkungen auf den Anspruchsgehalt umweltpolitischer Maßnahmen. Hierbei ist jedoch anzumerken, dass sich der Vorwurf der Zielverwässerung – im Sinne einer intendierten, nicht über die Transaktionskosten begründbaren Abkehr vom optimalen Internalisierungsniveau – nicht aus der NIÖ ableiten lässt. Eine kooperative Entscheidungsfindung würde aus der NIÖ-Perspektive gar nicht stattfinden, wenn sie nicht (transaktionskosten-)effizienter wäre als alternative Koordinationsformen.

Die notwendigen Koordinationsprozesse vor Abgabe einer Selbstverpflichtung weisen jedoch Eigenheiten auf, die sich im Vergleich zu marktlichen oder ordnungsrechtlichen Instrumenten negativ auf den Anspruchsgehalt auswirken können. Grundsätzlich werden Industrieverbände dann bereit sein, eine Selbstverpflichtung abzugeben, wenn die antizipierten Kosten für die Mitgliedsunternehmen¹⁹¹ geringer sind, als die einer alternativ zu erwartenden staatlichen Regelung. Voraussetzung für die Abgabe und Umsetzung einer solchen Selbstverpflichtung ist allerdings eine besondere Koordinationsleistung des Ver-

¹⁸⁸ Vgl. bspw. Rennings et al. 1996.

¹⁸⁹ Stellvertretend für viele andere Beispiele seien hier die ausgiebigen Aushandlungsprozesse vor Einführung und Novellierung der Abwasserabgabe (vgl. u.a. Ewringmann/Gawel/Hansmeyer 1993) sowie die Aushandlungsprozesse bei der europäischen Chemikalienreform REACH genannt (auf REACH wird in Kapitel 6.5 noch ausführlich eingegangen).

¹⁹⁰ Vgl. Töller 2003, 24.

¹⁹¹ Dabei haben die Unternehmen in der Regel unterschiedlichen Einfluss auf die Verbandsposition. Bei der Aushandlung von Selbstverpflichtungszusagen spielen vor allem die Großunternehmen eine wesentliche Rolle. Aber auch die kleineren Unternehmen werden eine Selbstverpflichtungszusage nur dann akzeptieren, wenn sie die Erwartung haben, dass diese für sie mit geringeren Kosten einhergeht als die Umsetzung alternativer Politikmaßnahmen. Bei ungleicher Betroffenheit der Unternehmen, die ein Selbstverpflichtungsangebot verhindern könnten, ließe sich darüber hinaus aber auch an eine verbandliche Kompensation derjenigen Unternehmen denken, denen bei der Umsetzung besonders hohe Kosten entstehen.

bandes. Neben dem politischen Aushandlungsprozess zwischen Regulierern und Regelungsadressaten ist auch eine interne Abstimmung erforderlich, in der sich die betroffenen Unternehmen jeweils gegenüber ihrem Verband zu Maßnahmen für den Fall bereit erklären, dass dadurch eine staatliche Regelung abgewendet werden kann. Aufgrund des doppelten Abstimmungsprozesses ist bei Selbstverpflichtungen mit höheren Einigungskosten als bei den anderen Instrumenten zu rechnen.

Voraussetzung für den Abstimmungsprozess zwischen den Unternehmen ist zunächst, dass ein Verband existiert, der Entscheidungen stellvertretend für die betroffenen Unternehmen treffen kann. Darüber hinaus muss der Verband dazu in der Lage sein, einen aktiven Umweltbeitrag bei seinen Mitgliedern durchzusetzen, um im Gegenzug einen staatlichen Regelungsverzicht zu erreichen.¹⁹² Da alle Unternehmen einen Anreiz haben, ihren Beitrag innerhalb einer potenziellen Selbstverpflichtung gering zu halten, kann ein pareto-optimales Selbstverpflichtungsangebot am innerverbandlichen Koordinationsprozess scheitern. Das Kollektivgutdilemma wird insofern zunächst nur auf die Verbandsebene verschoben, auf der für die Mitgliedsunternehmen – ebenso wie auf gesamtwirtschaftlicher Ebene – ein Anreiz zum Trittbrettfahrerverhalten besteht. Hemmend auf den Anspruchsgehalt wirkt sich darüber hinaus aus, dass die Unternehmensverbände als Kooperationspartner des Staates in der Regel nicht die Vorreiterunternehmen bezüglich der Anwendung von Vermeidungsmaßnahmen repräsentieren, sondern vielmehr den kleinsten gemeinsamen Nenner ihrer Mitglieder vertreten.¹⁹³ Daher sind Selbstverpflichtungsangebote, die über das, was ohnehin geplant ist (business as usual) oder über Maßnahmen, die sich auch aus wirtschaftlichen Gründen für die Unternehmen lohnen (no regret-Maßnahmen), hinausgehen, als äußerst anspruchsvoll anzusehen.

Ebenso treten Koordinationsprobleme bei der Umsetzung abgegebener Selbstverpflichtungen auf, da der zuständige Verband formal nur begrenzt über Sanktionsmittel gegenüber seinen Mitgliedsunternehmen verfügt und daher eine Einhaltung nur bedingt gewährleisten kann. Der Prozess der Aushandlung und Umsetzung von Selbstverpflichtungsangeboten ist insofern sehr voraussetzungsvoll. Die verbandliche Aufteilung von Vermeidungsaktivitäten geht mit hohen Koordinationskosten einher. Aufgrund der negativen An-

¹⁹² Vgl. Hilbert/Voelzkow 1984, 144.

¹⁹³ Siehe zu den Folgen auch Ashford 2002.

reize der Unternehmen bezüglich der Aufdeckung eigener Vermeidungskosten ist zudem – im Gegensatz zu marktlichen Instrumenten – nicht damit zu rechnen, dass eine optimale Aufteilung der Vermeidungskosten erfolgt.¹⁹⁴ Die notwendigen Koordinationsleistungen sind dann einfacher und zu geringeren Kosten möglich, wenn nur wenige und von ihren Vermeidungsmöglichkeiten her sehr homogene Unternehmen von einer Selbstverpflichtung betroffen sind, die alle vom selben Verband vertreten werden. Zudem werden sich die Unternehmen eher unter der Voraussetzung zu Maßnahmen bereit erklären, dass sie über das entsprechende technische Wissen verfügen und die Umsetzung der Maßnahmen mit niedrigen Kosten verbunden ist.

Selbstverpflichtungen kommen im Gegensatz zu den anderen Instrumenten nur dann zum Einsatz, wenn diese nicht nur von den Regulierern, sondern auch von den Regelungsadressaten als kostengünstigste Lösung angesehen werden. Die Kosten einer Selbstverpflichtung inklusive der Transaktionskosten müssen also für beide Seiten unter denen einer alternativen staatlichen Regelung liegen. Unter welchen Umständen bringen nun Selbstverpflichtungen Kostenvorteile sowohl für den Staat als auch für die Emittenten? Die Unternehmen haben zunächst Vorteile aus der geringeren Eingriffstiefe. Selbstverpflichtungen bieten insbesondere gegenüber ordnungsrechtlichen Maßnahmen sowohl hinsichtlich der Wahl von Vermeidungsmaßnahmen als auch hinsichtlich der zeitlichen Umsetzung eine höhere Flexibilität. Die Unternehmen regeln über ihren Verband selbst, wo und wie sie Vermeidungsaktivitäten durchführen. Flexibilität ist zwar auch bei marktlichen Instrumenten gegeben. Der wesentliche Vorteil gegenüber Abgaben oder Emissionszertifikaten liegt für die Unternehmen allerdings darin, dass für die verbleibenden Emissionen keine Kosten anfallen. Außerdem können sich Vorteile von Selbstverpflichtungen auch durch längerfristig vereinbarte Umsetzungszeiträume ergeben. Dadurch haben die Unternehmen Spielräume für die Implementierung anspruchsvoller Produktionsumstellungen. Allerdings besteht ebenso die Gefahr, dass diese Zeiträume opportunistisch zur Verschleppung von Vermeidungsmaßnahmen genutzt werden.¹⁹⁵

¹⁹⁴ Vgl. Lohmann 1999, 199. Allerdings wird als eine theoretische Lösung zur Gewährleistung einer kostenoptimalen Allokation auch die Einführung innerverbandlicher Emissionszertifikate vorgeschlagen. Vgl. Glachant 1994.

¹⁹⁵ Vgl. zu den möglichen Lerneffekten von Selbstverpflichtungen Aggeri 1999 und skeptisch bezüglich der daraus vergrößerten Opportunismusspielräume Lohmann 1999, 217.

Daneben besteht ein Vorteil von Selbstverpflichtungen in einem häufig niedrigeren Vermeidungsniveau. Die Wahrscheinlichkeit der Abgabe einer Selbstverpflichtung steigt hierbei mit der Absenkung des Anspruchsgehalts an.¹⁹⁶ Zudem besteht aufgrund der rechtlichen Unverbindlichkeit von Selbstverpflichtungen auch Spielraum für eine partielle Nichteinhaltung. Sofern über Selbstverpflichtungen ein bestimmtes Vermeidungsniveau jedoch nicht gewährleistet wird, ist zu erwarten, dass die Regulierer die Selbstverpflichtung nicht akzeptieren. Die bestehenden Informationsasymmetrien stehen allerdings einer vollständigen Beurteilung des Anspruchsgehalts von Selbstverpflichtungen entgegen.

Die Regulierer können dadurch Transaktionskostenvorteile haben, dass sie bei Selbstverpflichtungen die Umsetzung an die Verbände weitergeben. Durch diese Delegation sinken die Informationsanforderungen, da keine differenzierten Informationen über Vermeidungsmöglichkeiten und -kosten notwendig sind. Vielmehr wird das dezentral vorhandene technische Anpassungswissen genutzt. Bezüglich der sonstigen Informationskosten vor Abgabe einer Selbstverpflichtung kann die frühzeitige Einbindung der Emittenten in die Entscheidungsfindung den Zugang zu regelungsrelevanten Informationen erleichtern. Allerdings bleibt auch hier die Gefahr der strategischen Informationsnutzung bestehen. Zudem kommt aufgrund der rechtlichen Unverbindlichkeit von Selbstverpflichtungen der Frage nach der Einhaltung abgegebener Zusagen eine besondere Bedeutung zu. Grundsätzlich können zwar bei der Umsetzung von allen umweltpolitischen Instrumenten Implementierungsdefizite auftreten¹⁹⁷, diese sind jedoch zumindest formalrechtlich sanktionierbar. Dagegen kann die Nicht-Einhaltung einer Selbstverpflichtung nicht unmittelbar rechtlich geahndet werden.

Wesentlich für die Einhaltung von Selbstverpflichtungen sind daher einerseits die Sanktionsfähigkeit des Verbandes und andererseits die staatliche Drohung mit dem Einsatz alternativer Instrumente. Die formalen Sanktionsmöglichkeiten des Verbandes sind jedoch erheblich eingeschränkt. Ein theoretisch denkbarer Verbandsausschluss erscheint weder verhältnismäßig noch wäre er im Interesse des Verbandes. Sanktionsmöglichkeiten bestehen daher lediglich auf der Ebene informeller Institutionen.¹⁹⁸ Durch gegenseitige Verhal-

¹⁹⁶ Vgl. Lohmann 1999, 204.

¹⁹⁷ Politikwissenschaftliche Analysen weisen beispielsweise auch für ordnungsrechtliche Regelungen erhebliche Implementationsdefizite nach. Siehe hierzu insbesondere Mayntz 1983.

¹⁹⁸ Siehe hierzu ausführlich Voigt 2000.

tenserwartungen und Kontrolle der Verbandsmitglieder steigen die sozialen Kosten einer Nichteinhaltung. Ob die verbandsinternen Verhaltensnormen jedoch ausreichen, um das vorhandene Anreizdilemma zu überwinden, ist fraglich. Allerdings haben Verband und Unternehmen – sofern sie den Einsatz anderer Instrumente abwenden wollen – ein hohes Interesse an der Einhaltung der Selbstverpflichtung. Der Anreiz, sich kurzfristig opportunistisch zu verhalten, ist dabei – in Abhängigkeit von der Aufdeckungswahrscheinlichkeit – umso geringer, je größer der Vorteil zukünftiger Selbstverpflichtungen ist, die durch ein solches Verhalten gefährdet würden.¹⁹⁹ Diesem kollektiven Interesse an einer Einhaltung steht jedoch immer der individuelle Anreiz entgegen, den eigenen Beitrag an der Einhaltung der Selbstverpflichtung möglichst gering zu halten. Da deshalb die staatliche Kontrolle auch bei Selbstverpflichtungen notwendig bleibt, ist fraglich, ob Selbstverpflichtungen tatsächlich niedrigere Vollzugskosten bedingen.

Ein besonderes Argument für Selbstverpflichtungen ergibt sich darüber hinaus aus den Besonderheiten der Chemiebranche. Während der umweltökonomische Instrumentenvergleich zumeist auf der effizienten Reduktion von äquivalenten Emissionen – wie z.B. Kohlendioxid –basiert, resultiert ein wesentliches Umweltproblem innerhalb der chemischen Industrie aus der Produktion, Verwendung und Entsorgung der produzierten Stoffe selbst. Aufgrund der Vielzahl der produzierten Stoffe – mit unterschiedlichen Eigenschaften sowie hohem Unwissen bezüglich dieser Eigenschaften – besteht das Problem hoher Informationskosten. Die große Menge produzierter Einzelstoffe, die mit unterschiedlichen Risiken und Gefährdungen verbunden sind, dürfte über eine individuelle Besteuerung nur begrenzt zu bewältigen sein bzw. mit sehr hohen Transaktionskosten einhergehen. Gerade bei hoher Unsicherheit gegenüber den negativen Stoffwirkungen, die eine Bestimmung eines optimalen Internalisierungsniveaus nicht ansatzweise zulässt, ist mit großen Problemen bei der Festlegung des Abgabenniveaus zu rechnen. Um den unterschiedlichen Wirkungen der Stoffe gerecht zu werden, müsste zudem ein differenziertes Abgabensystem geschaffen werden, das einen Großteil der Stoffe adäquat erfasst. Die Auswahl derjenigen Stoffe, die in ein solches Abgabensystem einbezogen würden, wäre sicherlich mit erheblichen Konflikten verbunden.

¹⁹⁹ Auf dieses Argument wird im nächsten Abschnitt noch näher eingegangen.

Zwar finden sich innerhalb umweltökonomischer Instrumentenanalysen vereinzelt Arbeiten zu chemikalienbezogenen Abgabelösungen.²⁰⁰ Empirisch stellen allerdings einzelstoffbezogene Selbstverpflichtungen vor allem eine Alternative zu ordnungsrechtlichen Maßnahmen dar. Ordnungsrechtliche Maßnahmen sind – wie gesagt – mit einer hohen Eingriffsintensität verbunden und nicht so flexibel einsetzbar wie Selbstverpflichtungen. Zudem sind diese teilweise auch institutionell beschränkt²⁰¹ oder erst nach einem langwierigen Gesetzesverfahren einsetzbar. Gerade bei Unsicherheit gegenüber den Stoffwirkungen können daher Selbstverpflichtungen zu frühzeitigen unternehmerischen Vermeidungsaktivitäten beitragen.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass Selbstverpflichtungen im Vergleich zu anderen Mechanismen der Zielerreichung mit geringeren Informations- und Vollzugskosten verbunden sein können. Inwieweit das der Fall ist, hängt im Wesentlichen von der Struktur des Umweltproblems ab. Die Problemstruktur hat ebenfalls Auswirkungen auf die Eini-gungskosten, die bei Selbstverpflichtungen aufgrund des doppelten Abstimmungsprozesses tendenziell höher liegen als bei marktlichen oder ordnungsrechtlichen Instrumenten. Günstige Ausgangsbedingungen für die Koordinierung und Umsetzung einer Selbstverpflichtung sind gegeben, wenn nur wenige Unternehmen betroffen sind, diese spezifisches Wissen über technische Reduktions- bzw. Substitutionsmöglichkeiten haben und die Umsetzung mit niedrigen Kosten verbunden ist, bzw. no-regret-Potenziale bestehen.²⁰² Grundsätzlich zeigt die Analyse jedoch, dass bei gegebenem Zielniveau marktliche Instrumente – insbesondere bei vielen und heterogenen Verursachern – auch unter Transaktionskostenperspektive Vorteile gegenüber anderen umweltpolitischen Instrumenten aufweisen.

Bezüglich einzelstoffrechtlicher Regelungen sind jedoch marktliche Instrumente aufgrund der Vielfalt und Unsicherheit gegenüber den Stoffen und Stoffwirkungen nur begrenzt einsetzbar, da sie mit prohibitiv hohen Transaktionskosten einhergehen. In diesen Fällen

²⁰⁰ Siehe Pichl (1993) für die Einführung einer Chlorsteuer, Ewringmann/Mark (1990) für eine Steuer auf Cadmium sowie Friege (1990) bezüglich einer Chemiesteuer, deren Abgabenhöhe für einzelne Stoffe sich aus einer Formel, die bestimmte Stoffeigenschaften umfasst, berechnen lässt. Eine ernsthafte Diskussion im politischen Raum über die Einführung einer Chemiesteuer hat es allerdings zu keinem Zeitpunkt gegeben.

²⁰¹ Diese Beschränkungen ergeben sich u.a. auch aus dem EU-Recht. Eine detaillierte Darstellung der institutionellen Rahmenbedingungen in der Chemikalienpolitik erfolgt in Kapitel 6.1.

²⁰² Vgl. auch Linscheid, 2000, 19 und Lohmann 1999, 194ff.

stellen Selbstverpflichtungen eine eingriffsärmere Alternative zu ordnungsrechtlichen Maßnahmen dar. Daneben resultieren Vorteile von Selbstverpflichtungen auch aus bestehenden institutionellen Beschränkungen, wenn etwa alternative Regelungen sehr zeitaufwändig sind oder deren Umsetzung enge Grenzen gesetzt sind.

Inwieweit die Vorteile von Selbstverpflichtungen in verschiedenen Ausgangssituationen realisiert werden können, hängt auch von der Rolle des Staates ab. Staatlicher Druck ist sowohl bezüglich des Anspruchsgehaltes als auch bei der Umsetzung von Selbstverpflichtungen erforderlich. Um die Überprüfbarkeit von Selbstverpflichtungen durch den Staat zu sichern und Informationsprobleme zu vermeiden, ist die Festschreibung eindeutiger und messbarer Ziele hilfreich.²⁰³ Durch solche Maßnahmen sinken auch die Vollzugskosten. Ob diese bei Selbstverpflichtungen jedoch unter denen anderer Instrumente liegen, ist fraglich.

Ferner zeigt der Vergleich unterschiedlicher Koordinationsformen und -instrumente, dass die jeweilige Ausgestaltung erheblich variieren kann. Dies kann auch die Höhe der Transaktionskosten beeinflussen. Die Frage nach verschiedenen Ausgestaltungsformen von Kooperation greift Abschnitt 4.2 auf.

Dieser Abschnitt beschäftigte sich mit der Frage, unter welchen Umständen über Kooperation potenziell Kostenvorteile gegenüber anderen Koordinationsformen bestehen. Der nächste Abschnitt untersucht dagegen anhand der Spieltheorie – auf Grundlage der institutionenökonomischen Annahmen –, unter welchen Bedingungen die Realisierung der Vorteile auch tatsächlich zu erwarten ist.

2.5 Spieltheoretische Erweiterung

2.5.1 Produktions- und Verteilungsspiel

Die bisherigen Ausführungen behandelten am Rande bereits die Gefährdung der potenziellen Vorteile von Kooperation durch die opportunistische Nutzung von Informationsasymmetrien. In diesem Abschnitt steht nun die Frage im Vordergrund, unter welchen Bedingungen mögliche Kooperationsgewinne bei Entscheidungsfindung und Instrumentenwahl tatsächlich realisiert werden. Von Interesse sind daher Problemkonstellationen, bei

²⁰³ Siehe auch Knebel/Wicke/Michael 1999.

denen sich beide Seiten über Kooperation im Vergleich zu einseitigem Handeln besser stellen können. Die folgende Analyse geht davon aus, dass sowohl Informationsasymmetrien als auch Verteilungskonflikte vorliegen; dagegen wird von Koordinationsproblemen und institutionellen Beschränkungen abstrahiert. Innerhalb dieser Ausgangskonstellation lassen sich idealtypisch eine Produktions- und eine Verteilungsebene voneinander abgrenzen.²⁰⁴ Die Produktionsebene bezieht sich auf die Einbindung interessengruppenspezifischer Ressourcen wie z.B. entscheidungsrelevanter Informationen in den Politikprozess, mit dem Ziel, den staatlichen Regelungoutput zu verbessern. Eine solche Verbesserung kann in Anlehnung an die bisherigen Ausführungen darin bestehen, dass über die Ressourcen der eingebundenen Akteure mehr Wissen verfügbar ist, das zur Schaffung von adäquaten Umweltregelungen beiträgt (Phase der Entscheidungsfindung). In anderen Fällen vermag die Einbindung interessengruppenspezifischer Ressourcen über eine kooperative Umsetzung von Umweltzielen die gesamtwirtschaftlich anfallenden Transaktionskosten zu senken (Phase der Instrumentierung). Grundsätzlich sind verschiedene Situationen vorstellbar, in denen über Kooperation Ressourcen gebündelt werden. Wenn der Staat hingegen einseitig-hierarchisch handelt, muss er die notwendigen Informationen selbst beschaffen. Dies ist mit Kosten verbunden und kann eine schlechtere Regelungsgrundlage im Vergleich zu der Nutzung von Unternehmensinformationen zur Folge haben.

Auf der Verteilungsebene geht es hingegen um die kooperative Einigung innerhalb bestehender Interessenkonflikte. In konfliktorientierten Kooperationsformen wird insbesondere die Akzeptanz wichtiger Interessengruppen gegen die Beteiligung an einer politischen Entscheidung getauscht. Grundsätzlich lässt sich daher festhalten, dass das Ziel von aufgabenorientierter Kooperation primär in der Verbesserung bzw. Erhöhung und von verteilungsorientierter Kooperation in der Durchsetzung bzw. Akzeptanz staatlicher Regelungen liegt.

Produktions- und Verteilungsebene innerhalb kooperativer Politikformen lassen sich auch spieltheoretisch²⁰⁵ formalisieren.²⁰⁶ Dabei lässt sich zeigen, dass eine Kooperation häufig

²⁰⁴ Vgl. Lohmann 1999, 269.

²⁰⁵ Zu den Grundkonzepten der Spieltheorie siehe Holler/Illing 1996 oder Osborne 2004.

²⁰⁶ Zu spieltheoretischen Darstellungen umweltpolitischer Regelungskonstellationen siehe auch Schmelzer 1999, Linscheid/Ochtrop 1999, Wegner 1998 und Winter 2001. Zur spieltheoretischen Unterscheidung zwischen Produktions- und Verteilungsebene siehe Scharpf 2000a.

auch dann nicht stabil ist, wenn diese für beide Seiten pareto-superior wäre. Im Folgenden werden daher verschiedene spieltheoretische Konstellationen diskutiert.²⁰⁷ Für die Regelungsadressaten wird unterschieden zwischen kooperativem Verhalten in Form der Weitergabe wahrer Informationen und defektivem Verhalten durch die Weitergabe von falschen Informationen. Kooperatives Verhalten des Staates drückt sich in der Wahl eines abgesprochenen Regelungsgrades aus, wohingegen defektives Verhalten sich in der einseitigen Wahl eines strikten Regelungsniveaus äußert. In einem ersten Schritt wird davon ausgegangen, dass beide Seiten die Auszahlungsvektoren für die verschiedenen Kombinationen zwischen einseitigem und kooperativem Handeln kennen. Auch wird zunächst angenommen, dass der Staat ex post feststellen kann, ob die Emittenten wahre oder falsche Informationen weitergegeben haben. In weiteren Schritten wird darauf aufbauend die Annahme asymmetrischer Informationen in die Analyse integriert. Ferner wird zunächst angenommen, dass beide Seiten sich darüber verständigen können, ob sie kooperieren werden, eine solche Absprache jedoch weder bindend noch sanktionierbar ist. Das Spiel wird mehrfach wiederholt, so dass die Nicht-Einhaltung einer Kooperationszusage mit einseitigem (defektivem) Handeln in der nächsten Runde beantwortet werden kann.

Zunächst geht es um die Analyse eines reinen Produktionsspiels. In diesem Fall kann der Staat über die Informationen der Unternehmen eine Regelung schaffen, die für beide Seiten Kosten sparend ist, da dadurch eine aufwändige und ineffiziente Regelung vermieden wird. Insofern besteht für die Regelungsadressaten bezüglich der Weitergabe wahrer Informationen Anreizkompatibilität, da sie sich mit der Weitergabe falscher Informationen schlechter stellen würden:

Tabelle 3: Beispiel für ein Produktionsspiel

		Regelungsadressaten	
		Kooperation (Wahre Information)	Defektion (Falsche Information)
Regulierer	Kooperation	10;4	0;3
	Hierarchie	7;3	0;0

Die oben genannten Auszahlungen entsprechen gleichzeitig dem jeweiligen Nutzen für Regelungsadressaten und Regulierer. Der Nutzen der Regulierer ist ferner identisch mit

²⁰⁷ Die Konstruktion der Ausgangssituation erfolgt in Anlehnung an Wegner 1998, 55.

dem Nutzen für das Allgemeinwohl. Kooperation ist im dargestellten Fall die wechselseitig beste Antwort und stellt somit ein Nash-Gleichgewicht dar.²⁰⁸ Das oben konstruierte Beispiel geht zwar von einem größeren Vorteil für den Staat aus, allerdings sind für beide Seiten die Auszahlungen bei gegenseitiger Kooperation höher als bei allen anderen Strategiekombinationen. Unter der oben dargestellten Konstellation ist es für beide Seiten die dominante Strategie, zu kooperieren. In diesem theoretischen Idealfall wäre auch bei Vorliegen asymmetrischer Informationen zwischen Staat und Unternehmen Anreizkompatibilität gegeben.²⁰⁹

Ausschließlich produktionsorientierte Kooperationsformen sind allerdings selten, denn gerade umweltpolitische Regelungen gehen – wie bereits dargestellt – im Normalfall mit Verteilungskonflikten einher, da sie zu Kostenbelastungen für die Regelungsadressaten führen. Ein reines Verteilungsspiel lässt sich wiederum folgendermaßen konstruieren:

Tabelle 4: Beispiel für ein Verteilungsspiel

		Regelungsadressaten	
		Kooperation (Wahre Information)	Defektion (Falsche Information)
Regulierer	Kooperation	2;3	1;4
	Hierarchie	4;1	3;2

Die Gesamtauszahlung ist für jede Strategiekombination gleich und verteilt sich jeweils lediglich unterschiedlich auf Regulierer und Regelungsadressaten. Die Regulierer haben in diesem Fall die dominante Strategie einseitig-hierarchisch zu entscheiden und die Regelungsadressaten haben die dominante Strategie zu defektieren. Das Nash-Gleichgewicht ohne verbindliche Absprachen liegt daher bei gegenseitiger Defektion. Für den Staat gibt es keinen Anreiz, auf eine Kooperation einzugehen, da er sich durch einseitig-

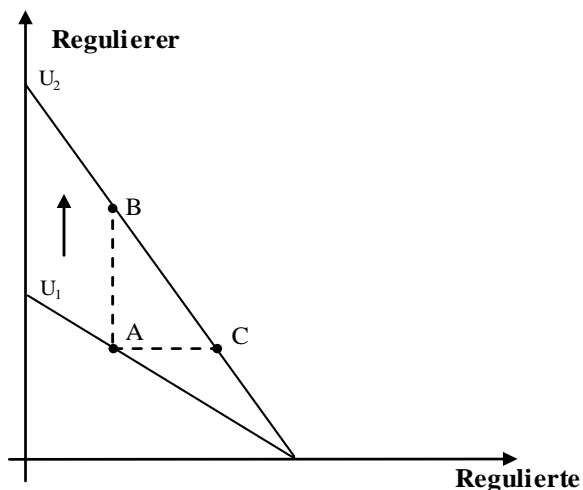
²⁰⁸ Zum Nash-Gleichgewicht siehe Nash 1950.

²⁰⁹ Wenn Verteilungsorientierung keine oder nur eine untergeordnete Rolle spielt, kann sich der Staat auch darauf beschränken, Kooperationsformen zwischen staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren zur Sammlung dezentraler Informationen zu initiieren, um eventuell bestehende Transaktionskosten der Organisation zu überwinden. Eine solche Delegation öffentlicher Aufgaben ist zum Beispiel innerhalb der Normung weit verbreitet, wenngleich diese nicht vollkommen von Verteilungsfragen zu trennen ist. Spieltheoretisch betrachtet entspricht die Normung dem "battle of the sexes". Für alle Seiten ist hierbei eine gemeinsame Regelung für eine Norm besser als gar keine. Allerdings können unterschiedliche Präferenzen hinsichtlich verschiedener Normungsmöglichkeiten bestehen, so dass eine Einigung auf eine gemeinsame Regelung zu erwarten ist, jedoch mehrere Lösungen möglich sind.

hierarchisches Handeln unabhängig von der Entscheidung der Regelungsadressaten besser stellt. In reinen Verteilungskonfliktsituationen im Sinne von Nullsummenspielen, in denen die eine Seite gewinnt, was die andere Seite verliert, bringen kooperative Politikformen gegenüber einseitig-hierarchischen Entscheidungen keinen gesamtwirtschaftlichen Mehrwert. Bei reinen Verteilungskonflikten ist Kooperation daher weder pareto-optimal noch stabil. Auch wiederholte Interaktion ändert an diesem Ergebnis nichts.

Meist liegen jedoch Mischformen zwischen Aufgaben- und Verteilungsorientierung vor. Einerseits ist der Staat auf Informationen angewiesen, die für die Entscheidungsfindung relevant sind und dazu dienen, eine adäquate Regelung zu generieren. Andererseits haben die Regelungsadressaten, die diese Ressourcen in den politischen Prozess einbringen, ein Interesse daran, Regelungen in ihrem Sinne zu verändern. Produktions- und Verteilungsspiel werden zwar zumeist nicht separat gespielt, lassen sich jedoch theoretisch voneinander trennen. Auf der Produktionsebene erzielen die Kooperationspartner einen höheren Output als ohne Kooperation. Auf der Verteilungsebene wird dieser Output zwischen den Kooperationspartnern „aufgeteilt“. Daher werden Produktions- und Verteilungsspiel im Folgenden zunächst als zwei sequenzielle Spiele betrachtet.²¹⁰

Abbildung 2: Sequenzielles Produktions- und Verteilungsspiel²¹¹



²¹⁰ Die zeitliche Abfolge von Produktions- und Verteilungsspiel kann dabei unterschiedlich sein. Hierbei können auch mehrere Produktions- und Verteilungsspiele miteinander zusammenhängen. Beispielsweise kann die kooperative Entscheidungsfindung als Produktionsspiel betrachtet werden, wohingegen die Einigung auf einen bestimmten Regelungsausput ein Verteilungsspiel darstellt. Eine daran anschließende kooperative Umsetzung würde wiederum ein weiteres Produktionsspiel bedeuten.

²¹¹ Graphik in Anlehnung an Darstellung aus Scharpf 2000a, 284.

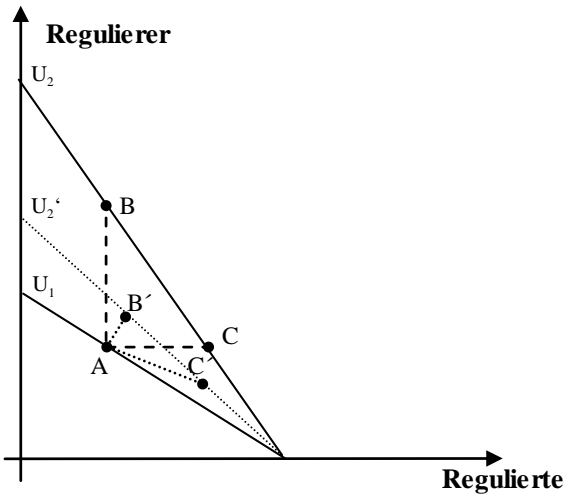
U_1 stellt die Nutzenverteilung der Allokation zwischen Regulierern und Regelungsadressaten ohne Kooperation dar. Die x -Achse bildet den Nutzen der Regulierten ab, während die y -Achse den Nutzen der Regulierer anzeigt, der nach wie vor identisch mit dem Allgemeinwohl ist. Im Ausgangszustand liegt die Verteilung zwischen den Regulierern und den Regelungsadressaten in Punkt A. Wäre Kooperation ein reines Nullsummenspiel, könnten Verteilungen nur auf der Geraden U_1 erreicht werden. In einem Produktionsspiel auf der ersten Ebene kann jedoch der potenzielle Output auf U_2 erhöht werden. Der Schnittpunkt der Nutzengeraden mit der x -Achse lässt sich hierbei als Maximalnutzen der Regelungsadressaten im Zustand ohne Umweltpolitik deuten. Dieser Punkt maximalen Nutzens ändert sich auch bei der Verschiebung der Nutzengeraden nicht. Dies erklärt die Drehung der Nutzengeraden U_2 .

Die Verteilung findet auf der zweiten Ebene statt und bewegt sich zwischen den beiden Extremwerten B und C, da nur innerhalb dieser Grenzen die Pareto-Bedingung erfüllt ist. Beide erhalten danach wenigstens einen Output, der größer gleich dem Output ohne Kooperation ist. Wie die Verteilung zwischen B und C erfolgt, ist hingegen nicht determiniert und hängt von der jeweiligen Verhandlungsstärke der Akteure ab. Bei zwei Kooperationsparteien entspricht dies der Situation in einem bilateralen Monopol²¹². Formal ist der Staat zwar durch die Möglichkeit, auch einseitig-hierarchisch entscheiden zu können, in der stärkeren Verhandlungsposition, allerdings ist er auf die Ressourcen der Regelungsadressaten angewiesen, um überhaupt die Gerade U_2 zu erreichen. In jedem Fall können bei einer solchen Trennung der beiden Ebenen die Kooperationsgewinne realisiert werden.

Die Verteilungsproblematik auf der zweiten Ebene beeinträchtigt allerdings die Produktivität von Kooperation auf der ersten Ebene, da die Informationsasymmetrien einen Anreiz für die nicht-staatlichen Akteure schaffen, vorhandene Informationsressourcen strategisch zu ihren Gunsten und nicht zur potenziellen Erhöhung bzw. Verbesserung des Outputs einzubringen. Eine solche strategische Nutzung besteht beispielsweise darin, Umweltrisiken und Emissionsvermeidungspotenziale zu untertreiben und Kosten für Umweltregelungen zu übertreiben. Dies verdeutlicht Abbildung 3:

²¹² Siehe hierzu auch Geldsetzer 2001, 52.

Abbildung 3: Produktions- und Verteilungsspiel unter Berücksichtigung von asymmetrischen Informationen



In Abbildung 3 bestehen für die Regulierer Informationsasymmetrien sowohl gegenüber der verbesserten Allokation als auch gegenüber der Verteilung. Die Regulierer glauben auf Grundlage der Informationen der Regelungsadressaten, dass durch die Kooperation die Allokationsgerade U_2 erreicht werden konnte und die Verteilung durch die Punkte B und C begrenzt ist. Die Regelungsadressaten wissen jedoch, dass nur die Gerade U_2' erreicht wurde und die vermeintlichen Punkte B und C bei B' und C' liegen. Aufgrund der bestehenden asymmetrischen Informationen können die Regelungsadressaten die Distribution also je nach Aufteilung zwischen B' und C' im Vergleich zu einseitig-hierarchischem Handeln auf Kosten der Regulierer zu ihren Gunsten verbessern. Der Nutzen kann für die Regulierer sogar unter dem im Ausgangszustand in Punkt A sinken, so dass eine Kooperation mit Wohlfahrtsverlusten einhergehen würde. Die Verteilungsdimension gefährdet daher die Realisierung potenzieller Kooperationsgewinne. Folgende Auszahlungsmatrix illustriert dies analog zur graphischen Darstellung:²¹³

²¹³ Siehe analog zu dieser Modellierung auch Wegner 1998, 64.

Tabelle 5: Produktions- und Verteilungsspiel

		Regelungsadressaten	
		Wahre Information (Kooperation)	Falsche Information (Defektion)
Regulierer	Kooperation	8+e,8-e	1,8
	Hierarchie	8,0	4,2

Das Spiel ist so aufgebaut, dass gegenseitige Kooperation zur höchsten Gesamtauszahlung führen würde. Für e gilt, dass $0 < e < 6$ sein muss, damit die Regelungsadressaten den Zustand gegenseitiger Kooperation dem Zustand gegenseitiger Defektion vorziehen. Da jedoch die Auszahlung für die Regelungsadressaten durch Defektion noch erhöht werden kann, da 8 größer oder gleich $8-e$ ist, haben diese einen Anreiz, falsche Informationen weiterzugeben. Die beste Antwort des Staates auf Defektion wäre wiederum einseitiges Handeln. Die Konstruktion des Spiels weist daher Ähnlichkeiten zur Struktur des Gefangenendilemmas auf.²¹⁴ Allerdings ist das Spiel so konstruiert, dass Defektion nicht für beide Seiten, sondern nur für die Regelungsadressaten dominante Strategie ist. Für die Regulierer ist die beste Antwort auf Kooperation der Regelungsadressaten auch zu kooperieren sowie Defektion mit einseitig hierarchischem Handeln zu beantworten.

Das Spiel wird mehrfach wiederholt. Der Staat legt in jeder Runde neu fest, ob er einseitig-hierarchisch entscheidet oder ob er kooperiert. Allerdings kann er eine mögliche Defektion der Regelungsadressaten in jeder Runde nur mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit aufdecken. Die Regelungsadressaten ziehen wiederum die gegenseitige Kooperation dem Zustand gegenseitiger Defektion vor. Sobald der Staat die Defektion der Regelungsadressaten entdeckt, ist zu erwarten, dass er ab diesem Zeitpunkt einseitig-hierarchisch entscheidet. Die Regelungsadressaten wägen daher den bis zur Aufdeckung realisierbaren Defektionsgewinn gegen den in allen Perioden möglichen Kooperationsgewinn ab. Dem für beide Seiten bestehende Vorteil einer langfristigen Kooperation steht in jeder Runde der Anreiz der Regelungsadressaten entgegen, sich den kurzfristig möglichen Defektionsgewinn zu sichern. Es besteht also eine klassische Dilemmasituation, in der die potenziellen Kooperationsgewinne aufgrund des Anreizes zur Defektion gefährdet sind. Unter welchen Bedingungen ist nun die Überwindung der Dilemmasituation zu erwarten?

²¹⁴ Zum Gefangenendilemma siehe stellvertretend für viele Darstellungen Osborne 2004, 14.

Eine Lösung hierfür bietet die so genannte Trigger-Strategie.²¹⁵ Dabei vereinbaren beide Seiten zu kooperieren, solange die Gegenseite kooperiert. Wenn hingegen einer von Beiden einmal nicht kooperiert, wird der Andere ab dieser Runde nie wieder kooperieren. Wesentlich für die Einhaltung dieser Zusage ist daher die Bewertung der Konsequenzen, die bei einer Nichteinhaltung zu erwarten sind. Da gegenüber den Regelungsadressaten Informationsasymmetrien bestehen, wird davon ausgegangen, dass der Staat eine Defektion in jeder Runde nur mit einer Wahrscheinlichkeit p aufdeckt. Ferner wird angenommen, dass die Akteure Gegenwartsauszahlungen höher gewichten als zukünftige Gewinne, die daher mit einer Rate δ abdiskontiert werden. Bei der Wahl zwischen Kooperation und Defektion versuchen die Regelungsadressaten, ihre erwarteten Auszahlungen zu maximieren. Für die Auszahlungen der Regelungsadressaten gilt:

Tabelle 6: Produktions- und Verteilungsspiel: Formalisierte Darstellung

		Regelungsadressaten	
		Wahre Information (Kooperation)	Falsche Information (Defektion)
Regulierer	Kooperation	$A_1 - e$	A_1
	Hierarchie	0	A_0

Da es um die Frage geht, unter welchen Bedingungen die Regelungsadressaten kooperieren, sind die Auszahlungen der Regulierer hier nicht relevant. Für die Auszahlungen der Regelungsadressaten gilt analog zum Spiel aus Tabelle 6 Folgendes: Bei wechselseitigem einseitigem Handeln beträgt die Auszahlung A_0 . Bei wechselseitiger Kooperation beträgt die Auszahlung $A_1 - e$. A_1 entspricht dem Produktionsspiel und der Abzug e dem Verteilungsspiel. Daher ist A_1 größer als A_0 und $A_1 - e$ größer gleich A_0 . Wenn der Staat kooperiert, während die Regelungsadressaten defektieren, beträgt die Auszahlung A_1 , die Regelungsadressaten behalten also den gesamten Gewinn des Verteilungsspiels für sich. Die Auszahlung für den Fall, dass die Regelungsadressaten kooperieren und der Staat einseitig-hierarchisch entscheidet, liegt mit 0 am niedrigsten.

Es gilt somit $A_1 > A_1 - e \geq A_0 > 0$

²¹⁵ Zur Trigger-Strategie siehe u.a. Holler/Illing 1996, 134.

Unter der Bedingung, dass die Regelungsadressaten in jeder Runde kooperieren, ergibt sich folgende Auszahlungsfunktion, die die Werte der Auszahlungen auf den Gegenwartswert abdiskontiert:

$$V_{K/K} = (A_1 - e) \sum_{t=1}^{\infty} \delta^t = \frac{A_1 - e}{1 - \delta}$$

Wenn die Regelungsadressaten defektieren, erhalten sie in jeder Runde bis zur Aufdeckung die Auszahlung A_1 und in allen weiteren Runden die Auszahlung A_0 . Die Auszahlungsfunktion sieht daher folgendermaßen aus:

$$\begin{aligned} V_{D/K} &= A_1 + \delta \left\{ pV_{D/K} + (1-p) \frac{A_0}{1-\delta} \right\} = \delta p V_{D/K} + \frac{A_1(1-\delta) + \delta(1-p)A_0}{1-\delta} \\ \Leftrightarrow V_{D/K}(1-\delta p) &= \frac{A_1(1-\delta) + \delta(1-p)A_0\delta}{1-\delta} \\ \Leftrightarrow V_{D/K} &= \frac{A_1(1-\delta) + (1-p)A_0\delta}{(1-\delta p)(1-\delta)} \end{aligned}$$

Die Regelungsadressaten kooperieren, wenn gilt: $V_{K/K} \geq V_{D/K}$, d.h.:

$$\begin{aligned} \frac{A_1 - e}{1 - \delta} &\geq \frac{A_1(1-\delta) + (1-p)A_0\delta}{(1-\delta p)(1-\delta)} \\ \Leftrightarrow (A_1 - e)(1-\delta p) &\geq A_1(1-\delta) + (1-p)A_0\delta \\ \Leftrightarrow A_1 &\geq A_0 + e \frac{1-\delta p}{\delta - \delta p} \\ \Leftrightarrow A_1 &\geq A_0 + e \left(1 + \frac{1-\delta}{\delta(1-p)} \right) \end{aligned}$$

Aufgrund der bestehenden asymmetrischen Informationen und der Diskontierung zukünftiger Auszahlungen muss der Staat im Vergleich zum Zustand vollkommener Überprüfbarkeit der Informationen eine Opportunismusprämie an die Regelungsadressaten in Höhe von

$$e \left(\frac{1-\delta}{\delta(1-p)} \right)$$

bezahlen, um die Stabilität der Kooperation zu gewährleisten. Diese Prämie ist umso höher, je geringer die Aufdeckungswahrscheinlichkeit in jeder Runde ist. Wäre die Wahrscheinlichkeit der Aufdeckung hingegen gleich eins, wäre die Höhe der Opportunismusprämie lediglich abhängig von der Diskontrate. Je höher die Auszahlungen der Zukunft gewichtet werden, desto geringer fällt die Opportunismusprämie aus. Die Aussicht auf eine

längerfristige Kooperation erhöht somit gleichzeitig die Stabilität, da die Opportunitätskosten einer Defektion ansteigen. Darüber hinaus ist die Höhe des Kooperationsgewinns, also die Differenz zwischen A_1 und A_0 , wesentlich für die Stabilität der Kooperation. Solange die Zukunft hinreichend wichtig ist, besteht also ein Anreiz, sich vor dem Spiel auf Kooperation zu einigen und diese einzuhalten.²¹⁶

Die Dilemmasituation kann also bei (unendlicher) Wiederholung des Spiels dann überwunden werden, wenn die Aufdeckungswahrscheinlichkeit groß und der Nutzen zukünftiger Auszahlungen hoch genug ist. Im Vergleich zu den anderen Koordinationsmechanismen spielt für die Stabilität von Kooperation die Häufigkeit einer Transaktion eine entscheidende Rolle.²¹⁷ Zudem müssen die Kooperationsgewinne hinreichend groß sein und der Staat muss bei der Verteilung der Gewinne den Informationsvorsprung der Regelungsadressaten mit einer Opportunitätsprämie entlohnen.²¹⁸

Es bleibt die Frage, inwieweit der Staat in der Lage ist zu überprüfen, ob sich die Emittenten tatsächlich kooperativ verhalten. Die Informationsasymmetrien müssen also zumindest partiell überwindbar sein. Entscheidend sind der Charakter der Informationen und die Art der Informationsasymmetrien. Im Extremfall – bei Vorliegen von Informationen mit Vertrauensguteigenschaften – ist eine staatliche Überprüfung nicht möglich und der Spielraum für die Regelungsadressaten, sich opportunistisch zu verhalten, am größten. Die dargestellte Situation ist dabei relativ einfach konstruiert. Komplexer wird es, wenn beispielsweise bestimmte – leicht überprüfbare – Informationen richtig und andere – schwerer überprüfbare – Informationen falsch weitergegeben werden. Es ist anzunehmen, dass die Regelungsadressaten auf dem Kontinuum zwischen wahren und falschen Informationen eine für sie vorteilhafte Mischform wählen. Dies bedeutet, dass das oben beschriebene

²¹⁶ Wird das Spiel hingegen nur endliche Male wiederholt, ändert sich das Ergebnis. Für die letzte Runde haben die Unternehmen wieder einen Anreiz zur falschen Informationsweitergabe. Da also klar ist, dass in der letzten Runde in jedem Fall defektiert wird, besteht auch kein Anreiz in der vorletzten Runde zu kooperieren, usw. so dass wieder ab der ersten Runde ein Defektionsgleichgewicht gegeben ist.

²¹⁷ Die Berücksichtigung von Regierungswechseln durch Wahlen könnte daher den Kooperationsanreiz aufgrund des kürzeren Zeithorizontes erheblich beeinträchtigen. Dem lässt sich entgegenhalten, dass eine aufgedeckte Defektion der Regelungsadressaten auch die Kooperationsbereitschaft zukünftiger Regierungen senken kann. In diesem Fall bleibt der langfristige Zeithorizont bestehen und die Regelungsadressaten werden weiterhin den kurzfristigen Defektionsnutzen die langfristig entgangenen Kooperationsgewinne gegenüber stellen.

²¹⁸ Hierbei könnte der Staat die Opportunitätsprämie noch senken, indem er auf opportunistisches Verhalten nicht allein mit dem Wechsel auf einseitig-hierarchisches Entscheiden reagiert, sondern dieses Verhalten auch mit Sanktionen belegt.

Spiel gleichzeitig mit verschiedenen Informationsgüterbündeln gespielt wird und sich die Regelungsadressaten für jedes dieser Güterbündel zwischen Kooperation und Defektion entscheiden. Insofern müssten die Regulierer für jedes Güterbündel die spezifische Aufdeckungswahrscheinlichkeit abwägen und dementsprechend kooperieren oder einseitig-hierarchisch entscheiden.

2.5.2 Kopplung von Spielen

Grundsätzlich gehen beide Seiten eine Kooperation nur unter der Voraussetzung ein, dass sie dadurch einen höheren Nutzen erreichen können. Durch die Kopplung²¹⁹ verschiedener Spiele ließen sich allerdings auch Lösungen erzielen, bei denen die Kooperationspartner nicht in allen Spielen einen Vorteil haben. Wenn sie jedoch in anderen Spielen bei Kooperation mehr gewinnen, als sie durch Kooperation verlieren, stellen sie sich im Gesamtergebnis besser als durch einseitiges Handeln. Das illustriert folgendes Beispiel:

Tabelle 7: Kopplung zweier Spiele

Spiel 1:

		Regelungsadressaten	
		Kooperation (Wahre Information)	Defektion (Falsche Information)
Regulierer	Kooperation	8,1	1,4
	Hierarchie	4,1	3,2

Spiel 2:

		Regelungsadressaten	
		Kooperation (Wahre Information)	Defektion (Falsche Information)
Regulierer	Kooperation	1,6	1,4
	Hierarchie	4,1	3,2

In beiden Spielen können Regulierer und Regelungsadressaten über Kooperation jeweils den höchsten Gesamtoutput erzielen. Allerdings ist der Output im ersten Spiel ungleich zugunsten der Regulierer und im zweiten Spiel zugunsten der Regelungsadressaten verteilt. Wird jedes Spiel für sich allein gespielt, stellt sich in beiden Spielen daher separat ein

²¹⁹ Vgl. Scharpf 2000a.

Gleichgewicht bei gegenseitig einseitigem Handeln ein. Dies erbringt für den Staat eine Gesamtauszahlung von 6 und für die Unternehmen von 4. Wenn beide Seiten jedoch eine Kooperation verbindlich festschreiben würden (mit der Möglichkeit zur Sanktion), so ließe sich bei zweimaliger Kooperation eine Auszahlung von 9 für den Staat und für die Unternehmen eine Auszahlung von 7 realisieren. Die Kopplung von kooperativen Tauschgeschäften bewirkt also in der Summe eine höhere Auszahlung, obwohl beide Seiten jeweils im Vergleich zum eigentlichen Gleichgewicht in einem Spiel einen Verlust hinnehmen müssen.

Unter bestimmten Bedingungen lassen sich durch die Kopplung von Entscheidungen über Kooperation für beide Seiten höhere Auszahlungen realisieren, als durch einseitiges Handeln, obwohl in jedem Spiel für sich jeweils einer mehr verliert, als er bei einseitigem Handeln verlieren würde. Solche Lösungen sind allerdings sehr voraussetzungsvoll, denn sie erfordern einerseits, dass derjenige, der im ersten Spiel verliert, seinem Gegenüber einen Vertrauensvorsprung gibt und andererseits, dass der Gegenüber diesen Vertrauensvorsprung nicht opportunistisch nutzt. Eine solche Lösung ist daher nicht zu erwarten, wenn es keine (institutionellen) Mechanismen zur Sanktionierung gibt, da es ansonsten für den Gewinner des ersten Spiels keinen Anreiz gibt, im zweiten Spiel tatsächlich zu kooperieren. Da dies der erste Spieler weiß, wird er im ersten Spiel nicht kooperieren. Die Situation ändert sich hingegen, wenn die beiden Spiele abwechselnd wiederholt werden. In diesem Fall muss der kurzfristige Defektionsgewinn der ersten Auszahlung dem langfristig suboptimalen Gleichgewicht gegenübergestellt werden, das sich aufgrund von gegenseitigem Misstrauen und opportunistischem Verhalten einstellt. Für diesen Fall lässt sich also ebenfalls eine Trigger-Strategie analog zu der oben dargestellten Strategie entwickeln.

2.5.3 Reziprokes Verhalten

Die bisherigen Ausführungen zeigen, dass die Realisierung von Kooperationsgewinnen in Dilemmasituationen zwar möglich, jedoch äußerst instabil ist. Dagegen wies Axelrod²²⁰ anhand von Computersimulationen, in der sich Akteure mit unterschiedlichen Interaktionsstrategien gegenüberstehen, nach, dass eine Strategie, die auf Kooperation aufbaut und

²²⁰ Vgl. Axelrod 1987.

im weiteren Verlauf reziprok auf das Verhalten des Interaktionspartners reagiert, im Gesamtergebnis im Vergleich zu allen anderen Strategien die erfolgreichste ist.²²¹

Daran anknüpfend zeigen Experimente, dass die Verhaltensannahme reziproken, bedingt kooperativen Verhaltens häufig realitätsnäher ist als die der reinen Eigennutzorientierung. Experimente zeigen, dass sich die Probanden mehrheitlich kooperativen Akteuren gegenüber kooperativ verhalten und defektes Verhalten mit Defektion beantworten.²²² Die Testpersonen verhielten sich auch in Situationen reziprok, in denen dieses Verhalten für sie mit einem materiellen Verlust einherging. Allerdings zeigen Studien auch, dass die Bereitschaft, defektes Verhalten – trotz materiellen Verlustes – reziprok zu beantworten, größer ist als bei kooperativem Verhalten der Gegenseite.²²³ Negative Reziprozität scheint daher stärker ausgeprägt zu sein als positive Reziprozität.

Vor diesem Hintergrund lässt sich reziprokes Verhalten nicht allein als Strategie, sondern vielmehr als Verhaltensmuster oder Verhaltensnorm²²⁴ deuten.²²⁵ Für die dargestellte Dilemmasituation erwachsen aus der Berücksichtigung von Reziprozität zwei mögliche Gleichgewichtszustände. Wenn ein Akteur von der Kooperation seines Gegenübers ausgeht, wird er sich auch kooperativ verhalten und vice versa. Das Gefangendilemma wandelt sich damit zu einem Koordinationsdilemma und lässt sich durch Absprache leichter überwinden.

In anderen Experimenten zeigt sich jedoch, dass sowohl eigennutzorientiertes Verhalten als auch reziprokes Verhalten zu beobachten ist.²²⁶ Eine wichtige Rolle für das Auftreten von eigennutzorientiertem oder reziprokem Verhalten kommt dabei der Spielstruktur zu. In Nullsummenspielen dominiert eigennutzorientiertes Verhalten, die Relevanz reziproken Verhaltens ist dagegen weniger ausgeprägt. In Mehrsummenspielen kann dagegen häufi-

²²¹ Die Strategie wird auch als TIT for TAT – eigentlich this for that – bezeichnet, wodurch der reziproke Charakter der Strategie zum Ausdruck kommen soll.

²²² Vgl. u.a. Falk 2001.

²²³ Siehe dazu Abbink/Irlenbusch/Renner 2000, die positive und negative Reziprozität experimentell am Beispiel der Schwarzarbeit untersuchen.

²²⁴ Bereits frühzeitig wurde das Phänomen der Reziprozität als Verhaltensnorm innerhalb der Soziologie von Gouldner (1960) thematisiert.

²²⁵ Dies lässt sich jedoch auch rational begründen. Evolutionär betrachtet ließ sich durch reziprokes Verhalten das Überleben einer Gruppe besser sichern als durch rein eigennutzorientiertes Verhalten. Vgl. Schenk und Weise 1995, 130.

²²⁶ Vgl. Ockenfels 1999.

ger reziprokes Verhalten beobachtet werden. Wesentlich für die Entstehung eines Kooperations- oder Defektionsgleichgewichts sind ferner die institutionellen Rahmenbedingungen. Kollektivgutexperimente belegen beispielsweise, dass sich die Sanktionierbarkeit eigennutzorientierten Verhaltens durch die Gruppe positiv auf die Stabilität von Kooperation auswirkt. Ist eine Sanktion nicht möglich, lassen sich die reziproken Akteure hingegen die Ausbeutung durch die eigennutzorientierten Akteure nicht gefallen und leisten ebenfalls keinen Kollektivgutbeitrag mehr, so dass sich ein Defektionsgleichgewicht herausbilden kann, in dem niemand mehr einen Kollektivgutbeitrag leistet.

„Es zeigt sich, dass Kooperation weniger ein individuell-strategisches Problem, sondern vielmehr ein Interdependenzproblem ist. Kooperation entsteht folglich durch sich wechselseitig verstärkende Selbstorganisationsprozesse, indem vergangene positive Kooperationserfahrungen zukünftige Kooperationsentscheidungen fördern.“²²⁷

Die Voraussetzungen zur Überwindung sozialer Dilemmata sind zwar bei Vorliegen reziproker Verhaltensmuster gegeben, die Herausbildung von Kooperation bleibt jedoch kontingent. Wesentliches Augenmerk liegt dabei auf den geeigneten institutionellen Vorkehrungen zur Unterstützung kooperativen Verhaltens. Im Fall der Kooperation zwischen dem Staat und gesellschaftlichen Akteuren verfügt der Staat zwar prinzipiell über institutionelle Sanktionsmechanismen und kann dadurch kooperatives Verhalten fördern, wodurch die Dilemmasituation grundsätzlich zu überwinden ist. Dies gilt allerdings nur, wenn er in der Lage ist, defektierendes Verhalten zu erkennen und zu sanktionieren.

Ob sich die Annahme reziproken Verhaltens als Norm auf Organisationen übertragen und somit zur Analyse von Kooperation zwischen Staat und Verbänden nutzbar machen lässt, ist fraglich. Denn Aufgabe eines Verbandes ist es gerade, das gemeinsame Interesse seiner Mitglieder zu vertreten. Insofern ist es durchaus plausibel, Organisationen eine höhere Strategiefähigkeit zuzusprechen als einzelnen Individuen. Reziprozität lässt sich insofern vor allem dann zugrunde legen, wenn sie als Erfolg versprechende Strategie gedeutet wird, die sich auf Grundlage (unendlich) wiederholter Interaktionen auszahlt.

2.6 Zwischenfazit: Kooperation aus Sicht der NIÖ

Auf Grundlage der institutionenökonomischen Annahmen lässt sich die Vielfalt privatwirtschaftlicher und staatlicher Austauschformen analytisch besser fassen als im neoklas-

²²⁷ Vgl. Schenk und Weise 1995, 148.

sischen Kontext. Vorteile unterschiedlicher staatlicher Koordinationsformen lassen sich vor allem aus den mit einem Umweltproblem verbundenen Informations-, Konflikt- und Koordinationsfaktoren unter Berücksichtigung institutioneller Beschränkungen ableiten. Unter bestimmten Voraussetzungen eröffnen kooperative Politikformen Potenziale, effizientere und effektivere Lösungen zu erreichen als über alternative Koordinationsmechanismen und -instrumente. Gerade bei der Entscheidungsfindung können Kooperationsformen einseitig-hierarchischen Entscheidungen durch die Einbindung dezentral vorhandener Informationen überlegen sein. Das gilt vor allem dann, wenn die Informationsasymmetrien hoch und der Konfliktgrad niedrig ist. Für kooperative Politikformen bei Entscheidungsfindung und Instrumentenwahl fallen allerdings verstärkt Koordinationskosten an, die insbesondere abhängig sind von der Anzahl, der Heterogenität und dem Organisationsgrad der Emittenten, sowie der Konflikthaftigkeit des Umweltproblems. Je geringer die Koordinationskosten, desto höher fallen die Transaktionskostenvorteile von Kooperation aus. Die Darstellung der chemischen Industrie zeigt in diesem Zusammenhang, dass die Regelungsmaterie durch hohe Komplexität und Informationsunsicherheit auf der einen Seite und durch hohe Konflikthaftigkeit auf der anderen Seite gekennzeichnet ist.

Die Instrumentenanalyse weist darauf hin, dass marktliche Instrumente häufig auch unter Transaktionskostengesichtspunkten besser abschneiden als Selbstverpflichtungen. Transaktionsvorteile von Selbstverpflichtungen bestehen insbesondere dann, wenn es nur wenige homogene und gut organisierte Regelungsadressaten gibt, die über das notwendige Anpassungswissen verfügen und denen keine hohen Kostenbelastungen aus der Selbstverpflichtung entstehen. Wenn jedoch marktliche Instrumente – wie bei der chemiespezifischen Stoffproblematik – nur bedingt einsetzbar sind, – können Selbstverpflichtungen aufgrund der höheren Flexibilität weitere Transaktionskostenvorteile gegenüber dem Ordnungsrecht bieten.

Damit über Kooperation gesamtwirtschaftlich bessere Ergebnisse als über einseitiges Handeln erzielt werden, muss in einer Regulationssituation immer auch eine Produktionsebene vorhanden sein. Denn bei reinen Verteilungskonflikten lassen sich keine Vorteile im Vergleich zu einseitig-hierarchischen Entscheidungen realisieren. Gibt es sowohl eine Produktions- als auch eine Verteilungsebene, ist die Realisierung von Kooperationsgewinnen stets durch den Anreiz gefährdet, die Verteilung zu den eigenen Gunsten zu beeinflussen. Für eine funktionierende Kooperation müssen daher die resultierenden Vorteile

opportunistischen Verhaltens geringer sein als die mit der Aufdeckungsgefahr gewichteten erwarteten Kosten. Entscheidend dafür sind die Höhe des Kooperationsgewinns, die Häufigkeit der Kooperation und die Aufdeckungswahrscheinlichkeit.

Allerdings ist die starke Fokussierung der NIÖ auf die opportunistische Nutzung von Informationsspielräumen zur Erklärung unterschiedlicher Transaktionsformen mit einem gewissen Vorbehalt zu betrachten.²²⁸ Unter Berücksichtigung der experimentellen Ergebnisse zur Bedeutung reziproken Verhaltens ist die Überwindung von Dilemmasituationen einfacher möglich als auf Grundlage der reinen Eigennutzannahme. Über die Annahme reziproken Verhaltens lässt sich auch der Aufbau von Vertrauen zwischen Interaktionspartnern adäquater fassen. Die Ergebnisse zeigen jedoch auch, dass eigennutzorientiertes und reziprokes Verhalten koexistieren. Daher sind die institutionellen Rahmenbedingungen zur Sanktionierung opportunistischen Verhaltens wichtig, um zu verhindern, dass sich Gleichgewichte wechselseitiger Defektion herausbilden. Daneben finden sich innerhalb staatlicher Transaktionsformen oftmals keine einfachen Informationsasymmetrien zwischen Prinzipal und Agent, sondern vielmehr komplexere Informations- und Interaktionszusammenhänge zwischen staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren. Dadurch verändert sich die Bedeutung von Opportunismusspielräumen, ohne dass diese ihre Relevanz verlieren.

Die Analyse zeigt ferner, dass eine institutionenökonomische Einordnung von Konflikten mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden ist. Denn die empirisch vorfindbare Überwindung von Konflikten über kooperative Kompromisse lässt sich mit der NIÖ nur begrenzt erklären. Dass marktliche Instrumente nur eine untergeordnete Rolle in der Umweltpolitik spielen, ist in vielen Fällen nicht auf die hohen Transaktionskosten zurückzuführen.

Bei der Bewertung der Entscheidungsfindung kommt erschwerend hinzu, dass zwei Größen gleichzeitig zu betrachten sind: Die Ziele und die Mittel. Dabei besteht oftmals ein Zielkonflikt zwischen der Erhöhung der Regelungsfähigkeit durch die Einbindung der Regelungsadressaten auf der einen Seite und den damit oftmals verbundenen Zugeständnissen beim Regelungsniveau auf der anderen Seite. Zugeständnisse in Form einer Opportunismusprämie je nach Grad der Informationsasymmetrie zwischen Staat und Emittenten

²²⁸ Vgl. Kiwit 1994, 128 oder Granovetter 1985, 493ff.

lassen sich zwar aus Sicht der Institutionenökonomik begründen. Der Ansatz kann allerdings eine über die eingesparten Transaktionskosten hinausgehende Absenkung des Regelungsniveaus nicht erklären. Dies wirft die Frage auf, ob sich überwiegend konfliktbedingte Kooperationen sinnvoll institutionenökonomisch interpretieren lassen.

Die NIÖ begründet die Herausbildung verschiedener Transaktionsformen funktionalistisch.²²⁹ Wenn der Staat das Allgemeinwohl verfolgt, ist aus institutionenökonomischer Perspektive zu erwarten, dass dieser unter den gegebenen institutionellen Rahmenbedingungen solange eine Veränderung der Verfügungsrechte an Umweltgütern vornimmt, bis die Effizienzgewinne durch die Privatisierung sozialer Kosten für Umweltbeeinträchtigungen gleich den entstehenden Kosten inklusive der Transaktionskosten sind.²³⁰ Der Staat wählt hierbei immer die jeweils effizientesten Koordinationsmechanismen und –instrumente. Dies bedeutet, dass dort, wo Kooperation stattfindet, diese auch transaktionskosteneffizient ist.²³¹

Eine konkrete Einschätzung der tatsächlich anfallenden Transaktionskosten ist allerdings schwierig. Denn die Transaktionskosten der verschiedenen Koordinationsformen lassen sich nur sehr allgemein fassen. Je nach konkreter Ausgestaltung lassen sich die Transaktionskosten der hier dargestellten Koordinationsformen zwar noch näher eingrenzen. Eine darüber hinaus gehende Quantifizierung der unterschiedlichen Transaktionskostenarten ist jedoch kaum möglich.²³² Das Transaktionskostenkonzept dient damit vor allem heuristischen Zwecken und öffnet den Blick für die „Zusatzkosten“ unterschiedlicher Koordinationsformen. Eine Begründung der Existenz von verschiedenen Koordinationsformen über deren Transaktionskosten ist jedoch tautologisch, da sie die Möglichkeit ineffizienter Austauschformen von vorneherein ausschließt.

Zudem gibt es einige Gegenargumente gegen diese funktionalistische Sicht. Gerade die Informationsbeschränkungen verhindern sowohl die Bestimmung des Allgemeinwohls – in Form des gesamtwirtschaftlich optimalen „Verschmutzungsniveaus“ – als auch die Be-

²²⁹ Vgl. u.a. Scharpf 2000b oder Voigt 2002, 33.

²³⁰ Siehe zu diesem Argument und z.T. auch zu den Gegenargumenten Lohmann 1999, 63.

²³¹ Permanente Veränderungen am Verfügungsrechtsrahmen ließen sich insofern nur über neue wissenschaftliche Erkenntnisse über Umweltbeeinträchtigungen oder über neue (technische) Möglichkeiten, die Transaktionskosten zu senken, erklären.

²³² Siehe auch Bössmann 1982

stimmung der optimalen Koordinationsform. Ferner ist die Annahme unplausibel, dass der Staat sich zwar auf der einen Seite Informationsverkürzungen gegenüberstellt, andererseits jedoch über das nötige Steuerungswissen verfügt, um a priori die Wirkungen von verschiedenen Verfügungsrechtsarrangements abschätzen zu können.²³³ In diesem Kontext wies Kapitel 2 auf die Erweiterung des institutionenökonomischen Verhaltensmodells um kognitive Beschränkungen hin. Auf Grundlage subjektiv beschränkter Rationalitäten lässt sich die Effizienz verschiedener Koordinationsformen jedoch nicht nachweisen.²³⁴ Bei Vorliegen von Informationsbeschränkungen sind daher die bestehenden Überzeugungen staatlicher und privater Akteure entscheidender als die reale Situation. North spricht in diesem Zusammenhang von Ideologien im Sinne von Glaubenssätzen, die die Individuen zur Kompensation von Unsicherheit bzw. Unwissen herausbilden. Diese werden beim Auftauchen neuer Erkenntnisse nicht immer hinterfragt, sondern weisen ein großes Beharrungsvermögen auf.²³⁵ Vorliegende Ideologien bei den politischen Akteuren können daher auch ein Grund für suboptimale Koordinationsmechanismen sein. Das Transaktionskostenkonzept lässt sich in diesem Zusammenhang nur als subjektivistisches Konzept verstehen, bei dem die Akteure vor dem Hintergrund ihres eigenen Wissensstand und ihrer Situationsdeutung nach transaktionskosteneffizienten Austauschformen suchen:

„Vor diesem Hintergrund bildet die Umweltpolitik einen evolutionären Versuch, öffentliche Belange wahrzunehmen, Informationsdefizite aufzuarbeiten sowie privatwirtschaftliche und gesellschaftliche Akteure zu koordinieren. Welches institutionelle Zusammenspiel an staatlicher Steuerung und privater Eigendynamik dabei den wirksamsten Umweltschutz garantiert, kann als weitgehend offen betrachtet werden.“²³⁶

Während für privatwirtschaftliche Akteure grundsätzlich die Annahme, dass diese effiziente Transaktionsformen anstreben, plausibel erscheint, ist eine Übertragung der Annahme auf staatliche Akteure kritisch zu betrachten. Die Anreize zur Herausbildung effizienter Institutionen und Regelungen sind in mehrfacher Hinsicht eingeschränkt. Bei politischen Transaktionen entstehen in viel höherem Maße als im Wirtschaftssektor Kosten, die vor allem aus Interessen-, Bewertungs- und Zielkonflikten innerhalb der Regierung, verschiedenen politischen Institutionen und gesellschaftlichen Akteuren – insbesondere

²³³ Vgl. Kiwit 1994, 129.

²³⁴ Vgl. Weiß 2000, 86.

²³⁵ Vgl. North 1988.

²³⁶ Bleischwitz/Weizsäcker 2000, 95.

den Regelungsadressaten – resultieren.²³⁷ Daher ist das Allgemeinwohl nicht nur nicht bestimmbar, vielmehr lassen sich die individuellen Nutzenfunktionen gar nicht zu einer gesamtwirtschaftlichen Nutzenfunktion aggregieren. Im Sinne des Kaldor-Hicks-Kriteriums wären neben der wohlfahrtsmaximierenden Änderung der Verfügungsrechte auch entsprechende Kompensationszahlungen von den Gewinnern an die Verlierer zu berücksichtigen.²³⁸ Dass eine solch anspruchsvolle Maximierung und Verteilung vor dem Hintergrund von Informationsbeschränkungen und widerstreitender Interessen gelingt, ist zu bezweifeln.

Der entscheidende Einwand im Hinblick auf transaktionskostenoptimale Verfügungsrechtsänderungen zielt jedoch auf die Annahme, staatliche Akteure würden per se allgemeinwohlorientiert handeln. Denn es ist unplausibel, den privaten Akteuren Eigeninteressen zuzuschreiben, die staatlichen Akteure hingegen davon auszunehmen. Denn warum sollten die individuellen Handlungen staatlicher Akteure automatisch im Sinne der Verbesserung des kollektiven Nutzens erfolgen?²³⁹ Für die Funktionsfähigkeit kooperativer Politikformen führt dies zu der Frage, wie über die Kooperation weniger Akteure – unter der Annahme, dass alle Akteure an ihrem eigenen Nutzen orientiert sind – eine Entscheidung im Allgemeinwohlsinn zustande kommt. Der folgende Abschnitt beschäftigt sich daher mit den Interessen staatlicher Akteure innerhalb des Analyserahmens der neuen politischen Ökonomie. Er untersucht, inwieweit sich die Aussagen über kooperative Politikformen durch die modifizierten Annahmen über das Verhalten staatlicher Akteure verändern.

3 Neue politische Ökonomie

Das vorangegangene Kapitel thematisierte insbesondere die Auswirkungen von Informationsrestriktionen auf die staatliche Entscheidungsfähigkeit. Innerhalb der Neuen Politischen Ökonomie (NPÖ) rückt dagegen der staatliche Handlungswille in den Vordergrund. Die NPÖ hinterfragt in diesem Zusammenhang die Allgemeinwohlorientierung staatlicher Akteure. Dass auch staatliche Akteure ihre eigenen Interessen verfolgen und die Maximie-

²³⁷ Politische Märkte tendieren deshalb zu einer höheren Ineffizienz als privatwirtschaftliche Märkte, da für die Tauschleistungen häufig keine Preise existieren. Vgl. Voigt 2002, 31.

²³⁸ Vgl. Kiwit 1994, 124.

²³⁹ Siehe auch North 1988 und Haberer 1996, 210.

rung der gesamtgesellschaftlichen Wohlfahrt nur unter sehr restriktiven Bedingungen unmittelbar anstreben, hat bereits Schumpeter aufgezeigt:

„Aber um zu verstehen, wie die demokratische Politik diesem sozialen Ziele dient, müssen wir vom Konkurrenzkampf um Macht und Amt ausgehen und uns klar werden, dass die soziale Funktion, so wie die Dinge nun einmal liegen, nur nebenher erfüllt wird – im gleichen Sinne wie die Produktion eine Nebenerscheinung beim Erzielen von Profiten ist.“²⁴⁰

Die NPÖ basiert auf der Annahme, dass Politiker ihre Eigeninteressen verfolgen. Diese Eigennutzorientierung wirkt sich in einer Demokratie vor allem dann wohlfahrtsverzerrend auf politische Entscheidungen aus, wenn von (unterschiedlich) verkürzten Informationsständen bei den Wählern ausgegangen wird.²⁴¹ Die NPÖ baut insofern implizit auf analogen Annahmen wie die neue Institutionenökonomik – Informationsasymmetrien und opportunistisches Verhalten – auf.²⁴² Die Neuerung der NPÖ liegt allerdings in der Übertragung der Eigennutzprämisse auf die Politik.

Die Modifizierung der Verhaltensannahmen verändert die Sichtweise auf die Rolle der Politiker, da diese nicht mehr nur die Rolle der Prinzipale gegenüber den Regelungsadressaten einnehmen, sondern gleichzeitig auch die Agenten für die Wähler sind. Die Perspektive der NPÖ erweitert daher die in der NIÖ zugrunde gelegte Prinzipal-Agent-Beziehung. Der Oberbegriff der neuen politischen Ökonomie fasst in diesem Kontext verschiedene Bereiche zusammen, die sich nicht nur mit dem Verhalten von Politikern, sondern auch von Wählern, Bürokraten und Interessengruppen auseinandersetzen. Zwischen diesen Akteuren bestehen vielfältige Prinzipal-Agent-Beziehungen. Die folgenden Abschnitte beleuchten die Interessen und Interdependenzen sowie die bestehenden Prinzipal-Agent-Beziehungen zwischen den einzelnen Akteuren.

3.1 Ökonomische Theorie der Politik

Um die Eigennutzorientierung der Politiker in die Analyse zu integrieren, sind zunächst Annahmen über deren Ziele notwendig. Diese sind vielfältig und reichen von der Vermehrung von Macht, Prestige, Budget und Einkommen bis hin zur Umsetzung bestimmter

²⁴⁰ Schumpeter 1987, 448.

²⁴¹ Von Downs werden in diesem Zusammenhang ausführlich die Auswirkungen von Unsicherheit für politische Entscheidungsprozesse diskutiert. Vgl. Downs 1968, 80ff.

²⁴² Nicht alle der NPÖ zuzurechnenden Ansätze bauen allerdings auf der Annahme von Informationsasymmetrien zwischen Politikern und Wählern auf. Ein Beispiel hierfür ist das Medianwählertheorem, auf das im Folgenden noch kurz eingegangen wird.

politischer Projekte.²⁴³ Die Annahme rationaler eigennutzorientierter Politiker liefert daher noch keine eindeutige Aussage über die konkreten Ziele.²⁴⁴ Das Erreichen der beispielhaft genannten Ziele hängt in erster Linie ab von der (Wieder-)Wahl, also dem Votum der Bevölkerung.²⁴⁵ Die Wahl wird dadurch zugleich zum Ziel und zur Restriktion bei der Verfolgung der Eigeninteressen. Daneben existieren weitere Restriktionen:

„Natürlich kann der Politiker seine Eigeninteressen ebenso wenig grenzenlos verfolgen, wie dies der nutzenmaximierende Haushalt oder das gewinnmaximierende Unternehmen können. Ähnlich wie Haushalte und Unternehmen im „wirtschaftlichen Markt“ eingebunden sind, gilt dies für den Politiker bezüglich des „politischen Marktes“: Bei der Verfolgung seiner Eigeninteressen muss er auf politische Konkurrenten, Wähler, Bürokratien und mancherlei Interessengruppen Rücksicht nehmen.“²⁴⁶

In diesem Kontext werden rational handelnde Politiker – allgemein formuliert – vor allem politische Projekte durchführen, die eine Wiederwahl begünstigen und politische Projekte vermeiden, die dieses Ziel gefährden. Unter der Annahme, dass die Wähler vollkommen über die Kosten und Nutzen von Politikprogrammen informiert sind und unter Vernachlässigung der Probleme bei der Aggregation von Wählerpräferenzen²⁴⁷ wäre grundsätzlich Anreizkompatibilität zwischen Wähler- und Regierungsinteressen gegeben. Allerdings würde auch unter diesen Bedingungen keine Ausrichtung am Allgemeinwohl erfolgen, sondern – sofern bestimmte Voraussetzungen gegeben sind – an den Präferenzen des Medianwählers.²⁴⁸ Eine solche Ausrichtung unterscheidet sich von der bisher zugrunde gelegten Allgemeinwohlorientierung eines wohlmeinenden Diktators. Das Allgemeinwohl wurde bisher implizit als Ergebnis der hypothetischen Wählerpräferenzen bezüglich des optimalen Umweltniveaus angesehen. Die Wähler sind unter dieser Annahme über Art und Umfang von Umweltbeeinträchtigungen vollkommen informiert. Dagegen liegt der NPÖ keine objektive Bewertung von Umweltbeeinträchtigungen, sondern die subjektive Bewer-

²⁴³ Vgl. Downs 1968, 27.

²⁴⁴ Vgl. Meyer 1996, 55. In diesem Zusammenhang wurden beispielsweise von Müller/Strøm 1999 die Motive der Entscheidungen politischer Parteien zwischen politischen Zielen, Ämtern und Wählerstimmen empirisch analysiert.

²⁴⁵ Hierbei wird der Einfachheit halber zunächst von nur zwei Parteien ausgegangen, die die Wählerstimmenmaximierung – bzw. -mehrheit zum Ziel haben. Kleinere Parteien, die insbesondere eine bestimmte Wählerklientel ansprechen, wurde hierbei nicht einbezogen.

²⁴⁶ Endres/Finus 1996b, 37.

²⁴⁷ Vgl. zur Unmöglichkeit der Aggregation von Wählerinteressen das Arrow-Paradoxon. Vgl. Arrow 1951.

²⁴⁸ Hinter dieser Aussage steht das Medianwählertheorem, das besagt, dass Politiker unter der Annahme eingipfeliger und symmetrisch verteilter Wählerpräferenzen ihre Politik an den Präferenzen des Medianwählers ausrichten. Hierbei kann allerdings auch von unvollkommen informierten Medianwählern ausgegangen werden. Vgl. Endres/ Finus 1996b, 48ff.

tung der Wähler zugrunde. Die politische Ausrichtung an den Wählerpräferenzen ist daher in der Regel nicht gleichbedeutend mit der Annahme der Allgemeinwohlorientierung.²⁴⁹

Da die Stimme des einzelnen Wählers im Normalfall das Wahlergebnis nicht entscheidend beeinflusst, hat dieser nur einen geringen Anreiz, sich umfangreich zu informieren. Daher ist es individuell durchaus rational, sich nicht mit den Wirkungen politischer Programme auseinander zu setzen. Wenn man von einer teilweise vorliegenden rationalen Ignoranz²⁵⁰ der Wähler ausgeht, liegen im Prinzipal-Agent-Verhältnis zwischen politischen Akteuren und Wählern unterschiedlich hohe Informationsasymmetrien vor. Der Wahlmechanismus bringt daher nur eine unzureichende Kontrolle eigennutzorientierter Politiker mit sich. Dies muss im Umkehrschluss nicht bedeuten, dass die Wähler gänzlich uninformiert sind. Offenkundig informieren sich die Wähler zumindest über einige für sie relevante Themen, sofern dies mit niedrigen Informationskosten einhergeht.²⁵¹ Wichtig ist hier die Feststellung, dass die Wähler unterinformiert sind und dass sich einzelne Wähler bzw. Wählergruppen in ihrem Informationsstand unterscheiden.

Wie wirkt sich die oben beschriebene Ausgangssituation auf umweltpolitische Entscheidungsprozesse aus? Für das „wie“ und „wie viel“ an Umweltpolitik spielen nun sowohl die Präferenzen der Wähler und deren Bedeutung für die Wahl, als auch der Informationsstand gegenüber Kosten und Nutzen umweltpolitischer Programme eine Rolle. Angestrebtes Umweltniveau und Instrumentenwahl sind also nicht nur von den Präferenzen der Wähler allein abhängig, sondern vor allem von deren Vorstellungen über die eigenen Kosten und Nutzen umweltpolitischer Maßnahmen.²⁵²

Die Untersuchung der Präferenzen ergibt ein ambivalentes Bild: Auf der einen Seite betrachtet die Bevölkerung Umweltbeeinträchtigungen als schwerwiegendes Problem und schreibt dem Umweltschutz einen hohen Stellenwert zu.²⁵³ Auf der anderen Seite akzep-

²⁴⁹ Wenn sich die politischen Akteure am Medianwähler ausrichten, können die Folgen daraus alles andere als allgemeinwohlverträglich sein, wenn sie beispielsweise zur Ausgrenzung von Minderheiten und zur „Tyrannei der Mehrheit“ führen. Vgl. Tocqueville 1959.

²⁵⁰ Vgl. zu diesem Ausdruck Buchanan/Tullock 1962.

²⁵¹ Siehe hierzu Meyer 1996, 70. Zudem kann auch angenommen werden, dass der Informiertheit über Politik ein Eigenwert zugeschrieben wird, und unabhängig von Wahlen erfolgt. Dies würde das Argument, dass Wähler, je nach Bewertung der eigenen Informiertheit, unterschiedlich informiert sind, noch verstärken.

²⁵² Siehe zur Instrumentenwahl aus Sicht der NPÖ auch Endres/Finus 1996a.

²⁵³ Siehe u.a. Meyer 1996, 149.

tiert sie finanzielle Belastungen für eine Verringerung von Umweltbeeinträchtigungen nur in einem begrenzten Maß. Daher ergeben sich für die Nutzen- und Kostenseite von politischen Maßnahmen unterschiedliche Anforderungen: Während der (vermeintliche) Nutzen für den Wähler unmittelbar sichtbar und der Regierung zurechenbar sein sollte, empfiehlt es sich, dass die Kosten möglichst breit gestreut sind und diffus bleiben. Für die aus der Umweltökonomik abgeleiteten Rezepte zur Internalisierung externer Effekte nach dem Verursacherprinzip gilt hingegen, dass die Kosten sowohl eindeutig zurechenbar als auch quantifizierbar sind, wohingegen der Nutzengewinn in Form einer verbesserten Umweltqualität qualitativer Art ist und eher diffus wahrgenommen wird. Hinzu kommt, dass Umweltprobleme häufig nicht lokal begrenzt sind, sondern global auftreten. Bei globalen Umweltproblemen fallen Kosten von Umweltmaßnahmen national an, während der Umweltnutzen in allen betroffenen Ländern entsteht.²⁵⁴ Insofern besteht auch auf internationaler Ebene ein Kollektivgutdilemma. Die nationalstaatlichen Akteure haben hierbei nur ein geringes Interesse, Maßnahmen zu implementieren, die im Inland bei hohen Kosten für potenzielle Wähler nur zu einer kaum wahrgenommenen Nutzenverbesserung beitragen

Widerstand leisten vor allem die potenziellen Adressaten umweltpolitischer Regelungen. Um deren besonderen Einfluss auf Politikprozesse in die Analyse zu integrieren, stellt das nächste Kapitel einige wesentliche Erkenntnisse aus der Ökonomischen Theorie der Interessengruppen dar.

3.2 Ökonomische Theorie der Interessengruppen

Auch Interessengruppen haben die Nutzenmaximierung ihrer Mitglieder zum Ziel.²⁵⁵ Aufgabe der Vertreter organisierter Interessen ist es unter anderem, im Kontext von politischen Entscheidungsprozessen die Zielfindung im Sinne der eigenen Mitglieder zu beeinflussen. Verbandsvertreter haben insofern ein besonderes Interesse daran, gut über politische Programme informiert zu sein. Sie kennen Inhalte und Wirkungen politischer Programme daher besser als der Durchschnittswähler.

²⁵⁴ Siehe zu globalen Umweltgütern u.a. Endres/Finus 2000.

²⁵⁵ Auch innerhalb von Interessengruppen bestehen natürlich interne Prinzipal-Agent-Strukturen. Hierbei kann ebenfalls nicht ohne weiteres davon ausgegangen werden, dass die Verbandsvertreter in allen Belangen die Interessen der Mitglieder verfolgen. Von diesem organisationsinternen Koordinationsproblem wird hier jedoch weitestgehend abstrahiert, da es keine unmittelbare Relevanz für die Aussagen über kooperative Politikformen aus Sicht der NPÖ hat.

Je nach Einfluss der Verbände auf die Meinungsbildung ihrer Mitglieder und anderer Wählergruppen hat die Regierung wiederum ein Interesse daran, die Verbandsposition bei der Politikformulierung in besonderer Weise zu berücksichtigen. Dies wäre im Sinne der Gemeinwohlorientierung von Politik unproblematisch, wenn alle gesellschaftlich vorhandenen Interessen in ähnlicher Weise organisiert wären und der Einfluss auf Politikentscheidungen proportional mit der Größe der Interessengruppe ansteigen würde. In solch einem theoretischen Idealfall übernähmen Interessengruppen vor allem eine Mittlerfunktion, indem sie die Unsicherheit der Politiker gegenüber den Präferenzen der Wähler(-gruppen) reduzieren.²⁵⁶

Olson wies jedoch theoretisch nach, dass sich nicht alle Interessen entsprechend organisieren lassen.²⁵⁷ Da Interessengruppen häufig Güter bereitstellen, die Kollektivgutcharakter aufweisen, ist der individuelle Anreiz gering, sich finanziell an der Bereitstellung der Güter – beispielsweise in Form eines Mitgliedschaftsbeitrags – zu beteiligen. Je größer eine latente Gruppe mit gemeinsamen Interessen ist, desto schwieriger wird die Bereitstellung des Kollektivgutes. Daneben ist für die Organisierbarkeit von Interessen wesentlich, inwieweit Nichtmitglieder von bereitgestellten Gruppengütern ausgeschlossen werden können, um Trittbrettfahrerverhalten zu vermeiden. Ohne dies eingehender zu diskutieren, reicht im Rahmen dieser Arbeit die Erkenntnis, dass nicht alle gesellschaftlich vorhandenen Interessen gleichermaßen dazu in der Lage sind, sich zu organisieren und auf politische Prozesse Einfluss zu nehmen.²⁵⁸ Ferner verfügen die organisierten Interessen über unterschiedliche Ressourcenausstattungen. Dies wirkt sich ebenfalls auf die Möglichkeiten einer politischen Einflussnahme aus. Meyer weist für die Umweltpolitik darauf hin, dass die Regelungsadressaten bezüglich der Interessenorganisation „Startvorteile“ aufweisen, da sie bereits zu Beginn der modernen Umweltpolitik über Interessenvertretungen verfügten, deren Aufgabenbereiche lediglich erweitert wurden.²⁵⁹ Dagegen bildeten sich die organisierten Umweltinteressen erst langsam heraus.

²⁵⁶ Allerdings bringen auch in diesem Fall die einzelnen Verbände Ressourcen auf, die dadurch nicht mehr produktiv verwendet werden können. Darüber hinaus geht es im politischen Raum häufig auch um reine Verteilungsfragen, bei denen ein höherer politischer Einfluss organisierter Interessen – auch wenn diese ihrer Gruppengröße entsprechend berücksichtigt werden – wohlfahrtstheoretisch durchaus problematisch ist.

²⁵⁷ Vgl. Olson 1965.

²⁵⁸ Siehe auch Hansjürgens 2000, 162.

²⁵⁹ Vgl. Meyer 1996, 116.

Welche Interessen verfolgen nun die Verbände bei ihrer Einflussnahme auf die Politik? Grundsätzlich verfügen Wirtschaftssubjekte über zwei Möglichkeiten, ihr Kapital einzusetzen: Entweder um selbst zu produzieren (profit seeking) oder um die Verteilung im Rahmen politischer Entscheidungen zu den eigenen Gunsten zu beeinflussen (rent seeking).²⁶⁰ Für die organisierten Interessen lohnt es sich, Ressourcen bis zur Höhe des Grenznutzens in die Einflussnahme auf die Veränderung von Verfügungsrechten (bzw. in die Verhinderung der Veränderung) zu investieren. Inwieweit sich solche Aufwendungen in Verteilungsaktivitäten lohnen und aus produktiven Verwendungen umgeleitet werden, hängt wesentlich von den institutionellen Rahmenbedingungen sowie dem Wettbewerb mit anderen Interessengruppen ab.²⁶¹

In der Umweltpolitik haben die organisierten Regelungsadressaten einen Anreiz, Ressourcen gegen eine Veränderung der Verfügungsrechte in Richtung einer verursachergerechten Internalisierung externer Effekte aufzuwenden. Ein Interesse an kooperativen Politikformen resultiert aus der Möglichkeit, dadurch besser auf politische Entscheidungsprozesse Einfluss nehmen zu können. Insofern besteht für die organisierten Verursacher ein großer Anreiz, sich an Kooperationsformen zu beteiligen oder gar diese zu initiieren. Auch Umweltverbände haben ein Interesse daran, in staatliche Entscheidungsprozesse eingebunden zu werden, um die eigenen Ziele im umweltpolitischen Entscheidungsprozess zu stärken. Die wichtigste Ressource der Umweltverbände liegt allerdings vor allem in der öffentlichen Aufklärung und Sensibilisierung für Umweltproblematiken. Ihr Einfluss variiert mit dem Grad der öffentlichen Aufmerksamkeit, grundsätzlich kommt ihnen – auch wegen der geringeren finanziellen und personellen Ressourcen – im politischen Raum jedoch zumeist weniger Gewicht zu.²⁶²

Ferner ist anzunehmen, dass Regelungsadressaten bei der Umsetzung umweltpolitischer Ziele eine Präferenz für kooperative Instrumente wie Selbstverpflichtungen haben.²⁶³ Diese erhöhen den Gestaltungsspielraum der Unternehmen hinsichtlich der unternehmensin-

²⁶⁰ Vgl. Tullock 1980.

²⁶¹ Vgl. Häder 1997, 83 und Haberer 1996, 210.

²⁶² Allerdings spielt auch das demokratische System für die Repräsentanz von Umweltinteressen eine wesentliche Rolle. Während das Mehrheitswahlrecht tendenziell ein Zwei-Parteien-System begünstigt, fördert das Verhältniswahlrecht auch das Entstehen kleinerer Parteien, die mit einzelnen Themen Wähler an sich binden können, so dass auch Umweltthemen durch das Vorhandensein grüner Parteien gestärkt werden können.

²⁶³ Vgl. Meyer 1996, 124.

ternen Umsetzung und ermöglichen aufgrund der rechtlichen Unverbindlichkeit eine Variation im Erfüllungsgrad. Ferner werden Regelungsadressaten vermutlich ordnungsrechtlichen Regelungen gegenüber marktlichen Instrumenten den Vorzug geben, sofern bei den Erstgenannten Handlungsspielräume bei der Umsetzung bleiben. Da ein solcher Spielraum bei marktlichen Instrumenten nicht besteht – wengleich in der Praxis häufig vielfältige Ausnahmeregelungen geschaffen werden – rufen diese grundsätzlich den größten Widerstand auf Seiten der Regelungsadressaten hervor. Wengleich die Wahl des Instruments unterschiedliche Unternehmensspielräume bedingt, wird für die Emittenten die Beeinflussung der Regelungshöhe und der Ausgestaltung dennoch entscheidender sein als das letztendliche Umsetzungsinstrument.

Aus den bisherigen Ausführungen ergibt sich im einfachsten Fall ein doppeltes Prinzipal-Agent-Problem. Politiker sind Agenten gegenüber den Wählern und treten als Prinzipale gegenüber den Regelungsadressaten auf. Die Regierung steht vor der Aufgabe, zum einen die bestehenden und zum Teil widersprüchlichen Anforderungen der Wähler miteinander in Einklang zu bringen und zum anderen Belastungen für wahlrelevante gesellschaftliche Teilgruppen zu vermeiden. Ressourcenreiche Interessen, von denen auch Unterstützungsleistungen bei der Wiederwahl zu erwarten sind, schaffen für die Regierung einen Anreiz, nicht alle Wähler gleich zu behandeln.²⁶⁴ Den einflussreichen Interessengruppen kommt daher bei politischen Entscheidungen ein besonderes Gewicht zu. In diesem Zusammenhang analysierte Stigler verschiedene Regulierungen danach, für welche Akteure daraus Vor- und Nachteile entstanden. Er zeigte dabei auf, dass die untersuchten Regelungen – zum Beispiel die Gewährung von Subventionen – selten mit der Kompensation von Marktversagen erklärt werden konnten, sondern vor allem das Ergebnis der Interaktion zwischen Forderungen einflussreicher Interessengruppen auf der einen und eigennutzorientierten Politikern auf der anderen Seite darstellten.²⁶⁵ In einem solchen Tausch nutzen die Politiker ihre Kompetenzen zur selektiven Bevorzugung von Interessengruppen, die im Gegenzug finanzielle oder sonstige wahlrelevante Unterstützungsleistungen gewähren.²⁶⁶ Ein solcher Tausch ist zwar für die beteiligten Seiten vorteilhaft, geht jedoch zu Lasten

²⁶⁴ Vgl. Downs 1968.

²⁶⁵ Vgl. Stigler 1971, 3ff.

²⁶⁶ Während die Nachfrage nach politischen Entscheidungen innerhalb der bereits erwähnten Rent-seeking-Modelle analysiert wird, setzen sich so genannte Political-Support-Modelle mit den Anreizen der politischen Akteure auseinander, ressourcenreichen Interessengruppen politische Leistungen im Gegenzug zur politische Unterstützung anzubieten. Siehe hierzu auch Endres/Finus 1996b.

ressourcenschwächerer gesellschaftlicher Interessen. Zudem kann sich die enge Beziehung zwischen Regierung und einzelnen Interessengruppen mit der Zeit verfestigen und zu einer einseitigen Vereinnahmung des Staates durch einzelne Interessen führen. Dieses Phänomen wird auch unter dem Stichwort des „regulatory capture“ diskutiert.²⁶⁷

Im Rahmen der Umweltpolitik interessieren sich die einflussreichen Verbände weniger für die Einführung von Regelungen, sondern vielmehr dafür, Regelungen zu verhindern, die ein Marktversagen beseitigen sollen. Wie oben beschrieben sind sie bereit, dementsprechend Ressourcen dafür aufzuwenden. Da die Bevölkerung eine Umweltverbesserung meist nur diffus wahrnimmt, ist eine symbolische Umweltpolitik²⁶⁸ häufig wesentlich wichtiger als der tatsächliche Regelungsoutput. Der Nutzen umweltpolitischer Regelungen in Form vermeintlicher Umweltqualitätsverbesserungen wird öffentlich herausgestellt; die Kosten für die Regelungsadressaten werden hingegen unter Berücksichtigung der einflussreichen Interessengruppen niedrig gehalten.

„Auf diese widersprüchlichen Anforderungen reagiert die Politik ganz rational: nämlich widersprüchlich. Mit markigen Worten im Gesetz beschwichtigt sie die Bevölkerung. Durch Sollbruchstellen, die einen wirksamen Vollzug verhindern, schützt sie die direkt oder indirekt Betroffenen vor fühlbaren Einschnitten.“²⁶⁹

Die Einbindung der Regelungsadressaten in kooperative Politikformen kann helfen, die verschiedenen Ansprüche besser miteinander in Einklang zu bringen. Mit Kooperationsformen demonstrieren die politischen Akteure öffentlich umweltpolitische Handlungsfähigkeit und vermeiden zeitgleich konflikträchtige Kostenbelastungen für relevante Interessengruppen.

Der Erfolg dieser Strategie hängt jedoch von der öffentlichen Wahrnehmung und Bewertung solcher Kooperationsformen ab. Der Einfluss der organisierten Regelungsadressaten steigt tendenziell mit einem geringeren Grad an Öffentlichkeitswirkung von Umweltproblematiken an. Die Kooperationspartner haben dabei selbst nur ein geringes Interesse daran, die Transparenz der Abstimmungsprozesse zu erhöhen, um die eigenen Spielräume dadurch nicht zu verringern.

²⁶⁷ Vgl. Bernstein 1955.

²⁶⁸ Vgl. Hansjürgens 2000, 144.

²⁶⁹ Engel 1998, 175.

Die umweltpolitische Instrumentenwahl erfolgt nun aus der Logik, den Nutzen öffentlich zu deklarieren und die Kosten zu verschleiern bzw. für wesentliche Einflussgruppen gering zu halten. Auch für die Regulierer sind daher Regelungen mit höheren Freiheitsgraden bei der Umsetzung besonders attraktiv. Ordnungsrechtliche Maßnahmen haben den Vorteil, dass dem Staat Spielraum bei der Auslegung verbleibt. Selbstverpflichtungen ermöglichen einen höheren Freiheitsgrad bei der Umsetzung, der Staat gibt dabei jedoch die Kontrolle aus der Hand. Marktliche Instrumente weisen hingegen klare Kosten zu und eröffnen lediglich Spielräume bei der Festlegung von Ausnahmetatbeständen. Insofern ist anzunehmen, dass die Regulierer tendenziell ordnungsrechtliche Maßnahmen oder Selbstverpflichtungen bevorzugen. Ein solches Ergebnis ist jedoch nicht zwingend, denn Abgaben können auch eine hohe symbolische Kraft bei den Wählern entfalten, die mit einer höheren (positiven oder negativen) Öffentlichkeitswirkung verbunden ist. Eine eindeutige Antwort bezüglich der Politikerpräferenzen bei der umweltpolitischen Instrumentierung lässt sich theoretisch daher nicht herleiten, sondern lediglich empirisch ermitteln.

Ein Interesse daran, auch andere, beispielsweise umweltorientierte Interessenverbände in Entscheidungsprozesse einzubeziehen, besteht nur dann, wenn mit diesen ähnliche Tauschgeschäfte möglich sind wie mit den organisierten Regelungsadressaten. Die Berücksichtigung erfolgt insofern auf Grundlage des Kriteriums der Wählerrelevanz oder anderer Gegenleistungen, die die Ressourcen der Politiker vergrößern. Hierbei unterscheiden sich die Parteien aufgrund verschiedener Wählerklientele in ihren Anreizen für die Berücksichtigung von Interessengruppen.²⁷⁰ Allgemeiner formuliert lässt sich daher schlussfolgern, dass an einem verteilungsorientierten Verhandlungssystem „genau die Akteure beteiligt [sind], die bei gegebenen Transaktionskosten und Mechanismen kollektiven Handelns über die Macht verfügen, ein solches Verhandlungssystem zu etablieren und zu stabilisieren.“²⁷¹ Allerdings gilt für die Durchsetzung von Partikularinteressen, dass diese im Rahmen politischer Entscheidungsprozesse in der „Maskerade“ allgemeinwohlorientierter Ziele auftreten müssen, um Akzeptanz zu finden.²⁷² Auch die Abstim-

²⁷⁰ Die Entwicklung und Bedeutung von Parteien und ihrer programmatischen Ausrichtung hängt in erster Linie von der Verteilung der Wählerpräferenzen und der institutionellen Ausgestaltung des politischen Systems ab (vgl. Downs 1968). Bezüglich der Institutionen ist vor allem der Wahlmodus hervorzuheben. Während das Verhältniswahlrecht kleine Parteien begünstigt und damit auch die Vertretung von Minderheitsinteressen stärkt, wirkt das Mehrheitswahlrecht auf die Etablierung eines Zwei-Parteien-Systems hin.

²⁷¹ Weiß 2000, 243.

²⁷² Petersen/Faber 2000, 17.

mung zwischen staatlichen Akteuren und Interessengruppen erfolgt hierbei auf Grundlage von Argumenten und Gegenargumenten und nicht auf Grundlage der Deklaration der eigenen Machtposition.²⁷³

Auch darf bei der Konzentration auf das Verhältnis von Politikern und Interessengruppen nicht vergessen werden, dass auch nicht organisierte, latent bestehende Wählerinteressen in Politikentscheidungen berücksichtigt werden.²⁷⁴ Parteien haben durchaus einen Anreiz, sich dieser vorhandenen, aber unterrepräsentierten Interessen anzunehmen, um sich die Wählerstimmen von dieser Seite zu sichern. Die selektive Bevorzugung besonders gut organisierter und einflussreicher Verbände birgt jedoch in jedem Fall die Gefahr, dass diese Interessen in politischen Entscheidungen überrepräsentiert sind. Insofern wird zwar Umweltpolitik betrieben, allerdings ist anzunehmen, dass diese unterhalb der Wählerpräferenzen liegt, unter der Annahme, dass die Wirtschaftssubjekte über Umweltbeeinträchtigung und Vermeidungsoptionen vollkommen informiert wären.²⁷⁵

3.3 Ökonomische Theorie der Bürokratie

Neben den bisher behandelten Akteurgruppen nehmen die Mitarbeiter der öffentlichen Verwaltung – die im Folgenden als Bürokraten²⁷⁶ bezeichnet werden – eine wichtige Rolle ein. Bürokraten befinden sich in der Rolle der Agenten gegenüber der Regierung als Prinzipal. Die Bürokratie ist vor allem für die Planung und Durchführung von Umweltpolitik zuständig. Dabei lassen sich verschiedene Verwaltungsebenen voneinander abgrenzen: Wesentlich sind die Ebenen der planenden Ministerialbürokratie und der umsetzenden Verwaltung. Darüber hinaus ist die Aufteilung in fachspezifische Ressorts zu nennen, die auf zentraler wie auf föderaler Ebene besteht.²⁷⁷ Da Kooperation auf der Implementationsebene im Rahmen dieser Arbeit nicht gesondert analysiert wird, beziehen sich die weiteren Ausführungen insbesondere auf die Planungsebene.

Auch für die Bürokraten wird die Annahme zugrunde gelegt, dass diese nicht das Allgemeinwohl, sondern ihren eigenen Nutzen verfolgen. Dabei resultiert der Nutzen der Büro-

²⁷³ Vgl. Benz 1991, 51.

²⁷⁴ Vg. Wagner 1966.

²⁷⁵ Vgl. Meyer 1996, 133.

²⁷⁶ Dem Begriff des Bürokraten bzw. der Bürokratie liegt keine Wertung zugrunde. Er hat sich vielmehr insbesondere durch Downs (1967) als Bezeichnung für die organisierte öffentliche Verwaltung durchgesetzt.

²⁷⁷ Vgl. Gawel 1995, 81.

kraten aus der Verfolgung ganz unterschiedlicher Ziele. Downs unterscheidet in diesem Zusammenhang fünf verschiedene Typen von Bürokraten: den Bewahrer (Conserver), den Karrieristen (Climber), den Eiferer (Zealot), den Fürsprecher (Advocat) und den Staatsmann (Statesman). Für den Bewahrer steht ein angenehmes und konfliktfreies Arbeitsleben im Vordergrund, während der Karrierist den Aufstieg innerhalb der Organisation verfolgt. Der Eiferer ist hingegen intrinsisch motiviert, eigene, zumeist eng gesetzte politische Ziele umzusetzen. Der Fürsprecher ist an der eigenen Organisation und deren Erhalt ausgerichtet; der Staatsmann schließlich will das, was er für gemeinwohlförderliche Ziele hält, umsetzen.²⁷⁸ Eine empirische Abgrenzung und Überprüfung dieser Idealtypen ist kaum möglich, so dass diese Klassifizierung vor allem heuristischen Zwecken dient. Für alle Bürokratentypen sind jedoch die jeweils zugrunde liegenden Ziele positiv korreliert mit der Höhe des zugewiesenen Budgets.²⁷⁹

Die Aufgaben der Bürokraten bestehen vor allem in der Produktion und Umsetzung von Regelungen.²⁸⁰ Dabei sind die Bürokraten grundsätzlich weniger von wählerrelevanten Partikularinteressen abhängig als die Politiker.²⁸¹ Der Wert der Bürokratieleistung bestimmt sich hierbei nicht über den Markt, sondern hängt von der Nachfrage der Politiker ab. Diese führen die Budgetzuweisung mit dem Ziel der Wählerstimmenmaximierung durch. Aufgrund der Informationsasymmetrien zwischen Politikern und Bürokraten spielt die Außendarstellung – beispielsweise für eine Erweiterung der behördlichen Aufgaben – eine wesentliche Rolle für eine erfolgreiche Einflussnahme auf die Höhe des zugewiesenen Budgets. Nach Niskanen²⁸² haben die Bürokraten ein Interesse daran, das Budget für Leistung über dessen Grenznutzen hinaus auszudehnen. Dabei geht er davon aus, dass das Budget selbst effizient eingesetzt wird. Dieser Ansatz wurde später um das Ziel der Bürokraten erweitert, den diskretionären Spielraum der Verwendung zu erhöhen.²⁸³ Ein erhöhter diskretionärer Spielraum liefert die Möglichkeit der ineffizienten Verwendung des Budgets bis hin zur Verschwendung.

²⁷⁸ Vgl. Downs 1967, 88.

²⁷⁹ Siehe auch Petersen/Faber 2000, 21.

²⁸⁰ Siehe auch Gawel 1995.

²⁸¹ Vgl. Petersen/Faber 2000, 19.

²⁸² Vgl. Niskanen 1974, 209.

²⁸³ Vgl. Migué/Bélanger 1974.

Der Anreiz zur ineffizienten Nutzung des zugewiesenen Budgets ist jedoch umso geringer, je mehr sich die Mitarbeiter mit den Ressortzielen identifizieren. Gerade für die Umweltbürokratie ist die Annahme plausibel, dass sich hier überdurchschnittlich viele Eiferer finden, die ein vorrangiges Interesse daran haben, den umweltpolitischen Output zu erhöhen.²⁸⁴ Zudem kann angenommen werden, dass sich die Mitarbeiter auch an den Ressortzielen orientieren und messen lassen. Die Erreichung des Ressortziels (ein hohes Maß an Umweltschutz) ist zwar verbunden mit der Höhe des Budgets.²⁸⁵ Bestehende diskretionäre Spielräume der Verwendung sollten jedoch in diesem Fall weniger der Gefahr des ineffizienten Einsatzes unterliegen, sondern vielmehr zur Erhöhung des umweltpolitischen Regelungsausputs genutzt werden. Daher ist anzunehmen, dass die Umweltbürokraten auch einen Anreiz zur ineffizienten Budgetverwendung haben, grundsätzlich jedoch ein Interesse am Erreichen von Umweltschutzzielen gegeben ist.

Beim Ziel der Budgetausweitung steht die Ministerialbürokratie in der Konkurrenz zu anderen Ressorts. Da die Interessen der Kostenträger umweltpolitischer Regelungen – wie oben dargestellt – häufig besser organisiert sind als die der Umweltschutzinteressen, liegt die Vermutung eines strukturellen Nachteils des Umweltministeriums gegenüber anderen Ministerien nahe.²⁸⁶ Insbesondere die Bedingungen wirtschaftnaher Ministerien bei der Budgetverteilung sind daher gegenüber dem Umweltministerium günstiger.

Welche Präferenzen der Bürokraten lassen sich bezüglich des Interaktionsmodus' mit verschiedenen Interessengruppen und bei der Wahl umweltpolitischer Instrumente zugrunde legen? Wenn Umweltbürokraten (auch) eine Effektivierung der Umweltpolitik anstreben, können Kooperationsformen als Mittel betrachtet werden, unter Berücksichtigung bestehender Restriktionen bei der Durchsetzung dieses Ziel zumindest teilweise und im Konsens mit den Regelungsadressaten zu erreichen. Sowohl bei der Entscheidungsvorbereitung als auch bei der Implementierung ist die Umweltbürokratie auf Informationen angewiesen, die bei den Verursachern liegen. Das Interesse der Umweltbürokraten an einer Kooperation lässt sich demnach teils auf Basis der Institutionenökonomik erklären. Vor dem Hintergrund der – im Vergleich zu anderen Ministerien – knappen personellen und

²⁸⁴ Vgl. u.a. Gawel 1995, 85.

²⁸⁵ In diesem Zusammenhang sprachen sich bei einer empirischen Untersuchung der Mitarbeiterpräferenzen in der bayerischen Umweltbürokratie 76,6% für eine Erweiterung des Umweltbudgets aus. Vgl. Holzinger 1987, 396.

²⁸⁶ Vgl. Horbach 1996.

finanziellen Ressourcen, kann eine Zusammenarbeit mit den Emittenten den Ressourceneinsatz bei der Entscheidungsvorbereitung und dem Vollzug mindern. Darüber hinaus wird in der Literatur argumentiert, dass die Bürokraten vor dem Hintergrund des Teilziels eines angenehmen Lebens möglicherweise eine grundsätzliche Präferenz für konsensuale im Gegensatz zu konflikthafter Entscheidungen haben.²⁸⁷ Daneben haben die Umweltbürokraten einen Anreiz, mit Umweltverbänden zusammenarbeiten, um durch Umweltallianzen den eigenen Einfluss zu erhöhen.

Das in der Umweltpolitik vorherrschende ordnungsrechtliche Instrumentarium entspricht auch den empirisch feststellbaren Präferenzen der Umweltbürokraten.²⁸⁸ In diesem Zusammenhang leiten einige Autoren die Dominanz des Ordnungsrechts aus dem Eigeninteresse der Bürokraten ab.²⁸⁹ Da ordnungsrechtliche Regelungen auf der einen Seite kontrollintensiver wären als marktliche Instrumente und zudem Implementierungsspielräume zuließen, würden sie sowohl zu einer Budgeterweiterung als auch zu einer Erhöhung der eigenen Handlungsspielräume beitragen und daher von den Bürokraten bevorzugt. Die Etablierung des ordnungsrechtlichen Instrumentariums lässt sich aber genauso als Ergebnis bestehender Ideologien²⁹⁰ vor dem Hintergrund unvollkommener Informationen erklären. Ein großer Teil der Mitarbeiter innerhalb der Ministerialbürokratie ist beispielsweise juristisch ausgebildet. Dies könnte in den Anfängen der modernen Umweltpolitik in den 1970er Jahren, als die umweltökonomischen Forschungsergebnisse in den Behörden noch keine Verbreitung gefunden hatten, die Orientierung an bereits vertrauten ordnungsrechtlichen Strukturen begünstigt haben.²⁹¹ Die Veränderung bestehender institutioneller Pfade kann hierbei – wie bereits festgestellt – mit (prohibitiv) hohen Transaktionskosten verbunden sein, wodurch sich die anfängliche Instrumentenwahl verfestigt. Selbstverpflichtungen bieten aus Sicht der Umweltbürokraten möglicherweise den Vorteil, dass sie mit geringeren Konflikten einhergehen und weniger behördliche Ressourcen binden. Gleichzeitig bleiben Umweltziele trotz bestehender Zielkonflikte und beschränkter Entscheidungsspielräume auf der Agenda.

²⁸⁷ Siehe hierzu auch Petersen/Faber 2000, 23.

²⁸⁸ Vgl. Holzinger 1987, 405.

²⁸⁹ Vgl. u.a. Meyer 1996, 135.

²⁹⁰ Siehe zur Erläuterung des Ideologiebegriffs Kapitel 2.6.

²⁹¹ Siehe auch Häder 1997, 235.

Diese kurzen Ausführungen zeigen, dass Kooperationsformen von Umweltbürokraten mit Interessengruppen noch schwieriger aus der interessenorientierten Perspektive der NPÖ einzuordnen sind als zwischen Politikern und Interessengruppen. Für die Umweltbürokraten ist zwar anzunehmen, dass diese sich am eigenen Ressortziel orientieren und – sowohl über Kooperation als auch über andere Koordinationsformen – umweltpolitische Ziele verfolgen. Dabei sehen sich die Umweltbürokraten politischen Konflikten und Restriktionen gegenüber. Beispielsweise stehen die Umweltbürokraten in Konkurrenz zu anderen Ministerien, deren Einfluss teils wesentlich größer ist. Ferner haben die Umweltbürokraten einen Anreiz, Entscheidungsspielräume für eigene Ziele zu nutzen und vornehmlich zu kooperieren, um Konflikte zu vermeiden. Die Sicht auf die Bürokraten erscheint selbst bei einer differenzierteren Betrachtung zu einfach, um der Komplexität sowohl der intra- als auch der interorganisationalen Verwaltungsstrukturen gerecht zu werden. Zudem ist die Abgrenzung zwischen Politikern und Bürokraten mit erheblichen Problemen behaftet. Der Leiter der Ministerialbürokratie ist selbst Teil der Regierung und daher sowohl an der Wiederwahl als auch an den Ressortinteressen orientiert.²⁹² Die weitere Organisation der Ministerialbürokratie setzt sich – wie Unternehmen auch – aus Prinzipal-Agent-Beziehungen auf allen Hierarchieebenen zusammen. Ein Minister steht daher, ebenso wie ein Unternehmer vor dem Problem, die individuellen Ziele seiner Mitarbeiter mit dem Organisationsziel in Einklang zu bringen.

3.4 Ergebnisse der NPÖ

Während die Institutionenökonomik vor allem die Transaktionskosten verschiedener umweltpolitischer Instrumente betrachtet und so die Perspektive über die reinen Vermeidungskosten hinaus öffnet, rückt die NPÖ diejenigen Kosten und Nutzen in den Mittelpunkt der Analyse, die den politischen Akteuren bei der Wahl von Art und Umfang umweltpolitischer Maßnahmen entstehen. Die NIÖ erklärt die Existenz von Kooperation damit, dass sich die Einbindung von Interessengruppen in die Umweltpolitik unter bestimmten Umständen transaktionskostenmindernd auswirkt. Eine Veränderung der Verfügungsrechte ist aus dieser Perspektive dann zu erwarten, wenn die gesamtwirtschaftlichen Kosten inklusive der Transaktionskosten unterhalb des zu erwartenden Nutzens liegen. Die NPÖ erklärt hingegen die Veränderung von Verfügungsrechten nicht mehr über eine gemeinwohlorientierte Regierung, die bei der Änderung des Verfügungsrechtsrahmens le-

²⁹² Siehe auch Horbach 1992, 20.

diglich die Transaktionskosten in ihr Kalkül mit einbezieht. Unter der Annahme der Eigennutzorientierung sind die Politiker vielmehr bestrebt, nicht den gesamtwirtschaftlichen, sondern den eigenen Nutzen von Politikmaßnahmen bei gegebenen Kosten zu maximieren und vice versa. Da die Regierung ihre eigenen Interessen verfolgt, spielen auch die unterschiedlichen Transaktionskosten bei der Organisationsfähigkeit und Einflussnahme verschiedener Gruppen auf den Politikprozess sowie deren Kosten und Nutzen von politischen Transfers eine wichtige Rolle in der Analyse. Aufgrund unterschiedlicher Ressourcen der Einflussnahme verschiedener Interessengruppen, sind politische Entscheidungen zur Änderung des Verfügungsrechtsrahmens nicht in erster Linie durch die Effizienzverbesserung motiviert. Vielmehr spiegeln solche Veränderungen bestehende Macht- und Einflusskonstellationen wider. Nicht das Umweltproblem selbst steht somit im Mittelpunkt der Lösungsfindung, sondern die bestehenden „Interessen, Interdependenzen und Interaktionen“ zwischen den verschiedenen Akteuren.²⁹³

Kooperation lässt sich aus dieser Perspektive als selektive Berücksichtigung von Interessengruppen vor allem mit dem Ziel der Wählerstimmenmaximierung begreifen. Da die Beteiligten kein Interesse an der Transparenz kooperativer Abstimmungsprozesse haben,²⁹⁴ ist zu erwarten, dass Kooperation die Opportunismusspielräume der Beteiligten erhöht. Bei einer einseitigen Einbeziehung der Regelungsadressaten in die Politikprozesse vergrößert sich daher die Gefahr der Verwässerung umweltpolitischer Maßnahmen oder die Einigung auf Regelungen, die zu Lasten wenig organisierter gesellschaftlicher Gruppierungen gehen. Grundsätzlich entstehen dabei innerhalb aller Lösungen, die keine adäquate Internalisierung externer Effekte zum Ziel haben, weiterhin soziale Kosten, die zu Lasten des Allgemeinwohls gehen. Im diesem Zusammenhang verweist Tullock²⁹⁵ darauf, dass nicht nur der Markt, sondern auch der Staat externe Effekte produziert. Ohne die geeigneten Rahmenbedingungen seien für den Staat die Anreize gering, soziale Kosten zu verhindern. Durch die Institutionalisierung von Kooperationen mit bestimmten Interessengruppen manifestiert sich deren Einfluss auf die Politik zu Ungunsten der nicht beteiligten Interessen.

²⁹³ Vgl. Kemp 2000, 46.

²⁹⁴ Vgl. Benzler 1998, 120.

²⁹⁵ Vgl. Tullock 1998.

Eine effektive Umgestaltung der Umweltnutzungsrechte ist hingegen nur dann zu erwarten, wenn sich entsprechende Interessenvertreter auf dem politischen Markt dafür verstärkt einsetzen, neue Erkenntnisse über Umweltschädigungen in der Öffentlichkeit Verbreitung finden und/oder sich die Wählerpräferenzen und dadurch auch die politischen Kosten und Nutzen umweltpolitischer Maßnahmen ändern.²⁹⁶ Der Staat lässt sich in diesem Kontext nicht als ein einheitlicher Akteur betrachten, vielmehr verfolgen innerhalb des Staates politische Akteure verschiedener institutioneller Organe jeweils unterschiedliche Interessen und Ziele.²⁹⁷ Eine Differenzierung wurde hier vor allem für die unterschiedlichen Ziele von Bürokraten vorgenommen, wobei die Annahme plausibel ist, dass diese sich (auch) an den Zielen ihrer Ressorts orientieren. Um Kooperation aus Sicht der NPÖ noch besser fassen zu können, wären allerdings Informationen über die relevanten Akteure in einem Politikfeld und deren jeweiligen Zielfunktionen und Handlungsrestriktionen notwendig.²⁹⁸ Der theoretischen Herleitung akteurbezogenen Ziele sind hingegen Grenzen gesetzt.

Die Erkenntnisse aus der NPÖ führen sowohl zu einer kritischen Einschätzung staatlicher Handlungsspielräume im Allgemeinen als auch von kooperativer (Umwelt-)politik im Besonderen. Das Allgemeinwohl wird innerhalb kooperativer Politikformen unter den zugrunde gelegten Annahmen weder vom Staat noch von den eingebundenen Verbänden adäquat eingebracht. Die kooperativen Tauschgeschäfte sind zwar – unter Vernachlässigung von Informationsasymmetrien zwischen den Tauschpartnern – für die Beteiligten vorteilhaft, nicht jedoch aus gesamtwirtschaftlicher Sicht.

Die NPÖ fokussiert auf die bestehenden opportunistischen Spielräume von Politikern, Bürokraten und Interessenverbänden, die im Ergebnis bewirken, dass eine gesamtwirtschaftlich betrachtet optimale Umweltpolitik – wie auch immer diese genau aussehen würde – nicht umgesetzt wird. Dies bedeutet im Umkehrschluss nicht, dass es gar keine Mechanismen gibt, die politische Entscheidungsträger dazu veranlassen, auf eine Effektivierung der Umweltpolitik hinzuwirken. Jedoch ist zu erwarten, dass mit zunehmenden diskretionären Spielräumen die Gefahr einer Abweichung von Ideallösungen steigt.

²⁹⁶ Vgl. Haberer 1996, 212.

²⁹⁷ Vgl. Endres/Finus 1996b, 46.

²⁹⁸ Vgl. Hansjürgens 2000, 152.

Wesentlich dafür, dass Politiker und Bürokraten ihre Entscheidungen stärker an den Wählerpräferenzen bzw. dem Allgemeinwohl ausrichten, sind die geeigneten institutionellen Rahmenbedingungen.

„Die bisherige Umweltpolitik scheint vor allem daran zu scheitern, dass politische, bürokratische und interessengruppenspezifische Rationalität der Schaffung von adäquaten Rahmenbedingungen entgegenstehen, welche die individuelle Rationalität mit der Verfolgung kollektiver Interessen in Einklang bringen.“²⁹⁹

Um individuelle und kollektive Interessen besser miteinander in Einklang zu bringen, sind also institutionelle Veränderungen notwendig.³⁰⁰ Dafür müssten vor allem die Opportunismusspielräume des Staates begrenzt werden, beispielsweise durch eine stärkere Transparenz und Kontrolle politischer Entscheidungen. Dies gilt ebenso für kooperative Politikformen, sofern diese auf Grundlage der aus der NIÖ abgeleiteten Bedingungen als vorteilhaft angesehen werden.

Zudem müssten kooperative Politikformen die unterrepräsentierten gesellschaftlichen Gruppen stärker einbinden, um eine ausgewogene Vertretung aller bestehenden gesellschaftlichen Interessen zu gewährleisten. Beides würde institutionelle Veränderungsprozesse von den staatlichen Akteuren erfordern, die nicht der Logik des hier angewandten Verhaltensmodells entsprechen. Denn die politischen Akteure haben selbst kein Interesse daran, die eigenen Handlungsspielräume einzuschränken, um sich stärker an Allgemeinwohlziele zu binden. Allerdings existieren immer auch Gegenkräfte, etwa die Opposition, benachteiligte Interessengruppen oder Medienvertreter, die die Opportunitätsstruktur der Regierung verändern. Aber auch diese Gruppen verfolgen eigene Interessen, die nur partiell – beispielsweise durch die Erhöhung der Transparenz politischer Entscheidungen – mit den Allgemeinwohlinteressen konform gehen.

Die NPÖ liefert insofern unmittelbar Gründe für Staatsversagen und zeigt mittelbar Gründe für Staat und Verbände auf, miteinander zu kooperieren. Die polit-ökonomische Einordnung kooperativen Staatshandelns fällt allerdings eindeutig negativ aus. Ungeklärt bleibt hingegen die Frage, ob und wie Anreiz- und Kollektivgutproblematiken zwischen Markt-, Staats- und Kooperationsversagen alternativ gelöst werden können.³⁰¹

²⁹⁹ Vgl. Meyer 1996, 58.

³⁰⁰ Vgl. Engel 1998, 176.

³⁰¹ Siehe hierzu auch Haberer 1999, 210.

„Versagen also überall. Dass es auf der genannten theoretischen Grundlage keine Lösung geben kann, allerdings auch keine Erklärung dafür, dass viele öffentliche Interessen doch ganz passabel erfüllt werden und Bürger nicht so unzufrieden sind, liegt auf der Hand.“³⁰²

3.5 Kritik an der NPÖ

Durch den Einbezug der Eigeninteressen von Politikern, Bürokraten und Interessengruppen in die Analyse lässt sich empirisch vorfindbares Staatsversagen beispielsweise in Form einer suboptimalen Umweltpolitik gut erklären. Allerdings lassen sich gegen den Ansatz der NPÖ einige wesentliche Einwände hervorbringen. Zunächst ist es relativ einfach, ausgehend von modelltheoretischen Idealzuständen, die These eines ubiquitären Staatsversagens empirisch zu bestätigen und dies auf die (mangelnde) Motivation staatlicher Akteure zurückzuführen. Dabei gilt es allerdings, einen adäquaten Maßstab zur Bewertung der Umweltpolitik zu verwenden, der die realen politischen Entscheidungsbedingungen entsprechend abbildet. Es stellt sich die Frage, ob Staatsversagen allein durch die Eigeninteressen der politischen Akteure zu erklären ist. In diesem Zusammenhang wird auch Kritik an der Eigennutzprämisse geübt. Wie bereits bei der Darstellung der Bürokratietheorie angedeutet, sind die Eigeninteressen nicht eindimensional. Man unterscheidet etwa zwischen individuellen und institutionellen Eigeninteressen.³⁰³ Die Mitarbeiter eines Ministeriums orientieren sich beispielsweise stärker an den Zielen ihres Ressorts als an den Zielen anderer Ressorts.

„Ein typischer Ministerialbeamter will gestalten, nicht sein Einkommen vermehren. Gerade für die Umweltministerien gilt das in besonderem Maße.“³⁰⁴

Darüber hinaus lässt sich das Eigeninteresse nicht von den vorherrschenden Normen trennen. Da auf politischer Ebene die Verfolgung der Eigeninteressen nur eine geringe Akzeptanz erfährt, können die Konsequenzen daraus erheblich sein. Hohe (öffentliche) Sanktionen können daher trotz niedriger Aufdeckungswahrscheinlichkeit das Verfolgen von Eigeninteressen erheblich beschränken.

Grundsätzlich greift die Fokussierung allein auf die Interessen und Handlungsmotivationen politischer Akteure zur Erklärung suboptimaler Politikentscheidungen zu kurz. Staatliche Entscheidungsrestriktionen sollten hierbei nicht ausgeblendet werden. In diesem Zu-

³⁰² Ewringmann 2002, 222.

³⁰³ Vgl. Scharpf 2000a, 296.

³⁰⁴ Vgl. Engel 1998, 183.

sammenhang beschäftigte sich die NIÖ bereits mit informationellen und institutionellen Beschränkungen. Allerdings ging die NIÖ davon aus, dass die staatlichen Akteure unter den gegebenen Bedingungen in der Lage sind, eine effiziente und effektive Umweltpolitik zu betreiben. Politikwissenschaftliche Ansätze thematisieren die Auswirkungen politischer Beschränkungen hingegen wesentlich umfassender. Mit diesen Ansätzen beschäftigt sich der folgende Abschnitt.

4 Politikwissenschaftliche Ansätze

Die Politikwissenschaften beschäftigen sich bereits wesentlich länger mit kooperativer Politik als die Wirtschaftswissenschaften. Hierbei lassen sich grundsätzlich zwei Entwicklungen voneinander abgrenzen. Die ältere Diskussion dreht sich um die Frage, wie sich extreme Wertekonflikte in demokratischen Gesellschaften politisch überwinden lassen. Wenn die Spaltungen in einer Gesellschaft – beispielsweise aufgrund unterschiedlicher Zugehörigkeiten zu Religionen oder Ethnien – groß sind, können einfache Mehrheitsregierungen, die nur einen Teil der vorhandenen Gruppen repräsentieren, äußerst instabil sein. Eine Lösung bieten hier so genannte Konkordanzsysteme, die eine umfassende Beteiligung aller in einer Gesellschaft vertretenen Gruppen in den politischen Abstimmungsprozessen vorsehen.³⁰⁵ Die jüngere Diskussion – die hier im Vordergrund steht – fragt dagegen nach der politischen Steuerungsfähigkeit moderner Gesellschaften in einem weiteren Kontext.³⁰⁶ Ausgangspunkt der steuerungstheoretischen Diskussion ist nicht allein die Konflikthaftigkeit verschiedener Politikfelder, vielmehr finden unterschiedliche staatliche Entscheidungsressourcen und -beschränkungen umfassend Berücksichtigung. Ferner ist der Konfliktbegriff umfassender und berücksichtigt sowohl Werte-, Sach- als auch Verteilungskonflikte.³⁰⁷

Vor einer konkreteren Einordnung von kooperativer Politik aus steuerungstheoretischer Sicht wird zunächst ein Überblick über einige den Politikwissenschaften zugrunde liegenden Konzepte gegeben. Die Politikwissenschaft richtet ihre Analysen staatlichen Handelns in verschiedenen Politikfeldern vorrangig empirisch aus. Im Rahmen von Policy-Analysen werden die Prozesse der Durchsetzung (politics) von Politikgehalten (policies) innerhalb

³⁰⁵ Vgl. Lijphart 1977.

³⁰⁶ Vgl. Ritter 1979, Glasgow 1984, Scharpf 1993a, Mayntz 1993.

³⁰⁷ Siehe auch Mayntz 1999, 31.

der gegebenen politischen Institutionen (polity) untersucht. Ziel solcher Analysen ist es, aufzuzeigen, wie verschiedene institutionelle Arrangements und Interaktionsformen zur Bereitstellung staatlicher Leistungen beitragen.³⁰⁸ Die empirische Forschung basiert nicht auf einer umfassenden Theorie oder einem allgemein anerkannten theoretischen Ansatz. Ein verbreiteter Ansatz zur Strukturierung von Politikfeldanalysen ist jedoch der akteurzentrierte Institutionalismus.³⁰⁹ Dieser Ansatz nimmt eine Systematisierung und Feinjustierung relevanter Untersuchungskategorien zwischen Akteuren und Institutionen vor. Das Primat der Analyse liegt auf der Erklärung von Politikergebnissen anhand der relevanten Akteurinteressen und -orientierungen im jeweiligen Politikfeld. Ausgangspunkt sind erneut rational handelnde Akteure,³¹⁰ deren Verhalten jedoch wesentlich vielschichtiger betrachtet wird. Unterschieden wird zwischen einer motivationalen, einer kognitiven und einer relationalen Dimension von Akteursverhalten.³¹¹ Die motivationale Dimension umfasst sowohl die verfolgten Interessen der Akteure als auch die Werte, die dem Handeln zugrunde liegen.³¹² Das Verhalten ist insofern eingebettet in gruppenspezifische bzw. gesamtgesellschaftlich vorzufindende Normen und Ziele. Die kognitive Dimension bezieht sich auf die subjektiven Situationsdeutungen und -wahrnehmungen der Akteure. Aufgrund bestehender Unsicherheiten gegenüber den Auswirkungen verschiedener Politikoptionen sowie kognitiver Beschränkungen ist davon auszugehen, dass sich die jeweiligen Situationsdeutungen der Akteure voneinander unterscheiden. Dies bedeutet, dass die Akteure auch Fehleinschätzungen unterliegen können. Kooperative Politikformen können in diesem Kontext auch dann existieren, wenn sie nicht die für alle Beteiligten beste Lösung darstellen. Bei Interaktionen mit anderen Akteuren ist die relationale Orientierung relevant. Es lassen sich grundsätzlich egoistisch-rationale, kooperative, kompetitive, altruistische und feindliche Orientierungen voneinander abgrenzen. Mit Rekurs auf die Spieltheorie lassen sich unterschiedliche Konstellationen wie Null- oder Mehrsummenspiele unterscheiden, die beispielsweise kompetitives oder kooperatives Verhalten nahe legen. Allerdings lassen sich Handlungsorientierungen nicht allein auf die Problem- bzw. Spielstruktur zurückführen, sondern darüber hinaus als Bestandteil eines Verhaltensmusters begreifen. Je nach Interessen, zugrunde liegender Normen, kognitiver Bewertung und relationa-

³⁰⁸ Siehe Scharpf 2000a, 164

³⁰⁹ Zum akteurzentrierten Institutionalismus siehe Mayntz/Scharpf 1995.

³¹⁰ Die Anwendung von Theorien rationalen Handelns ist im Wesentlichen inspiriert durch wirtschaftswissenschaftliche Ansätze, vor allem durch die NPÖ. Siehe zu Theorien rationalen Handelns in der Politikwissenschaft Braun 1999.

³¹¹ Vgl. Mayntz/Scharpf 1995, 52ff.

³¹² Schon Weber unterschied in diesem Zusammenhang zwischen zweck- und wertrationalem Handeln. Siehe dazu Weber 1976.

ler Orientierung ergeben sich unterschiedliche Möglichkeiten und Einschränkungen für Kooperation. Bei der Analyse des Akteursverhaltens legt der akteurzentrierte Institutionalismus jedoch nahe, zunächst von der vereinfachten Annahme rationalen Verhaltens auszugehen und diese dann schrittweise zu erweitern, sofern sie sich nicht als tragfähig zur Erklärung empirisch vorfindbarer Ergebnisse erweist.

Aufbauend auf dem Akteurshandeln werden auf der zweiten Ebene Institutionen zur Analyse von Politikergebnissen berücksichtigt. Der Institutionenbegriff wird nur auf formelle Institutionen angewandt, informelle Institutionen hingegen, wie Normen und Werte, werden – wie oben beschrieben – dem Akteursverhalten zugeschrieben. Die Institutionen stellen zudem nicht allein den Handlungskorridor für die Individuen dar, sondern können selbst Handlungsorientierung schaffen und sich somit auf die Ausbildung von Präferenzen auswirken.³¹³

Aufgrund der vielfältigen Unsicherheiten im Politikprozess, beispielsweise gegenüber Wählerpräferenzen, Konfliktpotenzialen und den Auswirkungen unterschiedlicher Politikmaßnahmen, lässt sich rationales Akteursverhalten nur begrenzt spezifizieren. Neue Gesetze oder Regelungen gehen im Allgemeinen aus langwierigen Politikprozessen hervor, die von keiner Seite umfassend antizipiert werden können. Auch sind die Prinzipal-Agent-Beziehungen im politischen Raum wesentlich vielschichtiger als bisher zugrunde gelegt und bestehen aus vielfältigen Informations- und Interaktionsinterdependenzen. Dabei betrachtet die Politikwissenschaft den Staat weniger als eine Einheit, sondern vielmehr als fragmentierten Akteur. Dieser ist mit verschiedenen Entscheidungseinheiten ausgestattet, die Einfluss auf Politikinhalt nehmen und zum Teil sehr gegensätzliche Ziele verfolgen.³¹⁴ Auch die NPÖ berücksichtigte zwar unterschiedliche staatliche Entscheidungsinstanzen, allerdings in der Regel nicht so umfassend, wie dies innerhalb politikwissenschaftlicher Analysen der Fall ist.

Aus den genannten Gründen sind die vorfindbaren Koordinationsmechanismen und -instrumente nicht von vorneherein auf deren Effizienz zurückzuführen. Vielmehr bilden sie

³¹³ Vgl. Gretschmann 1990, 350.

³¹⁴ Da die Steuerungsziele und -interessen staatlicher Akteure und Organe so unterschiedlich sein können, geben politikwissenschaftliche Ansätze auch die einfache Trennung zwischen dem Staat als Steuerungszentrum und dem jeweiligen Steuerungsobjekt teilweise auf. Siehe u.a. Jänicke 1997.

sich vor dem Hintergrund eines vielschichtigen Prozesses heraus, in dem staatliche und nicht-staatliche Akteure mit ihren jeweiligen Interessen und Ressourcen im Rahmen des bestehenden Institutionenkontextes interagieren. Die Unsicherheit gegenüber den Wirkungen von Institutionen ermöglicht Lernprozesse im Zeitverlauf.³¹⁵ In diesem Kontext wird aber auch auf die Pfadabhängigkeit und den inkrementellen Charakter von politischen Veränderungsprozessen hingewiesen. Umfassende und pfadverändernde Politikmaßnahmen sind insbesondere im deutschen politischen System aufgrund der institutionellen Verflechtung und der Einbindung vieler Entscheidungsträger auf unterschiedlichen Ebenen mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden.³¹⁶ Ergebnis sind starke Verharrungstendenzen bestehender institutioneller Pfade.

Die bisherigen Ausführungen zeigen, dass der akteurzentrierte Institutionalismus durchaus anschlussfähig an die bisher vorgestellten Ansätze ist, wenngleich die Annahmen wesentlich differenzierter ausfallen und offener gehalten sind.³¹⁷ Hierbei haben die Politikwissenschaften auch den Transaktionskostenansatz von Williamson aufgegriffen und erweitert.³¹⁸ Der Begriff der „governance“ bezieht sich auf die vielfältigen Koordinations- und Austauschformen, die zwischen einer rein marktlichen und einer rein staatlichen Koordination zu finden sind. Als Governance-Struktur lässt sich das Zusammenspiel von Institutionen in einem Regelungsbereich bezeichnen, die die Interaktionen zwischen den beteiligten Akteuren strukturieren und regulieren.³¹⁹ Zur Beschreibung von governance-Strukturen eines Sektors greifen idealtypische Unterscheidungen zwischen Markt, Staat und Kooperation allerdings in der Regel zu kurz. Die empirisch vorfindbare Governance-Architektur zeigt sich häufig wesentlich vielschichtiger.³²⁰

Die Beschäftigung der Politikwissenschaften mit der Umweltpolitik ist umfassender ausgerichtet und weniger instrumentenzentriert als die Umweltökonomik. Die Politikfeldanalyse berücksichtigt alle Phasen des Politikprozesses – vom Agenda Setting bis zur Imple-

³¹⁵ Siehe u.a. Sabatier 1988.

³¹⁶ Vgl. u.a. Lehmbruch 1999 und Streeck 1997.

³¹⁷ In diesem Zusammenhang haben sich mittlerweile verschiedene „institutionalistische“ Ansätze mit unterschiedlichen Akzentuierungen in den Sozialwissenschaften herausgebildet. Einen systematischen Überblick geben Hall/Taylor 1996, Hasse/Krücken 1999, Scharpf 2000b.

³¹⁸ Vgl. Hollingsworth/Boyer 1997.

³¹⁹ Vgl. Weiß 2000, 69.

³²⁰ Vgl. Mayntz/Scharpf 1995.

mentation.³²¹ Die Frage, welche Umweltbeeinträchtigungen die Politik überhaupt aufgreift, spielt daher in der Analyse ebenfalls eine wichtige Rolle. Denn externe Effekte müssen überhaupt erst als solche wahrgenommen werden. Daher lässt sich auch weniger von einer Internalisierung als vielmehr von einer Institutionalisierung externer Effekte sprechen.³²²

Empirische Studien in verschiedenen Politikfeldern konstatieren allgemein eine abnehmende staatliche Steuerungsfähigkeit.³²³ Gerade die Umweltpolitik bietet hierbei außerordentlich viele Beispiele für die Interventionsprobleme des Staates.³²⁴ Vereinfacht gesagt ist der Staat in seiner Handlungsfähigkeit bezüglich seiner Informations- und Bearbeitungsressourcen erheblich eingeschränkt. Zudem sieht er sich Zielkonflikten ausgesetzt und muss seine Politik gegen unterschiedliche Interessen durchsetzen.³²⁵ Ferner bestehen institutionelle Restriktionen auf nationaler Ebene durch das ausdifferenzierte Mehrebenensystem mit einer teilweisen Kompetenzverflechtung zwischen Bund und Ländern einerseits und der Übernahme politischer Kompetenzen durch die Europäische Union andererseits.³²⁶

Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, welche „institutionellen Verfahren und organisatorische Ressourcen [kooperative Politikformen] hervorbringen, mit denen gesell-

³²¹ Innerhalb des Politikzyklus' als Phaseneuristik des politischen Prozesses werden insgesamt die Phasen der Problemwahrnehmung und Thematisierung (agenda setting), Politikformulierung, Entscheidung, Implementation und Evaluation unterschieden.

³²² Vgl. Weiß 2000, 53.

³²³ Vgl. Gusy 2001, 1. Luhmann hat in diesem Kontext sogar die These vertreten, dass der Staat gar nicht dazu in der Lage ist, andere Teilsysteme wie z.B. das Wirtschaftssystem zu steuern. Er begründet dies u.a. mit der Abgeschlossenheit der Teilsysteme sowie den unterschiedlichen Steuerungsmedien, die den verschiedenen Teilsystemen zugrunde liegen (vgl. Luhmann u.a. 1989). Diese These findet zwar in ihrer Radikalität kaum Zustimmung, mittlerweile wird jedoch kaum bestritten, dass die Steuerungsfähigkeit des Staates erheblich eingeschränkt ist.

³²⁴ Siehe beispielsweise Jänicke 1990.

³²⁵ Vgl. Voigt 1995, 41.

³²⁶ Die zunehmende Verlagerung umweltpolitischer Regelungskompetenzen auf die europäische Ebene verringert zwar den nationalen Entscheidungsspielraum, gleichzeitig bedeutet dies jedoch noch nicht, dass damit die umweltpolitischen Gestaltungsmöglichkeiten zurückgehen. Im Gegenteil ist für viele Umweltpolitikfelder eine europaweit harmonisierte Regelung aufgrund des grenzüberschreitenden Charakters vieler Umweltprobleme sinnvoll, da national beschränkte Regelungen von ihrer Wirkung her begrenzt sind. Wenn daher die Kosten national anfallen, der Nutzen jedoch grenzüberschreitend wirksam wird, besteht ein hoher Anreiz sich als Trittbrettfahrer zu verhalten. Darüber hinaus lässt sich für die EU auch nicht wie befürchtet ein race to the bottom bezüglich der Umweltpolitik feststellen, vielmehr ist zu beobachten, dass auf Gemeinschaftsebene durchaus ein gehobenes Regelungsniveau mit der Anwendung unterschiedlicher Instrumente zu beobachten ist (siehe hierzu u.a. Scharpf 1999 oder Knill 2003). Die Verlagerung der Entscheidungskompetenzen wird im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht gesondert untersucht, sondern lediglich als Rahmenbedingung für die Möglichkeiten und Grenzen kooperativer Politikformen in die empirische Analyse integriert.

schaftliche Entwicklungen [...] gesteuert werden sollen.“³²⁷ Dabei weisen verschiedene empirische Studien zu kooperativen Politikformen nach, dass sich als ein Weg zur Überwindung von Marktversagen einerseits und einem zentralen Informationsdefizit des Staates andererseits Interaktionsformen herausgebildet haben, die zwischen einer rein marktlichen und einer rein staatlichen Koordinierung liegen. In Bezug auf diese Interaktionsformen wird gerade auf die Einbindung der Verbände in die Politikprozesse hingewiesen, die zu einer Erweiterung der staatlichen Handlungsfähigkeit beitragen könne.

Die Herausbildung des kooperativen Staates wird auch als Zeichen funktionaler Ausdifferenzierung der Politik gewertet und als Synthese zwischen Markt- und Staatsversagen zur Bereitstellung öffentlicher Güter gesehen.³²⁸ Das auf zentraler Ebene bestehende Informationsdefizit wird durch den Einbezug dezentral vorhandener Informationen abgemildert.³²⁹ Auch kann der Staat über die Einbindung nicht-staatlicher Akteure seine limitierten – personellen und finanziellen – Kapazitäten erhöhen. Darüber hinaus fördert Kooperation Akzeptanz und gewährleistet dadurch sowohl die Durchsetzung als auch die Implementation politischer Inhalte.

„Da der Staat seine Intentionen nicht (oder selten) gegen die Adressaten, sondern nur mit Hilfe einer kompromiß- und konsensorientierten Kooperation mit diesen umsetzen kann, liegt der Gedanke nahe, parastaatliche Verfahren der Kompromissbildung [...] einzurichten.“³³⁰

Für die Betrachtung von Kooperations- und Koordinationsformen zwischen Markt und Staat lassen sich vor allem zwei Ansätze – Korporatismus und Politiknetzwerke (policy networks) – voneinander abgrenzen, die im Folgenden näher dargestellt werden.

4.1 Korporatismus und Politiknetzwerke

Die Bezeichnung Korporatismus umfasst sowohl das Bestehen zentralisierter Verbände als auch die politische Nutzung der Verbandsstrukturen durch Einbindung in oder Delegation von Staatsaufgaben:

„Als Korporatismus bezeichnen wir die Beteiligung von Interessengruppen an der Formulierung und Implementation von politischen Programmen, und zwar auf der Basis von Interorganisationsnetzwerken zwischen Regierung und politischer Verwaltung einerseits und stark zentralisierten gesellschaftlichen Verbänden andererseits.“³³¹

³²⁷ Weiß 2000, 17.

³²⁸ Vgl. Mayntz 1993.

³²⁹ Siehe auch Blazejczak/Edler 1999, 43.

³³⁰ Voigt 1995, 74.

³³¹ Czada 1992.

Wesentlich für den Korporatismusansatz ist die Feststellung der gegenseitigen Durchdringung von Politik und Verbänden, im Gegensatz zu früheren Ansätzen der Verbandsforschung, die sich auf die Untersuchung der einseitigen Einflussnahme von Verbänden auf die Politik konzentrierten. Verbände können durch die Übernahme von gesellschaftlichen Aufgaben zur Entlastung des Staates beitragen. Durch eine gut ausgebaute intermediäre Ebene kann dabei die Bearbeitung von Kollektivgutproblemen erleichtert werden.

„Steuerungstheoretisch betrachtet wären intermediäre Institutionen also zu Organisationen geronnene Mechanismen der „dezentralen Kontextsteuerung“, die dazu dienen, die Wissensbasis für Steuerung zu erhöhen.“³³²

Auch die Korporatismusforschung sieht die Probleme einer Einbindung von Verbänden in den Politikprozess, da diese vorrangig ein Interesse daran haben, Gruppengüter für ihre Mitglieder zu erstellen, die nur partiell Kollektivgutcharakter aufweisen und daher nur in seltenen Fällen mit dem Allgemeinwohl übereinstimmen. Die Aussagen der NPÖ zum Bestreben der Verbände, ihre Partikularinteressen durchzusetzen und beispielsweise Umweltgesetze zu verwässern, werden hierbei also nicht ignoriert. Insofern ist für die Politikergebnisse entscheidend, ob die Nutzung von Verbandsstrukturen mit einer Orientierung am Allgemeinwohl in Einklang zu bringen ist.³³³

Die Korporatismusforschung richtet ihr Augenmerk vornehmlich auf Politikfelder, in denen es traditionell um den Ausgleich von Arbeitgeber- und Arbeitnehmerinteressen geht. Innerhalb dieser Politikfelder sind die Großverbände der Gewerkschaften und Arbeitgeber die wesentlichen Organisationen. Wichtig für die Funktionsweise von korporatistischen Arrangements ist, dass Arbeitgeberverbände und Gewerkschaften zueinander als Gegengewichte fungieren und große Teile der gesellschaftlichen Interessen repräsentieren.³³⁴ In diesem Zusammenhang werden jedoch immer häufiger die Dysfunktionalitäten des korporatistischen Systems hervorgehoben, da Einigungen zu Lasten nicht beteiligter Dritter – insbesondere der Arbeitslosen – getroffen werden. Zudem werden dem bestehenden System vor dem Hintergrund von vielfach für notwendig erachteter struktureller Veränderungen, starke Verharrungstendenzen zugeschrieben.³³⁵ Da alle beteiligten Verbände einen Vorteil aus der Umsetzung einer Politikmaßnahme haben müssen, verringern sich die

³³² Frick 1996, 307

³³³ Vgl. Streeck 1999, 214.

³³⁴ Dabei wird allerdings auch darauf hingewiesen, dass auch Arbeitgeberverbänden und Gewerkschaften unterschiedlichen Organisationsbedingungen unterliegen, was sich auf ihren gesellschaftlichen Einfluss auswirkt. Vgl. Streeck 1999.

³³⁵ Vgl. u.a. Berthold/Hank 1999.

durchsetzbaren Politikoptionen. Maßnahmen, die mit Verlusten für die eigene Klientel verbunden sind, werden vom jeweiligen Verband im Regelfall nicht akzeptiert. Das Beispiel der Arbeitsbeziehungen zeigt hierbei, dass sich die Funktionalität institutioneller Arrangements im Zeitverlauf verändern kann.

Das System der Arbeitsbeziehungen in Deutschland hat eine lange korporatistische Tradition, die auch den Arbeitsschutz mit einbezieht. Obwohl sich der Umweltschutz z.T. aus dem Arbeitsschutz heraus entwickelt hat, ist die Umweltpolitik kein klassisch korporatistisches Feld, da sich hier nicht in erster Linie die Interessen von Arbeitgebern und Arbeitnehmern gegenüberstehen, sondern vielmehr die von Verursachern und Betroffenen. Soweit es sich bei den Verursachern um die produzierenden Unternehmen handelt, werden diese zwar von ihren Verbänden vertreten, diesen steht jedoch kein adäquater Betroffenenverband gegenüber. Umwelt- und Verbraucherinteressen sind zwar organisiert, allerdings heterogener und von der Organisationsstruktur her weniger professionalisiert. Ein Umweltkorporatismus, bei dem Umwelt- und Produzentenverbände gleichwertig in den Politikprozess mit einbezogen werden, findet sich bisher kaum. Eine Tendenz in Richtung Korporatismus zeigt sich in der zunehmenden Anzahl von Selbstverpflichtungen, dem dualen System und in der Einführung von Umweltmanagementsystemen. Dabei ist jedoch immer nur die Seite der Regelungsadressaten einbezogen.³³⁶ Die Annahme liegt nahe, dass sich eine solch einseitige Berücksichtigung von Interessen hemmend auf staatliche Umweltschutzaktivitäten auswirkt.³³⁷ Dem stehen allerdings die Vorteile korporatistischer Abstimmung mit den Regelungsadressaten gegenüber. Diese liegen vor allem im reibungsloseren Austausch von Informationen, der Akzeptanz und Vorhersehbarkeit der Umweltpolitik sowie einer höheren Verpflichtungsfähigkeit der Regelungsadressaten aufgrund des hohen verbandlichen Organisationsgrades.

Innerhalb der deutschen Umweltpolitik wird hingegen der Existenz von Politiknetzwerken eine höhere Bedeutung zugeschrieben als korporatistischen Verhandlungssystemen.³³⁸ Als Politiknetzwerk wird „die Gesamtheit aller Interaktionen korporativer Akteure auf einem Gebiet gemeinsamen politischen Interesses“³³⁹ verstanden. Analog zum neokorporatisti-

³³⁶ Vgl. Weidner 1996, 44.

³³⁷ Siehe hierzu auch Weiß 2000, 205.

³³⁸ Vgl. Scharpf 1993a.

³³⁹ Héritier 1996, 473.

schen Ansatz wird mit dem Konzept der Politiknetzwerke die Einbindung nicht-staatlicher Akteure in den Politikprozess erfasst. Die Hauptunterschiede von Politiknetzwerken liegen in der größeren Anzahl an beteiligten Akteursgruppen, der höheren Flexibilität und dem geringeren Formalisierungsgrad der Interaktion. Ferner werden mit diesem Konzept auch Interaktions- und Austauschformen zwischen staatlichen Akteuren verschiedener politischer Organe erfasst. Wesentliches Merkmal von Politiknetzwerken ist die häufige und zunächst unbefristete Interaktion. Netzwerkartige Strukturen in sich überlagernden Verhandlungssystemen konnten dabei in vielen empirischen Studien nachgewiesen werden.³⁴⁰ Diese sind jedoch in verschiedenen Politikfeldern unterschiedlich ausgeprägt.

Bezüglich der Funktionsfähigkeit von Netzwerken ist zweierlei hervorzuheben: Zum einen sind zwischen den Akteuren nicht nur Transaktionen möglich, von denen alle einen positiven Nutzen oder zumindest keinen Nutzenverlust im Sinne des Pareto-Kriteriums haben, sondern es reicht aus, wenn der Nettonutzen aller Transaktionen langfristig für alle Akteure positiv ist.³⁴¹ Zum anderen ist der Anreiz zur Defektion gering, da dies die Beteiligung an zukünftigen nutzenstiftenden Transaktionen innerhalb eines Netzwerkes gefährden würde.

Charakteristisch für Politiknetzwerke ist also nicht jede Tauschhandlung für sich genommen, sondern der generalisierte politische Tausch.³⁴² Die Durchführung politischer Transaktionen wird über die bestehenden Netzwerke erleichtert bzw. ist im Idealfall mit geringeren Transaktionskosten verbunden, da zum einen Unsicherheit reduziert und zum anderen die Stärkung informeller Institutionen in Form von Vertrauen möglich wird. Interessenkonflikte bleiben zwar auch innerhalb dieser Netzwerke bestehen, werden aber besser kanalisiert.

Bei hoher Komplexität der Regelungsmaterie kann ein Vorteil kooperativer Abstimmungsprozesse auch in der gemeinsamen Lösungsfindung der Beteiligten liegen. Die Bündelung der dezentral vorhandenen Ressourcen kann hierbei kooperative Lernprozesse³⁴³ in Gang setzen, die einen positiven Einfluss auf die Ergebnisse der Umweltpolitik

³⁴⁰ Vgl. Mayntz 1993, 39.

³⁴¹ Vgl. hierzu auch die spieltheoretischen Ergebnisse zu der Kopplung von Spielen aus Abschnitt 2.5.

³⁴² Zu diesem Begriff siehe Marin 1996.

³⁴³ Zum Politiklernen siehe auch Sabatier 1988.

haben können.³⁴⁴ Czada spricht in diesem Zusammenhang in Anlehnung an Hayek auch von Kooperation als Entdeckungsverfahren, wobei Kooperation bei hoher sachlicher Unsicherheit Lösungen hervorbringen könnte, die weder vom Markt noch vom Staat entdeckt werden würden.³⁴⁵

Allerdings wird auch darauf hingewiesen, dass anspruchsvolle Einigungen innerhalb von Kooperationen gerade dadurch erleichtert werden, dass nicht-konsensfähige Interessen außen vor gehalten werden und eine verstärkte Outputorientierung mit einer unzureichenden Repräsentation gesellschaftlicher Interessen erkaufte wird.³⁴⁶ In diesem Zusammenhang setzt sich die Theorie der Vetospieler mit denjenigen Akteuren und Institutionen verschiedener demokratischer Systeme auseinander, deren Zustimmung für die rechtliche Umsetzung einer Entscheidung notwendig ist.³⁴⁷ Wenngleich sich diese Theorie in erster Linie mit institutionalisierten Vetospielern – beispielsweise aufgrund der Kompetenzverteilung zwischen Bundes- und Länderebene – beschäftigt, können de facto auch nicht-staatliche Akteure über die Einbindung in die Politikprozesse Vetostatus erlangen. Die Berücksichtigung von Interessengruppen kann daher zu einer Verringerung konsensfähiger Entscheidungsoptionen führen. Die Möglichkeiten für politische Veränderungen hängen allerdings nicht allein von der Anzahl der Vetospieler ab. Vielmehr wirken sich nach Tsebelis auch der ideologische Abstand zwischen den Vetospielern sowie der Zusammenhalt innerhalb der Vetospieler auf den Spielraum für Politikveränderungen aus. In jedem Fall ist zu beachten, dass die Einbindung nicht-staatlicher Akteure sowohl zu einer Erweiterung der politischen Entscheidungsspielräume beitragen kann, als auch – aufgrund der tendenziellen Verringerung konsensfähiger Einigungen – zu Entscheidungsbeschränkungen.

Daneben impliziert das Vorhandensein von Politiknetzwerken nicht, dass der Staat diese auch initiieren und etablieren kann. Vielmehr entzieht sich der Charakter von informellen Netzwerken einer staatlichen Steuerung. Kooperationsnetzwerke entstehen häufig gerade als Nebenprodukt aus der Abwehr staatlicher Regelungsbestrebungen.³⁴⁸ Eine bewusste

³⁴⁴ Vgl. Aggeri 1999.

³⁴⁵ Vgl. Czada 2001.

³⁴⁶ Vgl. Wiesenthal 2001, 174.

³⁴⁷ Vgl. Tsebelis 2002. Die Möglichkeiten zur Politikveränderung hängen dabei nicht allein von der Anzahl der Vetoplayer, sondern auch von der ideologischen Distanz zwischen den Vetoplayern und dem Zusammenhalt innerhalb der Vetoplayer ab.

³⁴⁸ Vgl. Klemmer/Lehr/Löbbe 1999, 68.

staatliche Initiierung von Netzwerken kann sich daher negativ auf die Handlungsmotivation der beteiligten Akteure auswirken.³⁴⁹ Dieses Dilemma gilt im Übrigen für jede Form staatlich initiiertes Kooperations, da das offen gelegte Interesse des Staates an der Kooperation seine eigene Verhandlungsposition schwächt.

„Können die Verbände hingegen darauf vertrauen, dass sie es fortan mit einem verhandlungsbereiten Staat zu tun haben, dem die Deutung der Verhandlungsergebnisse aus informationellen Gründen vollständig entzogen ist [...], dürfte in der Tat eine interessengeleitete Umdeutung politischer Vorgaben eintreten [...].“³⁵⁰

Offensichtlich sehen sich erfolgreiche Kooperationen teils widersprüchlichen Anforderungen gegenüber: Auf der einen Seite ist Langfristigkeit zur Senkung von Opportunismusanreizen wichtig für die Funktionsfähigkeit, auf der anderen Seite darf sich der Staat zur Disziplinierung der Kooperationspartner nicht der Möglichkeit berauben, notfalls auch einseitig-hierarchisch zu entscheiden.³⁵¹ Zudem stellt sich ganz grundsätzlich die Frage, inwiefern eine Wahl zwischen verschiedenen Steuerungsformen besteht, die historisch gewachsen sind. Wenn länderspezifische Unterschiede bezüglich kooperativer Traditionen auf der einen Seite und umweltpolitischer Performanz auf der anderen Seite festzustellen sind, bedeutet dies nicht, dass sich die Koordinationsformen zur Effektivierung der Umweltpolitik auch intentional steuern lassen. Denn die Pfadabhängigkeit innerhalb bestehender Steuerungsformen kann erheblich sein.

Zusammenfassend lässt sich – analog zu den Ergebnissen aus der NIÖ – festhalten, dass der Staat, wenn er auf Ressourcen angewiesen ist, über die nur die Verbände verfügen, seine Steuerungsfähigkeit über Verhandlungen bzw. kooperative Politikformen erhöhen kann.³⁵² Gerade Politik-Netzwerke bieten funktionale Vorteile durch ihre Flexibilität und der Möglichkeit anspruchsvoller Transaktionskosten sparender Tauschgeschäfte. Allerdings ist die Herausbildung kooperativer Politikformen erst einmal als Reaktion des Staates auf seine eingeschränkte Handlungsfähigkeit zu verstehen und nicht schon als deren Lösung. Inwieweit die Überwindung der Kollektivgut- bzw. Externalitätenproblematik in adäquater Form gelingt, ist daher als empirisch kontingent zu betrachten. Die Einbindung nicht-staatlicher Akteure kann dabei auch die Anzahl von Entscheidungsoptionen verringern und sich dadurch vornehmlich beschränkend auf eine Einigung auswirken.

³⁴⁹ Vgl. Voelzkow/Hilbert/Heinze 1987, 97.

³⁵⁰ Wegner 1998, 64.

³⁵¹ Siehe analog zu diesem Argument Siebel/Ibert/Mayer 2001, 535.

³⁵² Vgl. Weiß 2000, 242.

Die Funktionsfähigkeit von Kooperation hängt auch davon ab, ob der Staat dazu in der Lage ist, bei unbefriedigenden kooperativen Lösungen wieder auf seine einseitig hierarchische Entscheidungsgewalt zurückzugreifen. Scharpf³⁵³ bezeichnet das auch als Kooperation im „Schatten der Hierarchie“. Kooperative Politikelemente vermögen hierarchische Politikformen also nicht zu ersetzen, sie sind vielmehr notwendiger Weise in hierarchische Strukturen eingebettet.³⁵⁴ Andersherum können auch hierarchische Politikformen „im Schatten der Kooperation“³⁵⁵ stattfinden. Dies ist beispielsweise häufig im Rahmen von Gesetzgebungsverfahren der Fall.³⁵⁶

Ein Vorteil politikwissenschaftlicher Konzepte besteht in der Offenheit der Annahmen. Dies ermöglicht es, die verschiedenen Gründe für Kooperation umfassend zu berücksichtigen. Der akteurzentrierte Institutionalismus bietet hierbei einen geeigneten Ausgangspunkt für die empirische Analyse. Der Nachteil liegt jedoch darin, dass sich theoretisch nur bedingt verallgemeinerbare Ergebnisse bezüglich der Bedingungen für die Vorteilhaftigkeit kooperativer Politikformen ableiten lassen. Darüber hinaus enthält der Ansatz einen lösungsorientierten Bias, da er zwar politische Restriktionen und Konflikte in der Analyse berücksichtigt, grundsätzlich jedoch unterstellt, dass die Politik unter den gegebenen Bedingungen lösungsorientiert agiert.³⁵⁷

4.2 Ausgestaltung von Kooperation

Die bisherigen Ausführungen legten eine sehr idealtypische Unterscheidung der verschiedenen Regelungsmechanismen zugrunde. Deren Funktionsfähigkeit kann jedoch in Abhängigkeit der Kontextbedingungen sehr unterschiedlich ausfallen. Verschiedene Koordinationsmechanismen müssen daher in unterschiedlichen Ausgangssituationen nicht per se schlechter oder besser als andere Mechanismen sein, es kommt vielmehr auf die konkrete Ausgestaltung an. In diesem Zusammenhang wurden bereits einige Punkte angesprochen, durch die der Staat die Funktionsfähigkeit kooperativer Politikformen verbessern kann. Zentral ist zum Beispiel, wie diese hierarchisch eingebettet sind. Grundsätzlich bleiben

³⁵³ Vgl. Scharpf 1991, 629.

³⁵⁴ Vgl. Scharpf 1993a, 41.

³⁵⁵ Vgl. Schneider 2003, 44.

³⁵⁶ Siehe dazu auch die Ausführungen zu paktierten Gesetzen in Kap. 4.2.

³⁵⁷ Siehe hierzu selbst Mayntz 1993.

dem Staat auch bei der kooperativen Einbindung gesellschaftlicher Akteure in die Politik Steuerungsressourcen, mit denen er die Orientierung kooperativer Politikformen am Allgemeinwohl stärken kann. Dabei stehen ihm vor allem folgende Einflussmöglichkeiten zur Verfügung:³⁵⁸

1. Er kann über die Zusammensetzung und Struktur kooperativer Politikformen entscheiden.
2. Er kann die Spielregeln prozedural festlegen und die formellen Handlungs- und Entscheidungskompetenzen von kooperativen Politikformen bestimmen. Dies beinhaltet einerseits die Entscheidung über die Anbindung der Kooperation an den Politikprozess. Andererseits fallen darunter die Verfahren zur Transparenzerhöhung und Kontrolle kooperativ zustande gekommener Entscheidungen. Der faktische Einfluss kooperativer Gremien kann sich dabei allerdings erheblich von den formellen Entscheidungsbefugnissen unterscheiden. Wenn die staatlichen Akteure beispielsweise nicht über entscheidungsrelevantes Wissen verfügen, können rechtlich unverbindliche Regelungsvorschläge, die aus einer Kooperation hervorgegangen sind, ohne die notwendige Sachkenntnis zur Prüfung übernommen werden und dadurch rechtliche Geltungskraft bekommen.
3. Er kann einzelnen nicht-staatlichen Akteuren – beispielsweise denjenigen, die mit weniger Ressourcen ausgestattet sind – selektiv Unterstützung gewähren.
4. Er kann nicht zustande gekommene oder unbefriedigende Entscheidungen autoritativ treffen bzw. ändern. Durch diese Aufrechterhaltung des “Schattens der Hierarchie” kann der Staat die Allgemeinwohlorientierung der beteiligten Akteure stärken. Für die Funktionsweise von Kooperation ist daher mit entscheidend, inwieweit der Staat auf seine einseitig-hierarchische Entscheidungsgewalt faktisch zurückgreifen kann. Dadurch kann er sowohl die Produktionsebene von Kooperation verbessern als auch seine Position auf der Verteilungsebene stärken.

Die Möglichkeiten zur Veränderung einmal festgelegter Spielregeln von Kooperationsformen sind allerdings dahingehend begrenzt, dass jede Änderung auch Auswirkungen auf die Motivation der beteiligten Akteure hat. Es ist zum Beispiel anzunehmen, dass sich der ständige Rückgriff auf einseitig-hierarchische Entscheidungsformen negativ auf die Ko-

³⁵⁸ In Anlehnung an und Erweiterung von Körber 1998, 29.

operationsbereitschaft nicht-staatlicher Akteure auswirkt. Der Staat kann also nicht beliebig zwischen verschiedenen Koordinationsmodi wechseln, sondern muss vielmehr zur Gewährleistung der Stabilität die politische Relevanz kooperativ zustande gekommener Ergebnisse gewährleisten.

Bezüglich der konkreten Ausgestaltung kooperativer Politikformen in den verschiedenen Phasen des politischen Prozesses sind grundsätzlich sehr unterschiedliche Ausgestaltungsformen denkbar. Generell lassen sich folgende Kooperationsformen voneinander abgrenzen:³⁵⁹

1. Kooperatives Regierungshandeln: Auf der Regierungsebene gibt es verschiedene Formen formalisierter Gremien. Diese Gremien lassen sich hinsichtlich ihrer formalen und faktischen Kompetenzen sowie ihrer Anbindung an den Politikprozess unterscheiden. Daneben existieren zahlreiche temporäre und/oder weniger formalisierte Kooperationsformen wie politische Expertengremien, Kommissionen oder Dialogforen sowohl auf nationaler als auch auf internationaler (europäischer) Ebene. Ein besonderer Fall von Beratungsgremien ist im Bereich der technischen Normung vorzufinden. Die technische Normung nehmen vornehmlich privatrechtliche Normungsorganisationen in verbandlicher Selbstregelung vor, so dass der Staat nur geringen Einfluss auf diesen Bereich ausübt.
2. Paktierte Gesetze: Die formale Beteiligung von Verbänden an der Gesetzgebung des Bundes stellt im Zuge der Anhörung von Referentenentwürfen eine politische Selbstverständlichkeit dar. Eine wesentlich wichtigere Rolle im Politikprozess spielt jedoch häufig die informelle Beteiligung von Verbänden. Diese Beteiligung reicht vom einfachen Dialog bis hin zu gemeinsamen Arbeitstreffen und Positionspapieren. Gesetze, die mit intensiven kooperativen Politikprozessen im Vorfeld einhergehen, werden auch als paktierte Gesetze bezeichnet.
3. Selbstverpflichtungen: Selbstverpflichtungen³⁶⁰ bezeichnen zumeist von einem Verband abgegebene, rechtlich unverbindliche Zusagen über die Umsetzung von

³⁵⁹ In Teilen in Anlehnung an Murswieck 2001, 8.

³⁶⁰ Häufig ist auch von dem Begriff der "freiwilligen Selbstverpflichtung" die Rede, der darauf abzielt, dass Selbstverpflichtungen formal freiwillig abgeschlossen werden. Faktisch sind Selbstverpflichtungen jedoch selten freiwillig, sondern werden erst durch Ankündigung anderer umweltpolitischer Instrumente angeregt. Siehe auch Linscheid/ Ochtrop 1999.

Umweltzielen, die in der Regel über Verhandlungen zwischen Regulierern und Regulierten zustande kommen und eine gesetzliche Regulierung ersetzen oder ergänzen sollen. Die Inhalte umweltbezogener Zusagen sind vielfältig und bestehen beispielsweise in stoff- oder emissionsbezogenen Reduktionszusagen, in der Verpflichtung zur Weitergabe von Informationen oder der Kennzeichnung von Produkten.

4. Kooperatives Verwaltungshandeln: Auch auf der Ebene des Gesetzesvollzugs, z.B. bei der Antragstellung genehmigungspflichtiger Anlagen findet Kooperation zwischen Regelungsadressaten und den zuständigen Behörden statt. Diese Form wird als kooperatives Verwaltungshandeln bezeichnet.
5. Alternative Konfliktregelungsverfahren: Eine neuere Variante von Kooperation stellen die erstmals in den USA angewandten alternativen Konfliktregelungsverfahren (ADR) dar.³⁶¹ Dabei werden in Situationen mit hohem Konfliktpotenzial immer häufiger so genannte Mediationsverfahren eingesetzt. Diese Verfahren werden nach bestimmten Regeln von einem neutralen Mediator geleitet und finden unter Beteiligung aller betroffenen Interessengruppen statt. Ziel ist es, gemeinsam eine für alle akzeptable Lösung zu finden und dadurch etwaige zeit- und kostenaufwändige (Gerichts)verfahren zu vermeiden.³⁶²

Die genannten Kooperationsformen betreffen die Phasen der Entscheidungsfindung, Instrumentenwahl und/oder des Vollzuges. Sie können sowohl innerhalb der bestehenden rechtlichen Rahmenbedingungen stattfinden als auch die Veränderung dieser Rahmenbedingungen zum Ziel haben. Die genannten Kooperationsformen lassen sich hierbei den genannten Phasen wie folgt zuordnen:

³⁶¹ In Anlehnung an den englischen Ausdruck 'alternative dispute resolution' (ADR).

³⁶² Näheres hierzu siehe für viele andere Weidner 1996 und Zilleßen/Barbian 1992.

Abbildung 4: Kooperationsformen und Politikphasen:

Umweltbezogene Kooperationsformen	Entscheidungsfindung	Instrumentenwahl	Vollzug
Zur Veränderung des gesetzlichen Rahmens	Paktierte Gesetze		
Innerhalb des gesetzlichen Rahmens als formeller oder informeller Bestandteil	Kooperatives Regierungshandeln (über Gremien, Kommissionen)		Kooperatives Verwaltungshandeln
ADR		Selbstverpflichtungen	

5 Zwischenergebnis

Ausgangspunkt der theoretischen Ansätze war die Frage nach den Gründen und der Bewertung kooperativer Umweltpolitik. Die dargestellten Ansätze legen unterschiedliche Verhaltensannahmen und politische Restriktionen zugrunde und kommen dementsprechend zu unterschiedlichen Einschätzungen. Grundlage der Überlegungen war die Betrachtung von Kooperation als politischen Tausch, der dann von den beteiligten Akteuren eingegangen wird, wenn diese die Erwartung haben, sich dadurch besser zu stellen als durch einseitiges Handeln. Aus der neoklassischen Umweltökonomik lässt sich in dieser Hinsicht kein Kooperationsbedarf ableiten, da von staatlichen Entscheidungsrestriktionen abstrahiert wird. Die Vielfalt empirisch vorfindbarer Kooperationsformen lässt sich aus dieser Perspektive also nicht erklären. Die neue Institutionenökonomik erklärt Kooperation dagegen auf der Grundlage von Informationsasymmetrien und Transaktionskosten. Ergebnis ist, dass Kooperation unter bestimmten Umständen anderen Koordinationsformen der Entscheidungsfindung und Instrumentenwahl überlegen sein kann. Kooperation kann dazu beitragen, die dezentral vorhandenen Informationen nutzbar zu machen und so die staatlichen Aufgaben der Beseitigung von marktlichen Dysfunktionalitäten zu gewährleisten. Voraussetzung dafür, dass aus Kooperation ein Mehrwert resultiert, ist, dass nicht nur eine Verteilungsebene, sondern auch eine Produktionsebene existiert. Bei einer Bewertung von Kooperationsformen mit sowohl Aufgaben- als auch Verteilungskonfliktori-

entierung, bei denen der Staat die Beteiligung an politischen Entscheidungen gegen Informationen tauscht, muss die Erhöhung der Steuerungsfähigkeit dem Qualitätsverlust durch die selektive Einbindung einzelner Interessengruppen in die Politikprozesse gegenübergestellt werden. Die institutionenökonomische Analyse zeigt allgemein, dass Kooperationen insbesondere Transaktionskostenvorteile aufweisen bei Vorliegen hoher Informationsasymmetrien zwischen Regulierern und Regelungsadressaten, niedrigem Konfliktgrad, geringen Koordinationskosten für Kooperation sowie hohen institutionellen Beschränkungen für alternative Entscheidungen. Die spieltheoretischen Überlegungen weisen ergänzend nach, dass die Realisierung potenziell bestehender Kooperationsgewinne nur unter bestimmten Umständen zu erwarten ist. Die Kooperationsbereitschaft ist positiv abhängig von der Höhe und Gewichtung heutiger und zukünftiger Kooperationsgewinne im Vergleich zu einseitigem Handeln, der häufigen Wiederholung der Interaktion, einer hohen Aufdeckungswahrscheinlichkeit in jeder Runde sowie der zu erwartenden Sanktion bei aufgedeckter Defektion. Unter Berücksichtigung reziproker Verhaltensmuster ist die Überwindung des bestehenden Anreizdilemmas leichter zu bewerkstelligen als unter der Annahme strikt eigennutzorientierten Verhaltens. Die institutionenökonomische Begründung von Kooperation ist funktional ausgerichtet, das heißt, es wird davon ausgegangen, dass die staatlichen Akteure unter den gegebenen Bedingungen sowohl ein Interesse an einer Problemlösung haben als auch die Fähigkeit, diese Problemlösung mit dem gesamtwirtschaftlich geringsten Ressourceneinsatz – unter der Berücksichtigung der Transaktionskosten – zu erreichen. Es ist allerdings fraglich, inwieweit sich über diese Annahmen die vielen empirisch vorfindbaren Kooperationsformen adäquat fassen lassen. Insbesondere die Analyse politischer Konflikte bringt Probleme mit sich, da diese aus institutionenökonomischer Sicht erst durch Vorliegen von Informationsasymmetrien relevant werden, ansonsten jedoch keine Rolle spielen.

Im Mittelpunkt der NPÖ stehen die Eigeninteressen der politischen Akteure sowie der unterschiedliche Einfluss nicht-staatlicher Akteure auf die Politik. Die NPÖ untersucht weniger die Transaktionskosten, als vielmehr die politischen Kosten (und Nutzen) umweltpolitischer Maßnahmen. Kooperationsformen dienen aus dieser Sicht in erster Linie der Eigennutzmaximierung der beteiligten Akteure. Wenn staatliche Akteure nicht als unmittelbare Vertreter des Allgemeinwohls agieren, wären Kooperationsformen nur dann wohlfahrtstheoretisch unproblematisch, wenn alle relevanten Interessen in einem Politikfeld bei einer Entscheidung adäquat repräsentiert würden. Eine solche Repräsentation

stößt jedoch an Grenzen, da nicht alle Interessen dieselbe Organisationsfähigkeit besitzen. Ferner verfügen die verschiedenen Interessengruppen über unterschiedliche Ressourcenausstattungen. Politische Akteure haben daher ein Interesse daran, diejenigen Interessengruppen bevorzugt bei der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen, die über für sie wichtige, beispielsweise wahlrelevante, Ressourcen verfügen. Bei einer selektiven Einbindung von Interessengruppen ist daher nicht mit einer kosteneffizienten Internalisierung externer Effekte zu rechnen, vielmehr können aus solchen Kooperationsformen selbst negative Externalitäten für unbeteiligte Dritte resultieren. Daher lassen sich aus der NPÖ vor allem Gründe sowohl für Staats- als auch für Kooperationsversagen ableiten. Dagegen wurde für die Umweltbürokraten angenommen, dass diese zwar generell ein Interesse an der Erhöhung des zugewiesenen Budgets haben. Allerdings ist zu erwarten, dass die Umweltbürokraten im Rahmen ihrer eigenen Interessen eine stärkere Orientierung an umweltpolitischen Lösungen haben als die politischen Akteure. Ob politische Akteure ihre Interessen auf Kosten des Allgemeinwohls verfolgen können, hängt wesentlich davon ab, inwieweit sie durch den institutionellen Rahmen oder andere Akteure in ihren opportunistischen Spielräumen eingeschränkt werden.

Politikwissenschaftliche Ansätze sind dagegen von den Annahmen her offener ausgerichtet und beziehen politische Beschränkungen sowie Konflikte umfassender in die Analyse mit ein. Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass der Staat zwar kein einheitlicher Akteur ist, die politischen Akteure aber vor dem Hintergrund der bestehenden Zielkonflikte und dem Ziel der Wiederwahl durchaus lösungsorientiert agieren. Aufgrund oftmals langwieriger politischer Entscheidungsverfahren sowie verschiedenen Einflussträgern in diesem Prozess wird jedoch nicht automatisch davon ausgegangen, dass bestehende Kooperationsformen anderen Koordinationsformen überlegen sind. Allerdings wird der Herausbildung von Politiknetzwerken zur Bearbeitung von Politikgehalten durchaus eine hohe Funktionalität unter anderem aufgrund der Bündelung von Ressourcen, der Reduktion opportunistischer Anreize als Voraussetzung komplexer Tauschgeschäfte sowie der frühzeitigen Akzeptanzerzielung zugeschrieben.

Durch die Bündelung von Ressourcen bestünde gerade bei komplexen Problemstrukturen über Kooperation die Möglichkeit, Lösungen zu erzielen, die weder vom dezentralen Marktprozess noch von zentralen staatlichen Entscheidungsprozeduren aufgedeckt werden würden. Auf der anderen Seite erhöht sich jedoch durch die Berücksichtigung von Interes-

sengruppen bei der Entscheidungsfindung die Zahl der Vetospieler, wodurch sich der gemeinsame Nenner für kooperative Lösungen verringern kann. Ferner bedeutet die Herausbildung von Kooperationsformen nicht automatisch, dass der Staat diese auch erfolgreich initiieren kann, da die staatliche Bereitschaft zu kooperieren seine Verhandlungsposition schwächt. Darüber hinaus kann die Verlagerung von Entscheidungskompetenzen auf die Europäische Union sowohl nationale Kooperationsformen überflüssig machen, als auch Bedarf mit sich bringen, institutionelle Beschränkungen auf nationaler Ebene kooperativ zu kompensieren.

Die staatlichen Entscheidungsspielräume werden von der Wahl unterschiedlicher Koordinationsmechanismen und -instrumente beeinflusst. Dafür spielt auch die Ausgestaltung der Koordinationsformen eine wichtige Rolle. Auch innerhalb kooperativer Politikformen bleiben dem Staat Steuerungsspielräume bezüglich der Auswahl der beteiligten Interessengruppen, der formalen Anbindung an den Politikprozess, der Transparenz und Kontrolle sowie der Möglichkeit, alternativ auch einseitig-hierarchisch zu entscheiden. Über die Ausgestaltung von Kooperation definiert der Staat die Kompetenzen der nicht-staatlichen Akteure. Dadurch kann er Einfluss auf die Begrenzung von Opportunismusspielräumen nehmen und die Partikularinteressen besser in Richtung einer am Allgemeinwohl orientierten Entscheidungsfindung kanalisieren. Für die Funktionsfähigkeit von Kooperation spielt die Frage eine wichtige Rolle, inwieweit der Staat einerseits seine verbleibenden Steuerungsspielräume bei der Ausgestaltung von Kooperation nutzt, andererseits aber auch, inwieweit er durch die geeigneten institutionellen Rahmenbedingungen selbst an die Verfolgung von allgemeinwohlorientierten Zielen gebunden ist.

5.1 Systematisierung der theoretischen Ansätze

Die dargestellten Ansätze unterscheiden sich vor allem in ihren Annahmen über Präferenzen und Restriktionen staatlicher Akteure. Bezüglich der Präferenzen ließen sich insbesondere die postulierte Allgemeinwohlorientierung auf der einen Seite und die Verfolgung eigener Interessen auf der anderen Seite voneinander abgrenzen. Der Einbezug von Restriktionen – vor allem in Form von Informationsdefiziten, Ziel- und Interessenkonflikten sowie institutionellen Beschränkungen – reicht hingegen von der vollkommenen Abstraktion innerhalb der Neoklassik bis hin zur umfassenden Berücksichtigung im Rahmen politikwissenschaftlicher Ansätze.

Im Folgenden werden die verschiedenen Ansätze im Rahmen einer Systematik erfasst. Hierfür lassen sich in einer differenzierteren Perspektive die Präferenzen und Restriktionen des Staates noch weiter in Entscheidungsmotivation, -möglichkeit und -fähigkeit bzw. -kapazität unterteilen. Die Entscheidungsmotivation spiegelt die Präferenzen wieder, wohingegen die Restriktionen aus den bestehenden Entscheidungsfähigkeiten und -möglichkeiten resultieren.³⁶³

Die Entscheidungsmöglichkeiten bezeichnen die formellen und informellen institutionellen Entscheidungsspielräume, die durch rechtliche Rahmenbedingungen sowie (Ziel-)Konflikte sowohl gegenüber staatlichen als auch nicht-staatlichen Akteuren beschränkt sein können. Die staatliche Entscheidungsfähigkeit bezieht sich dagegen auf die Regelungskapazitäten des Staates, die durch Informationsrestriktionen und die Komplexität des Regelungsgegenstandes sowie begrenzte personelle und finanzielle Kapazitäten faktisch eingeschränkt sein können. Die Entscheidungsmotivation bezeichnet wiederum die den staatlichen Entscheidungen zugrunde liegenden Ziele. Ziel von Kooperation kann, je nach theoretischer Perspektive, die Suche nach einer umweltpolitischen Lösung vor dem Hintergrund bestehender Informationsbeschränkungen und Interessenkonflikte sein, aber auch in der reinen Eigennutzorientierung oder der Konfliktvermeidung zu finden sein. Inwieweit der staatlichen Motivation eher eine Lösungsorientierung oder eher eine Orientierung an den eigenen Interessen zugrunde liegt, hängt wesentlich von den bestehenden Entscheidungsmöglichkeiten in Form der institutionellen Rahmenbedingungen und den politischen Durchsetzungschancen von Politikinhalten ab. Die Entscheidungsmotivation ist daher im Gegensatz zu den in der Regel als konstant angesehenen Präferenzen durchaus veränderbar.³⁶⁴

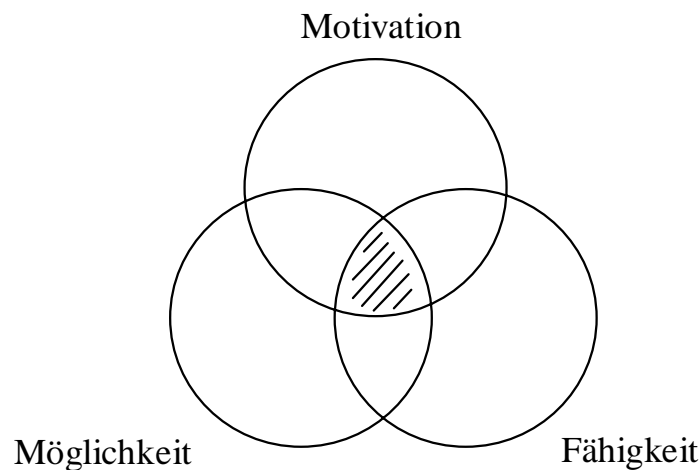
Fähigkeit, Möglichkeit und Motivation bedingen sich daher gegenseitig. Die bestehenden institutionellen und faktischen Möglichkeiten zur Festlegung umweltpolitischer Maßnahmen – beispielsweise auf Grundlage einer hohen Zustimmung innerhalb der Bevölkerung – haben positiven Einfluss auf die Motivation. Auch die Erhöhung der Entscheidungsfä-

³⁶³ Die Begrifflichkeiten *capacity*, *opportunity* und *willingness*, die hier mit Fähigkeit, Möglichkeit und Motivation übersetzt werden, wurden ursprünglich von Ashford zur Charakterisierung des Verhaltens von Unternehmen verwendet. Vgl. Ashford 2002, 1426.

³⁶⁴ Allerdings weist unter anderem Elster darauf hin, dass auch die Präferenzen nicht unabhängig von den Möglichkeiten und Restriktionen zu sehen sind, sondern vielmehr erheblich von diesen beeinflusst werden. Siehe dazu Elster 1989, 13ff.

higkeit durch die Einbindung nicht-staatlicher Ressourcen kann sich positiv auf die Entscheidungsmotivation auswirken. Der Entscheidungsraum resultiert daher aus der Schnittmenge zwischen Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation. Dies illustriert Abbildung 5:

Abbildung 5: Staatliche Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation



Bei einer Verortung der Theorien setzt die NIÖ vor allem bei den staatlichen Fähigkeiten unter Berücksichtigung der institutionellen Möglichkeiten an. Die NPÖ fokussiert dagegen vornehmlich auf die Entscheidungsmotivation. Zudem berücksichtigt sie die Entscheidungsmöglichkeiten, allerdings nicht bezüglich der Verfolgung allgemeinwohlorientierter Ziele, sondern hinsichtlich der Realisierung der Eigeninteressen staatlicher Akteure. Politikwissenschaftliche Ansätze beziehen dagegen Entscheidungsmöglichkeiten und -fähigkeiten umfassend mit ein und berücksichtigen auch die Entscheidungsmotivation.

Auf Grundlage von Fähigkeiten, Möglichkeiten und Motivation staatlicher Akteure lassen sich sowohl die staatlichen Restriktionen adäquat fassen als auch die lösungsorientierte und die interessenorientierte Perspektive auf Kooperation besser einordnen. Die Entscheidungsmotivation variiert hierbei je nach (eingeschränkter) Entscheidungsfähigkeit und -möglichkeit. Je mehr die Rahmenbedingungen so ausgestaltet sind, dass die staatlichen Akteure an der angemessenen Lösung von Problemen gemessen werden, desto lösungsorientierter werden die staatlichen Akteure agieren. Je größer hingegen die institutionellen Entscheidungsbeschränkungen auf der einen Seite und die opportunistischen Entscheidungsspielräume auf der anderen Seite sind, desto eher kann sich eine interessen geleitete Politik durchsetzen.

Die Unterscheidung von staatlicher Entscheidungsmotivation, -möglichkeit und -fähigkeit schafft für die empirische Analyse einen analytischen Rahmen, der die verschiedenen Theorieansätze zusammenführt, und gleichzeitig eine differenzierte Verortung der theoretischen Ansätze innerhalb dieser Kategorien ermöglicht. Wie lassen sich nun Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation des Staates empirisch erfassen? Hierbei identifizierte die theoretische Analyse unterschiedliche Faktoren, die Einfluss auf die verschiedenen staatlichen Entscheidungsbeschränkungen haben. Diese werden im Folgenden zu einem Analyseraster zusammengeführt.

Den Ausgangspunkt bildet die Problemstruktur innerhalb des Regelungsgegenstandes, bei der sich die staatlichen Akteure vor allem Informationsbeschränkungen sowie Ziel- und Interessenkonflikten gegenübersehen. Die Nutzung von Informationen der Regelungsadressaten über Kooperation wurde auch als Produktionsebene bezeichnet, wohingegen bestehende Interessenkonflikte über die Verteilungsebene erfasst wurden. Kooperation kann dann Vorteile gegenüber anderen Koordinationsebenen haben, wenn sie auch eine Produktionsebene enthält. Deshalb ist im Hinblick auf Kooperationsformen zunächst zu fragen, in welchem Umfang die Problemstruktur eine Produktions- und eine Verteilungsebene enthält.

Die institutionellen Rahmenbedingungen geben die Möglichkeiten zur Bearbeitung der Problemstruktur vor. Die institutionellen Rahmenbedingungen umfassen sowohl die bereits implementierten Instrumente als auch die Regeln zu deren Änderung. Diese Faktoren sind für den Staat zum großen Teil (zumindest kurzfristig) exogen gegeben. Die NIÖ betrachtet die institutionellen Rahmenbedingungen vor allem bezüglich der Wirkungen auf die Transaktionskosten. Die politikwissenschaftlichen Ansätze erweitern diese Perspektive, indem sie auf die institutionelle Verflechtung zwischen verschiedenen Ebenen hinweisen. Mit der Verflechtung sind Entscheidungsbeschränkungen und Vetospielerpositionen verbunden. Die NPÖ betrachtet Institutionen dagegen bezüglich der Wirkungen auf opportunistische Spielräume für die politischen Akteure.

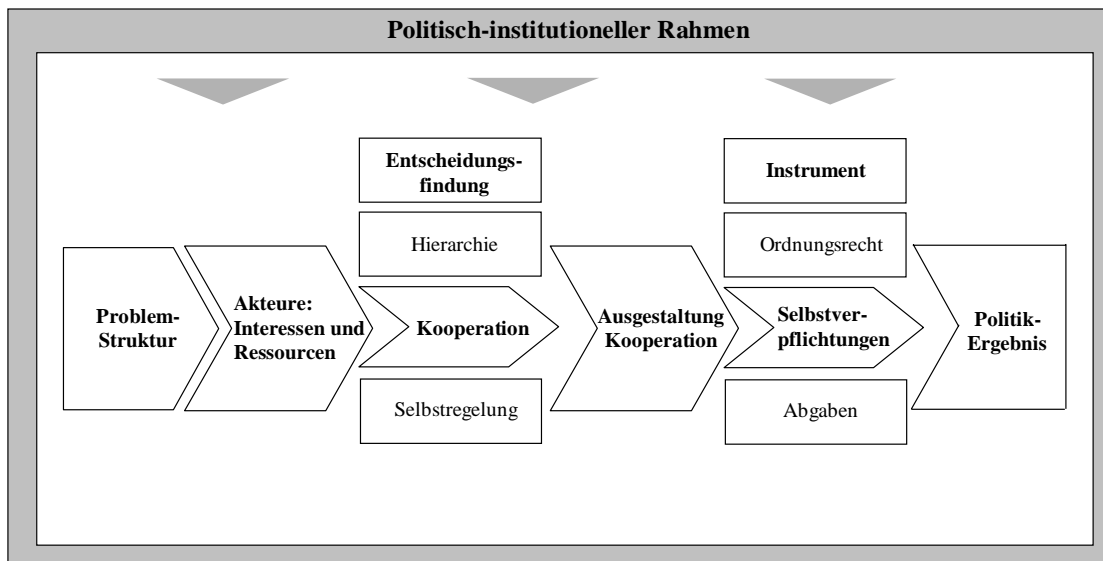
Vor dem Hintergrund der Problemstruktur und der institutionellen Rahmenbedingungen lassen sich unterschiedliche Interessen und Ressourcen bei den betroffenen Akteuren eines Politikfeldes festmachen. Die NIÖ legt für die Entscheidungsmotivation der staatlichen

Akteure eine Allgemeinwohlorientierung zugrunde, die NPÖ geht dagegen von einer Eigennutzorientierung aus. Die politikwissenschaftlichen Ansätze nehmen grundsätzlich an, dass die politischen Akteure insoweit an Lösungen interessiert seien, wie sich diese vor dem Hintergrund der institutionellen Möglichkeiten sowie der Wähler- und Partikularinteressen durchsetzen lassen.

Neben den staatlichen Akteuren sind daher auch die Interessen und Ressourcen nicht-staatlicher Akteure relevant. Die Ressourcen der nicht-staatlichen Akteure beeinflussen die Entscheidungsmöglichkeiten der staatlichen Akteure und wirken sich gleichzeitig aber auch auf deren Entscheidungsmotivation aus. Das Interesse der Regelungsadressaten basiert vor allem auf der vorliegenden Problemstruktur. Die Ressourcen werden aus Sicht der NIÖ vor allem vom Zugang zu entscheidungsrelevanten Informationen sowie dem Organisationsgrad bestimmt. Der Organisationsgrad erleichtert die Kooperation mit den Regulierern aufgrund geringerer Koordinationskosten. Aus Sicht der NPÖ ist hingegen vor allem die Wählerrelevanz von Interessengruppen für den Einbezug in kooperative Politikformen entscheidend. Politikwissenschaftliche Ansätze beziehen dagegen die Ressourcen von Interessengruppen umfangreicher in die Analyse mit ein.

Auf Grundlage dieser Ausgangsbedingungen „wählen“ politische Akteure Koordinationsmechanismen zur Entscheidungsfindung und Instrumente zur Zielumsetzung. Durch die jeweilige Ausgestaltung von Kooperation kann der Staat seine Entscheidungsmöglichkeiten erhöhen und opportunistische Spielräume der beteiligten Interessenverbände begrenzen. Aus Sicht der NPÖ nutzen die staatlichen Akteure dagegen die Ausgestaltungsmöglichkeiten zur Erhöhung eigener Opportunismusspielräume.

Die folgende Abbildung illustriert die relevanten Untersuchungskategorien für die empirische Analyse:

Abbildung 6: Analyseschema Kooperation³⁶⁵

5.2 Anmerkungen zur empirischen Analyse kooperativer Umweltpolitik

Eine empirische Überprüfung des Erklärungsgehalts der behandelten Theorien ist mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden. Dies hat verschiedene Gründe: Zunächst sind die genannten Ansatzpunkte für die Vorteile unterschiedlicher Koordinationsformen zumeist in gemischter Form vorzufinden und nur begrenzt in ihren Wirkungen voneinander abgrenzbar. Daneben existiert für die Bewertung vorfindbarer Kooperationsformen, die nicht wie Selbstverpflichtungen der Umsetzung von Umweltzielen dienen, kein empirisch anwendbares Referenzmodell. Dies gilt insbesondere für Kooperation bei der Entscheidungsfindung. Aufgrund der bestehenden und nur partiell überwindbaren Unsicherheiten gegenüber den Risiken von Chemikalien lässt sich ein idealer Internalisierungsgrad kaum bestimmen, vielmehr liegen in der Regel Konflikte zwischen verschiedenen Zielen vor, die in erster Linie normativ zu lösen sind. Somit kann die Umweltpolitik nur begrenzt an dem Erreichen theoretisch ableitbarer Ziele vor dem Hintergrund von Kosten-Nutzen-Analysen gemessen werden. Zudem wäre für eine adäquate Berücksichtigung politischer Entscheidungsrestriktionen ein Vergleich mit anderen realen Koordinationsformen unter den gegebenen Bedingungen notwendig.

³⁶⁵ In Anlehnung und Weiterentwicklung von Scharpf 2000a, 85.

In diesem Zusammenhang existieren international vergleichende Studien, die auf einer aggregierten Ebene den Einfluss korporatistischer Abstimmungsprozesse auf die Umweltperformanz verschiedener Länder untersuchen.³⁶⁶ Diese Studien weisen einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein korporatistischer Abstimmungsprozesse in einem Land und der Umweltperformanz nach.³⁶⁷ Der Vorteil dieses Ansatzes liegt darin, dass sich die Auswirkungen vorherrschender Koordinationsmechanismen unter Kontrolle anderer Variablen untersuchen lassen. Allerdings sind auf Grundlage dieses Vorgehens keine Aussagen über einzelne Kooperationsformen möglich. Auch lassen sich auf diese Weise nicht die Gründe und Einflussfaktoren auf Kooperation identifizieren.

In einer weiteren Studie vergleicht Coglianese (1997) die hierarchische Anpassung untergesetzlicher Regelwerke innerhalb verschiedener US-amerikanischer Behörden mit der ausgehandelten Anpassung, die gemeinsam mit den Regelungsadressaten erfolgte.³⁶⁸ Er zeigt, dass die Beteiligung der Regelungsadressaten weder zu einer signifikanten Zeiterparnis noch zu einer Senkung von Rechtsstreitigkeiten im Rahmen der Umsetzung beitragen konnte. Ergänzend kommen Ashford/Caldart (2001) zu dem Ergebnis, dass über ausgehandelte Verfahren auf Initiative der US-amerikanischen Umweltbehörde³⁶⁹ zum Teil Standards ausgehandelt wurden, die unter dem Niveau lagen, das zum gegebenen Zeitpunkt bereits technisch angewandt wurde. Im Vergleich zu einseitig-hierarchischen Änderungen untergesetzlicher Regelwerke zeigt sich ferner, dass diese in der Regel striktere Grenzwerte zur Folge hatten.

Im Regelfall ist jedoch ein unmittelbarer Vergleich kooperativer und hierarchischer Entscheidungsprozesse nicht möglich. Deshalb lassen sich nur begrenzt darüber Aussagen machen, in welchem Umfang über eine andere Koordinationsform zum selben Zeitpunkt ein anderer, effizienterer und effektiverer, umweltpolitischer Output zu erwarten gewesen wäre. Zudem ist die Fallzahl an Kooperationsformen niedrig bei gleichzeitig hoher Anzahl an Faktoren, die Einfluss auf das Ergebnis haben können. Aufgrund dieser Schwierigkeiten konstatiert beispielsweise Holzinger,³⁷⁰ dass eine empirische Überprüfung etwaiger

³⁶⁶ Vgl. Scruggs 2003 und Jahn 1998.

³⁶⁷ Als stark korporatistisch werden hierbei nach einer Skala von Lehbruch (1984) Österreich, Norwegen, Schweden und die Niederlande eingestuft. Deutschland gilt danach als moderat korporatistisch.

³⁶⁸ Die feststehenden Begriffe lauten im Amerikanischen „regulatory rulemaking“ und „negotiated rulemaking“.

³⁶⁹ Bzw. Environmental Protection Agency (EPA).

³⁷⁰ Vgl. Holzinger 1998, 6.

Vorteile kooperativer Politikformen – die nicht die Instrumentenebene betreffen – nicht leistbar sei.

Vor dem Hintergrund der genannten Beschränkungen für eine empirische Untersuchung der Gründe und Vorteile von Kooperation wurde hier ein Fallstudienansatz gewählt. Die Untersuchung von Fallstudien kooperativer Politikformen ermöglicht eine qualitative Analyse der Gründe für Kooperation und der Einflussfaktoren auf kooperativ zustande gekommene Politikergebnisse. Grundsätzlich sollen die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Fallstudien Aufschluss darüber geben, in welchem Ausmaß sich die theoretisch aufgezeigten Faktoren auf die Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation staatlicher Akteure im untersuchten Regelungsfeld auswirken und kooperative Politikformen begründen können, inwieweit die Entscheidungsfähigkeit über Kooperation erweitert oder eingeschränkt wird und ob der Staat mögliche Spielräume zur Effektivierung der Umweltpolitik nutzt. Die Ergebnisse aus den Fallstudien werden darauf aufbauend mit den Ergebnissen aus den theoretischen Ansätzen kontrastiert.

6 Empirische Fallstudien kooperativer Chemikalienpolitik

Gegenstand dieses Abschnitts ist die empirische Analyse kooperativer Fallstudien im Bereich der Chemikalienpolitik. Dabei konzentriert sich die Analyse von Kooperationsformen auf Maßnahmen zur Verminderung des Gefährdungspotenzials durch die Produktion, Verwendung und Entsorgung von Stoffen, Stoffverbindungen und chemischen Erzeugnissen. Der Fokus liegt auf denjenigen Stoffen, die bereits vor Inkrafttreten des Chemikaliengesetzes von 1980 auf dem Markt waren – den so genannten Altstoffen. Die Problemstruktur innerhalb der Chemikalienpolitik ist bereits in Kap. 1.4 beschrieben worden; sie wird deshalb nur kurz im Hinblick auf die Untersuchungsfragen zusammengefasst. Vor dem Hintergrund der unterschiedlichen untersuchten Kooperationsformen wird darauf aufbauend in den einzelnen Kapiteln die jeweils vorliegende Problemstruktur von Fall zu Fall konkretisiert.

Ausgangspunkt der Chemikalienpolitik ist das bestehende Gefährdungspotenzial und die Verbreitung von Stoffen in der Umwelt. Das Wissen darüber ist unvollständig und asymmetrisch zwischen den Akteuren – vor allem zwischen Regulierern und Regulierten,³⁷¹ aber auch zwischen Herstellern und Verbrauchern – verteilt. Eine solche asymmetrische Informationsverteilung ist mit erheblichen Problemen behaftet, da für die Unternehmen aufgrund der potenziellen Regulierungsgefahr sowohl zur Erstellung als auch zur korrekten Verbreitung von Risikoinformationen ein negativer Anreiz besteht. Das Verhältnis zwischen Stoffnutzen und Stoffrisiken ist häufig unbekannt. Eine Risikobewertung ist deshalb mit erheblichen Bewertungskonflikten und -unsicherheiten verbunden. Effektive Maßnahmen zur Reduktion stoffbezogener Risiken sind demgegenüber durch die Vielzahl an Stoffen und Stoffverbindungen mit unterschiedlichen Nebenwirkungen erheblich eingeschränkt. Einer effektiven Verminderung identifizierter Stoffrisiken steht auch die gewachsene Produktionsstruktur der chemischen Industrie mit dem Charakteristikum der Kuppelproduktion gegenüber. Regulierungsformen geringer Eingriffstiefe würden insofern bestehende Produktionspfade nur geringfügig tangieren, wohingegen Regulierungsformen mit hoher Eingriffstiefe, wie z.B. nationale Stoffverbote, ganze Produktionsberei-

³⁷¹ Vgl. Glasgow 1984, 131.

che und somit die Wettbewerbsfähigkeit gegenüber Unternehmen aus anderen Ländern zumindest kurzfristig beeinträchtigen können.

Ein effektives Risikomanagement geht daher mit erheblicher Unsicherheit, asymmetrischen Informationen, Ziel- und Verteilungskonflikten sowie Grenzen der instrumentellen Umsetzung einher. Die im theoretischen Teil aufgezeigten Entscheidungsrestriktionen treffen also in erheblichem Maße für die Chemikalienpolitik zu und liefern Gründe für Kooperation. In der Tat existiert innerhalb der Chemikalienpolitik eine Vielzahl formeller und vor allem informeller Kooperationsformen. Kooperation scheint dabei im Vergleich zu anderen Branchen überdurchschnittlich verbreitet zu sein. Ein Anzeichen dafür ist beispielsweise, dass von den Verbänden der chemischen Industrie mit 40 von insgesamt 100 die meisten branchenbezogenen Selbstverpflichtungen abgegeben wurden.³⁷² Aber auch die zahlreich bestehenden Gremien und Dialogforen weisen darauf hin.

Die hier untersuchten Fallstudien beschäftigen sich in erster Linie mit der kooperativen Bewältigung der Altstoffproblematik innerhalb der drei Phasen des Risikomanagements – Informationssammlung, Risikobewertung und Risikominderung. Folgende Fallstudien wurden hierbei aufgrund ihrer hohen Relevanz für das gewählte Regelungsfeld untersucht: Als Beispiel für Kooperationsgremien wird das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) untersucht, das zur Sammlung und Bewertung von Risikoinformationen im Hinblick auf die bis dato ungeprüften Altstoffe gegründet wurde. Dem BUA wird in seiner Funktionsweise ein weiteres Beratergremium – der Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS) – gegenübergestellt. Die Aufgabe des AGS besteht hauptsächlich in der Festlegung von Höchstwerten für Stoffkonzentrationen am Arbeitsplatz. Beide Gremien sind auf der Ebene der Entscheidungsfindung anzusiedeln. Allerdings betreffen sie unterschiedliche Phasen des Entscheidungsprozesses. Während das BUA die Informationsgrundlage für Entscheidungen liefert, trifft der AGS selbst Entscheidungen, die daran anschließend in der Regel von den staatlichen Akteuren in formales Recht umgesetzt werden.

Des Weiteren werden Selbstverpflichtungen als kooperatives Instrument zur stoffbezogenen Risikominderung analysiert. Untersucht werden die Selbstverpflichtungen zur Reduktion von Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) und Alkylphenoethoxylaten (APEO). Er-

³⁷² Siehe von Flotow/Schmidt 2001.

gänzend zu der Darstellung der verschiedenen Systeme zur Aufarbeitung der Informationsproblematik und Verbesserung der Entscheidungsfähigkeit im Hinblick auf die Altstoffe wird darüber hinaus die Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Altstoffen analysiert. Die Selbstverpflichtungen betreffen formal in erster Linie die Phase der Zielumsetzung. Allerdings geht Selbstverpflichtungen in der Regel eine kooperative Entscheidungsfindung voraus und tangiert ebenso die Vollzugsphase. Daher wird in den Fallstudien zu Selbstverpflichtungen der gesamte Politikprozess berücksichtigt.

Grundlage der empirischen Analyse ist die Entwicklung und Veränderung der institutionellen Rahmenbedingungen des Chemikalienmanagements, beginnend mit der Entstehung des deutschen Chemikaliengesetzes von 1980 bis zur gegenwärtigen Neuausrichtung der europäischen Chemikalienpolitik, die unter dem Akronym REACH – Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals – diskutiert wird. Die Abstimmungsprozesse innerhalb der gegenwärtigen Reform der europäischen Chemikalienpolitik zwischen Kooperation und Konfrontation bilden hierbei – im Sinne eines paktierten Gesetzes – eine weitere Fallstudie kooperativer Chemikalienpolitik. Diese Reform betrifft die Phasen der Entscheidungsfindung und Mittelwahl. In Anlehnung an die allgemeine Unterteilung von Kooperationsformen in Abbildung 4 lassen sich die untersuchten Fallstudien folgendermaßen zuordnen:

Abbildung 7: Untersuchte Kooperationsformen

Untersuchte Kooperationsformen	Entscheidungsfindung	Instrumentenwahl	Vollzug
Zur Veränderung des gesetzlichen Rahmens	<div data-bbox="547 472 1066 555" style="border: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;">Europäische Chemikalienreform (REACH)</div> <div data-bbox="547 562 778 629" style="border: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;">AGS</div>		
Innerhalb des gesetzlichen Rahmens als formeller oder informeller Bestandteil	<div data-bbox="547 636 778 703" style="border: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;">BUA</div> <div data-bbox="547 719 1353 792" style="border: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;">Selbstverpflichtungen zu EDTA und APEO</div> <div data-bbox="547 808 1353 882" style="border: 1px solid black; padding: 5px; text-align: center;">Selbstverpflichtung zu Altstoffen</div>		

Abgesehen von den Selbstverpflichtungen betreffen die untersuchten Kooperationsformen nicht oder nicht in erster Linie die Umsetzung (staatlich) vorgegebener Ziele, sondern den Prozess der Entscheidungsfindung. Insofern besteht keine unmittelbare Möglichkeit, den umweltpolitischen Erfolg an staatlich gesetzten Zielvorgaben zu messen. Auf Grundlage der oben skizzierten Problemstruktur bezüglich der chemiespezifischen Stoffproblematik wird daher die Untersuchung kooperativer Politikformen entlang der folgenden Leitfragen vorgenommen:

1. Haben die bisherigen institutionellen Arrangements innerhalb der Stoffpolitik effizient und effektiv dazu beigetragen, dass Gefährdungspotenziale von Stoffen identifiziert und bewertet werden konnten, und welchen Anteil hatten kooperative Politikformen daran?
2. Welche Risikominderungsmaßnahmen hatten die aufgedeckten Gefährdungspotenziale zur Folge und welchen Anteil hatten kooperative Politikformen dabei?
3. Konnten durch diese Maßnahmen Stoffrisiken – unter Berücksichtigung der Kosten und Nutzen – reduziert werden?

6.1 Gesetzliche Grundlagen³⁷³

Grundlegend für die Analyse der Fallstudien sind die institutionellen Rahmenbedingungen. Unter die wesentlichen institutionellen Rahmenbedingungen fallen vor allem diejenigen umweltrelevanten Regelwerke, die die Produktion, Verwendung und Entsorgung chemischer Stoffe betreffen sowie die bestehenden Prozeduren zur Veränderung dieser Regelwerke. Die stoffrechtlichen Rahmenbedingungen umfassen dabei die Phasen der Informationsbeschaffung und Risikobewertung sowie der Risikominderung. Stoffrechtliche Vorgaben resultieren allerdings nicht allein aus originär stoffbezogenen Gesetzen, sondern ergeben sich auch aus anderen – medienbezogenen – Regelwerken. Zu nennen sind in erster Linie Bundesimmissionsschutzgesetz und Wasserhaushaltsgesetz, die insbesondere die Immissionen bestimmter (weniger) Stoffe in Luft und Wasser regeln. Auch diese Regelungsbereiche sind mittlerweile stark geprägt durch EU-Richtlinien. Namentlich sind dies vor allem die Richtlinie 96/61/EG „über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung“ (IVU-Richtlinie) sowie die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (2000/60/EG). Die IVU-Richtlinie ist medienübergreifend ausgerichtet,³⁷⁴ um „Emissionen in Luft, Wasser und Boden unter Einbeziehung der Abfallwirtschaft so weit wie möglich zu vermeiden und, wo dies nicht möglich ist, zu vermindern.“

Im Vordergrund steht jedoch die Chemikalienregulierung im engeren Sinne.³⁷⁵ Weitere Regelwerke werden, soweit relevant für die jeweiligen Kooperationszusammenhänge, berücksichtigt. Vier Richtlinien bzw. Verordnungen bilden heute die Grundlage der europäischen Chemikaliengesetzgebung. Dies ist die Richtlinie 67/548/EWG zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften über die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe, die Richtlinie 88/379/EWG zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften über die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Zubereitungen, die Verordnung (EWG) 793/93 zur Bewertung und Kontrolle der Umweltrisiken chemischer Altstoffe sowie die Richtlinie 76/769/EWG zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitun-

³⁷³ Die Darstellung der Fallstudien beruht im Wesentlichen auf den Ausführungen des Autors in Koch 2006.

³⁷⁴ Daher hatte die IVU-Richtlinie auch Änderungen in verschiedenen nationalen Gesetzen wie der Bundesimmissionsschutzverordnung (BimSchV) dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) zur Folge.

³⁷⁵ Mit den Schnittstellenproblemen zwischen dem chemikalienbezogenen Stoffrecht und komplementären medienbezogenen Regelwerken setzen sich Führ/Merenyi 2005 auseinander und konstatieren hierbei eine Instrumentenlücke.

gen. Die EU-Vorschriften sind auf nationaler Ebene im Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz) umgesetzt. Das Chemikaliengesetz bildet den Grundstein umweltorientierter Chemikalienregulierung durch die systematische Erfassung und Prüfung stoffbezogener Umwelt- und Gesundheitsrisiken.³⁷⁶ Es bildet auch den Ausgangspunkt der Fallstudien und wird daher in seiner Entwicklung bis zur Verabschiedung im Folgenden näher dargestellt.

6.2 Entwicklung zum deutschen Chemikaliengesetz

Der Anstoß zum deutschen Chemikaliengesetz ging von der Europäischen Gemeinschaft aus. Als Reaktion auf eine nationale Regelungsinitiative Frankreichs³⁷⁷ legte 1976 die EG-Kommission einen Entwurf zur 6. Änderung der Richtlinie 67/548/EWG vor, die die Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe regelt.³⁷⁸ Intention der Änderung war die Einführung der umwelt- und gesundheitsbezogenen Prüfung und Anmeldung von neuen Stoffen durch den Produzenten oder Importeur.³⁷⁹ Im Gesetzgebungsverfahren mussten innerhalb dieses Rahmens Einigungen bezüglich folgender Fragen erzielt werden:³⁸⁰

- Sollte die Richtlinie Umwelt-, Arbeits- und Verbraucherschutz umfassen, wie dies der Kommissionsvorschlag vorsah, oder sollte eine enge Begrenzung auf Umweltaspekte vorgenommen werden?
- Sollte ein einfaches Anmeldeverfahren eingerichtet werden, bei dem die Stoffe nach der Anmeldung frei produziert und vermarktet werden könnten, wie dies im Entwurf von der EU-Generaldirektion XI (Binnenmarkt) vorgeschlagen wurde, oder sollte ein Zulassungsverfahren gewählt werden, bei dem die Stoffe einer Zulassungspflicht durch die Behörden unterliegen, was von der EU-Generaldirektion III (Umwelt) befürwortet wurde? Des Weiteren war festzulegen, ob das Verfahren schon bei der Herstellung oder erst bei der Vermarktung ansetzen sollte.

³⁷⁶ Auch vorher gab es schon einzelne Regelungen sowie Spezialgesetze für Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel etc., die hier nicht näher dargestellt werden. Siehe hierzu Stirba/Kowalski/Schlottmann 2001, 38ff.

³⁷⁷ Umfassendere Regelungsformen für Chemikalien gab es davor bereits in Schweden (1973), Japan (1973) und den Vereinigten Staaten (1976). Siehe Schneider 1988, 76ff.

³⁷⁸ Die Richtlinie stammt aus dem Jahr 1967, die Europäisierung der Chemikalienpolitik begann insofern schon sehr früh. Im Vordergrund der genannten Richtlinie stand allerdings vornehmlich die Angleichung der Behandlung chemischer Stoffe zur Gewährleistung eines funktionsfähigen Binnenmarktes.

³⁷⁹ Vgl. Damaschke 1986, 79.

³⁸⁰ Vgl. Schneider 1988, 167ff.

- Strittig war auch die Frage zwischen einer einheitlichen oder risikobasierten Prüfung. Eine risikobasierte Prüfung hätte bedeutet, dass der Prüfumfang von dem Vorhandensein bestimmter Stoffeigenschaften abhängig zu machen ist. Schon früh legte man sich hierbei auf ein Mengenkonzept fest, bei dem der Testumfang lediglich von der produzierten Menge, jedoch nicht von den Stoffeigenschaften abhängt.³⁸¹
- Darüber hinaus musste festgelegt werden, ob die Regelung auf neue Stoffe begrenzt werden sollte oder ob die zu diesem Zeitpunkt bereits vermarkteten Stoffe in das Prüfsystem einbezogen werden sollten. Die folgenreichste Entscheidung war – wie sich noch zeigen wird – die Begrenzung der Regelung auf neue Stoffe, anstatt einer Anwendung auf alle existierenden Stoffe, die sich bereits auf dem Markt befanden, ohne vorher entsprechend geprüft worden zu sein.³⁸²

Die deutschen Interessen wurden auf europäischer Ebene von den nationalen Behörden in enger Abstimmung mit dem Verband der Chemischen Industrie (VCI) vertreten.³⁸³ Der VCI vertritt 90% der Chemieunternehmen und hat daher ein Quasi-Repräsentationsmonopol inne.³⁸⁴ Die Chemiegewerkschaft wurde hingegen erst spät eingebunden, nachdem sie öffentlich Druck auf das enge Politiknetzwerk ausübte.³⁸⁵ Dadurch ließ sich zwar eine Öffnung für weitere Akteure und somit eine Pluralisierung des nationalen Politiknetzwerkes erreichen, trotzdem änderte sich dadurch nur wenig an dem maßgeblichen Einfluss des VCI.³⁸⁶ Der VCI, der zu restriktive regulatorische Eingriffe der Politik zu verhindern suchte und die Eigenverantwortung der chemischen Industrie betonte, hatte zumeist die Bundesregierung bei den Abstimmungsprozessen auf europäischer Ebene auf

³⁸¹ Natürlich ist auch die produzierte Menge ein Risikoindikator, daneben gibt es jedoch noch weitere, wie bestimmte Stoffeigenschaften – beispielsweise die Persistenz – oder die Anwendungsbedingungen, die bei einem mengenbasierten Prüfsystem außer Acht gelassen werden.

³⁸² Viele der innerhalb der 6. Änderungsrichtlinie diskutierten Fragen finden sich in abgewandelter Form im Weissbuch der EU-Kommission zur Neuregelung der europäischen Stoffpolitik aus dem Jahr 2001 wieder, auf das in Kapitel 6.4.4 noch ausführlich eingegangen wird.

³⁸³ Die Koordinations- und Verhandlungsprozesse zu diesem Gesetz sollen hier nicht im einzelnen dargestellt werden. Hier sei insbesondere verwiesen auf Schneider 1988 und Damaschke 1986.

³⁸⁴ Im Vergleich hierzu machen in den USA die vier größten Chemieverbände nicht einmal 1/3 der Betriebe aus, die im VCI organisiert sind. Vgl. Schneider 1988, 107. Neben dem VCI existieren auch noch zahlreiche branchenspezifische Fachverbände, auf die im Rahmen der Fallstudien z.T. noch näher eingegangen wird.

³⁸⁵ Vgl. Schneider 1988, 204.

³⁸⁶ Vgl. Schneider 1988, 233.

seiner Seite.³⁸⁷ Das Wirtschaftsministerium wird in diesem Zusammenhang auch als Anwalt der chemischen Industrie bezeichnet.³⁸⁸ Die Rolle der Umweltverbände beschränkte sich dagegen in erster Linie darauf, öffentlich zugängliche Gesetzesentwürfe zu kritisieren.³⁸⁹ Die später verabschiedete Richtlinie entsprach daher auch – nachdem klar war, dass es in jedem Fall zu einer europäischen Regulierung kommen würde – in vielen Punkten den Vorstellungen des VCI.

Die schließlich verabschiedete Richtlinie schreibt ein vor der Vermarktung einsetzendes Anmeldeverfahren vor, das hinsichtlich der Prüfanforderungen sowohl Umwelt- als auch Gesundheitsaspekte mit einschließt. Die Richtlinie gilt für neue Stoffe, die oberhalb einer Menge von 10 kg/Jahr produziert werden, wobei der Umfang der vorgeschriebenen Stofftests mit der produzierten Menge ansteigt. Die Prüfung und Einstufung wird vom Hersteller bzw. Importeur vorgenommen, wohingegen die Behörden im Normalfall nur noch die Plausibilität der Einstufung auf Grundlage der eingereichten Prüfunterlagen vornehmen.³⁹⁰ Für die bereits produzierten Stoffe entschied man sich in der Europäischen Gemeinschaft für eine Stichtagsregelung, nach der die bis 1981 vermarkteten Stoffe in einem Altstoffverzeichnis gemeldet werden konnten und dadurch zunächst nicht unter das Prüf- und Anmeldeverfahren des Chemikaliengesetzes fielen.³⁹¹ Diese pragmatische Regelung brachte jedoch Folgeprobleme mit sich, da im europäischen Altstoffverzeichnis EINECS³⁹² seither 100.106 Stoffe registriert sind, die nicht dem Anmeldeverfahren unterliegen;³⁹³ demgegenüber stehen ca. 3.700 Stoffe³⁹⁴, die bis zum Jahr 2003 europaweit als Neuchemikalien angemeldet wurden. Diese Diskrepanz fällt noch höher aus bei der Betrachtung der produzierten Mengen der Neustoffe, die bis heute lediglich einen Marktanteil um 1% erreicht haben.³⁹⁵

³⁸⁷ Allerdings gab es zwischen den Ministerien durchaus unterschiedliche Positionen. Insbesondere das damals für den Umweltschutz zuständige Innenministerium setzte sich im Gegensatz zu Gesundheits- und Arbeitsministerium für einen umfassenderen Umweltschutz ein. Vgl. Schneider 1988.

³⁸⁸ Vgl. Jacob 1999, 69.

³⁸⁹ Vgl. Weiß 2000, 232.

³⁹⁰ Vgl. Schneider 1988, 228.

³⁹¹ Vgl. Jacob 1999, 105.

³⁹² EINECS steht für European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances.

³⁹³ Hierbei wurden allerdings in erheblichem Maße Stoffe unberechtigt als Altstoffe angemeldet, die sich noch in der Entwicklung befanden. Dies hatte zur Folge, dass in den Jahren nach Einführung des Chemikaliengesetzes nur ein sehr geringer Bedarf von Seiten der Unternehmen bestand, neue Stoffe anzumelden. Vgl. Führ/Grießhammer/Rahner 1989, 5.

³⁹⁴ Vgl. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 2003.

³⁹⁵ Vgl. Rat der Sachverständigen für Umweltfragen 2000, 401.

Der Großteil der vermarkteten Stoffe blieb also durch das Chemikaliengesetz unberührt. Aus dieser Sonderbehandlung der Altstoffe resultierten wiederum ungünstige Anreizwirkungen zur Entwicklung von Neustoffen, da für die Entwicklung, Anmeldung und Prüfung von Neustoffen den Unternehmen Kosten entstanden, für die Weitervermarktung ihrer Altstoffe hingegen nicht. Die Neustoffregulierung setzte insofern Anreize für die Unternehmen, nach neuen Verwendungszwecken für die ungetesteten Altstoffe zu suchen, anstatt neue Stoffe zu entwickeln. Die einseitige Regulierung der Neustoffe war daher sowohl aus Umweltschutz- als auch aus Innovationssicht problematisch.

Die nationale Umsetzung der EU-Richtlinie zur Prüfung der *Neustoffe* erfolgte 1980 über das Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz), das sich auch als Stoffgesetz charakterisieren lässt, da es anders als medienbezogene Gesetze am einzelnen chemischen Stoff ansetzt. Der Gesetzesentwurf wurde tripartistisch zwischen der Regierung, dem Verband der chemischen Industrie (VCI) und der Chemiegewerkschaft ausgearbeitet. Von Seiten der Wissenschaft und der Umweltverbände wurde der Entwurf hingegen kritisiert, was jedoch keine substanziellen Veränderungen mehr zur Folge hatte.³⁹⁶ Auch aufgrund der umfangreichen Beteiligung insbesondere des VCI an den Abstimmungsprozessen sowohl auf europäischer als auch auf nationaler Ebene hat die Anwendung des Chemikaliengesetzes bisher kaum zu Konflikten geführt.³⁹⁷

„Ob dies allerdings darauf hinweist, dass hier eine gelungene Form staatlich beaufsichtigter Selbstkontrolle vorliegt, oder ob es eher ein Indiz für die faktische Wirkungslosigkeit des Gesetzes ist, lässt sich [...] nicht eindeutig beantworten.“

Dem Gesetz wurde in diesem Zusammenhang der Vorwurf eines „zahnlosen Tigers“³⁹⁸ gemacht, da die Anforderungen an die zu erhebenden Risikoinformationen für den Gesundheits- und Umweltschutz nicht weitreichend genug sowie die staatlichen Kontrollmöglichkeiten begrenzt seien, und darüber hinaus die Bundesregierung die gesetzlichen Möglichkeiten beispielsweise in Form von Regelungen zu Stoffbeschränkungen kaum nutzen würde.³⁹⁹

³⁹⁶ Vgl. Schneider 1988, 222.

³⁹⁷ Siehe auch Weiß 2000, 233.

³⁹⁸ Benzler 1998, 70.

³⁹⁹ Zu einem Vergleich des Neustoffgesetzes mit gesetzlichen Regelwerken in den USA und Japan siehe Fleischer 2002.

Rechtliche Grundlagen für Beschränkungsmaßnahmen

Für die Umsetzung von Risikominderungsmaßnahmen in Form von Vermarktungs- oder Verwendungsbeschränkungen ist im Gegensatz zur Risikobewertung dieselbe rechtliche Grundlage für Alt- und Neustoffe gegeben. Auf europäischer Ebene regelt dies die Richtlinie 76/769/EWG über Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen.⁴⁰⁰ Auf nationaler Ebene liefert § 17 des Chemikaliengesetzes die rechtliche Basis für Stoffbeschränkungen. Vor der Umsetzung von Beschränkungsmaßnahmen müssen die „beteiligten Kreise“⁴⁰¹ angehört werden. Die Anwendung von Verwendungsbeschränkungen soll zudem abgestimmt mit den Regelungen auf europäischer Ebene erfolgen. Nationale Beschränkungsvorhaben müssen daher vorher von der Europäischen Kommission notifiziert werden,⁴⁰² wodurch eine Umsetzung erheblich verzögert werden kann. Bei einer Stellungnahme der Kommission innerhalb von drei Monaten kann die Beschränkungsmaßnahme erst weitere sechs Monate später durchgeführt werden. Wenn die Kommission eine europäische Umsetzung plant, gilt außerdem eine Stillhaltepflicht von einem Jahr. Im Falle einer gescheiterten europäischen Umsetzung kann sich die Umsetzung einer nationalen Beschränkungsmaßnahme daher erheblich in die Länge ziehen. Grundsätzlich sind Verwendungsbeschränkungen oder gar Verbote von Stoffen sowohl auf nationaler als auch europäischer Ebene bisher eher selten gewesen. Darauf wird in Abschnitt 6.6 noch detaillierter eingegangen.

Ausgangspunkt der ersten Kooperationsstudie ist jedoch die unzureichend geregelte *Prüfung* von Risiken derjenigen Stoffe, die sich bereits vor 1981 auf dem Markt befanden. Im Rahmen des deutschen Chemikaliengesetzes konnten zwar grundsätzlich auch die Hersteller von Altstoffen mit Mengen über 10 t/Jahr durch Rechtsverordnung der Bundesregierung bei Anhaltspunkten für eine Gefährdung von Mensch und Umwelt zu einem besonderen Mitteilungsverfahren verpflichtet werden;⁴⁰³ von dieser Regelung wurde jedoch nie Gebrauch gemacht.⁴⁰⁴ Dies ist insofern nicht verwunderlich, als dass eine Gefährdungs-

⁴⁰⁰ Siehe auch Ginzky 1999, 21.

⁴⁰¹ Die beteiligten Kreise bestehen aus Vertretern der Wissenschaft, der Verbraucherschutzverbände, der Gewerkschaften und Berufsgenossenschaften, der beteiligten Wirtschaft, des Gesundheitswesens, sowie der Umwelt-, Tierschutz- und Naturschutzverbände.

⁴⁰² Vgl. Ginzky 1999, 26.

⁴⁰³ Nach einer Novellierung des Chemikaliengesetzes 1990 bestand die Möglichkeit zur Verpflichtung zu einem Mitteilungsverfahren auch ohne Vorliegen einer akuten Gefährdung.

⁴⁰⁴ Vgl. Jacob 1999, 106.

vermutung in der Regel das Vorliegen von Informationen voraussetzt, die erst über das Mitteilungsverfahren zu erheben gewesen wären. Wenn also keine Erkenntnisse über die Risiken von Altstoffen vorliegen, wird kein Mitteilungsverfahren initiiert, und wenn Erkenntnisse bestehen, ist ein solches Verfahren nur noch bedingt notwendig.

6.3 Das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA)

Statt auf das Mitteilungsverfahren zurückzugreifen, kam eine andere Lösung zur Aufarbeitung des Informationsdefizits gegenüber den Altstoffen zur Anwendung: 1982 wurde auf Anregung des VCI das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) gegründet, das bis 1999 paritätisch mit Vertretern aus Behörden,⁴⁰⁵ Industrie und Wissenschaft besetzt war.⁴⁰⁶ Aufgabe des BUA war es vor allem, „Altstoffe zum Schutz von Mensch und Umwelt nach wissenschaftlichen Kriterien auszuwählen und zu überprüfen.“ Das Gremium bewegt sich bezüglich des behandelten Problemfeldes und seiner Zusammensetzung zwischen einem aufgaben- und einem konfliktorientierten Gremium. Die Industrie bringt dabei einerseits ihr Wissen über die Eigenschaften und Anwendungsgebiete der produzierten Stoffe mit ein, hat andererseits jedoch ein Interesse daran, dass diese Stoffe nicht aufgrund negativer Eigenschaften auf Umwelt und/oder Gesundheit mit Produktionsbeschränkungen belegt werden.

Das BUA selbst verstand sich dagegen von Anfang an als unabhängige wissenschaftliche Beratungsinstitution. Die Unabhängigkeit sollte insbesondere durch die Wissenschaftsfraktion gewährleistet werden, die bei strittigen Fragen zwischen Industrie- und Behördenvertretern eine Einigung erleichtern sollte. Finanziert wurde das BUA paritätisch von VCI und Umweltministerium.⁴⁰⁷ Die Kosten für die Stofftests wurden dagegen allein von der Industrie getragen. In der Regel erfolgte die Berichterstattung vom größten Hersteller.

⁴⁰⁵ Neben Vertretern aus dem Ministerium waren im BUA auch Vertreter aus den nachgeordneten Behörden Umweltbundesamt (UBA) und Bundesinstitut für Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) (heute Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR)) vertreten.

⁴⁰⁶ Das BUA setzte sich zunächst aus jeweils vier wissenschaftlichen Vertretern aus Industrie, Behörden und Wissenschaft zusammen, darüber hinaus stellte die Wissenschaftsfraktion mit dem Vorsitzenden einen fünften Vertreter. Über die Zusammensetzung des BUA befindet das Umweltministerium (früher Innenministerium). Angesiedelt ist das Gremium bei der Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh). Unterhalb des Gremiums wurden Arbeitsgruppen zu bestimmten Themenschwerpunkten (Prioritätensetzung, Toxikologie, Ökotoxikologie) eingerichtet. Siehe ausführlich zur Organisation und den Aufgaben des BUA: GDCh 1999.

⁴⁰⁷ Bzw. bis zur Gründung des Umweltministeriums 1986 vom Innenministerium. Die Kosten des BUA betragen ca. eine Million Euro pro Jahr.

Die durchschnittlichen Kosten für die Stoffberichte wurden von der Industrie in Abhängigkeit vom Testumfang mit ca. 250.000 Euro angegeben.⁴⁰⁸

Seit Bestehen des BUA haben sich Aufgaben und Funktionsweise erheblich verändert. Dabei lassen sich zeitlich vor allem drei Teilabschnitte voneinander abgrenzen, die auf der Grundlage von qualitativen teilstrukturierten Interviews mit ehemaligen und gegenwärtigen BUA-Mitgliedern und Vertretern von Umweltverbänden, anhand von Veröffentlichungen des BUA und seiner Mitglieder sowie vorhandener Sekundärliteratur rekonstruiert wurden. Die Aussagen aus den Interviews werden in die folgende Darstellung integriert, ohne eine explizite Personenzuordnung vorzunehmen.⁴⁰⁹

6.3.1 Die erste BUA-Phase: 1982-1993

Der erste Abschnitt reicht von der Gründung 1982 bis zur Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung im Jahr 1993. In diesem Zeitraum kompensierte das BUA vor allem fehlende institutionelle Regelungen für eine systematische Prüfung der Altstoffe.⁴¹⁰ Die Aufgabe des BUA war es, das bestehende Informationsdefizit gegenüber dem Gefährdungspotenzial von Altstoffen kooperativ zu verringern und eine Gefahrenidentifizierung und -abschätzung vorzunehmen. Diese sollte als Grundlage für die anschließenden Phasen der Risikobewertung und des Risikomanagements durch die Behörden dienen. Ferner sollten Datenlücken und weiterer Test- bzw. Forschungsbedarf aufgezeigt werden. Die Aufgabe des BUA beschränkte sich dabei ausdrücklich auf die wissenschaftliche Darstellung des Gefährdungspotenzials eines Stoffes (Hazard Assessment).⁴¹¹ Eine Risikobewertung oder gar Empfehlungen zum Risikomanagement sollten nicht abgegeben werden, sondern

⁴⁰⁸ Vgl. Jacob 1999, 127.

⁴⁰⁹ Da im BUA nur wenige Personen miteinander kooperieren, wurde es hier nicht für sinnvoll und notwendig gehalten, die Meinungsäußerungen mit expliziter Personennennung gegenüberzustellen.

⁴¹⁰ Neben dem BUA gab es bereits seit 1977 bei der BG Chemie ein wissenschaftliches Beratergremium mit Vertretern aus Wissenschaft, chemischer Industrie und Behörden zur Aufarbeitung der Altstoffe. Das Gremium nahm insgesamt toxikologische Bewertungen zu 204 Stoffen vor, konzentrierte sich dabei allerdings vor allem auf den Arbeitsschutz.

⁴¹¹ Die Stoffberichte des BUA umfassten Informationen zu chemischen und physikalischen Eigenschaften eines Stoffes, zur Analytik, zum Eintrag in die Umwelt bei Herstellung, Verarbeitung, Verwendung und Abfallbeseitigung, zu Produktionsmenge, Verbrauch und Außenhandel, zu Vorkommen und Verhalten in der Umwelt, zur Ökotoxizität und zur Toxizität bei Warmblütern sowie zu stoffspezifischen Regelungen.

den zuständigen Behörden vorbehalten bleiben.⁴¹² Entscheidungen im BUA wurden in der Regel einstimmig getroffen.

Die Arbeiten konzentrierten sich zunächst auf die Prioritätensetzung bei den Altstoffen mit einer Produktionsmenge von mehr als 1000 t/Jahr.⁴¹³ Für diese Altstoffe erstellte das BUA 4 Prioritätenlisten, die insgesamt 512 Stoffe umfassten. Im Grundsatz bestand zwischen den beteiligten Fraktionen Einigkeit über die Prioritätensetzung. Im Umweltbundesamt wurde allerdings in den 1980er Jahren über mehrere Forschungsvorhaben eine eigene Prioritätenliste erstellt, die nach Aussagen von Vertretern der Behörde systematischer zustande gekommen war als die Liste des BUA. Diese Prioritätenliste des Umweltbundesamtes diente Anfang der neunziger Jahre als Grundlage für die Prioritätensetzung innerhalb der später verabschiedeten EG-Altstoffverordnung.

Die Umweltverbände kritisierten dagegen die Prioritätensetzung des BUA.⁴¹⁴ Sie bemängelten, dass sich die Zahlen zu den Produktionsvolumina zum großen Teil auf den US-amerikanischen Markt bezögen, die Daten zu Stoffexpositionen hingegen auf Europa. Weiter kritisierten sie, dass vornehmlich Stoffe untersucht werden sollten, über die bereits Informationen vorlägen. Gerade diejenigen Stoffe, über die man keine Informationen habe, seien hingegen zurückgestellt worden. Darüber hinaus warfen sie der Gesellschaft Deutscher Chemiker Industrienähe vor⁴¹⁵ und kritisierten, dass die Umweltverbände nicht in die Arbeit des BUA einbezogen worden seien; zudem arbeite das Gremium unter Ausschluss der Öffentlichkeit. Dem wurde vom BUA entgegengehalten, dass die Ergebnisse über die Veröffentlichung des Prioritätenverfahrens und von Stoffberichten über Publikationen öffentlich gemacht würden. Die Auswahl der Mitglieder erfolge ferner – neben der paritätischen Beteiligung von Industrie, Behörden und Wissenschaft – über die wissenschaftliche Qualifikation; alle Fraktionen seien insofern frei, auch Vertreter aus den Umweltverbänden zu benennen. Auf Grundlage der geführten Interviews liegt jedoch die Vermutung nahe, dass eine Beteiligung der Umweltverbände am BUA, die Kooperations-

⁴¹² Dies sind das Umweltbundesamt (UBA) und das Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV).

⁴¹³ Einige Stoffgruppen fanden dabei keine Berücksichtigung, wie z.B. Arznei- und Pflanzenschutzmittel, die nicht unter das Chemikaliengesetz fallen, sondern Spezialgesetzen unterliegen sowie anorganische und natürlich vorkommende Stoffe sowie Stoffe, von denen vermutet wird, dass sie in der Umwelt nicht stabil sind.

⁴¹⁴ Zur Kritik am BUA siehe ausführlich Friege/Claus 1988 und Führ/Grießhammer/Rahner 1989.

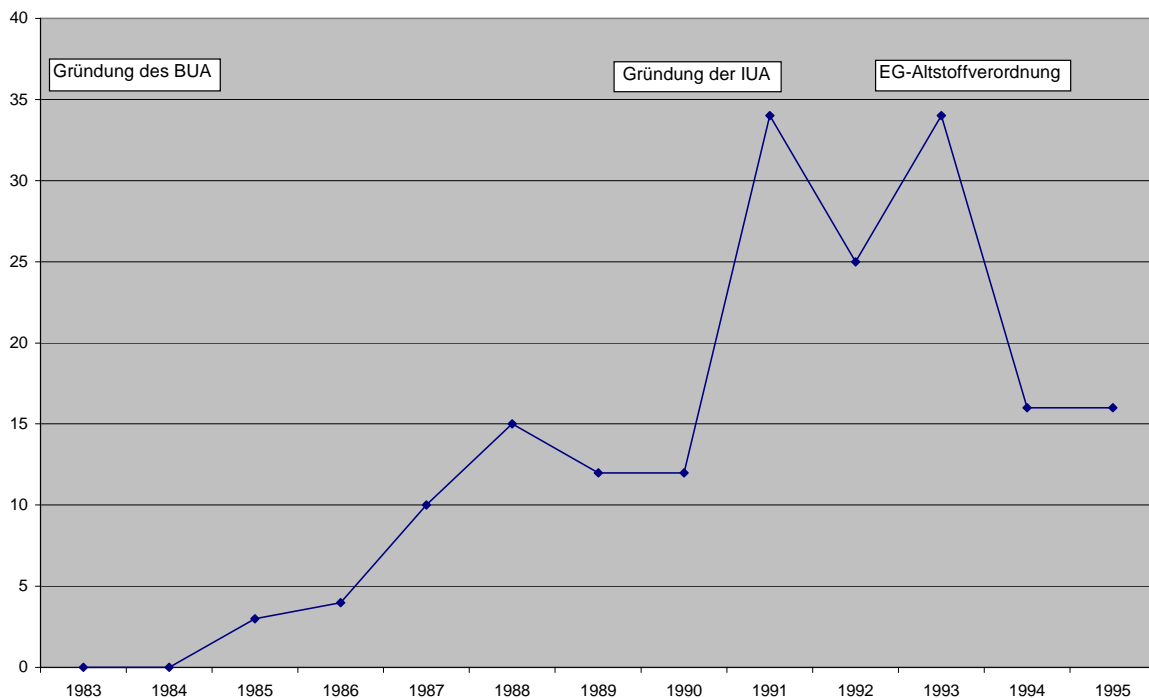
⁴¹⁵ Siehe Neidlein 1989, 477.

bereitschaft der Industrie erheblich beeinträchtigt hätte. Aufgrund eines zu diesem Zeitpunkt zwischen chemischer Industrie und Umweltverbänden bestehenden Misstrauens wäre vor allem die Datenlieferung der Unternehmen aller Wahrscheinlichkeit nach gefährdet gewesen. Dennoch wurde die Frage nach der Einbindung von Vertretern aus den Umweltverbänden in das BUA immer wieder diskutiert. In diesem Zusammenhang schlug der Bund für Umwelt und Naturschutz (BUND) Ende der 1980er Jahre die Einrichtung eines Chemiebeirates vor, in dem sich Vertreter aller betroffenen gesellschaftlichen Gruppen mit den Risiken chemischer Stoffe auseinandersetzen sollten.⁴¹⁶ Ende der 1990er Jahre im Zuge der Neuorientierung des BUA gab es sogar Bestrebungen des Umweltministeriums, die Umweltverbände einzubeziehen. Dies scheiterte nach Aussagen von BUA-Vertretern aber daran, dass das Interesse der Umweltverbände an einer Zusammenarbeit zu diesem Zeitpunkt nicht mehr besonders groß gewesen wäre.

Nach Schwierigkeiten in der Anfangsphase⁴¹⁷ – in der die Industrie laut Behördenvertetern nur sehr schleppend Informationen herausgegeben hätte – erstellt das BUA Ende der 1980er Jahre schließlich durchschnittlich 15 Stoffberichte pro Jahr; mit der Gründung der Industrie-Initiative Umweltrelevante Altstoffe (IUA) in den 1990er Jahren steigerte sich die Anzahl der Stoffberichte bis zur Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung 1993 sogar auf über 30 pro Jahr.

⁴¹⁶ Vgl. Neidlein 1989, 484.

⁴¹⁷ Siehe dazu ausführlich Kapitel 6.3.4.

Abbildung 8: Veröffentlichung von BUA-Stoffberichten

Bis Mitte 2005 wurden vom BUA 251 Stoffberichte zu ca. 335 Stoffverbindungen in deutscher und zusätzlich auch in englischer Sprache veröffentlicht. Die Qualität der Stoffberichte wurde auch von Experten außerhalb des BUA anerkannt. Von den Umweltverbänden gab es allerdings zum Teil auch Kritik an einzelnen Stoffberichten.⁴¹⁸ Bei vielen Stoffberichten reichte zudem die vorhandene Datenlage häufig nicht für eine klare Gefährdungseinschätzung aus.

6.3.2 Die zweite BUA-Phase: 1993-1999

1993 veränderte sich die rechtliche Grundlage für die kooperative Altstoffbearbeitung durch die EG-Altstoffverordnung 793/93, die die Informationssammlung und Risikobewertung von Altstoffen EU-weit regeln sollte. Darin wurden die Hersteller, Verarbeiter oder Importeure von Stoffen mit Mengen von über 1000 t/Jahr innerhalb eines Jahres und bei Stoffmengen von über 10 t/Jahr innerhalb von fünf Jahren dazu verpflichtet, einen Grunddatensatz zu diesen Stoffen vorzulegen. Auf Grundlage der Stoffdaten von den Herstellern erstellte die Kommission von 1994 an insgesamt 4 Prioritätenlisten, die zusammen 141 Altstoffe umfassten. Für jeden dieser Altstoffe wurde die Verantwortlichkeit jeweils

⁴¹⁸ Am Stoffbericht zu Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) wurde beispielsweise kritisiert, dass das bestehende Gefährdungspotenzial, das andere Studien für den Stoff identifiziert hätten, verharmlost würde. Vgl. Friegle/Claus 1988, 107.

einem Mitgliedstaat zugeschrieben. Konkret hatten die herstellenden bzw. einführenden Firmen Prüfprotokolle, Verwendungs- und Expositionsdaten sowie sonstige existierende Daten an die jeweiligen nationalen Bewertungsstellen⁴¹⁹ des für einen Altstoff zuständigen Mitgliedstaates zu liefern. In Deutschland ist die zentrale Anmeldestelle für Chemikalien die Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), die gemeinsam mit dem Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) und dem Umweltbundesamt (UBA) die Bewertung auf nationaler Ebene in Arbeitsteiligkeit für die Bereiche Arbeitsschutz, Verbraucherschutz und Umweltschutz durchführt. Der zuständige Mitgliedstaat hat anhand der Daten einen Entwurf für die Risikobewertung einschließlich einer Einstufung bezüglich empfohlener Risikominderungsmaßnahmen zu erstellen, der an die Europäische Kommission und die anderen Mitgliedstaaten zu verteilen ist. Diese Risikobewertung wird auf EU-Ebene diskutiert und gegebenenfalls geändert, bis sie schließlich von allen Mitgliedstaaten akzeptiert wird.⁴²⁰

Grundlage der Risikobewertung ist das – in Kapitel 1.4 bereits erläuterte – PEC/PNEC-Konzept. Hierbei werden die Predicted No-Effect Concentration (PNEC) und die Predicted Environmental Concentration (PEC) eines Stoffes ermittelt. Ist das Verhältnis zwischen PNEC und PEC größer als 1, besteht ein Risiko. In diesem Zusammenhang enden die Risikobewertungsberichte mit einer der drei Schlussfolgerungen:

- Es besteht weiterer Informations- und/oder Testbedarf.
- Es besteht zur Zeit kein Bedarf an weiteren Informationen und/oder Tests oder an zusätzlichen Risikominderungsmaßnahmen.
- Es besteht Bedarf, das Risiko einzugrenzen.

Eine gemeinsame europäische Regelung für Altstoffe wurde von deutscher Seite im Wesentlichen mit angestoßen und sowohl von den nationalen Behörden als auch der chemischen Industrie im Grundsatz begrüßt. Die Vorstellung des deutschen Umweltministeriums, die Ausgestaltung einer europäischen Regelung ließe sich auf Grundlage der BUA-Stoffberichte mit einer Erweiterung um die Risikobewertung auf die europäische Ebene übertragen, erfüllte sich jedoch nicht. Die Testanforderungen der EG-Altstoffverordnung

⁴¹⁹ Die zentrale Anmeldestelle für Chemikalien in Deutschland ist die Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), die gemeinsam mit dem Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) und dem Umweltbundesamt (UBA) die Bewertung auf nationaler Ebene in Arbeitsteiligkeit für die Bereiche Arbeitsschutz, Verbraucherschutz und Umweltschutz durchführt.

⁴²⁰ Vgl. Stirba/Kowalski/Schlottmann 2001, 60.

waren insbesondere hinsichtlich der Expositions Betrachtung wesentlich umfassender geregelt.⁴²¹

Die Unternehmen hatten auf Grundlage der Verordnung nur geringe Anreize zu einer schnellen Datenlieferung. Das aufwändige Bewertungsverfahren zeigte dagegen die Grenzen der behördlichen Kapazitäten auf. Als Folge davon konnten bis Mitte 2005 erst 70 Risikobewertungsberichte endgültig abgeschlossen werden.⁴²²

Die Gesetzesgrundlage für Stoffbeschränkungen bildet weiterhin die Richtlinie 76/769/EWG. Bemerkenswert ist jedoch, dass die Zuständigkeiten für die Risikobewertung und die Risikominderung innerhalb der EU-Kommission voneinander getrennt sind. Während die Generaldirektion Umwelt für die Durchführung der Risikobewertung bei den Altstoffen zuständig ist, liegt die Initiative für Beschränkungsmaßnahmen bei der Generaldirektion Binnenmarkt. Dies führte dazu, dass das Risikobewertungsverfahren nicht unmittelbar zur Aufnahme von Beschränkungsverfahren bei Vorliegen von zu begrenzenden Risiken führte; ferner wurde innerhalb der Beschränkungsverfahren nur zum Teil auf die bereits vorhandenen Risikobewertungsberichte zurückgegriffen. Folge davon war, dass die Initiative für Vermarktungsbeschränkungen häufig weniger von der EU, als vielmehr von einzelnen Mitgliedstaaten ausging.⁴²³

Das BUA wurde zunächst über eine Verwaltungsvorschrift auf nationaler Ebene in den europäischen Ansatz der Arbeitsteiligkeit zwischen den Mitgliedstaaten aufgenommen.⁴²⁴ Deutschland übernahm von der ersten Prioritätenliste mit 17 von 40 Stoffen den größten Anteil. Vertreter des BUA merkten an, dass andere Länder zum Teil vor allem diejenigen Stoffe auswählten, zu denen bereits BUA-Stoffberichte vorlagen, wohingegen Deutschland sich vor allem Stoffe vornahm, zu denen noch kein Stoffbericht existierte.

⁴²¹ Die Durchführung der Risikobewertung ist im Technical Guidance Document festgelegt ("Technical Guidance Documents in Support of the Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and the Commission Regulation (EC) 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances").

⁴²² Allerdings existiert zumindest für 127 der 141 ausgewählten Stoffe mittlerweile ein erster Entwurf des Risikobewertungsberichts. Vgl. European Chemicals Bureau (ECB) 2005.

⁴²³ Siehe hierzu auch Krämer 2000, 25.

⁴²⁴ Im Zuge daraus resultierender Anforderungen wurde bei einer Umstrukturierung 1997 der Arbeitsschutz ins BUA integriert und das Gremium in „GDCh-Beratergremium für Altstoffe“ umbenannt. Vgl. GDCh 1999, 47.

Die von Deutschland in diesem Prozess bearbeiteten Altstoffe wurden nach der Bewertung von Seiten der zuständigen Behörden vor der Übergabe an die europäische Ebene im BUA diskutiert. Die Festschreibung der Beteiligung des BUA an der Durchführung der Europäischen Altstoffverordnung wurde von den nationalen Bewertungsbehörden (UBA, BgVV und BAuA) größtenteils kritisch gesehen, da über die EG-Altstoffverordnung eine eindeutige rechtliche Regelung existieren würde, die eine klare Zuordnung der Aufgaben von Industrie und Behörden vorsah. Es bestand insofern kein Anlass mehr dafür, das BUA einzubeziehen, da dieses Gremium gegründet worden war, um nicht bestehende rechtliche Regelungen zu kompensieren. Doch das Umweltministerium hielt am Kooperationsprinzip fest, und auch die Industrie hatte großes Interesse daran, weiterhin in den Prozess der Altstoffbewertung einbezogen zu werden.

Hinsichtlich der Bewertungskapazitäten sahen die behördlichen Bewertungsstellen keinen Grund mehr für ein Kooperationsgremium, da aus ihrer Sicht mittlerweile genügend Wissen in den Behörden selbst aufgebaut worden war. Zudem würden die Entwürfe der Mitgliedstaaten in wissenschaftlichen Gremien auf der EU-Ebene erneut diskutiert. Die nachgeordneten Behörden erwarteten von der Industrie insofern nur noch die Datenlieferung; die Industrie wollte hingegen weiterhin an der Datenaufarbeitung beteiligt werden und lieferte nach Aussagen der nachgeordneten Behörden die geforderten Daten nur noch schleppend.⁴²⁵ Durch die nationale Integration des BUA sahen sich die nachgeordneten Behörden daher vor allem in ihren formalrechtlich bestehenden Zuständigkeiten beschränkt: Alles in allem hätte die Einbindung des BUA den nationalen Prozess lediglich um mehrere Monate verlängert und nur zu einer marginalen Verbesserung der Bewertung geführt.

6.3.3 Die dritte BUA-Phase: ab 1999

1999 zogen sich die Behörden personell aus dem BUA zurück, mit der offiziellen Begründung, sich innerhalb der EG-Altstoffverordnung nicht selbst beraten zu können. Die Vertreter der nachgeordneten Behörden waren zwar schon länger unzufrieden mit der Einbindung des BUA in die EG-Altstoffverordnung. Aber erst durch den Regierungswechsel 1998 erfolgte die Abkehr von der formellen Kooperation. Dabei wurde das BUA von der

⁴²⁵ Dies galt vor allem für expositionsbezogene Daten, wohingegen für toxikologische und ökotoxikologische Daten auf die von der Industrie bereits innerhalb der EG-Altstoffverordnung erstellten IUCLID-Datensätze zurückgegriffen werden konnte.

Partei Bündnis 90/ Die Grünen, die nun den Umweltminister stellten, schon immer kritisch gesehen, was sich u.a. auf die Nichtbeteiligung der Umweltverbandsseite zurückführen lässt.

Formell fungiert das BUA zwar immer noch bei Bedarf der Behörden als Beratungsgremium innerhalb der EG-Altstoffverordnung, faktisch haben sich jedoch seitdem die Arbeitsschwerpunkte erheblich verschoben. Vornehmliche Aufgaben sind nunmehr zum einen die Weiterführung des nationalen Altstoffprogramms, das sich mittlerweile auf die Untersuchung von Stoffen unterhalb einer Jahresproduktion von 1000 t/Jahr bezieht, da diese Stoffe innerhalb der Durchführung der EG-Altstoffverordnung faktisch kaum bearbeitet werden.⁴²⁶ Des Weiteren ist das BUA auf nationaler Ebene Gutachter innerhalb der so genannten ICCA-Initiative, ein Programm, das der internationale Chemieverband International Council of Chemical Associations (ICCA) in Zusammenarbeit mit der OECD durchführt.⁴²⁷ Zum Teil gibt es Bestrebungen von der Behördenseite, die Aufgaben des BUA im Rahmen der ICCA-Initiative kostengünstiger von privatwirtschaftlichen Beratungsinstituten durchführen zu lassen. Zudem wird nach einer Umsetzung der geplanten Neuregelung der europäischen Chemikalienpolitik auch das nationale Altstoffprogramm aller Voraussicht nach beendet werden. Daher sind die zukünftigen Aufgabenfelder des BUA zum gegenwärtigen Zeitpunkt mit einiger Unsicherheit behaftet.

6.3.4 Das BUA zwischen Sach- und Konfliktorientierung

Nachdem in den bisherigen Abschnitten vor dem Hintergrund der institutionellen Rahmenbedingungen sowie Kompetenzen und Kompetenzveränderungen der Output des BUA im Vordergrund stand, wird in diesem Kapitel noch einmal gesondert auf die Prozesse innerhalb des BUA eingegangen. Das BUA bewegte sich aufgrund der bestehenden Problemstruktur und seiner Zusammensetzung im Spannungsfeld zwischen aufgaben- und konfliktorientiertem Gremium. Für die Industrie war die Altstoffproblematik mit einer negativen Anreizstruktur verbunden, da die Herausgabe von Testdaten Risikominderungsmaßnahmen und somit Produktionseinschränkungen zur Folge haben konnte. Je weniger Risi-

⁴²⁶ Im Zusammenhang mit der Ausweitung der BUA-Arbeit auf Stoffe, die in Mengen unterhalb von 1000t/Jahr produziert werden, gab der Chemieverband VCI 1997 auch eine Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen (insbesondere Zwischenprodukten) oberhalb einer Produktionsmenge von einer Tonne pro Jahr ab. Diese hatte die Verbesserung der Aussagefähigkeit über das Gefährdungspotenzial von Stoffen zum Ziel und sollte innerhalb von fünf Jahren erbracht werden. Auf diese Selbstverpflichtung wird in Abschnitt 6.6.3 näher eingegangen.

⁴²⁷ Vgl. GDCh 1999.

koinformationen den Behörden hierbei zur Verfügung stehen, desto geringer ist grundsätzlich die Gefahr von Stoffregulierungen. Dies gilt allerdings nur für Stoffrisiken, denn an der Weitergabe von Informationen, die belegen, dass von einem Stoff keine negativen Wirkungen auf Mensch und Umwelt ausgehen, haben die Unternehmen durchaus ein hohes Interesse. Außerdem ist es im Interesse der Unternehmen, Kooperationsbereitschaft zu signalisieren, um zu vermeiden, dass die Behörden nach regulatorischen Alternativen zur kooperativen Altstoffprüfung suchen. Allerdings bringen die Stofftests auch Kosten mit sich, so dass die Unternehmen daran interessiert sind, die Zahl der Tests niedrig zu halten. Dabei haben die Stoffhersteller vor allem einen direkten Zugang zu den Stoffeigenschaften; Informationen zu den Stoffexpositionen sind hingegen beim Hersteller in viel geringerem Umfang vorhanden. Das Wissen über die verschiedenen Expositionswege ist vielmehr über die einzelnen Wertschöpfungsstufen der Verwendung verteilt.

Die Datenlieferung der Industrie erfolgte nach Angaben der befragten Behörden- und Wissenschaftsvertreter gerade zu Anfang sehr schleppend, verbesserte sich mit zunehmender Zusammenarbeit bis zur EG-Altstoffverordnung und wurde danach wieder schwieriger. Anfangs seien – laut Behördenvertretern – von der Industrie nur Standardunterlagen geliefert worden, obwohl der Kenntnisstand insbesondere in Bezug auf expositionsbezogene und humantoxikologische Daten häufig höher gewesen sei. Über die Qualität der von der Industrie gelieferten Daten bestand hingegen selten Zweifel – weder auf Seiten der Wissenschaft noch auf Seiten der Behörden. Dies lag sicherlich auch daran, dass die Methoden zur Erhebung der Daten kaum Spielräume offen lassen, die für unkorrekte Angaben hätten genutzt werden.

Nicht nur in Bezug auf bereits vorhandene Daten, sondern auch hinsichtlich weiterer notwendiger Tests bestand häufig Dissens zwischen Behörden und Industrie. Die Wissenschaftler sahen sich in diesem Zusammenhang in der Mittlerrolle zwischen Industrie und Behörden. Auf der einen Seite zeigten sie Datenlücken auf und forderten weitergehende Tests von den Unternehmen, auf der anderen Seite bremsten sie die Behörden, wenn diese – aus Sicht der Wissenschaftsfraktion – zu hohe Testanforderungen an die Industrie stellten. Der grundsätzliche Interessengegensatz ließ sich über das Kooperationsgremium zwar nicht beseitigen, wohl aber insgesamt konstruktiv angehen. Dies war nach Meinung der Mitglieder im BUA vor allem dann der Fall, wenn die Wissenschaftler erfolgreich zwischen den Interessen von Industrie und Behörden vermitteln konnten. In diesem Zusam-

menhang wurde insbesondere die wichtige Rolle des langjährigen Vorsitzenden aus der Wissenschaftsfraktion – Herrn Prof. Bayer – für die Arbeitsfähigkeit des Gremiums hervorgehoben. Auch wird generell von allen Seiten die Bedeutung der personellen Zusammensetzung und Kontinuität als wesentlicher vertrauensbildender Faktor genannt. Dass ein Vertrauensaufbau zwischen den Beteiligten geschaffen wurde, wird nicht zuletzt auf das Verhalten einzelner Industrievertreter zurückgeführt, die ihre anfängliche Zurückhaltung bei der Datenherausgabe teilweise aufgaben und dadurch eine produktive Zusammenarbeit ermöglichten. Die Datenlieferung verbesserte sich sicherlich auch, als klar wurde, dass aus den Stoffberichten keine unmittelbaren Regelungsaktivitäten in Richtung Stoffbeschränkungen resultierten (siehe hierzu auch Abschnitt 6.3.5).

Darüber hinaus lässt sich im Zuge der vermehrten öffentlichen Problematisierung und Skandalisierung chemischer Produkte und Prozesse auch eine erhöhte Dialogbereitschaft der chemischen Industrie feststellen.⁴²⁸ Die chemische Industrie bekannte sich zunehmend öffentlich zu ihrer Verantwortung gegenüber Umwelt- und Gesundheitsschutz. 1986 veröffentlichte der VCI die so genannten Umweltleitlinien, in denen sich die Verbandsmitglieder zu ihrer Eigenverantwortung im Umweltschutz und der Gewährleistung sicherer Produktion und Produkte bekennen sowie den Dialog mit der Öffentlichkeit fördern wollen. Dieses sehr allgemein gehaltene Programm wurde 1991 von der internationalen Initiative „Responsible Care“ abgelöst, das von der kanadischen Industrie 1984 initiiert wurde und dem sich mittlerweile alle wichtigen Industrieländer angeschlossen haben.⁴²⁹ Die Entwicklung zum Dialog erreichte ihren Höhepunkt mit den Chemiegesprächen Ende der 1980er Jahre, an denen Vertreter aus Politik, Wissenschaft, Industrie und den Umweltverbänden beteiligt waren.⁴³⁰ Zur gleichen Zeit hatte auch das BUA seine produktivste Phase. Das verbesserte Vertrauensklima und der Zufluss zusätzlicher finanzieller Mittel aus der Industrie über die Industrie-Initiative Umweltrelevante Altstoffe (IUA) wirkte sich erheblich auf die Produktivität des Gremiums aus, wie die oben genannten Zahlen zu den veröffentlichten Stoffberichten bis Anfang der 1990er Jahre auch quantitativ belegen. Nach der Implementation der EG-Altstoffverordnung verlor das Gremium allerdings seine ursprüngliche Funktion. Die Industrie war nun in der Pflicht, Stoffdaten zu liefern. Damit veränderte sich das Gleichgewicht im BUA, was das aufgebaute Vertrauen erheblich be-

⁴²⁸ Vgl. Gunningham/Grabosky 1998, 169.

⁴²⁹ Longolius 1993, 90.

⁴³⁰ Zu den Chemiegesprächen siehe Held 1988.

einträchtigte. Durch den Rückzug der Behörden verlor das BUA schließlich endgültig seine ursprüngliche Bedeutung für die Bearbeitung der Altstoffproblematik.

6.3.5 Institutionelle Einbindung des BUA

Für die Funktionsfähigkeit des Kooperationsgremiums war und ist nicht allein die Arbeit innerhalb des BUA, sondern auch die äußere Vernetzung mit anderen politischen Institutionen und Entscheidungsprozessen von Bedeutung. Zu fragen ist daher nach den Auswirkungen, die die im BUA erarbeitete Entscheidungsgrundlage in Form der BUA-Berichte für die weiteren politischen Prozesse hatte. Da das BUA ausdrücklich nur für die Bewertung des Gefährdungspotenzials zuständig war, geht es konkret um die Anbindung an das weitere Risikomanagement in den Phasen der Risikobewertung und gegebenenfalls der Risikominderung.

Zuständig für die Risikobewertung waren das UBA in Zusammenarbeit mit dem BgVV. Diese nahmen für 84 der im BUA behandelten Stoffe eine abschließende toxikologische und ökotoxikologische Bewertung vor.⁴³¹ Im Risikobewertungsbericht zu diesen Stoffen kommt das UBA zu dem Schluss, dass für 58% der Stoffe – abgesehen von Kennzeichnungspflichten – kein Regelungsbedarf bestünde, für 34% nicht genügend Daten vorlägen und für 8% Risikominderungsmaßnahmen notwendig seien.⁴³² 61% der untersuchten Stoffe wurden vom Umweltbundesamt nach der EG-Richtlinie 92/69/EWG als „umweltgefährlich“ eingestuft. Im Ausblick des zweiten Bandes der Bewertung heißt es an die Industrie gerichtet:

„Ein unbefriedigendes Ergebnis der hier vorgestellten Bewertungen ist die relativ hohe Zahl an Stoffen, bei denen aufgrund von Informationslücken z.Zt. keine Entscheidungen über die Notwendigkeit von Regulierungsmaßnahmen getroffen werden können. Die Industrie ist aufgefordert, im Rahmen des Kooperationsmodells – Zusammenarbeit von Industrie, Wissenschaft und Behörde – die erforderlichen ökotoxischen Untersuchungen zu diesen Stoffen vorrangig vorzunehmen und mehr Informationen zur Berechnung der möglichen Umweltkonzentrationen beizusteuern“.⁴³³

Die festgestellten Datenlücken dokumentierte das BUA in den Stoffberichten durch Prüfeempfehlungen. Diese Prüfeempfehlungen wurden zum Teil vom BUA zu einem späteren Zeitpunkt wieder aufgegriffen; neue Erkenntnisse wurden in mittlerweile sieben Sammelergänzungsberichten veröffentlicht.

⁴³¹ Vgl. UBA 1995 und 1996.

⁴³² Vgl. GDCh 1999.

⁴³³ UBA 1996, 363.

Beim Umweltministerium war durch die 1993 in Kraft getretene EG-Altstoffverordnung dagegen ein Großteil der Ressourcen in der Behörde absorbiert, so dass die Risikominde-rungsvorschläge des Umweltbundesamtes hier nicht systematisch aufgegriffen wurden. Ein umfassendes Risikomanagement ist nur für wenige Stoffe bzw. Stoffgruppen durchge-führt worden. Als Paradebeispiel gilt Pentachlorphenol, für das es nach der Veröffentli-chung des BUA-Stoffberichtes 1985 zunächst zum Abschluss einer Selbstverpflichtung und Ende der 1980er Jahre schließlich zu einem Verwendungs- und Herstellungsverbot kam. Allerdings geriet Pentachlorphenol schon Ende der 1970er Jahre in die umwelt- und gesundheitspolitische Diskussion;⁴³⁴ die Gefährdungspotenziale waren insofern bereits vor dem BUA-Bericht bekannt und wurden durch diesen lediglich bestätigt. Als weitere Bei-spiele für Stoffverbote bzw. Stoffeinschränkungen, denen ein BUA-Bericht vorausging, können Tributylzinn (TBT),⁴³⁵ chlorierte Lösungsmittel, Bleialkyle und 1,2 Dibromethan sowie kurzkettige Chlorparaffine genannt werden. Auch bei diesen Stoffen sind die BUA-Berichte jedoch nicht als Auslöser der Stoffberichte anzusehen. Denn erstens bestätigten die BUA-Berichte häufig bereits vorher diskutierte Risiken und zweitens verliefen die politischen Entscheidungsprozesse nie gradlinig über das BUA bis zum Beschränkungs-verfahren. Vielmehr lieferten die BUA-Berichte innerhalb des Risikomanagements eine – wenngleich wichtige – Entscheidungsgrundlage neben anderen.

Für zwei Stoffe – Nonylphenol und EDTA – wurden parallel zur Erarbeitung von BUA-Stoffberichten Selbstverpflichtungen abgeschlossen. Diese sind Gegenstand von Abschnitt 6.6.

6.3.6 Bewertung

Dieses Kapitel gibt eine vorläufige Einschätzung und Bewertung des BUA auf Grundlage des in Kapitel 5.1 entwickelten Analyseschemas. Hierbei werden die Problemstruktur vor dem Hintergrund der institutionellen Rahmenbedingungen, den Akteurinteressen und -ressourcen sowie der Ausgestaltung von Kooperation zusammenfassend dargestellt, um die Ergebnisse der Gremiumsarbeit einordnen und bewerten zu können.

⁴³⁴ Vgl. Jacob 1999, 156.

⁴³⁵ TBT wird 2002 EU-weit auf eine Initiative von Deutschland hin verboten. Das UBA sah in seiner Auswertung der BUA-Berichte allerdings zunächst keinen Regulierungsbedarf, sondern verwies darauf, dass die Daten für eine Risikobewertung nicht ausreichend seien.

Problemstruktur

Aufgabe des BUA war es, die Informationslücken und -asymmetrien bezüglich der Umwelt- und Gesundheitsrisiken von Altstoffen zu schließen. Dafür sollte das Gremium die unternehmensintern vorhandenen Informationen sowie die Wissensressourcen aus Industrie und Wissenschaft nutzbar machen. Bei der Gremiumsarbeit stand daher ein Sachproblem im Vordergrund. Dieses Problem wurde jedoch in erheblichem Umfang von der Konfliktdimension überlagert, da auf Seiten der Unternehmen negative Anreize gegeben waren, Stoffrisiken zu identifizieren und offenzulegen. Folge der asymmetrisch verteilten Informationen war allerdings allem Anschein nach weniger eine falsche Informationsweitergabe, der man auch über die Definition und den Nachweis von Teststandards hätte entgegenwirken können. Problematischer wirkte sich vielmehr das Zurückhalten von vorhandenen Daten und der damit verbundenen Verschleppung des Aufarbeitungsprozesses aus. Darüber hinaus lag das Problem nicht allein in den bestehenden Informationsasymmetrien, sondern vielmehr in dem grundsätzlichen Unwissen bzw. der Unsicherheit gegenüber den Gefährdungspotenzialen der Altstoffe. In diesem Zusammenhang bestand häufig Dissens über Notwendigkeit weiterer Tests zum Stoffgefährdungspotenzial. Grundsätzlich konnte die Kooperation dabei zwar zum Datenfluss zwischen Industrie und Behörden beitragen. Dieser hätte sich prinzipiell aber auch durch eine rechtliche Regelung gewährleisten lassen.

Institutionelle Rahmenbedingungen

Die Gründung des BUA ist vor allem auf das politische Bestreben zurückzuführen, nach der Verabschiedung des Chemikaliengesetzes die verbleibende Regelungslücke im Altstoffbereich kooperativ zu kompensieren. Vor dem Hintergrund der erst langsamen Etablierung von umweltbezogenen Prüfungen durch das Chemikaliengesetz 1980 sowie dem Verzicht auf den Einbezug von Altstoffen in die gesetzliche Regelung zu diesem Zeitpunkt konnte das BUA einen Schritt zur freiwilligen Abarbeitung des Informationsdefizits bezüglich der Gefährdungspotenziale bei den Altstoffen leisten. Nach der Verabschiedung der europäischen Altstoffverordnung war die kooperative Lösung hingegen nicht mehr notwendig. Vielmehr erwies sich die Einbindung des BUA in die rechtlichen Abläufe der Altstoffverordnung als kontraproduktiv. Der zu umfassende Anspruch der europäischen Verordnung, die zu einer Überlastung der Behörden führte, hatte wiederum zur Folge, dass nur wenige Stoffe das gesamte Verfahren bis zur Verabschiedung eines endgültigen Risikobewer-

tungsberichtes durchlaufen haben. Insofern war die rechtliche Regelung bisher nicht erfolgreicher bei der Aufarbeitung des Informationsdefizits als die deutsche Kooperationsinitiative.

Akteure: Interessen und Ressourcen

Die Bundesregierung – bzw. die zuständigen Ministerien – und der VCI als die wesentlichen nationalen Akteure für die Gestaltung der Chemikalienpolitik setzten sich auf europäischer Ebene dafür ein, dass das neue Prüfsystem (zunächst) auf die Neustoffe begrenzt blieb. Hierbei teilte die Bundesregierung zum großen Teil die Position des VCI. Der Vorschlag für die kooperative Altstofflösung kam vom VCI, mit der Intention zukünftigen Regulierungsbestrebungen zuvorzukommen. Aufgrund des hohen Organisationsgrades der chemischen Industrie innerhalb des VCI sind die Koordinationskosten zwischen den Unternehmen zur Beteiligung an einem solchen Kooperationsgremium als relativ gering einzuschätzen.

Die anderen EU-Mitgliedstaaten unternahmen hingegen in den 1980er Jahren zum Großteil gar keine Bemühungen zur Identifizierung von Risiken im Altstoffbereich. Deutschland hatte insofern bis zur EG-Altstoffverordnung über das BUA bereits eine Vorreiterrolle inne. Einer einseitigen nationalen Ausweitung rechtlicher Regelungen ließ sich daher mit dem Verweis auf die einseitige Kostenbelastung der deutschen Wirtschaft im internationalen Wettbewerb wirksam entgegenwirken und wurde nach der Verabschiedung des Chemikaliengesetzes von 1980 zunächst auch nicht ernsthaft angestrebt. Während der Entwicklung zum Chemikaliengesetz war das Interesse der Bundesregierung bzw. der zuständigen Ministerien bereits groß, die Regelung in hohem Maße mit dem Chemieverband abzustimmen. Auch ein kooperatives Gremium wie das BUA entspricht diesem Konsensstreben in der Chemikalienpolitik und stellte vor allem einen im Vergleich zu einer rechtlichen Regelung weniger konfliktreichen Weg zur Altstoffbearbeitung dar. Den Umweltverbänden – noch wenig etabliert – verblieb nur die Rolle der öffentlichen Kritik. Erst sehr spät, als das BUA bereits seine ursprüngliche Bedeutung verloren hatte, gab es Versuche von Seiten des Umweltministeriums, die Umweltverbände einzubinden.

Die EG-Altstoffverordnung wurde dagegen wesentlich von Deutschland mit forciert. Hierbei hatte auch die chemische Industrie ein Interesse daran, die Altstoffprüfung in europäischer Arbeitsteilung anstatt im nationalen Alleingang durchzuführen. Allerdings

wurde erwartet, dass sich der „BUA-Standard“ auf die europäische Ebene übertragen ließe. Die letztendliche Regelung sah jedoch wesentlich umfangreichere Prüfungen vor, vor allem was die Stoffexpositionen anging.

Bezüglich der Bewertung des BUA gab es zwischen den politischen Vertretern, insbesondere nach der Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung, unterschiedliche Einschätzungen. Während für das Umweltministerium das BUA als Konsens stiftendes Expertengremium weiterhin Bedeutung hatte, betrachteten die nachgeordneten Behörden das BUA zunehmend kritisch. Dies lag vor allem daran, dass aus deren Sicht das BUA innerhalb der Abarbeitung der Altstoffe unter den neuen rechtlichen Vorgaben keinen wesentlichen sachlichen Beitrag mehr leistete. Diese Einschätzung führte nach dem Regierungswechsel 1998 mit einem neuen Umweltminister aus den Reihen der Partei Bündnis 90/Die Grünen schließlich zu einem Austritt der Behörden aus dem BUA. Grundsätzlich lässt sich aber festhalten, dass die Regierung ein hohes Interesse daran hat, die Altstoffproblematik im Konsens mit der chemischen Industrie zu lösen. Konfliktreiche Auseinandersetzungen sowie wirtschaftliche Belastungen der Industrie sollten vermieden werden.

Ausgestaltung des BUA

Die Aufgaben und Kompetenzen des BUA haben sich im Zeitverlauf erheblich verändert. Kontinuität der BUA-Arbeit war nur in der zweiten Hälfte der 1980er Jahre bis Anfang der 1990er Jahre gewährleistet. Seit Verabschiedung der Altstoffverordnung hat sich die Funktion des BUA immer wieder verändert und ist gegenwärtig nur unzureichend definiert. Die Diskontinuitäten beeinträchtigten die Kooperationsbereitschaft, da auf Seiten der Industrie Unklarheit über zukünftig mögliche Kooperationsgewinne im BUA bestanden. Dies wirkte sich auch auf die Bereitschaft zur Datenlieferung aus, die sich nach dem Zwischenhoch Ende der 1980er Jahre nach Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung wieder verschlechterte.

Bei der Zusammensetzung des Kooperationsgremiums ist die Vermischung von Interessen- und sachpolitischer Ebene anzumerken. Positiv ist dabei die Mitwirkung der Wissenschaftsfraktion im Gremium – auch zur Abmilderung bestehender Informationsasymmetrien – zu bewerten. Die interessenpolitische Ebene des BUA ist hingegen problematisch, da nicht alle Interessen – wie die der Umweltverbände – in das Gremium einbezogen wurden, was jedoch sachpolitisch gerechtfertigt wurde. Eine Ausweitung um weitere gesell-

schaftliche Gruppen hätte allerdings laut Aussage von Vertretern des BUA negative Rückwirkungen auf die Kooperationsbereitschaft der Industrie gehabt. Insofern war bei der Besetzung des Gremiums ein Zielkonflikt zwischen einer adäquaten Repräsentation der Interessen auf der einen Seite und der Funktions- und Entscheidungsfähigkeit auf der anderen Seite gegeben.

Eine systematische Vernetzung der BUA-Stoffberichte mit dem behördlichen Risikomanagement und somit eine institutionelle Integration des BUA in politische Entscheidungsabläufe fand nur in einem äußerst begrenzten Umfang statt. Da die Identifikation und Bewertung von Gefährdungspotenzialen lediglich die Überwindung des Informationsproblems darstellt, eine Internalisierung dieser Risiken jedoch erst vom Risikomanagement selbst geleistet wird,⁴³⁶ konnte das BUA nur einen begrenzten Einfluss auf die Minderung von Stoffrisiken nehmen.

Ergebnis

Trotz aller aufgetretenen Differenzen bei der Auswahl der prioritären Stoffe, den Anforderungen an den Testumfang und dem vor allem zu Beginn langsamen Tempo bei der Abarbeitung, wird von allen Befragten die hohe Qualität der Stoffberichte hervorgehoben. Dennoch mahnten die nachgeordneten Behörden, die für die Risikobewertung zuständig waren, in nicht wenigen Fällen an, dass die Daten für eine Risikobewertung nicht ausreichen würden. Über die Kooperation wurde also die Datenlieferung der Industrie gewährleistet. Inwieweit über das Kooperationsgremium weniger direkte Kosten sowie Transaktionskosten anfielen als über alternative Lösungen lässt sich kaum abschätzen: Die jährlichen Organisationskosten können allerdings als verhältnismäßig gering eingestuft werden. Außerdem kann davon ausgegangen werden, dass das BUA, verglichen mit rechtlich festgelegten Testanforderungen, wesentlich flexibler auf Datenlücken und notwendige Tests reagieren konnte. Deshalb ist anzunehmen, dass die Testkosten innerhalb des kooperativen Systems unter denen rechtlicher Testanforderungen lagen, die tendenziell weniger flexibel ausgefallen wären. Dieser Spielraum gegenüber den für notwendig erachteten Stofftests schwächte allerdings die behördliche Verhandlungsposition, da diese über kein rechtliches Instrumentarium verfügten, die Durchführung bestimmter Tests tatsächlich einzufordern.

⁴³⁶ Siehe zu dieser Problematik auch Koch/Ashford 2006.

Daher wäre eine effektivere Aufarbeitung der Altstoffproblematik sowohl innerhalb des Kooperationsgremiums als auch im Rahmen von ordnungsrechtlichen Vorgaben denkbar gewesen, wenn es eine klarere Definition und eine strikte sowie sanktionierbare Zuweisung von Prüfanforderungen an die produzierenden, verarbeitenden oder importierenden Unternehmen gegeben hätte. Insofern war der Mehrwert der Kooperation begrenzt. Eine rein institutionenökonomische Erklärung des BUA greift daher zu kurz, wenngleich die Kooperation durchaus einen Beitrag zur Aufarbeitung des Altstoffdefizits leisten konnte.

Zum Zeitpunkt der Gründung des BUA schien eine striktere Lösung jedoch politisch nicht durchsetzbar, oder die staatlichen Akteure hatten kein ausreichendes Interesse an einer rechtlichen Regelung. Daher ist grundsätzlich festzuhalten, dass die staatlichen Akteure zunächst kein Interesse an der Erweiterung ihrer Möglichkeiten in Form von rechtlichen Regelungen zur Altstoffbearbeitung hatten oder sich hierbei durch den informellen Einfluss der Chemieindustrie eingeschränkt sahen. Die Entscheidungsmotivation der staatlichen Akteure, den Altstoffbereich rechtlich zu regeln, war also nicht vorhanden. Dies ist aus polit-ökonomischer Perspektive damit zu erklären, dass sich die staatlichen Akteure einem ressourcenstarken Chemieverband gegenüber sahen. Dessen wirtschaftliche Interessen wurden daher gegenüber Umwelt- und Gesundheitsinteressen priorisiert. Da jedoch der Chemikalienpolitik insbesondere in den 1980er Jahren auch eine hohe öffentliche Aufmerksamkeit zukam, gab es ein staatliches Interesse, in dieser Richtung tätig zu werden. Durch das BUA konnte daher gleichzeitig ein Beitrag zur Aufarbeitung des Altstoffdefizits geleistet sowie hohe Kosten für die betroffenen Unternehmen vermieden werden. Insofern lässt sich sowohl eine Lösungs- als auch eine Interessenorientierung der staatlichen Akteure erkennen. Dabei ist die Lösungsorientierung auf der Ebene der nachgeordneten Umweltbehörden am stärksten ausgeprägt, aber ebenso im Umweltministerium vorhanden. Dagegen ist die Regierung vor allem an einem Konsens mit den Regelungsadressaten interessiert.

Daneben erarbeitete das BUA Grundlagen zur Prüfung von Altstoffen und der Schaffung von Standards, die auch in die Ausarbeitung der EG-Altstoffverordnung einfließen. Insofern kann die nachholende Bearbeitung der Altstoffe zumindest teilweise als gemeinsamer Lernprozess begriffen werden. Der Übergang von Kooperation zu einer rechtlichen Regelung – die durchaus auch von der deutschen chemischen Industrie forciert und mit beeinflusst wurde – zeigt darüber hinaus, dass bei der Wahl zwischen den Koordinationsme-

chanismen der zeitliche Faktor eine wesentliche Rolle spielt. So legte das Kooperationsgremium in einem Stadium geringerer Regulationsintensität die Grundlagen, die dann später ordnungsrechtlich verfestigt wurden. Insofern ist hier ein sequenzieller Prozess zunehmender Regulationsintensität im Zeitverlauf zu beobachten.

Trotzdem stellt der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem Gutachten aus dem Jahr 2000 für die Altstoffe fest, dass die Diskrepanz zwischen den unbekanntem Risikopotenzialen und den wissenschaftlichen Erkenntnissen nach wie vor hoch sei.⁴³⁷ Daran haben weder das BUA noch die EG-Altstoffverordnung substantiell etwas ändern können. Daher wird momentan eine Neuregelung der europäischen Chemikalienpolitik vorbereitet, auf die in Abschnitt 6.5 eingegangen wird.

Diese vorläufige Einordnung des BUA wird in Kapitel 6.4.3 durch die Gegenüberstellung mit dem Ausschuss für Gefahrstoffe erweitert und daraufhin vor dem Hintergrund der Aussagen aus den theoretischen Ansätzen diskutiert.

6.4 Der Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS)

6.4.1 Technische Normung und Umweltorientierung

In Deutschland regeln die technische Normung überwiegend privatrechtliche Normungsorganisationen wie das Deutsche Institut für Normung (DIN) oder der Verein Deutscher Ingenieure (VDI) die technische.⁴³⁸ Der Normungsbereich ist grundsätzlich gekennzeichnet durch eine hohe Komplexität der Materie bei gleichzeitig hohem Interesse der Beteiligten, gemeinsame Standards zu definieren. Daher kann von einer hohen Sachorientierung bei vergleichsweise niedrigem Konfliktniveau ausgegangen werden. Spieltheoretisch betrachtet entspricht die Normung dem "battle of the sexes". Die Interaktionspartner haben hierbei unterschiedliche Präferenzen beispielsweise bezüglich der Normungsvarianten A und B. Sie stellen sich jedoch jeweils durch die Einigung auf eine gemeinsame Norm besser als ohne gemeinsame Norm. Daher liegen die Nashgleichgewichte bei der gemeinsamen Wahl von Normvariante A oder von Normvariante B. Insofern ist eine kooperative

⁴³⁷ Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 2000, 402.

⁴³⁸ Vgl. Eichener/Voelzkow 1991, 30.

Einigung, die alle beteiligten Seiten im Vergleich zu einseitigem Handeln besser stellt, zu erwarten.

Seit den 1990er Jahren sollen allerdings verstärkt Umweltaspekte in den Normungsprozess integriert werden, was das Konfliktpotenzial erhöht. Daneben hat die Bedeutung der Normung innerhalb der Europäischen Union erheblich zugenommen. Dies hatte zwei wesentliche Veränderungen zur Folge: Zum einen wurden Organisationsstrukturen für die Normung auf der europäischen Ebene aufgebaut; zum anderen wurde gleichzeitig versucht, die Umweltinteressen im Normungsprozess zu stärken.⁴³⁹ Die Integration der Umweltdimension hatte jedoch auch eine Problematisierung der verbandlichen Selbstregelung zur Folge. Hierbei wurde wahlweise die verstärkte Einbindung der Umweltverbände oder eine stärkere staatliche Einflussnahme auf den Normungsprozess gefordert. Diese Veränderungsprozesse sollen hier nicht weiter diskutiert werden.⁴⁴⁰ Festhalten lässt sich jedoch, dass aus dieser verändert wahrgenommenen Problemstruktur ein Potenzial für kooperative Elemente im Normungsbereich resultiert. In diesem Zusammenhang wird hier ein Spezialbereich der Normung – die arbeitsschutzbezogene Gefahrstoffnormung – betrachtet, die traditionell kooperativ im Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS) bearbeitet wird.⁴⁴¹ Aus dem Vergleich von AGS und BUA lassen sich Erkenntnisse bezüglich unterschiedlicher Einflussfaktoren auf die kooperative Entscheidungsfindung erwarten. Daher wird der AGS im Rahmen dieser Arbeit anhand der bestehenden Literatur dargestellt und eingeordnet.⁴⁴² Vor dem Hintergrund der theoretischen Ausführungen werden die Unterschiede in der Problemstruktur, den institutionellen Rahmenbedingungen, den Akteurinteressen und -ressourcen sowie der Ausgestaltung von Kooperation herausgearbeitet, um den jeweiligen Einfluss auf die Funktionsfähigkeit der beiden Gremien zu untersuchen.

6.4.2 Kooperation in der Gefahrstoffnormung

Die Aufgabe des Ausschusses für Gefahrstoffe (AGS) besteht im Wesentlichen darin, das Arbeitsministerium in Fragen des Arbeitsschutzes und in der Konkretisierung der Gefahr-

⁴³⁹ Institutionell zeigt sich dies auch mit der Einrichtung des Normungsausschuss Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) innerhalb des DIN.

⁴⁴⁰ Siehe hierfür u.a. Führ et al. 1999.

⁴⁴¹ In Abgrenzung zu staatlicher und verbandlicher Standardsetzung kann die kooperative Mischform im AGS auch als halbstaatliche Standardsetzung bezeichnet werden.

⁴⁴² Zum AGS existiert mit Körber 1998 eine umfangreiche politikwissenschaftliche Arbeit, auf die hier vor allem Bezug genommen wird.

stoffverordnung als Bestandteil des Chemikaliengesetzes zu beraten. Zweck der Gefahrstoffverordnung (§1) ist es,

„durch Regelungen über die Einstufung, über die Kennzeichnung und Verpackung von gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und bestimmten Erzeugnissen sowie über den Umgang mit Gefahrstoffen den Menschen vor arbeitsbedingten und sonstigen Gesundheitsgefahren und die Umwelt vor stoffbedingten Schädigungen zu schützen [...]“.

Der AGS setzt sich aus 40 Vertretern aus der Wirtschaft, den Gewerkschaften, den Behörden und der Wissenschaft zusammen.⁴⁴³ Das Gremium konzentriert sich vor allem auf den Arbeitsschutz; der Umweltschutz spielt nur eine untergeordnete Rolle. Das Umweltministerium strebte zwar eine stärkere Integration von Umweltschutzaspekten in die Gefahrstoffverordnung an, und offiziell wurde der Aufgabenbereich 1986 auf Umwelt- und Verbraucherschutz ausgedehnt; der Schwerpunkt lag jedoch auch danach weiterhin auf dem Arbeitsschutz. Als bei der Novellierung 1993 der Versuch scheiterte, den Umweltschutz im AGS auszuweiten, zog sich das Umweltministerium aus dem AGS zurück. Bestrebungen des BMU, ein umweltbezogenes Beratergremium aufzubauen, scheiterten bisher.

Die Konkretisierung der Gefahrstoffverordnung und die Anpassung an den Stand der Technik erfolgt anhand der Technischen Regeln für Gefahrstoffe (TRGS), die vom AGS erarbeitet werden. Formale Bindungswirkung erhalten die TRGS erst durch die Veröffentlichung (im Bundesarbeitsblatt) des Arbeitsministeriums. Die in den TRGS vorgenommene Anpassung an den Stand der Technik wird bei Novellierungen in die Gefahrstoffverordnung integriert, so dass diese im Wesentlichen durch den AGS mitgestaltet und konkretisiert wird.⁴⁴⁴ Formal stehen die vom AGS ausgearbeiteten TRGS unter dem Anerkennungsvorbehalt des Arbeitsministeriums. Faktisch fehlen dem Arbeitsministerium jedoch im Regelfall die Kapazitäten zur Gefährdungseinschätzung, so dass das Ministerium auf die Ausarbeitung des AGS angewiesen ist. Als mittelbares Steuerungsinstrument ist daher die Wahl der Zusammensetzung des Gremiums von größerer Bedeutung. Durch die Zusammensetzung nimmt der Staat Einfluss auf die im AGS vertretenen Interessen und den dadurch vorhandenen Informationsressourcen. Wesentlich für die Funktionsweise des Gremiums ist hierbei, dass keine einseitigen Informationsvorsprünge zwischen den beteiligten Akteuren bestehen und so Opportunismusspielräume vermieden werden.

⁴⁴³ Siehe Selbstdarstellung des AGS 2004.

⁴⁴⁴ Körber 1998, 106.

Ziel des AGS ist, durch die permanente Anpassung der TRGS an die technische Entwicklung eine höhere Flexibilität des Rechts zu erreichen. Außerdem soll über die Beteiligung verschiedener Interessengruppen der bestehende technische Sachverstand gebündelt sowie Akzeptanz bereits im Prozess der Zielfestlegung geschaffen werden, um Implementationsdefizite zu reduzieren.⁴⁴⁵ Problematisch ist, dass nicht nur die Risiken von Stoffen häufig nur unzureichend bekannt sind, sondern auch Nutzen und Risiken asymmetrisch – vor allem zwischen Arbeitnehmern und Arbeitgebern – verteilt sind. Zwischen Arbeitgebern und Arbeitnehmern liegt daher innerhalb des Arbeitsschutzes ein Interessenkonflikt vor. Wesentlich für die Funktionsweise des Gremiums ist, inwieweit bei formal ausgewogener Interessenrepräsentation auch faktisch alle vertretenen Akteure denselben Einfluss geltend machen können. Ferner besteht bei Interessenkonflikten immer die Gefahr der gegenseitigen Entscheidungsblockade. In diesem Zusammenhang haben Arbeitgeber und Arbeitnehmer aber auch übereinstimmende Interessen im Arbeitsschutz. Während für die Arbeitgeber ein umfassender Arbeitsschutz zumindest von langfristigem Interesse sein sollte, haben die Arbeitnehmer wiederum ein eigenes Interesse daran, die Arbeitsschutzkosten der Unternehmen in Grenzen zu halten, um die Wettbewerbsposition des Unternehmens nicht zu gefährden. Darüber hinaus kann die Beteiligung der Fachbürokratie und der Wissenschaft dazu beitragen, Einflussasymmetrien partiell auszugleichen und sachliche Entscheidungen zu begünstigen. Grundsätzlich besteht aber durchaus die Gefahr, dass in der potentiell konflikträchtigen Ausgangssituation auf kooperativem Wege gar keine Einigungen erzielt werden können.

In diesem Kontext existiert neben dem AGS mit der DFG-Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Altstoffe (im Folgenden: MAK-Kommission) ein weiteres wichtiges Gremium innerhalb der Gefahrstoffverordnung. Während der AGS die Einstufung von Gefahrstoffen unter expliziter Berücksichtigung technischer und wirtschaftlicher Aspekte vornimmt, erfolgt die Arbeit der MAK-Kommission ausschließlich auf Basis wissenschaftlicher Kriterien. Dazu veröffentlicht die Kommission jährlich vor allem die Werte zur Maximalen Arbeitsplatz-Konzentration (MAK) von problematischen Stoffen. Die Übertragung von MAK-Werten in die TRGS bedarf der Zustimmung des AGS und des Arbeitsministeriums.

⁴⁴⁵ Vgl. Körber 1998, 43.

Eine detaillierte Einschätzung des AGS ist hier aus zwei Gründen nur begrenzt möglich: Erstens beschränkte sich die Untersuchung auf die Analyse der vorhandenen Literatur. Zweitens ließe sich eine Bewertung der kooperativ zustande gekommenen Grenzwerte als Output des AGS nur vor dem Hintergrund einer Quantifizierung und Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen (durch eine Risikoreduzierung) und deren Verteilung vornehmen. Auf die Schwierigkeiten bei einer solchen Ermittlung wurde bereits in Abschnitt 1.1 hingewiesen. Der AGS hat zwar bei seinen Entscheidungen immer auch die zu erwartenden Kosten von Arbeitsschutzmaßnahmen berücksichtigt, in der Vergangenheit bestand jedoch Skepsis gegenüber dem Versuch, alle Kosten und Nutzen zu quantifizieren und gegeneinander aufzurechnen.⁴⁴⁶ Eine Bewertung der letztendlich empfohlenen Grenzwerte ist hier daher nicht möglich.

Aufgrund dieser Einschränkungen hinsichtlich der Bewertung des Outputs lässt sich vor allem das Verfahren als solches zur Bearbeitung der Arbeitsschutzproblematik beurteilen. Grundsätzlich wird hierbei die Funktionsweise dieses institutionellen Arrangements im Gefahrstoffbereich sowohl in der Literatur als auch von den beteiligten Akteuren positiv beurteilt. Die Kompetenzteilung zwischen AGS und MAK-Kommission scheint sich als durchaus funktional für die Gewährleistung des Arbeitsschutzes im Gefahrstoffbereich zu erweisen.⁴⁴⁷ Dies gilt vor allem für die separate Bearbeitung von wissenschaftlicher und sozioökonomischer Risikobewertung, wobei auch der Beteiligung der Wissenschaftsfraktion am AGS positive Wirkungen hinsichtlich der Konfliktbewältigung zugesprochen werden.⁴⁴⁸ Durch unterschiedliche Interessenlagen bei den Unternehmen zwischen Gefahrstoffherstellern und -verwendern wird zudem eine einseitige Konfliktlinie zwischen Arbeitnehmern und Arbeitgebern verhindert, wodurch anspruchsvollere Einigungen möglich wurden.⁴⁴⁹

Körper weist in diesem Zusammenhang u.a. nach, dass der AGS wesentlichen Anteil daran hatte, dass Deutschland die Beendigung der Asbestproduktion und -verwendung ver-

⁴⁴⁶ Seit innerhalb der EG-Altstoffverordnung 793/93 eine behördliche Verpflichtung zur Abwägung von Kosten und Nutzen von Risikominderungsmaßnahmen besteht, setzt sich allerdings auch der AGS verstärkt mit dem Thema Kosten-Nutzen-Analyse auseinander. Vgl. Wölcke 1997, 239.

⁴⁴⁷ Siehe Körper 1998.

⁴⁴⁸ Vgl. Körper 1998, 277.

⁴⁴⁹ Vgl. ebda., 277.

hältnismäßig zügig innerhalb von 15 Jahren in großen Teilen kooperativ bewältigen konnte.⁴⁵⁰ Ferner zeigt er in Fallstudien zur Einstufung künstlicher Mineralfasern sowie Holzstaub auf, dass das institutionelle Arrangement dazu in der Lage ist, die komplexe Problemkonstellation im Gefahrstoffbereich kooperativ zu lösen. Als wichtigen Aspekt für Einigungen insbesondere auch mit den betroffenen Branchen hebt Körber⁴⁵¹ die Bedeutung von zeitlich gestreckten Ausstiegskonzepten hervor. Dies ermöglichte den Unternehmen eine wirtschaftsverträgliche Anpassung und schaffte so Akzeptanz für die entsprechenden Regelungen.

Kritisch ist anmerken, dass insbesondere in kleinen und auch mittleren Unternehmen mit wechselnden Expositionsszenarien Implementationsdefizite bei der Einhaltung bestehender Grenzwerte festzustellen sind.⁴⁵² Diese Implementationsdefizite sind jedoch weniger auf die kooperative Einigung als vielmehr auf die Überforderung der kleinen und mittleren Unternehmen zurückzuführen.

Die oben erwähnte Europäisierung des Normungsbereiches wirkt sich auch auf die institutionelle Ausgestaltung der Gefahrstoffnormung in Deutschland aus. Im Rahmen der so genannten „neuen Konzeption“ wurde die Normung zur Entlastung der Europäischen Kommission – analog zur institutionellen Ausgestaltung in Deutschland – auf private Normungsorganisationen übertragen. Die wesentlich differenziertere nationale Normungslandschaft findet dabei innerhalb der europäischen Union allerdings keine äquivalente Entsprechung. Der Integrationsprozess ist vielmehr mit einem Konzentrationsprozess verbunden, da die Vertretung auf europäischer Ebene von wenigen nationalen Normungsgremien übernommen wird. In erster Linie geschieht dies für Deutschland durch den DIN e.V.⁴⁵³ Die MAK-Kommission ist wiederum über die Scientific Expert Group (SEG) in derselben Funktion wie auf nationaler auch auf europäischer Ebene tätig, wodurch ihre Bedeutung gegenüber dem kooperativen Gremium steigt.

⁴⁵⁰ Vgl. Körber 1998, 166ff.

⁴⁵¹ Vgl. Körber 1998, 210.

⁴⁵² Mit der Frage nach der Praktikabilität der Grenzwertkonzeption hat sich der AGS ebenfalls intensiv auseinandergesetzt und versucht, diese für KMUs zu erhöhen. Vgl. Auffahrt und Meyer 1997, 244.

⁴⁵³ Vgl. Ronge und Körber 1994, 339.

6.4.3 Vergleichende Bewertung von BUA und AGS

Aus der Untersuchung von BUA und AGS lassen sich einige Ergebnisse zu den Gründen und der Problemlösungsfähigkeit der beiden Kooperationsgremien vor dem Hintergrund unterschiedlicher Problemstrukturen und Ausgestaltungsformen ableiten, die im Folgenden erörtert werden.

Problemstruktur

Die Problemstruktur, die sowohl AGS als auch BUA zugrunde liegt, zeichnet sich durch eine hohe Komplexität aufgrund bestehender Informationsdefizite und -asymmetrien sowie durch eine hohe Konflikthaftigkeit aus. Dabei ist der AGS ein kooperatives Gremium innerhalb der prozessbegleitenden Gefahrstoffnormierung, das sich hauptsächlich mit dem Arbeitsschutz auseinandersetzt. Das BUA beschäftigt(e) sich hingegen mit der nachholenden Aufarbeitung vorhandener expositionsbezogener, toxikologischer und ökotoxikologischer Daten und den bestehenden Informationsdefiziten innerhalb der Altstoffproblematik, die bis zur EG-Altstoffverordnung vornehmlich bezogen auf Umwelt- und Gesundheitsschutz erfolgte.

Trotz komplexer Problemstruktur des gefahrstoffbezogenen Arbeitsschutzes scheint jedoch dessen Bearbeitung einfacher zu sein als die des Umwelt- und Gesundheitsschutzes. Die örtliche Begrenzung des Arbeitsschutzes erleichtert sowohl die Zuordnung von Risiken als auch die Verhandlungen zwischen den betroffenen Interessengruppen – vor allem Arbeitnehmern und Arbeitgebern. Auch das Interesse der politischen Akteure an der Begrenzung von Risiken am Arbeitsplatz ist aufgrund der gut organisierten Arbeitnehmerschaft als höher einzuschätzen. Insofern liegen für die „Internalisierung“ arbeitsplatzbezogener Risiken im Vergleich zu umweltbezogenen Risiken günstigere Ausgangsbedingungen vor.

Institutionelle Rahmenbedingungen

BUA und AGS haben grundsätzlich mit dem Chemikaliengesetz sehr ähnliche institutionelle Rahmenbedingungen. Allerdings weisen sie vor allem Unterschiede bezüglich der institutionellen Einbindung auf. Während der AGS unmittelbar in diesen Rahmen integriert ist und selbst gesetzgebungsähnliche Kompetenzen aufweist, kompensiert(e) das BUA gerade die bestehende institutionelle Lücke im Altstoffbereich. Insofern unterscheiden sich die beiden Gremien in ihrem rechtlichen Status.

Akteure: Interessen und Ressourcen

Die Hauptkonfliktlinie im BUA liegt zwischen den staatlichen Vertretern auf der einen und der Industriefraktion auf der anderen Seite. Im AGS dagegen bestanden vor allem zwischen Arbeitgeberverbänden und Gewerkschaften Interessendivergenzen. Allerdings ist auch die Interdependenz zwischen beiden Seiten im AGS hoch, so dass die Akteure gleichzeitig ein Interesse daran haben, für beide Seiten akzeptable Lösungen zu finden. Darüber hinaus war die Position der Arbeitgeber nicht einheitlich, vielmehr bestanden vor allem Interessenunterschiede zwischen Gefahrstoffherstellern und -verwendern. Daher führten die unterschiedlichen Interessen innerhalb des Gremiums weder zu einer Entscheidungsblockade noch zu einer Politik des kleinsten gemeinsamen Nenners.

Aufgrund der unterschiedlichen Konfliktlinien unterscheidet sich die Rolle der politischen Akteure zwischen den beiden Gremien. Während die Politikvertreter im AGS eine vornehmlich moderierende Funktion innehaben, um die verschiedenen Interessen zusammenzubringen, bestand die Aufgabe der politischen Akteure im BUA im Wesentlichen darin, die Industriefraktion zur Lieferung von Daten aufzufordern und Datenmängel anzumahnen. Hierbei gab es im BUA durchaus unterschiedliche Einstellungen von Ministeriumsvertretern auf der einen und Vertretern aus den nachgeordneten Behörden auf der anderen Seite. Für die Ministeriumsvertreter stellte die konsensuale Entscheidungsfindung einen hohen Eigenwert dar. Die Vertreter der nachgeordneten Behörden hingegen waren in erster Linie an aussagefähigen Daten interessiert und sahen, dass eine Datenlieferung über das BUA zumindest zeitweise nur sehr schleppend voranging und nach der Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung gar keinen Mehrwert mehr bot.

Die Beteiligung der Wissenschaft mildert in beiden Fällen die Gefahr opportunistischen Verhaltens. Allerdings schafft die MAK-Kommission als ein dem AGS vorgelagertes Gremium die Informationsbasis für die Abstimmungsprozesse im AGS, wenngleich im AGS selbst auch Wissenschaftler vertreten sind. Dagegen ist die Wissenschaftsfraktion im BUA in die Abstimmungsprozesse mit den Vertretern von Industrie und Politik unmittelbar involviert, so dass Sach- und Konfliktorientierung wesentlich stärker miteinander verzahnt sind.

Ausgestaltung von BUA und AGS

Der AGS ist als Institution wesentlich etablierter als das BUA und hat sich im institutionellen Zusammenspiel mit den Behörden und der MAK-Kommission über mehrere Jahrzehnte entwickelt. Dabei baut der AGS auf die wissenschaftlichen Vorgaben der MAK-Kommission auf. Der AGS steht mit seiner Zusammensetzung ferner in der Tradition des korporatistischen Systems der Arbeitsbeziehungen in Deutschland. Seine Kompetenzen sind klar definiert und über die Erarbeitung der TRGS steht ihm ein Instrument mit hoher faktischer Geltungskraft zur Verfügung. Durch die eindeutige Zuordnung der Kompetenzen und der langfristigen Ausrichtung wird der Aufbau von gegenseitigem Vertrauen erleichtert und vorhandene Opportunismusanreize sinken. Dagegen haben sich die Kompetenzen des BUA im Zeitverlauf erheblich geändert. Außerdem besteht nur eine sehr lockere institutionelle Integration.

Ferner sind die wesentlichen betroffenen Akteure der Gefahrstoffnormierung im AGS durch Gewerkschaften und Arbeitgeberverbände repräsentiert. Eine vergleichbare Repräsentation für die Umweltschutzinteressen gab es im BUA hingegen nicht. Fraglich ist, inwieweit die Integration der Umweltverbände ins BUA ein ähnliches Gegengewicht hätte bilden können, da diese sowohl bezüglich ihrer finanziellen Ressourcen als auch ihrem politischen Einfluss, nicht mit dem Status der Gewerkschaften vergleichbar sind. Außerdem hätte bei einer Einbindung der Umweltverbände – wie oben dargelegt – die Gefahr bestanden, dass das Gremium aufgrund zu hoher Interessendivergenzen in seiner Funktionsweise erheblich eingeschränkt worden wäre.

Zudem scheint die Trennung zwischen wissenschaftlichem und interessenpolitischem Gremium in Form von MAK-Kommission und AGS positive Auswirkungen auf die Bearbeitung des Arbeitsschutzes zu haben. Im BUA findet dagegen eine Vermischung zwischen interessen- und sachorientierter Zusammensetzung statt, wenngleich das BUA sich selbst in der Tradition der MAK-Kommission sieht.

Ergebnis

Grundsätzlich ist die These plausibel, dass die arbeitsplatzbezogene Gefahrstoffregulierung trotz hoher Komplexität und der bestehenden Zielkonflikte leichter kooperativ regelbar ist als die dem BUA zugrunde liegende Problemstruktur. Die bessere Zurechenbarkeit von arbeitsplatzbezogenen Risiken, die Interdependenz zwischen Arbeitgebern und Ar-

beitnehmern, die das Interesse an einer gemeinsamen Lösung fördert sowie die unterschiedlichen Interessen zwischen Gefahrstoffherstellern und -verwendern bieten hierbei, verglichen mit dem BUA, bessere Voraussetzungen für eine kooperative Bearbeitung. Insofern überrascht es nicht, dass eine substanzielle Erweiterung des AGS um den Umweltschutz ebenso scheiterte wie die Gründung eines umweltbezogenen Äquivalents.

Darüber hinaus ergeben sich Hinweise dafür, dass die Funktionalität des AGS durch seine Ausgestaltung und institutionelle Integration erheblich gestärkt wird. Die Beteiligung aller relevanten Akteure, die Zuweisung klarer Kompetenzen, eine langfristige Ausrichtung, die opportunistisches Verhalten verhindert, sowie die klare Trennung zwischen Sach- und Interessenorientierung wirken sich offenbar positiv auf die Kooperationsergebnisse aus.

6.4.4 Erklärungsbeitrag der Theorien für die Fallstudien zu BUA und AGS

Der vorangegangene Abschnitt, der die Fallstudien auf Grundlage des Analyserasters aus Abbildung 6 auswertet, enthält bereits implizite Anleihen an die aus den theoretischen Ansätzen gewonnenen Erkenntnisse. Darauf aufbauend prüft dieser Abschnitt die theoretischen Ansätze noch einmal explizit nach ihrem Erklärungsgehalt für die Fallstudien zum BUA und zum AGS.

Welchen Erklärungsbeitrag leisten nun die unterschiedlichen Theorieansätze zur Erklärung und Bewertung der untersuchten Gremien zur Unterstützung der Entscheidungsfindung? Aus der Neoklassik ließen sich keine Aussagen bezüglich einer kooperativen Entscheidungsfindung ableiten, da von dieser Phase – unter der Annahme vollkommener Informationen bzw. eines exogen gesetzten Politikprozesses – abstrahiert wird. Die neue Institutionenökonomik liefert eine funktionale Erklärung der kooperativen Gremien auf Grundlage der Überwindung des Informationsproblems unter der Berücksichtigung der Kosten für die Veränderung der institutionellen Rahmenbedingungen. Aus dieser Perspektive bringt Kooperation einen Mehrwert im Vergleich zu einseitig-hierarchischen Entscheidungen, da durch die Einbindung der Regelungsadressaten gesamtwirtschaftliche Ressourcen eingespart werden können.

In dieser Hinsicht lässt sich feststellen, dass die Bündelung von Informationsressourcen in beiden Gremien eine wichtige Rolle spielte. Aufgrund des hohen Organisationsgrades der

beteiligten Akteure sind die Koordinationskosten als gering einzuschätzen. Im Arbeitsschutz erweist sich die Trennung zwischen sach- und konfliktorientiertem Gremium als funktionales Arrangement, bei dem die opportunistischen Anreize einerseits durch das wissenschaftliche Gremium der MAK-Kommission und andererseits durch die Bündelung von Informationen verschiedener Interessengruppen im AGS reduziert werden.

Dagegen ist das BUA weniger funktional erklärbar. Auf der einen Seite konnte zwar die Informationslieferung der Industrie durch das Gremium gewährleistet werden. Dabei war weniger der Wahrheitsgehalt der gelieferten Daten problematisch, als vielmehr die Verschleppung der Datenlieferung. Auf der anderen Seite wären jedoch institutionelle Veränderungen denkbar gewesen, die über obligatorische Datenpflichten die Aufarbeitung der Altstoffproblematik verbessert hätten.

Wichtiger für das Verständnis des BUA ist daher die fehlende rechtliche Regelung vor dem Hintergrund der vorliegenden Ziel- und Interessenkonflikte. Das mangelnde Interesse der staatlichen Akteure an rechtlichen Regelungen für die Altstoffproblematik lässt sich gut über die NPÖ erfassen. Die Bundesregierung und das Wirtschaftsministerium vertraten vor Gründung des BUA aufgrund der selektiven Berücksichtigung des ressourcenstarken Chemieverbandes eine industrienaher Position und verhinderten die Integration der Altstoffe in das Chemikaliengesetz. Vor dem Hintergrund von Zielkonflikten gegenüber Regierung und anderen Ministerien sowie den rechtlichen Beschränkungen liegt die Hauptmotivation der Umweltbehörde für das BUA insofern darin, überhaupt einen (freiwilligen) Beitrag zur Aufarbeitung des Informationsdefizits bei den Altstoffen zu erreichen. Da die NPÖ auf die Interessen der staatlichen Akteure fokussiert, lässt sich aus dieser Sicht wiederum die Sachorientierung im BUA über die Einbindung von Informationsressourcen kaum erklären. Eine Zusammenführung der Erkenntnisse aus NIÖ und NPÖ – ermöglicht dagegen eine bessere Erfassung des BUA und erhöht dadurch den Erklärungsgehalt.

Ein Beitrag der NPÖ zur Erklärung des AGS ließ sich dagegen nicht identifizieren, da die staatliche Rolle sich vornehmlich auf die Moderation beschränkt. Insofern ist die Verfolgung eigener Interessen – bzw. der Bevorzugung ressourcenstarker Interessengruppen – im AGS im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht nachzuweisen. Die Entscheidungsmotivation des Staates liegt offenbar darin, eine Einigung im Konsens mit Arbeitge-

bern und Arbeitnehmern zu finden. Die Entscheidungsfähigkeit wird über die Einbindung der nicht-staatlichen Ressourcen gewährleistet. Gleichzeitig sichert die kooperative Konfliktbewältigung staatliche Entscheidungsfähigkeit und -möglichkeit. Daher ist der AGS durchaus institutionenökonomisch zu erfassen.

Die Erkenntnisse, die aus der spieltheoretischen Analyse gewonnen wurden, erklären gut, warum die Datenlieferung im BUA nach schwierigem Anfang funktionierte und nach Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung wieder problematisch wurde. Zu Anfang musste die Grundlage zur Realisierung von Kooperationsgewinnen geschaffen werden, was erst vor dem Hintergrund eines längeren Zeithorizonts funktionierte. Nachdem die EG-Altstoffverordnung in Kraft getreten war, veränderte sich dagegen die Kooperationsbereitschaft der beteiligten Akteure, und die Kontinuität der Zusammenarbeit war nicht mehr gewährleistet. Dadurch stiegen auch die Opportunismusanreize wieder an, wodurch die Kooperation in ihrer Funktionsweise beeinträchtigt wurde. Grundsätzlich war dabei jedoch kein rein defektives Verhalten zu beobachten, vielmehr war die grundsätzliche Kooperationsbereitschaft beeinträchtigt. Im AGS marginalisierte dagegen der lange Zeithorizont und die hohe Kontinuität der kooperativen Gefahrstoffregelung frühzeitig opportunistische Anreize der beteiligten Akteure zur Defektion. Inwieweit reziproke Verhaltensmuster dabei die Zusammenarbeit zwischen den Kooperationspartnern vereinfachten, ließ sich empirisch nicht nachweisen.

Wenngleich die NIÖ für das BUA sowie NIÖ und NPÖ für den AGS bereits einen hohen Erklärungsgehalt haben, finden in den politikwissenschaftlichen Ansätze die vorfindbaren staatlichen Entscheidungsrestriktionen umfassendere Berücksichtigung, die Gründe für Kooperation liefern können. Ziel und Interessenkonflikte und institutionelle Kompetenzverflechtungen sowie eingeschränkte Ressourcen liefern die Ausgangsbedingungen für die staatliche Entscheidungsfindung. Vor diesem Hintergrund dient Kooperation der Ressourcennutzung sowie der Akzeptanzerzielung bei der Entscheidungsfindung. Sowohl die zu beobachtenden Lerneffekte aufgrund der Unsicherheit gegenüber der Regelungsmaterie als auch die Etablierung von Vetospielerpositionen durch die Einbindung nicht staatlicher Akteure lassen sich dadurch besser erfassen.

Darüber hinaus erweist sich die in Abschnitt 5.1 vorgenommene Systematisierung von Entscheidungsrestriktionen über die Unterscheidung von (eingeschränkter) Entschei-

dungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation als hilfreicher Ansatz, um die Stärken der Theorien zusammenzubringen und innerhalb eines analytischen Rasters zu fassen.

6.5 REACH – Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik

Die augenscheinlichen Dysfunktionalitäten des europäischen Altstoffregimes waren Gegenstand sowohl wissenschaftlicher als auch politischer Auseinandersetzungen.⁴⁵⁴ Einigkeit besteht darin, dass auf Grundlage der europäischen Altstoffverordnung das Informationsdefizit im Altstoffbereich nicht in einem angemessenen Zeitraum aufzuarbeiten ist. Wesentliche Gründe für das langsame Tempo bei der Aufarbeitung sind einerseits die umfangreichen Anforderungen an die Risikobewertung und andererseits die ungünstige Kompetenzverteilung zwischen Behörden und Industrie. Hierbei sind die Behörden für die Risikobewertung zuständig, die sie unter anderem auf Grundlage von Daten aus der Industrie durchzuführen haben. Die langsame Risikobewertung wirkt sich auch negativ auf die Risikominderung als eigentliche Phase der Internalisierung aus. Wenn nämlich Maßnahmen zur Risikominderung erst nach einer umfassenden Risikobewertung durchgeführt werden, wird bis zum Beweis des Gegenteils zunächst davon ausgegangen, dass ein Stoff ungefährlich ist.

Um die Aufarbeitung des verbleibenden Informationsdefizits im Altstoffbereich zu effektivieren, strebt die Europäische Union gegenwärtig die Neustrukturierung der europäischen Altstoffregulierung auf Grundlage des im Februar 2001 veröffentlichten Weißbuchs zu „Strategien für eine zukünftige Chemikalienpolitik“ an.⁴⁵⁵ Mittlerweile konnten sowohl im Ministerrat als auch im Europäischen Parlament in erster Lesung Einigungen über den Inhalt der zukünftigen Verordnung erzielt werden. Allerdings bestehen zwischen Ministerrat und Parlament noch unterschiedliche Positionen im Detail, die in den weiteren Stufen des Gesetzesverfahrens zu überwinden sind. Der lange Zeitraum von der Veröffentlichung des Weißbuchs Anfang 2001 bis zur ersten Lesung des Verordnungsentwurfs Ende 2005, deutet bereits an, wie kontrovers diese Thematik innerhalb und zwischen den Mitgliedstaaten der Europäischen Union diskutiert wurde.

⁴⁵⁴ Für die politische Diskussion siehe zusammenfassend Europäische Kommission 1998, für die wissenschaftliche Auseinandersetzung siehe stellvertretend Winter et al. 1999 und Winter 2000.

⁴⁵⁵ Europäische Kommission (KOM) 2001.

Der politische Prozess nach Veröffentlichung des Weissbuchs war verbunden mit zahlreichen Experten- und Stakeholdermeetings auf nationaler und europäischer Ebene sowie Gutachten und Studien sowohl zu den Gesamtwirkungen des Reformvorhabens als auch zu einzelnen Bestandteilen. Die Europäische Kommission selbst scheint diesen Prozess als Beispiel für einen kooperativen Gesetzgebungsprozess zu sehen, was auch folgendes Zitat deutlich macht:

„REACH is an example of participatory policymaking. The new system has been drafted in close consultation with all interested parties, and various studies have been conducted to examine the costs and benefits of different options.“⁴⁵⁶

Im Folgenden sollen die politischen Prozesse von der Vorlage des Weissbuchs bis zum gegenwärtigen Stand der Verordnung in groben Zügen unter besonderer Berücksichtigung kooperativer Elemente nachgezeichnet werden. Aufgrund des umfangreichen Vorhabens und den damit verbundenen Detailfragen einerseits und der Vielzahl involvierter Akteure auf nationaler und europäischer Ebene andererseits, konzentriert sich die Darstellung vor allem auf die deutsche Diskussion und auf wenige grundsätzliche Richtungsentscheidungen. Die Position der Industrie wird vor allem anhand der Stellungnahmen des VCI rekonstruiert. Diese kann in wesentlichen Teilen als repräsentativ sowohl für die Position der verschiedenen nationalen Spezialverbände als auch des europäischen Chemieverbandes CEFIC angesehen werden, wenngleich sich Unterschiede im Detail finden lassen. Aufgrund der deutschen Vorleistungen bei der Datensammlung über eine Selbstverpflichtung (siehe Abschnitt 6.6.3) war der deutsche Verband beispielsweise besonders daran interessiert, eine Orientierung der Datenanforderungen für niedrigvolumige Stoffe am freiwilligen deutschen Standard zu erreichen.

Als Ziele der neuen Chemikalienstrategie werden im Weissbuch die Gewährleistung eines hohen Gesundheits- und Umweltschutzniveaus sowie die Förderung von europäischer Wettbewerbsfähigkeit und Innovationen genannt. Im Zentrum stehen die Vorschläge zur Einführung des REACH-Systems, wobei das Akronym für die verschiedenen Stufen der **R**egistrierung, **E**valuierung und **A**utorisierung von **C**hemikalien steht. Hauptelemente des Reformvorhabens sind ein einheitliches System für die Verfahren der Registrierung und Bewertung von Alt- und Neustoffen bis zum Jahr 2012. Gleichzeitig soll die Verantwortung für die Erfassung und Auswertung von Stoffdaten an die Industrie delegiert und auf

⁴⁵⁶ European Union 2003.

die gesamte Wertschöpfungskette unter Einbezug der nachgeschalteten Anwender – der so genannten Downstream user – ausgeweitet werden. Die Informationsanforderungen umfassen sowohl Daten und Tests zu den Stoffeigenschaften als auch zu Verwendungszwecken. Für die Downstream user können Testverpflichtungen resultieren, wenn diese Verwendungszwecke angeben, die nicht vom Produzenten registriert wurden. Darüber hinaus soll für Stoffe mit speziellen Risikoeigenschaften ein gesondertes Zulassungsverfahren (Autorisierung) eingerichtet werden. Die Chemikalienreform dient ferner der Bündelung des gemeinschaftlichen Chemikalienrechts: REACH soll insgesamt 39 Richtlinien und 2 Verordnungen zusammenfassen und ersetzen.⁴⁵⁷

Von der Registrierung sind laut Weissbuch alle Altstoffe oberhalb einer Produktionsmenge von einer Tonne pro Jahr betroffen.⁴⁵⁸ Dabei wird davon ausgegangen, dass ca. 30.000 der im EINECS registrierten 100.106 Altstoffe in Produktionsmengen oberhalb einer Tonne/Jahr produziert werden. Gleichzeitig soll für Neustoffe diese Mengenschwelle, die momentan noch bei 10 kg/Jahr liegt, ebenfalls auf eine Tonne angehoben werden. Der Testumfang ist wie bei den Neustoffen an der produzierten Menge ausgerichtet.⁴⁵⁹ Für die unterhalb von 100 Tonnen/Jahr produzierten Stoffe wird generell die Registrierung mit der Einreichung der vorgeschriebenen Tests als ausreichend angesehen. Für Stoffe, die in Mengen oberhalb von 100 Tonnen/Jahr produziert werden und für diejenigen Stoffe, bei denen erhebliches Gefährdungspotenzial angenommen wird, ist nach der Registrierung als zweite Stufe des REACH-Systems ein behördliches Evaluierungsverfahren geplant. Aufgabe der Behörden ist es, eine Überprüfung der gelieferten Daten sowie der Stoffbewertung vorzunehmen. Als dritte Stufe des neuen Systems sollen Stoffe mit bestimmten gefährlichen Eigenschaften einer ausdrücklichen Autorisierung durch die Behörden unterliegen. Im Weissbuch wird zunächst von ca. 1.400 Stoffen ausgegangen, die von dem Zulassungsverfahren betroffen sein werden. Als zulassungspflichtig werden ausdrücklich die so

⁴⁵⁷ Vgl. SRU 2003, 4.

⁴⁵⁸ Ausnahmen gelten für Stoffe, die bereits in anderen Gesetzen geregelt werden wie Biozide, Pestizide oder Pharmazeutika, sowie Stoffe, die zu Forschungszwecken verwendet werden.

⁴⁵⁹ Die Testanforderungen werden hierbei zunächst wie folgt diskutiert: Für Produktionsmengen zwischen 1-10 Tonnen/Jahr sind lediglich physikalisch-chemische Grunddaten, sowie Daten über toxikologische und ökotoxikologische Stoffeigenschaften zu erbringen. Dies wird auch als Mindestdatensatz bezeichnet. Zwischen 10-100 Tonnen ist analog zur Neustoffprüfung ein so genannter Basisdatensatz zu erstellen. Für Stoffe zwischen 100–1000 Tonnen erweitert sich der Umfang des Basisdatensatzes um die so genannten „Level 1“-Tests, wohingegen bei Produktionsmengen oberhalb von 1000 Tonnen zum Basisdatensatz die „Level 2“- Tests hinzukommen. Level I-Tests und Level II-Tests bezeichnen substanzbezogene Tests hinsichtlich langfristig auftretender Effekte, wobei die Level II-Tests umfangreicher sind.

genannten CMR-Stoffe und Stoffe mit POP-Eigenschaften genannt. Ferner wird geplant, PBT- und vPvB-Stoffe⁴⁶⁰ in das Zulassungsverfahren einzubeziehen. Die bisherigen Regelungen zu Verwendungsbeschränkungen für Stoffe, die nicht unter das neue Zulassungsverfahren fallen, werden weitestgehend in ihrer bestehenden Form in das neue System integriert.

Das Weissbuch wurde zunächst im Grundsatz von allen interessierten Kreisen positiv aufgenommen. Eine eigene Position der deutschen Bundesregierung zum Weissbuch – neben der grundsätzlichen Begrüßung des Reformvorhabens, insbesondere durch das Umweltministerium, lässt sich zu diesem Zeitpunkt nicht erkennen. Der frühere Wirtschaftsminister Müller wendet sich in einer Rede gegenüber Vertretern der chemischen Industrie lediglich gegen das geplante Zulassungsverfahren, das so nicht akzeptiert werden könnte.⁴⁶¹ Und der zu diesem Zeitpunkt amtierende Bundeskanzler Gerhard Schröder erklärt bereits vor der Veröffentlichung des Weissbuchs, dass er die deutsche chemische Industrie vor „Zumutungen“ aus Brüssel bewahren werde.⁴⁶² Das Umweltbundesamt⁴⁶³ stellt sich hingegen ausdrücklich hinter die Kommissionsvorschläge und setzt sich darüber hinaus unter anderem für Erweiterungen des Zulassungsverfahrens und gegen eine Aufweichung der Neustoffregulierung ein.⁴⁶⁴ Eine ähnliche Position wird von Seiten der Umweltverbände eingenommen.⁴⁶⁵

Der Verband der Chemischen Industrie (VCI)⁴⁶⁶ weist im März 2001 in einer Stellungnahme auf die umfangreichen Vorarbeiten der deutschen chemischen Industrie im Rahmen des Beratergremiums für umweltrelevante Altstoffe und der Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen von 1997⁴⁶⁷ hin. Der VCI kritisiert in diesem Zusam-

⁴⁶⁰ CMR: Krebserzeugende (cancerogenic), erbgutverändernde (mutagenic) oder fortpflanzungsgefährdende (reprotoxic) Stoffe, POP: Persistent organic Pollutants. PBT-Stoffe: Persistente, bioakkumulierbare und toxische Stoffe; vPvB-Stoffe: hochpersistente und hochakkumulierbare Stoffe.

⁴⁶¹ Vgl. Müller 2001.

⁴⁶² Vgl. Süddeutsche Zeitung 2001, 25.

⁴⁶³ Ähnliche Positionen werden auch von den nachgeordneten Behörden für Verbraucherschutz und Arbeitsschutz, dem Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) und der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), eingenommen.

⁴⁶⁴ Vgl. UBA 2001a.

⁴⁶⁵ Von den Umweltverbänden beteiligen sich vor allem Greenpeace, BUND und WWF an der Debatte. Auf europäischer Ebene wird die Umweltverbandsposition vor allem durch das European Environmental Bureau (EEB) vertreten.

⁴⁶⁶ Vgl. VCI 2001.

⁴⁶⁷ Siehe dazu detailliert Kapitel 6.6.3.

menhang die weitgehende Missachtung der bereits vorliegenden Daten und plädiert hinsichtlich des Grunddatensatzes für Stoffe oberhalb einer Tonne dafür, sich an der Selbstverpflichtung der deutschen chemischen Industrie zu orientieren. Dies ist insofern strittig, als dass diese Tests häufig nicht unter den Qualitätsstandards der Guten Labor Praxis (GLP) durchgeführt wurden. Eine Anerkennung solcher Daten würde dagegen die Kosten der Reform senken. Neben weiterer Kritik im Detail und der Mahnung, die Ausgestaltung praktikabel vorzunehmen und die europäische Wettbewerbsfähigkeit nicht zu gefährden, wendet sich der VCI vor allem gegen das geplante Autorisierungsverfahren und fordert die Kommission auf, Alternativen dafür finden. Außerdem plädiert er dafür, Zwischenprodukte aus dem Verfahren herauszunehmen.⁴⁶⁸

In einem vom Umweltministerium organisierten Forum mit Vertretern aus Behörden, Chemieunternehmen sowie Chemie- und Umweltverbänden im April 2001 lässt sich noch ein hoher Grad an Zustimmung aller interessierten Kreise feststellen, wohingegen sich vor allem in Detailfragen unterschiedliche Positionen festzustellen sind.⁴⁶⁹ Der EU-Umweltministerrat bestätigt das Weissbuch in einer Erklärung vom 7. Juni 2001 zum Großteil und fordert eine schnelle Umsetzung in konkrete Verordnungsentwürfe. Das Europäische Parlament unter Federführung des Ausschusses für Umweltfragen, Volksgesundheit und Verbraucherpolitik stimmt dem Weissbuch am 15. November 2001 ebenfalls zu, sieht die Vorschläge zum Schutz von Umwelt- und Gesundheit jedoch noch nicht als weitreichend genug an.

Im März 2002 veröffentlicht die Bundesregierung mit dem VCI und der Industriegewerkschaft Bergbau, Chemie, Energie (IG BCE) ein gemeinsames Positionspapier. Wesentlicher Gegenstand der Kritik ist auch hier wieder das Autorisierungsverfahren. Dies wird zwar nicht (mehr) – wie zuvor vom Unternehmensverband – abgelehnt, jedoch werden bestimmte Vorgaben für ein solches System gefordert. Es werden u.a. eine unbefristete Zulassung und die Ausnahme von Zwischenprodukten in geschlossenen Verwendungszusammenhängen für notwendig erachtet. Ebenso wird für Stoffe zwischen 1 bis 10 Tonnen der Grunddatensatz aus der deutschen Selbstverpflichtung als ausreichend angesehen. Zu

⁴⁶⁸ Weitere grundsätzlich diskutierte, aber hier nicht weiter behandelte Fragen sind die nach den Voraussetzungen für eine Bildung von Konsortien zur Stoffregistrierung, um Kosten für Doppelprüfungen sowie unnötige Tierversuche zu vermeiden und die Wahrung von unternehmensinternen Geschäftsgeheimnissen innerhalb der geplanten Datenanforderungen.

⁴⁶⁹ Vgl. UBA 2001b.

diesem Zeitpunkt der Debatte scheint die deutsche chemische Industrie jedoch das Reformvorhaben grundsätzlich zu akzeptieren.

Ab Ende August 2002 kursieren erste Entwurfsvorschläge der Europäischen Kommission, in denen einzelne Themenkomplexe des REACH-Systems näher spezifiziert werden. Die Ausarbeitung der Entwürfe liegt in der Verantwortlichkeit sowohl der Generaldirektion Umwelt als auch der Generaldirektion Unternehmen. Da die inoffiziellen Entwürfe noch nicht zu einer gemeinsamen Fassung konsolidiert wurden, lassen sich die unterschiedlichen Orientierungen der beiden Generaldirektionen zwischen einer tendenziell stärkeren Fokussierung auf den Umweltschutz auf der einen und der Reduktion der Kosten für die Unternehmen auf der anderen Seite identifizieren. Ohne im Einzelnen auf diese Entwurfsvorschläge einzugehen, lässt sich feststellen, dass die ursprünglichen Bestandteile weiterhin aufrecht erhalten werden, das Registrierungsverfahren jedoch von seinen Anforderungen her sehr umfassend angelegt ist. Durch die Konkretisierung des Reformvorhabens, die mit einer umfangreichen Definition der Regulierungsanforderungen einhergeht, nimmt auch das Konfliktpotenzial zu. Die generelle Zustimmung des Chemieverbandes weicht einer ablehnenden Haltung gegenüber der umfangreichen Ausgestaltung, wobei bei Abweichungen zwischen den Generaldirektionen die praktikableren Vorschläge der Unternehmensdirektion positiver rezipiert werden.

Das Argument der Kostenüberlastung der Wirtschaft, das auch im bisher betrachteten Zeitraum eine wichtige Rolle spielte, rückt jetzt noch stärker in den Vordergrund und verleiht der bisher sehr sachlich geführten Diskussion eine neue Qualität der Schärfe. Im Weissbuch schätzte die Europäische Kommission die direkten Kosten noch auf 2,1 Mrd. Euro, verteilt über einen Gesamtzeitraum von 10 Jahren. Eine von der Kommission im Juni 2002 in Auftrag gegebene Studie errechnete hingegen anhand verschiedener Szenarien bereits Kostenwirkungen der Reform zwischen 1,4 und 7 Mrd. Euro, mit Kosten von 3,6 Mrd. Euro im wahrscheinlichsten Szenario.⁴⁷⁰

Die Verschärfung der Diskussion um die Kosten der Reform gehen nun im Wesentlichen vom Bundesverband der Deutschen Industrie (BDI) aus, der inzwischen erkannt hat, dass die neuen Regelungen nicht nur den Chemiesektor, sondern die gesamte Wirtschaft betref-

⁴⁷⁰ Vgl. Risk & Policy Analysts (RPA)/Statistics Sweden 2002, xiv.

fen können. Eine vom BDI bei der Unternehmensberatung Arthur D. Little (ADL)⁴⁷¹ in Auftrag gegebene Studie beschäftigt sich hierbei mit den indirekt entstehenden Folgekosten für die Gesamtwirtschaft bei einer Einführung des neuen Systems. Diese Studie prognostiziert verheerende Auswirkungen für die deutsche Wirtschaft. In den als „Clouds“, „Storm“ und „Hurricane“ bezeichneten Szenarien werden Wertschöpfungsverluste zwischen 0,4 und 6,4% berechnet, die mit Arbeitsplatzverlusten zwischen 150.000 und 2,35 Millionen einhergehen. Die Studie enthält allerdings einige methodische Schwächen, die von zahlreichen Wirtschaftswissenschaftlern kritisiert wurden.⁴⁷² Trotzdem zeigt die Studie auch Probleme auf, die mit der Einführung des neuen Systems verbunden sein können. Dabei wird u.a. auf die ungleiche Kostenbelastung unterschiedlicher Branchen und die besondere Betroffenheit kleiner und mittlerer Unternehmen hingewiesen. In diesem Zusammenhang zeigten bereits vorangegangene Studien,⁴⁷³ dass durch die Testkosten vieler in niedrigen Mengen hergestellter Stoffe nicht mehr rentabel innerhalb der Europäischen Union produziert werden könnten und daher nicht aufgrund ihres Gefährdungspotenzials, sondern aus Kostengründen vom Markt verschwinden würden.⁴⁷⁴

Trotz der Kritik an dem methodischen Vorgehen der ADL-Studie, hat diese erheblichen Einfluss auf die politische Diskussion. Sowohl der BDI als auch der VCI verwenden die Zahlen über die drohenden Wertschöpfungs- und Arbeitsplatzverluste, um Druck auf die politischen Akteure auszuüben. Gestärkt wird der Druck noch durch eine weitere Studie aus Frankreich, die zu ähnlichen Ergebnissen für die französische Wirtschaft kommt.⁴⁷⁵ Weniger Beachtung in der öffentlichen Diskussion findet hingegen eine vom WWF in Auftrag gegebene Studie⁴⁷⁶ vom Mai 2003 zum Nutzen der geplanten Neuregelung durch einen verbesserten Gesundheitsschutz. Diese Studie kommt zu dem Ergebnis, dass der „Gesundheitsnutzen“ in zwei von drei Modellvarianten im Durchschnitt erheblich ober-

⁴⁷¹ Vgl. ADL 2002.

⁴⁷² Vgl. u.a. UBA 2003.

⁴⁷³ Vgl. u.a. RPA 2002.

⁴⁷⁴ Die Studie wird auch innerhalb der so genannten „Gesprächsstoffe“ – eine regelmäßig vom VCI und der IG BCE ausgerichtete Dialogveranstaltung, die sich an alle interessierten Kreise aus (Chemie)wirtschaft, Politik, Verbänden und Wissenschaft richtet – Ende des Jahres 2002 vorgestellt. Bei dieser Veranstaltung zeigt sich, dass insbesondere bei den Weiterverarbeitern von Chemikalien Unklarheit darüber besteht, welche Informationsanforderungen und damit verbundene Kosten auf sie zukommen. Da sich die Berechnungen der ADL-Studie im Wesentlichen auf Befragungen der Betroffenen – und somit deren Erwartungen – stützen, lassen sich die Ergebnisse z.T. auch weniger als konkrete Folgen einer Neuregelung, sondern vielmehr als hochgerechnete Befürchtungen verstehen.

⁴⁷⁵ Vgl. Mercer Management Consulting 2003.

⁴⁷⁶ Vgl. Pearce/Koundouri 2003.

halb der zu erwartenden Kosten liegt. Da der Nutzen eines verbesserten Umweltschutzes gar nicht in das Modell einbezogen wurde, ist von einem erheblich höheren Gesamtnutzen auszugehen.

Am 16.5.2003 gibt die Europäische Kommission die Entwürfe im Rahmen der ersten Internetkonsultation innerhalb eines europäischen Regulierungsverfahrens zur Diskussion frei. Im 1.200 Seiten umfassenden Verordnungsentwurf – wovon der Großteil allerdings aus Anhängen besteht – zeigen sich die federführenden Generaldirektionen scheinbar unbeeindruckt von dem massiven Druck aus der Wirtschaft. Der Entwurf sieht vor, dass jeder Hersteller, Importeur oder Verwender für jeden produzierten bzw. verwendeten Stoff eine Stoffsicherheitsbewertung (chemical safety assessment) durchführen und einen Stoffsicherheitsbericht (chemical safety report) erstellen muss. Die Stoffsicherheitsbewertungen sind in der gesamten Wertschöpfungskette weiterzureichen. Die Testanforderungen ergeben sich weiterhin aus der produzierten Menge innerhalb der oben genannten Mengenschwellen. Für isolierte Zwischenprodukte bestehen eingeschränkte Informationsanforderungen, sofern sie nicht zu mehr als zwei Standorten transportiert werden. Darüber hinaus enthält der Entwurf Vorschläge zur Konsortienbildung und zum „data sharing“, um Kosten einzusparen und überflüssige Tierversuche zu vermeiden.

Mit 6.400 Rückmeldungen aus ganz Europa – abgegeben von Unternehmen, Verbänden und Privatpersonen – ist die Resonanz auf die Internetkonsultation bemerkenswert. Insbesondere aus der Chemiewirtschaft kommen zahlreiche kritische Anmerkungen. Der VCI zeigt dabei in seiner Mitgliedszeitschrift mit der Titelüberschrift „Die Zeichen stehen auf Sturm“ in Anlehnung an die ADL-Studie die Richtung auf.⁴⁷⁷ Die Umweltverbände nehmen die Konsultationsentwürfe hingegen positiv auf.

Als weitere Reaktion auf den Konsultationsentwurf veröffentlichen Bundesregierung, VCI und IG BCE das zweite gemeinsame Positionspapier⁴⁷⁸ innerhalb dieser Reformdebatte. In dem Papier unterstützen die Fraktionen die Grundaussagen des Konsultationsentwurfes ausdrücklich. Positiv werden die Erleichterungen bei der Registrierung von Zwischenprodukten und hinsichtlich Forschung und Entwicklung vermerkt; die für das Autorisierungs-

⁴⁷⁷ Vgl. Ritz 2003.

⁴⁷⁸ Bundesregierung, VCI und IG BCE 2003.

verfahren vorgesehenen Stoffgruppen werden akzeptiert. Allerdings wird gefordert, das System nicht durch offen gehaltene Erweiterungsmöglichkeiten zu überfrachten und die Einbeziehung weiterer Stoffe bzw. Stoffgruppen nur unter restriktiven Bedingungen zu ermöglichen. Bemängelt wird vor allem das zu aufwändige und bürokratische Registrierungsverfahren und die Anforderungen an den Stoffsicherheitsbericht, der innerhalb der gesamten Wertschöpfungskette weiterzugeben und um weitere Anwendungsbereiche zu ergänzen ist. Der VCI weist bereits in seiner Stellungnahme⁴⁷⁹ vom Juni 2003 darauf hin, dass die Downstream user für eine einzelne Zubereitung zum Teil mehrere hundert Stoffe verwenden und für alle diese Stoffe einen Stoffsicherheitsbericht sowohl erhalten würden als auch diesen im Hinblick auf nicht berücksichtigte Verwendungszusammenhänge und daraus resultierende potenzielle Risiken ergänzen müssten. Ein solches Verfahren sei kaum praktikabel durchführbar. Daher wird in der gemeinsamen Erklärung dafür plädiert, eine Abstimmung der Stoffsicherheitsberichte mit den bereits existierenden Sicherheitsdatenblättern vorzunehmen und nur diese an die Downstream user weiterzugeben. Für Zwischenprodukte in geschlossenen Systemen wird für erleichterte Registrierungsanforderungen plädiert, wobei vor dem Hintergrund möglicher Störfälle ein Mindestdatensatz vorliegen sollte. Polymere sollten hingegen ganz aus der Regelung herausgenommen werden. Hinsichtlich der neu zu gründenden Agentur wird gefordert, diese mit umfangreichen Kompetenzen auszustatten, um dadurch eine EU-weit einheitliche Anwendung zu gewährleisten.

Schließlich wird gefordert, die Entwürfe zügig zu überarbeiten und darauf aufbauend für die einzelnen Bausteine des neuen Systems ein „impact assessment“ durchzuführen. Im September 2003 melden sich zudem die zu diesem Zeitpunkt amtierenden Regierungschefs der drei größten EU-Mitgliedstaaten, Gerhard Schröder, Jacques Chirac und Tony Blair, in einem gemeinsamen Brief an den EU-Kommissionspräsidenten Romano Prodi zu Wort. Darin teilen sie diesem ihre Sorge mit, dass die neue Chemikalienpolitik die europäische Wettbewerbsfähigkeit gefährden könnte und rufen ihn zu Änderungen auf.

Die Reaktionen auf die Internetkonsultation bleiben nicht ohne Wirkung: Schon vor der Veröffentlichung der endgültigen Verordnungsentwürfe, wird in inoffiziellen Entwürfen deutlich, dass die Kommission dazu bereit ist, Abstriche im Regelungsumfang zu machen.

⁴⁷⁹ Vgl. VCI 2003a.

Die schließlich Ende Oktober 2003 veröffentlichten Verordnungsentwürfe tragen den Kritikpunkten in erheblichem Maße Rechnung. Zugleich legt die Kommission eine Folgenabschätzung der Verordnungsentwürfe vor, in der die direkten Testkosten für die chemische Industrie auf ca. 2 Mrd. Euro und die Kosten für die Downstream user auf zwischen 2,8 – 5,2 Mrd. Euro geschätzt werden. Von den Umweltverbänden wird der Entwurf stark kritisiert und „nur noch als Schatten des ursprünglichen Entwurfes“ bezeichnet.⁴⁸⁰

Ein grober Vergleich der Verordnungsentwürfe der Europäischen Kommission mit dem Positionspapier von Bundesregierung, VCI und IG BCE zeigt, dass beide in den wesentlichen Punkten miteinander übereinstimmen:

Abbildung 9: Vergleich zwischen Positionspapier und Verordnungsentwürfen⁴⁸¹

Positionspapier	Verordnungsentwurf Kommission
Stärkere Konkretisierung bei der Einbeziehung weiterer Stoffe in die Autorisierung	Stimmt überein
Zwischenprodukte nur für geschlossene Systeme ausnehmen und Datensatz für Handlungsfähigkeit in Störfallsituationen	Entwurf fällt hinter die Position Deutschlands zurück
Polymere nicht Einbeziehung in Registrierung, aber Option	Stimmt überein
Einheitliche Standards für Evaluierung	Stimmt überein
Stärkung der zentralen Rolle der Agentur	Stimmt überein
Qualitätssicherung der Industrie-Dossiers	Stimmt nicht überein. Fällt hinter die Position Deutschlands zurück
Stoffsicherheitsbericht ab 1 Tonne/ Jahr	Stoffsicherheitsbericht ab 10 Tonnen/ Jahr
Stoffsicherheitsbericht in der Wertschöpfungskette auf Anforderung	Stoffsicherheitsbericht entfällt für die Wertschöpfungskette
Stoffsicherheitsbericht für Zubereitungen	Entfällt
Wahrung von Geschäftsgeheimnissen	Stimmt überein

⁴⁸⁰ Vgl. Deutscher Naturschutzring (DNR) 2003, 26-27.

⁴⁸¹ in Anlehnung an die umfassendere Tabelle in BMU 2003.

Trotz des hohen Grades an Übereinstimmung zwischen der abgestimmten deutschen Position und den Kommissionsentwürfen reagiert die deutsche chemische Industrie nur sehr verhalten positiv. Die Reduzierung der Anforderungen wird begrüßt, jedoch als noch nicht weitreichend genug betrachtet. Die Anforderungen seien nach wie vor „überaus komplex, bürokratisch und aufwändig“, so heißt es in einer Stellungnahme des VCI Mitte Dezember 2003.⁴⁸² Eine wesentliche Forderung des VCI ist die Durchführung von „impact assessments“ der einzelnen Bestandteile des neuen Systems vor deren Implementierung, um die Unsicherheit gegenüber Funktionsfähigkeit und Kostenwirkungen zu reduzieren.⁴⁸³ Gestärkt durch die Intervention der Regierungschefs aus den drei größten Mitgliedstaaten, versucht der VCI über die bisherigen Zugeständnisse hinaus, weitere Veränderungen an den Verordnungsentwürfen zu erreichen. Als Reaktion darauf verlässt auch das Umweltministerium – zumindest zeitweise – seine konsensorientierte Haltung gegenüber dem Chemieverband und versucht REACH in wesentlich stärkerer Abgrenzung von der Position des VCI zu forcieren.

Im März 2004 beschließt die Europäische Kommission gemeinsam mit CEFIC und der europäischen Chemiegewerkschaft UNICE unter Beteiligung der Umweltverbände ein gemeinsames „Memorandum of Understanding“. Die beteiligten Gruppierungen einigen sich auf ein erweitertes „Impact assessment“. Die daraus resultierenden Ergebnisse sollen einen wesentlichen Input für die Ausgestaltung der Reform liefern.⁴⁸⁴ Durch die Neubesetzung der Kommissare in der Europäischen Kommission Mitte 2004 verändert sich die Haltung des Generaldirektorats „Unternehmen und Industrie“ gegenüber REACH. Der neue Industriekommissar Günter Verheugen macht frühzeitig klar, dass REACH kein „gospel“ sei und erklärt seine Bereitschaft, den Verordnungsentwurf auch noch zu ändern.⁴⁸⁵

Auf Grundlage des vorliegenden Verordnungsentwurfs verlagert sich der politische Prozess stärker in den Ministerrat und das Europäische Parlament. Ende 2004, über ein Jahr nach Veröffentlichung der Regelungsentwürfe und mitten im europäischen Gesetzge-

⁴⁸² Vgl. VCI 2003b.

⁴⁸³ In diesem Zusammenhang wurde u.a. auch ein Planspiel von der Landesregierung Nordrhein-Westfalens durchgeführt, um die praktische Anwendung des neuen Systems zu testen.

⁴⁸⁴ Siehe das Memorandum of Understanding vom 3.3.2004.

⁴⁸⁵ Vgl. Environment Daily (ED) 30.09.2004.

bungsverfahren, bringt der VCI schließlich einen eigenen Vorschlag für ein besseres REACH in die Diskussion. Dieser Vorschlag sieht vor, die zeitliche Abarbeitung der Stoffe und die Datenanforderungen nicht allein nach Mengen, sondern stärker risikobasiert vorzunehmen. Um dies zu erreichen, wären bei der Priorisierung neben der Stoffmenge auch die Stoffeigenschaften und die Verwendungszwecke der Stoffe zu berücksichtigen. Das BMU sieht das Konzept als theoretisch interessant an, praktisch jedoch aufgrund der Schwierigkeiten bei der Anwendung der Auswahlkriterien als nur bedingt umsetzbar an.⁴⁸⁶ Der Vorschlag des VCI, den auch der europäische Chemieverband CEFIC in modifizierter Form übernimmt, wird jedoch – trotz durchaus positiver Rezeption und der Übernahme dieses Vorschlags von einzelnen deutschen Parlamentsabgeordneten – von keinem Mitgliedstaat forciert.⁴⁸⁷

Allerdings signalisiert die Europäische Kommission, dass sie eine stärker risikobasierte Prüfung für die niedrigvolumigen Stoffe für sinnvoll hält.⁴⁸⁸ In diesem Zusammenhang findet ein gemeinsamer Vorschlag von Malta und Slowenien bei den Mitgliedstaaten Zuspruch, der für Stoffe in Produktionsmengen von 1-10 Tonnen/Jahr keine obligatorischen Testverpflichtungen vorsieht. Stattdessen sollen lediglich die verfügbaren Daten vorzulegen sein. Die Vorschläge zu den niedrigvolumigen Stoffen sind u.a. auf die Erkenntnisse der durchgeführten Impact assessments zurückzuführen, die zu dem Ergebnis kommen, dass diese Stoffe durch REACH im besonderem Maße in ihrer Wirtschaftlichkeit betroffen sind. Die Umweltverbände kritisieren, dass auf Grundlage dieses Vorschlags noch weniger Daten für die Stoffe in Produktionsmengen von 1-10 Tonnen/Jahr gefordert würden, als dies nach dem in dieser Hinsicht bereits abgeschwächten Regelungsentwurf der Kommission der Fall sei.⁴⁸⁹

Auch das BMU⁴⁹⁰ sieht die geplanten Datenanforderungen für den niedrigvolumigen Bereich bereits im Kommissionsentwurf als nicht ausreichend an. Die Daten würden nicht für eine Risikobewertung ausreichen. Das BMU hält daher den Vorschlag von Malta und Slowenien für nicht akzeptabel, kann sich jedoch vorstellen, ein so genanntes waiving

⁴⁸⁶ Vgl. BMU 2005.

⁴⁸⁷ Vgl. Euractiv, 14.9.2005.

⁴⁸⁸ Vgl. Chemical Newsflash, 25.-31.1.2005.

⁴⁸⁹ DNR 2005, 11.

⁴⁹⁰ Lahl 2005, 18f.

(Verzicht) zuzulassen, wenn das Unternehmen nachweisen kann, dass von einem Stoff keine relevanten Expositionen ausgehen. In diesem Zusammenhang entwickelt das BMU gemeinsam mit dem VCI Kriterien, um für Stoffe, die in niedrigen Mengen produziert werden und von denen nur geringe Expositionen ausgehen, einen möglichen Testverzicht zu gewähren. Diese Möglichkeit des waiving ist bereits im Kommissionsvorschlag angelegt.

Die Umweltverbände werfen der Europäischen Kommission vor, im Rahmen der Verhandlungsprozesse ihren eigenen Verordnungsentwurf abzuschwächen. Eine Mitarbeiterin aus dem Umweldirektorat entgegnet der Kritik, dass in einigen Punkten weder ein Mitgliedstaat noch ein Parlamentsausschuss für den ursprünglichen Verordnungsentwurf votierte, und somit der Kommission wenig anderes übrig bleibt, als den ursprünglichen Entwurf zu überarbeiten.⁴⁹¹

Einen Kompromissvorschlag⁴⁹² zu den niedrigvolumigen Stoffen legt Großbritannien – unterstützt von CEFIC – während seiner Ratspräsidentschaft vor.⁴⁹³ Dieser sieht die Befreiung von Testverpflichtungen für diejenigen Stoffe vor, die keine relevanten Expositionen aufweisen und nicht bestimmte Eigenschaften haben. Der Vorschlag findet im Oktober 2005 sowohl im Wirtschaftsministerrat⁴⁹⁴ als auch im Umweltministerrat⁴⁹⁵ Zustimmung. Auch für Stoffe zwischen 10-100 Tonnen wird über eine Reduktion der Testverpflichtungen nachgedacht. Hierbei ließ sich jedoch zunächst keine Übereinstimmung bezüglich der Anwendung von Ausnahmekriterien erzielen.

⁴⁹¹ Vgl. ED 10.10.2005.

⁴⁹² Vgl. Environment Daily (ED), 10.10.2005.

⁴⁹³ Generelle Zustimmung findet auch ein Vorschlag von Großbritannien und Ungarn, über den Doppelprüfungen von Stoffen vermieden werden sollen, um sowohl die Testkosten als auch die Zahl der Tierversuche zu senken (vgl. ED 10.10.2005). Der Vorschlag sieht die einmalige Anmeldung eines Stoffe vor, die durch die Bildung von Konsortien der betroffenen Unternehmen erreicht werden soll. Diskutiert wird dieser Vorschlag unter dem Begriff OSOR (One Substance, one Registration). Strittig ist vor allem die Frage, ob die Konsortien freiwillig oder verpflichtend sind. Die Großunternehmen plädieren für die Verankerung einer Opt out-Klausel, um Unternehmen, die Geschäftsgeheimnisse gefährdet sehen, eine eigenständige Anmeldung zu ermöglichen (vgl. ED 12.10.2005). Dagegen setzen sich kleine und mittlere Unternehmen dafür ein, ein solches Opt out nur unter sehr restriktiven Bedingungen zuzulassen, da sie Wettbewerbsnachteile gegenüber den Großunternehmen, die vornehmlich von einer solchen Klausel Gebrauch machen würden, fürchten. Das Parlament legt in seiner ersten Lesung im November 2005 die relativ niedrig, indem sie ein Opt out erlaubt, wenn Unternehmen Geschäftsgeheimnisse gefährdet sehen.

⁴⁹⁴ Vgl. ED 12.10.2005.

⁴⁹⁵ Vgl. ED 17.10.2005.

Die Parlamentsausschüsse Industrie und Binnenmarkt votieren im Oktober 2005 ebenfalls für Ausnahmeregelungen bei Stoffen im niedrigvolumigen Bereich. Der Umweltausschuss lehnt dies hingegen ab.⁴⁹⁶ Die unterschiedlichen Voten in den zuständigen Ausschüssen geben dadurch keine klare Linie für die Parlamentsabstimmung vor, die in der Regel nach dem Votum des federführenden – in diesem Fall des Umweltausschusses – folgt. In der ersten Lesung am 15.11.2005 beschließt das Europäische Parlament schließlich eine stärkere Risikobasierung bei der Registrierung der niedrigvolumigen Stoffe. Der vollständige Datensatz für Stoffe zwischen 1-10 Tonnen ist danach nur dann erforderlich, wenn bestimmte Eigenschaften und relevante Expositionen gegeben sind. Der vollständige Datensatz bei den niedrigvolumigen Stoffen wurde um zwei Tests (akute Toxizität und biologische Abbaubarkeit) erweitert, wohingegen für die Stoffe zwischen 10-100 Tonnen ein Test zur Reproduktionstoxizität gestrichen wurde. Ferner stärkt das Europäische Parlament das Autorisierungssystem, indem es die Kriterien für die Gewährung einer Zulassung verschärft. Danach ist die Erteilung einer Zulassung nur möglich, wenn keine alternativen Stoffe oder Technologien vorhanden sind.⁴⁹⁷

In Deutschland übernimmt im November 2005 eine neue Regierung das Amt in Form einer großen Koalition aus SPD und CDU/CSU. Dies hat vor der Abstimmung im Ministerrat Konsequenzen für die deutsche Position, die sich noch weiter an die des Chemieverbandes annähert. Nach einem Treffen der neuen Bundeskanzlerin Angela Merkel mit dem VCI und der IG BCE fordert die Bundesregierung für die Abstimmung im Ministerrat, dass für die niedrigvolumigen Stoffe lediglich die vorhandenen Daten einzureichen sind. Ferner setzt sie sich für die Nutzung von Expositions- und Verwendungskategorien bei der Registrierung und für ein weniger striktes Substitutionsprinzip im Rahmen des Autorisierungsverfahrens ein.⁴⁹⁸

Am 13.12.2005 erreicht der Ministerrat eine Einigung über die Ausgestaltung der Chemikalienreform. Die Einigung bewegt sich nahe am Kompromissvorschlag Großbritanniens. Beim Autorisierungsverfahren ging der Ministerrat einen Schritt auf das Europäische Parlament zu, indem er zumindest die Prüfung von Stoffalternativen der autorisierungspflichtigen Stoffe obligatorisch festschreibt. Auch Deutschland konnte durch seine Forderungen

⁴⁹⁶ Vgl. Chemical Newsflash 4.-10-10.2005.

⁴⁹⁷ Vgl. ED 13.12.2005.

⁴⁹⁸ Vgl. ED 28.11.2005.

noch letzte Änderungen erreichen, vor allem durch die Festschreibung einer beschränkten Nutzung von Expositions- und Verwendungskategorien. Daneben wurden u.a. Abstriche bei den Anforderungen an die Teststandards durchgesetzt.

Die Chemikalienreform nähert sich mit den ersten Abstimmungen in Europaparlament und Ministerrat somit der Verabschiedung. Wenngleich die wesentlichen Bestandteile der Reform mittlerweile feststehen, verbleiben dennoch strittige Punkte zwischen den beiden Organen, die in der zweiten Lesung Anfang 2006 vermutlich die Abstimmungsprozesse prägen werden. Diese betreffen insbesondere die Handhabung des Substitutionsprinzips innerhalb des Autorisierungsverfahrens sowie die letztendlichen Regelungen für die niedrigvolumigen Stoffe.

6.5.1 Bewertung der Chemikalienreform REACH

Das europäische Gesetzgebungsverfahren zur Umsetzung von REACH unterscheidet sich von den anderen hier untersuchten Kooperationsstudien vor allem in zweifacher Hinsicht. Zum einen ist der Einfluss nationalstaatlicher Akteure auf der europäischen Ebene wesentlich stärker eingeschränkt. Zum anderen wurde das Gesetzgebungsverfahren nicht vornehmlich durch einen formalen kooperativen Prozess bestimmt. Vielmehr wurden die nicht-staatlichen Akteure nur partiell und größtenteils auf informeller Ebene an der Entscheidungsfindung beteiligt. Im Folgenden werden die Gründe der staatlichen Akteure, nicht-staatliche Akteure – vor allem auf der nationalstaatlichen Ebene – in den Entscheidungsprozess einzubeziehen, noch einmal zusammengefasst und deren Einfluss auf die Chemikalienreform diskutiert.

Problemstruktur

Ziel der Chemikalienreform ist es, eine regulative Lösung für das verbliebene Informationsdefizit im Altstoffbereich zu entwickeln. Die Aufgabe des Gesetzesvorhabens besteht darin, Prozeduren zu definieren und durchzusetzen, mit denen ein effektiveres Wissens- und Risikomanagement bezüglich der Gefährdungen von chemischen (Alt-)Stoffen ermöglicht wird. Die zugrunde liegende Problemstruktur ist dabei grundsätzlich dieselbe wie schon beim BUA: Die Unternehmen haben negative Anreize zur Aufdeckung von Stoffrisiken neben Kostengründen auch deshalb, weil sie eine Problematisierung der eigenen Stoffe verhindern wollen. Daher gehen staatliche Bestrebungen für eine obligatorische Risikobewertung mit erheblichen Konflikten einher. Die staatlichen Akteure haben wie-

derum nur begrenzte Kapazitäten zur Prüfung der Unternehmensdaten; es ist also eine asymmetrische Informationslage gegeben, die bei der Ausgestaltung der Reform zu berücksichtigen ist. Die Reform geht jedoch noch über die Problemstruktur des BUA hinaus, indem sie auch die Phase des Risikomanagements mit einbezieht und die Verantwortlichkeiten auf die gesamte Wertschöpfungskette ausweitet. Somit sind sowohl die Anforderungen an die Unternehmen als auch der Kreis der Betroffenen größer.

Aus zwei Gründen scheint die Akzeptanz der chemischen Industrie für das Reformvorhaben besonders wichtig zu sein. Es dürfte einerseits klar sein, dass eine Chemikalienreform gegen den Willen der chemischen Industrie kaum durchzusetzen ist. Gerade die Regierungen der Mitgliedstaaten mit einer großen chemischen Industrie machen ihre Zustimmung im hohen Maße davon abhängig, inwieweit die Unternehmen bzw. der zuständige Unternehmensverband dem Reformvorschlag zustimmen. Andererseits spielt die Akzeptanz eine wichtige Rolle, da REACH auf der Eigenverantwortung der Unternehmen aufbaut. Ob das neue System funktioniert, hängt daher entscheidend davon ab, dass die Unternehmen die ihnen zugewiesene Verantwortung für die Risikobewertung und das Risikomanagement wahrnehmen. Natürlich setzt ein funktionierendes System auch staatliche Kontroll- und Sanktionsmechanismen voraus. Hierbei lassen sich jedoch Transaktionskosten einsparen, wenn die Unternehmen grundsätzlich bereit sind, die an sie gestellten Anforderungen zu erfüllen. Die Einbindung der Regelungsadressaten scheint in diesem Fall daher besonders wichtig zu sein, um möglichen Implementationsdefiziten bereits im Vorfeld entgegenzuwirken. Daneben spielte auch der vorhandene Sachverstand in der chemischen Industrie eine Rolle für die Einbindung in die Entscheidungsfindung. In diesem Zusammenhang wurden in Deutschland gemeinsam Positionspapiere sowie Konzepte für die Chemikalienreform, beispielsweise zur Definition von Verwendungs- und Expositionskategorien oder zu Kriterien der Gewährung von Testverzichten, erarbeitet.

Institutionelle Rahmenbedingungen

Die Verfahren der Europäischen Union zur Umsetzung der Chemikalienreform sind aufgrund der institutionellen Kompetenzverflechtung wesentlich vielschichtiger als auf nationalstaatlicher Ebene. Damit verbunden sind auch andere Aufgaben und Kompetenzen der nationalstaatlichen Akteure im Vergleich zu Politikprozessen und Kooperationsformen, die auf Deutschland begrenzt sind. Deren politischer Einfluss ist innerhalb der Abstimmungsprozesse zwischen Kommission, Ministerrat und Europäischem Parlament formal

wesentlich geringer. Die Zahl der Vetospieler nimmt sowohl durch die Anzahl der Mitgliedsländer als auch durch die institutionelle Kompetenzverteilung zu.

Akteure und Interessen

Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass die Europäische Kommission bei der Erarbeitung des Weissbuchs ihre Initiativkompetenzen nutzte, um Vorschläge für ein anspruchsvolles Reformvorhaben in der Chemikalienpolitik vorzulegen. Für die Umsetzung der Reform ist jedoch die Zustimmung des Europäischen Parlaments und der Mitgliedstaaten im Ministerrat notwendig. Die politischen Abstimmungsprozesse zeigen, dass die deutsche Regierung – und analog dazu auch andere europäische Regierungen wie die französische oder britische – keiner Regelung zuzustimmen bereit sind, die nicht zumindest grundsätzlich von der eigenen chemischen Industrie akzeptiert wird. Die deutsche Bundesregierung ist darauf bedacht – ungeachtet der unterschiedlichen Positionen einzelner Ministerien – eine Position auf europäischer Ebene zu vertreten, die im hohen Maße mit der chemischen Industrie abgestimmt ist. Nach dem Regierungswechsel im November 2005 verstärkt sich die Orientierung an der Position des Chemieverbandes, was an der Forderung nach Änderungen des Verordnungsentwurfes kurz vor Abstimmung im Ministerrat abzulesen ist. Trotz der hohen Zahl an Akteuren, die sich an der Diskussion beteiligen, sind die Hauptakteure auf nationaler Ebene weiterhin die Bundesregierung bzw. die jeweiligen Fachministerien – Umwelt und Wirtschaft – sowie der Chemieverband VCI unter Berücksichtigung der IG BCE.

Die generelle Zustimmung der chemischen Industrie zu dem Reformvorhaben geht mit erheblicher Kritik an den Details einher. Während der VCI am Anfang das Zulassungsverfahren ins Zentrum seiner Kritik stellte, wurde dieses zum Zeitpunkt der Veröffentlichung der endgültigen Verordnungsentwürfe grundsätzlich akzeptiert und nur noch am Rande diskutiert. Es liegt nahe, dies als ein Ergebnis der Abstimmungsprozesse im Rahmen der gemeinsamen Positionierung von Bundesregierung, VCI und IG BCE zu sehen. Dafür rückten der Umfang der Registrierungsanforderungen und die Praktikabilität des Verfahrens zunehmend in den Fokus der Aufmerksamkeit. Der VCI verlässt dabei immer wieder die mit der Bundesregierung und der IG BCE gemeinsam erarbeitete Position, um die Reformpläne der Kommission im Alleingang oder zusammen mit anderen Unternehmensverbänden zu kritisieren.

Innerhalb der Bundesregierung lassen sich wiederum unterschiedliche Positionen identifizieren: Während das Umweltministerium, unterstützt vom Umweltbundesamt, das Reformvorhaben forciert, vertritt die Bundesregierung im Wesentlichen eine industrienah Position. Ein solches Verhalten ist aus der Perspektive der Neuen Politischen Ökonomie – unter der Annahme, dass ökonomische Faktoren für die Wiederwahl wichtiger sind als ökologische – leicht nachvollziehbar. Für eine sachorientierte Lösung, die auch vom Umweltministerium in Konsens mit dem Chemieverband angestrebt wird, ist diese Haltung allerdings insoweit kontraproduktiv, als sie die staatliche Position innerhalb kooperativ verlaufender Verhandlungen schwächt. Da für die Bundesregierung – anders als für das Umweltministerium – keine klare Orientierung an bestimmten Reformzielen zu beobachten ist, lässt sich das letztendliche politische Ergebnis nur begrenzt am Ziel einer adäquaten Ausgestaltung des neuen Chemikaliensystems messen. Daneben ist der Einfluss allgemeiner nationaler Abstimmungsprozesse und spezifischer Kooperationsformen auf das europäische Reformvorhaben angesichts der vielen beteiligten Akteure auf den unterschiedlichen Ebenen nur begrenzt festzumachen.

Ausgestaltung der Kooperation im Gesetzgebungsprozess

Die Einbindung nicht-staatlicher Akteure in die Chemikalienreform verlief in erster Linie informell über zahlreiche Veranstaltungen sowie mehr oder weniger formalisierte Arbeitsgruppen. Die Europäische Kommission hebt dabei explizit die Bedeutung von Partizipation innerhalb des Gesetzgebungsverfahrens hervor. Die Internetkonsultation zu den Verordnungsvorschlägen stellt zwar eine neue Form der Partizipation dar, lässt sich aber in erster Linie als technische Variante von in Gesetzgebungsverfahren gängigen Anhörungsverfahren betroffener Interessengruppen verstehen. Mit dem Memorandum of Understanding und den REACH Implementation Projects (RIPs) findet dagegen eine stärkere Formalisierung der Kooperationsformen innerhalb der Gesetzgebungsprozedur statt. Auf nationaler Ebene versuchte die Bundesregierung Verbindlichkeit der kooperativen Abstimmungsprozesse über gemeinsame Positionspapiere zu schaffen. Grundsätzlich erfolgte in Deutschland eine enge Abstimmung zwischen Bundesregierung und VCI unter teilweiser Beteiligung der IG BCE. Auch wurden gemeinsam Konzepte entwickelt – beispielsweise in Form der Expositionskategorien – die dazu dienen, die Praktikabilität der Chemikalienreform zu erhöhen. Insgesamt ist die Durchdringung des Verfahrens durch nicht-staatliche Akteure hoch, wobei die Regelungsadressaten trotz Beteiligung der Umweltverbände faktisch den höchsten Einfluss geltend machen konnten.

Ergebnis

Kooperation innerhalb der Chemikalienreform lässt sich angesichts des langwierigen Abstimmungsprozesses – mit zahlreichen beteiligten Akteuren auf nationaler und europäischer Ebene – kaum mit der Ersparnis von Transaktionskosten begründen. Wesentlich für das Verständnis sind vielmehr die bestehenden Ziel- und Interessenkonflikte sowie das komplexe europäische Entscheidungsverfahren mit zahlreichen Vetospielern auf unterschiedlichen Ebenen.

Daneben konnten die staatlichen Akteure auch zum Teil den in den Unternehmen gebündelten Sachverstand nutzbar machen. Wesentliche Motivation für die Berücksichtigung des Chemieverbandes war es jedoch offenbar, ein System zu etablieren, das die Unternehmen bereit sind zu akzeptieren. Da für die Umsetzung von REACH die Eigenverantwortung der Regelungsadressaten eine besondere Rolle spielt, scheint deren Akzeptanz der Reform von besonderer Bedeutung zu sein.

Eine Einordnung der vorliegenden Verordnung auf der Grundlage der bisherigen Abstimmungs- und Verhandlungsprozesse ist nicht ohne weiteres möglich. Zum einen lässt sich die Verordnung sicher nicht an einem Idealentwurf messen, der von den bestehenden politischen Beschränkungen abstrahiert. Zum anderen ist ein solcher Idealentwurf vor dem Hintergrund der bestehenden Unsicherheiten gegenüber den Auswirkungen auf Wirtschaft und Umwelt praktisch nicht bestimmbar. Dies liegt auch daran, dass mit der Umsetzung von REACH mehrere Ziele gleichzeitig verfolgt werden, die offensichtlich in einem teilweisen Zielkonflikt zueinander stehen. Auch das erschwert eine wissenschaftliche Bestimmung des „Regelungsoptimums“:⁴⁹⁹ Auf der einen Seite haben die Testkosten und damit auch der Testumfang generell einen negativen Effekt auf die Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Unternehmen und können die Rentabilität insbesondere der in niedrigen Mengen produzierten Stoffe innerhalb der Europäischen Union gefährden. Auf der anderen Seite ist grundsätzlich ein positiver Zusammenhang zwischen dem Testumfang und der Qualität der Risikoinformationen zu erwarten, die ein besseres Risikomanagement und

⁴⁹⁹ Dieser trade off besteht zumindest dann, wenn nicht davon ausgegangen wird, dass den Unternehmen aus der Informationsregulierung ein Wettbewerbsvorteil im Sinne der Porter-Hypothese erwächst (siehe dazu Porter/Van der Linde 1995). In diesem Zusammenhang zeigt Frohwein, dass sich die Porter-Hypothese kaum auf die Chemikalienregulierung anwenden lässt. Vgl. Frohwein 2005.

dadurch einen effektiveren Umwelt- und Gesundheitsschutz ermöglichen. Insofern besteht bis zu einem gewissen Grad ein „trade off“ zwischen Wettbewerbs- und Umweltschutzorientierung. Allerdings kommen diejenigen Studien, die den Gesundheitsnutzen quantifizieren, zu dem Ergebnis, dass dieser auch bei vorsichtigen Schätzungen über den prognostizierten Kosten läge.⁵⁰⁰ Insofern geht es vor allem darum, durch eine Effektivierung der Reformausgestaltung unnötige Regelungskosten zu vermeiden, ohne dadurch die Umwelt- und Gesundheitsziele substantiell zu gefährden. Daneben belegen die negativen Regelungserfahrungen innerhalb der EG-Altstoffverordnung eindrücklich die Bedeutung einer praktikablen Ausgestaltung.⁵⁰¹

Inwieweit die Reduktion der Kosten des Reformvorhabens zu Lasten des Umweltschutzes geht oder eine praktikablere und kostengünstigere Ausgestaltung des neuen Systems möglich ist, ohne das Umweltschutzziel substantiell zu gefährden, ist umstritten. Auch der notwendige Testumfang für eine adäquate Risikobewertung wird unterschiedlich eingeschätzt. Hauptforderung der Unternehmen war die Entbürokratisierung des Systems. Ein wesentlicher Punkt war auch die Forderung der Anerkennung von Testergebnissen, die nicht nach dem Guten-Labor-Standard durchgeführt wurden, um Testkosten zu sparen. Auch sollte der Testumfang weniger von der produzierten Menge und mehr vom bestehenden Risiko abhängig gemacht werden. Ferner ging es darum, die Kosten bei den Stoffen im niedrigvolumigen Bereich zu reduzieren, von denen insbesondere kleine und mittlere Unternehmen betroffen sind. Ein Kompromiss wurde hierbei gefunden, indem die Testanforderungen bei den niedrigvolumigen Stoffen stärker risikobasiert sind. Insgesamt wurden aber auch die Anforderungen für Langzeittests für alle Schwellen unter 1000 Tonnen/Jahr reduziert, was die Wissensbasis zur Gewährleistung eines höheren Umwelt- und Gesundheitsschutzes erheblich reduziert.

Wie oben dargestellt, betonen die verschiedenen Interessengruppen innerhalb der Entwicklung des Reformvorschlags sowohl die Erhöhung der Praktikabilität und die Reduzierung der Implementationskosten als auch die Verwässerung der ursprünglichen Vorschläge. In jedem Fall scheinen die umfangreichen Abstimmungs- und Koordinationsprozesse

⁵⁰⁰ Vgl. Pearce/Koundouri 2003.

⁵⁰¹ Siehe zu einer Bewertung von REACH auch Hansjürgens/Nordbeck 2005.

zwar einerseits zu einer Reduzierung des Regelungsniveaus, andererseits aber auch zu einer praktikableren Ausgestaltung beigetragen zu haben.

Hierbei ist für die nationalstaatliche Ebene festzuhalten, dass als wesentliche Voraussetzung für eine mögliche Erhöhung des staatlichen Steuerungsspielraums über Kooperation eine klare staatliche Zielsetzung notwendig ist. Damit eine Berücksichtigung der Regelungsadressaten nicht allein zu einer Verwässerung, sondern auch zu einer Verbesserung der Chemikalienreform beitragen kann, kommt es aus Sicht der Regulierer gerade darauf an, die Unternehmensressourcen konstruktiv in den Regelungsprozess einzubinden. Dagegen vertrat die Bundesregierung – im Gegensatz zum Umweltministerium – kaum eine eigene Position im Reformprozess, sondern orientierte sich stark an der Position des Chemieverbandes. Nach dem Regierungswechsel in Deutschland bewegt sich die Regierung noch weiter in Richtung der Verbandsposition und fordert weitere Änderungen am Verordnungsvorschlag, die durchaus bei der Abstimmung des Ministerrats im Dezember 2005 noch Berücksichtigung fanden.

Die Chemikalienreform REACH wurde hier als Fallstudie kooperativer Gesetzgebung untersucht. Am Beispiel der aktuellen europäischen Chemikalienreform zeigt sich die (zunehmende) Bedeutung von mehr oder weniger formalisierter Kooperation im europäischen Gesetzgebungsverfahren. Aufgrund des sehr umfangreichen und mehrjährigen Reformprozesses ist im Rahmen dieser Arbeit nur eine kursorische Aufarbeitung möglich. Insbesondere die Entscheidungsprozesse in Ministerrat und Europäischem Parlament konnten hier nur am Rande behandelt werden. Eine umfassende Auswertung der Chemikalienreform bedarf nach deren endgültigen Verabschiedung sicherlich einer gesonderten Untersuchung. Die im Rahmen dieser Fallstudie gewonnenen Erkenntnisse über Kooperation im Rahmen europäischer Gesetzgebungsprozesse werden im folgenden Kapitel theoretisch reflektiert.

6.5.2 Erklärungsbeitrag der Theorien für die Fallstudie zu REACH

Kooperationsformen bei der Entscheidungsfindung im Rahmen der Chemikalienreform REACH sind über den theoretischen Zugang der Neoklassik nicht zu erfassen. Aber auch die Annahmen der Institutionenökonomik greifen als Grundlage für eine Erklärung zu kurz, da die komplexe Entscheidungsfindung kaum auf die Senkung der Transaktionskosten zurückzuführen ist. Wenngleich aufgrund der Informationsunsicherheit und der Kom-

plexität der Materie auch der Aspekt der Ressourcenbündelung für die Einbindung nicht-staatlicher Akteure eine Rolle spielt, so überwiegen die Überwindung von Konflikten sowie das Erreichen von Kompromissen im Rahmen des komplexen Institutionengefüges mit vielen Vetospielern auf verschiedenen Ebenen als Grund für die Einbindung nicht-staatlicher Akteure.

Wesentlich für das Verständnis der Politikprozesse sind neben den institutionellen Rahmenbedingungen die unterschiedlichen Interessen der beteiligten (staatlichen) Akteure, die die NPÖ beleuchtet. Im Rahmen der verschiedenen Interessen ist zunächst die industrie-nahe Position der Bundesregierung, die sich nach dem Regierungswechsel noch verstärkt, zu beobachten, wenngleich die Chemikalienreform grundsätzlich befürwortet wird. Dagegen vertritt das Umweltministerium die Stärkung von Umwelt- und Gesundheitsschutz innerhalb der Reform, ist jedoch aufgrund der vergleichsweise schwächeren Position in der Regierung sehr an einem Konsens mit den Regelungsadressaten interessiert.

Hierbei kommt es zu häufigen Interaktionen zwischen Regelungsadressaten und Umweltministerium, aus denen auch gemeinsame Positionen und Konzepte hervorgehen. Die Regelungsadressaten weichen jedoch immer wieder von den gemeinsam abgestimmten Positionen ab. Da die Industrie die Bundesregierung hierbei auf ihrer Seite weiß, hat sie mit keinen negativen Sanktionen im Falle eines defektiven Verhaltens zu rechnen. Unter diesen Umständen ist Kooperation vor dem Hintergrund der spieltheoretischen Erkenntnisse äußerst fragil.

Die interessenorientierte Sicht der NPÖ auf die selektive Berücksichtigung nicht-staatlicher Akteure im Politikprozess, kann nationale Kooperation im Rahmen der Chemikalienreform zwar partiell erklären. Grundsätzlich lassen sich die komplexen Abstimmungsprozesse über die politikwissenschaftlichen Ansätze jedoch besser fassen als über die reine Eigennutzorientierung der NPÖ. Ausgangspunkt bei der Suche nach einer Lösung für die Altstoffproblematik sind die bestehenden Ziel- und Interessenkonflikte vor dem Hintergrund des komplexen europäischen Entscheidungsverfahrens. Die Institutionen bilden dabei weniger Opportunismusspielräume als vielmehr den begrenzenden Rahmen für Politikveränderungen. Die institutionellen Rahmenbedingungen erfordern einen Kompromiss sowohl zwischen den Mitgliedstaaten als auch im Europäischen Parlament. Die

Chemieverbände nutzen die vielen bestehenden Vetospieler und versuchen, Einfluss auf die Entscheidungsträger der verschiedenen Kompetenzebenen auszuüben.

Wie oben dargelegt, repräsentiert der Staat dabei keinen einheitlichen Akteur, vielmehr haben verschiedene staatliche Akteure unterschiedliche Interessen im Rahmen der bestehenden Zielkonflikte. Der Entscheidungsspielraum der staatlichen Akteure ist zudem durch die europäischen Entscheidungsmechanismen beschränkt. Gemeinsame Positionspapiere zwischen Staat und Regelungsadressaten sollen in diesem Rahmen helfen, eine einheitliche Linie auf europäischer Ebene zu vertreten. Ein weiterer wesentlicher Aspekt ist die komplexe Regelungsmaterie, die die Ausgestaltung der Reform vor dem Hintergrund subjektiv begrenzter Rationalitäten auch zu einem Lernprozess macht, bei dem Anpassungen nicht allein interessenorientiert, sondern auch lösungsorientiert auf Grundlage der zahlreichen Studien zu den Kosten und Nutzen der Reform erfolgen.

Gerade für die Chemikalienreform zeigt sich die Unterscheidung zwischen Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation als hilfreich zur Einordnung und Bewertung von Kooperationsformen. Im Vordergrund stehen bei Gesetzesänderungen auf europäischer Ebene die Restriktionen bezüglich der Entscheidungsmöglichkeiten. Aber auch die Erhöhung der Entscheidungsfähigkeit durch die Einbindung der Ressourcen nicht-staatlicher Akteure sowie die Entscheidungsmotivation, die durch das Bestreben der nationalstaatlichen Akteure, die Reform im Konsens mit der heimischen chemischen Industrie zu erreichen, gekennzeichnet ist, spielen zur Erklärung informeller Kooperationsformen eine wichtige Rolle.

6.6 Selbstverpflichtungen

Gegenstand chemiespezifischer Selbstverpflichtungen ist in der Regel die Verminderung oder komplette Vermeidung der Verwendung einzelner Stoffe oder Stoffgruppen. Inhalt von Selbstverpflichtungen kann daneben auch die Kennzeichnung von Einzelstoffen bzw. Produkten oder die Weitergabe von stoffbezogenen Daten sein.

Selbstverpflichtungen kommen in keiner Branche so häufig zum Einsatz wie in der chemischen Industrie. Ca. 40⁵⁰² von knapp 100 existierenden Selbstverpflichtungen⁵⁰³ der deutschen Wirtschaft wurden in der chemischen Industrie vom VCI oder von einzelnen Spezialverbänden abgegeben.⁵⁰⁴ Mehr Selbstverpflichtungen als in Deutschland wurden innerhalb der Mitgliedstaaten der Europäischen Union ansonsten nur in den Niederlanden abgeschlossen.⁵⁰⁵ Seit Mitte der 1980er Jahre haben die Abschlüsse von Selbstverpflichtungen sowohl in Deutschland als auch in Europa erheblich zugenommen.⁵⁰⁶

Selbstverpflichtungen in der chemischen Industrie stellen in erster Linie eine Alternative zu regulatorischen Maßnahmen dar. Wie in Abschnitt 6.1 beschrieben unterliegen Stoffbeschränkungen bzw. -verbote auf nationaler wie europäischer Ebene teilweise rechtlichen Restriktionen. Faktisch kam es nur selten und erst nach einem langwierigen Prozess vom Zeitpunkt der ersten Risikoidentifizierung zu Vermarktungsbeschränkungen. Wenngleich die Risikobewertung in hohem Maße auf europäischer Ebene stattfindet, ging die Initiative für Beschränkungsmaßnahmen vor allem von einzelnen Mitgliedstaaten aus.⁵⁰⁷ Beschränkungsmaßnahmen betrafen überdies in der Regel krebserzeugende Stoffe. Das Motiv von Stoffbeschränkungen lag also vornehmlich im Gesundheits- und weniger im Umweltschutz.⁵⁰⁸ Dabei kam es in der Regel nicht zu generellen Vermarktungsverboten, sondern zu Beschränkungen bezüglich bestimmter Verwendungszwecke.⁵⁰⁹ Die medienbezogenen Gesetze definieren zusätzlich Grenzwerte für einige Stoffe. Davon sind allerdings nur wenige der vermarkteten Chemikalien betroffen.

Ferner spielen informatorische Instrumente wie die Einstufung und Kennzeichnung von Gefahrstoffen sowie die Verwendung von Sicherheitsdatenblättern eine wichtige Rolle in der Chemikalienpolitik. Diese sichern die Weitergabe von Informationen innerhalb der

⁵⁰² Siehe von Flotow/Schmidt 2001, 21.

⁵⁰³ Siehe Knebel/Wicke/Michael 1999, 291.

⁵⁰⁴ Für eine umfassende Aufarbeitung empirischer Studien zu Selbstverpflichtungen und der Analyse der Erfolgsfaktoren siehe Knebel/Wicke/Michael 1999; für eine auf die chemische Industrie bezogene Untersuchung siehe von Flotow/Schmidt 2001.

⁵⁰⁵ Vgl. Baeke et al. 1999, 21. Allerdings sind die covenants in den Niederlanden im Gegensatz zu den deutschen Selbstverpflichtungen in der Regel rechtlich verbindlich. Siehe zu den Erfahrungen mit den covenants in den Niederlanden u.a. Glasbergen 1998.

⁵⁰⁶ Vgl. Knebel et al. 1999, 303.

⁵⁰⁷ Siehe hierzu auch Krämer 2000, 25.

⁵⁰⁸ Vgl. Europäische Kommission 1998, 9.

⁵⁰⁹ Ein Beispiel hierfür ist das jüngste Verbot der Verwendung von Phtalaten in Kinderspielzeug.

industriellen Wertschöpfungskette. Ökonomische Instrumente bilden in der Chemikalienregulierung dagegen die Ausnahme. In den Mitgliedstaaten der Europäischen Union finden sich zwar vereinzelt Beispiele für chemikalienbezogene Abgaben. Insbesondere in den skandinavischen Ländern werden beispielsweise Abgaben auf Düngemittel, Pestizide, PVC oder chlorierte Lösungsmittel erhoben.⁵¹⁰ Auch gibt es Studien der europäischen Kommission oder einzelner Mitgliedstaaten,⁵¹¹ die die Anwendbarkeit ökonomischer Instrumente zur Reduktion umwelt- und/oder gesundheitsschädigender Chemikalien untersuchen. Die Einführung von chemikalienbezogenen Abgaben oder Steuern in einem größeren Umfang ist jedoch nicht geplant.

Selbstverpflichtungen sind im Gegensatz zu den anderen hier untersuchten Kooperationsformen bereits Gegenstand zahlreicher umweltökonomischer Veröffentlichungen gewesen.⁵¹² Zur Bewertung von Selbstverpflichtungen unterscheiden Knebel et al. (1999: 317) verschiedene Kriterien. Diese reichen von dem Vergleich mit einer theoretischen Ideallösung über politisch realisierbare „Second-best“-Lösungen bis hin zur Gegenüberstellung der Umweltauswirkungen mit und ohne Selbstverpflichtung.

Grundlegender Maßstab für die empirische Analyse von Selbstverpflichtungen ist – neben der Bewertung der Effizienz und des Anspruchshaltes⁵¹³ – vor allem die Einhaltung von Selbstverpflichtungen. Die Analyse fragt hierbei nach den Einflussfaktoren, die sich positiv oder negativ auf die Einhaltung auswirken. Knebel et al. kommen zu dem Ergebnis, dass 86 von 97 untersuchten Selbstverpflichtungen bezüglich der Einhaltung der festgelegten Ziele als erfolgreich angesehen werden können.⁵¹⁴ Dies entspricht einer Erfolgsquote von 83%. Bei den eingehaltenen Selbstverpflichtungen gibt es allerdings einige Fälle, bei denen die Annahme nahe liegt, dass die Ziele aufgrund ihres niedrigen Anspruchshaltes auch ohne Selbstverpflichtung über „business as usual“ erreicht worden wären oder

⁵¹⁰ Vgl. TemaNord 2002.

⁵¹¹ Für Großbritannien vgl. RPA 2002 für die Europäische Union vgl. IVM 2000. Studien zu chemikalienbezogenen Abgaben sind allerdings nicht neu. Siehe hierzu u.a. Ewringmann/Mark 1990 für Überlegungen zur Einführung einer Cadmiumsteuer.

⁵¹² Die umfassendste Studie, die die in Deutschland abgegebenen Selbstverpflichtungen sowohl aus wirtschafts- als auch aus rechtswissenschaftlicher Perspektive behandelt, ist Knebel/Wicke/Michael 1999. Zwei weitere Studien mit Überblickscharakter sind Baeke/de Clercq/Matthijs 1999, sowie OECD 1999. Einzelfallbezogene Studien für Selbstverpflichtungen sowohl in Deutschland als auch in anderen Ländern finden sich u.a. in ELNI1998 und Brink 2002.

⁵¹³ Die empirische Einschätzung des Anspruchshaltes von Selbstverpflichtungen ist hierbei insofern mit Problemen verbunden, als dass ein Vergleich mit dem potenziellen Anspruchshalt alternativer Regelungen nicht möglich ist.

⁵¹⁴ Vgl. Knebel/Wicke/Michael 1999, 368.

die Zielerreichung netto durch die Durchführung von „no-regret“-Maßnahmen zu keinen zusätzlichen Kosten für die Unternehmen geführt hat. Der niedrige Anspruchsgehalt stellt nur einen Faktor dar, der den Abschluss und die Einhaltung von Selbstverpflichtungen positiv beeinflusst. Weitere Faktoren werden im Folgenden analog zum Analyseschema aus Abbildung 6 diskutiert und anhand von Fallstudien analysiert.⁵¹⁵

Problemstruktur

Unter der Problemstruktur lassen sich insbesondere die Marktbedingungen innerhalb des Regelungsbereiches fassen, die sich auf die Unternehmenskosten für die Umsetzung einer Selbstverpflichtung und dadurch auf deren Konflikthaftigkeit auswirken. Hierunter fallen die Wettbewerbsintensität, die Zahl der Anbieter, die Struktur und das Problembewusstsein der Nachfrager auf den verschiedenen Anwendungsstufen zwischen Produzenten, Weiterverarbeitern und Konsumenten sowie die Verfügbarkeit und Kosten alternativer technischer Lösungen. Positive Wirkungen auf die Einhaltung von Selbstverpflichtungen werden von niedrigen Kosten durch Produkt- bzw. Produktionsveränderungen, der Verfügbarkeit, Funktionalität und marktlichen Akzeptanz von umweltfreundlicheren Substituten sowie Kostenspielräume gegenüber Mitwettbewerbern erwartet.⁵¹⁶

Eine Einhaltung wird erleichtert, wenn es nur wenige und von ihren Anwendungsbereichen homogene Regelungsbetroffene gibt, denn dadurch lassen sich Verantwortlichkeiten leichter zuordnen, so dass der Anreiz zum Trittbrettfahrerverhalten reduziert wird. Unter den genannten Bedingungen sind Koordinationskosten und Konfliktpotenzial niedrig, gleichzeitig verfügen die Unternehmen über das entsprechende Anpassungswissen. Ferner ist wesentlich, über welche Informationen die Regulierer verfügen, um Anspruchsgehalt und Umsetzung der Selbstverpflichtung überprüfen zu können.

Institutionelle Rahmenbedingungen

Als zentraler Faktor für die Einhaltung einer Selbstverpflichtung gelten die Sanktionsmöglichkeiten des Staates beispielsweise in Form des schnellen Einsatzes ordnungsrechtlicher Instrumente.⁵¹⁷ Negativ wirkt hingegen ein institutionell beschränkter staatlicher Ent-

⁵¹⁵ Vgl. zu den Erfolgsfaktoren für die Einhaltung von Selbstverpflichtungen vor allem die Studie von Knebel/ Wicke/ Michael 1999, 374. Weitere Autoren werden bei einzelnen Erfolgsfaktoren gesondert genannt.

⁵¹⁶ Vgl. Linscheidt 2000, 18.

⁵¹⁷ Vgl. u.a. Linscheidt/Ochtrup 1999, 17, Knebel et al 1999, 374, Hansjürgens 1994.

scheidungsspielraum. Neben der theoretischen Verfügbarkeit alternativer umweltpolitischer Instrumente, wird auch der realpolitischen Durchsetzbarkeit dieser Instrumente eine wesentliche Rolle zugeschrieben, die beispielsweise durch bestehende Zielkonflikte sowie uneinheitliche Positionen staatlicher Akteure beschränkt sein kann. Entscheidend sind also sowohl die Verfügbarkeit alternativer Instrumente, als auch der politische Wille, diese bei Nichteinhaltung einer Selbstverpflichtung zur Anwendung zu bringen. Das staatliche „Drohpotenzial“ setzt sich daher zusammen aus vorhandener Entscheidungsmöglichkeit und -motivation. Darüber hinaus kann der Staat die Einhaltung von Selbstverpflichtungen durch flankierende Regelungen unterstützen.

Akteure: Interessen und Ressourcen

Für die Abgabe und Einhaltung von Selbstverpflichtungen sind Entscheidungsmotivation und -möglichkeit des Staates wesentlich. Daneben spielt aber auch die Eigenmotivation der Unternehmen eine wichtige Rolle. Diese ist in erster Linie von der Problemstruktur sowie dem Verhalten staatlicher Akteure abhängig. Die größte Motivation zur Erfüllung von Selbstverpflichtungsinhalten liegt sicherlich darin, rechtliche Regelungen abzuwenden.

Daneben können auch weitere nicht-staatliche Akteure öffentlichen Druck auf die Unternehmen ausüben und dadurch die Motivation der Unternehmen, eine Selbstverpflichtung einzuhalten, erhöhen. Grundsätzlich werden die Unternehmen die Kosten einer Einhaltung den Kosten einer Nicht-Einhaltung gegenüberstellen.⁵¹⁸ Hierbei gilt allerdings, dass die Vermeidungskosten individuell und der Nutzen der Einhaltung kollektiv bei allen Regelungsbetroffenen anfallen. Insofern ist für die Überwindung des Kollektivgutdilemmas das formelle und informelle Sanktionspotenzial des jeweiligen Verbandes von Bedeutung.

Die Ausgestaltung der Vereinbarung

Neben der „Drohung“ mit dem rechtlichen Instrumentarium im Falle einer Nichteinhaltung können die staatlichen Akteure im Wesentlichen über die Ausgestaltung Einfluss auf die Einhaltung einer Selbstverpflichtung nehmen. Als wesentliche Erfolgsfaktoren werden

⁵¹⁸ Wie bereits im ersten Teil dieser Arbeit ausführlich erörtert, ist jedoch nicht zu erwarten, dass bei jeglicher Entscheidung über die Einhaltung gesetzlicher oder freiwilliger Regelungen eine Abwägung der Kosten und Nutzen zu erwarten ist. Aufgrund der Unsicherheit gegenüber den Konsequenzen kann es daher durchaus „rational“ bzw. kostengünstiger für ein Unternehmen sein, sich immer an Regelungen zu halten, anstatt jeweils im Einzelfall zu unterscheiden.

dabei die klare und eindeutige Festschreibung von Zielen und Zeitvorgaben sowie deren Messbarkeit und Kontrolle angesehen.⁵¹⁹

Aufbauend auf die Systematisierung der Erfolgsfaktoren werden im Folgenden drei chemikalienspezifische Selbstverpflichtungen eingehender untersucht. Erste Fallstudie ist die Selbstverpflichtung zur Verminderung der Gewässerbelastung durch Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA). Die zweite Fallstudie beschäftigt sich mit der Reduktion von Alkylphenolethoxylaten (APEO) in Wasch- und Reinigungsmitteln. Den Abschluss der Untersuchung bildet die Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen (insbesondere Zwischenprodukten) für die Verbesserung der Aussagefähigkeit über Risikopotenzenale. Diese Selbstverpflichtung komplementiert das Bild der kooperativen Aufarbeitung des Informationsdefizits im Altstoffbereich. Die Untersuchung der Selbstverpflichtungen erfolgte auf Grundlage der Auswertung von Dokumenten der Umweltbehörden, Protokollen von Fachgesprächen sowie der existierenden Sekundärliteratur.

6.6.1 Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)

EDTA ist ein Komplexbildner, der in verschiedenen Anwendungen eingesetzt wird, um ionische Inhaltsstoffe im Wasser zu binden, die ansonsten den Reaktionsprozess mindern würden. EDTA findet vor allem in der Fotoindustrie sowie in der Wasch- und Reinigungsmittelindustrie Verwendung.⁵²⁰ Diese Anwendungen zusammengenommen machen über 50% des Verbrauchs an EDTA aus. Daneben wird EDTA auch bei der Rauchgasentschwefelung (ca. 10%), in der Textilverarbeitung (4%) und anderen Bereichen wie der Galvanik eingesetzt. EDTA kam 1984 in die Diskussion, als man bei Messungen der Nitrioloessigsäure (NTA)-Konzentrationen in Gewässern feststellte, dass die EDTA-Konzentrationen wesentlich höher waren: Während die Konzentrationen von NTA unter 10 µg/l lagen, wurden für EDTA zum Teil Werte zwischen 50 und 100 µg/l gemessen.⁵²¹

EDTA weist zwar keine toxischen Wirkungen auf, ist aber schwer biologisch abbaubar und interagiert aufgrund seiner Komplexiereigenschaften mit zahlreichen anderen Stoffen

⁵¹⁹ Siehe u.a. Dose 2003, 24.

⁵²⁰ BUA 1996, 182.

⁵²¹ Für NTA, das ursprünglich zur Substituierung von Phosphaten in Waschmitteln entwickelt worden war, wurde bereits 1986 eine Selbstverpflichtung abgegeben.

mit zu diesem Zeitpunkt unzureichend bekannten Folgen. Insbesondere eine potenzielle Schwermetallmobilisierung, die sich zu einem späteren Zeitpunkt nur für sehr hohe EDTA-Konzentrationen nachweisen ließ, wurde dabei als potenzielles Problem angesehen.⁵²² Nach der Bestätigung der hohen Messwerte durch andere Studien nahm das Umweltministerium Gespräche mit dem VCI, der BASF als einzigem deutschen Herstellerunternehmen sowie den Verbänden der Wasserwirtschaft auf. Ab 1987 fanden seitdem bis zum Jahr 2002 jährlich Fachgespräche zu EDTA – zu Anfang im Umweltministerium und später im Umweltbundesamt – statt. Bis Ende der 1990er Jahre stieg die Zahl der Teilnehmer von 14 auf knapp 50, was vor allem darauf zurückzuführen ist, dass in den späteren Gesprächen auch Vertreter aus den Anwendersektoren einbezogen wurden.⁵²³

Trotz unterschiedlicher Interessen lässt sich nach anfänglicher Kontroverse bereits früh eine kooperative Haltung der beteiligten Akteure feststellen.⁵²⁴ Forderungen nach Reduktionsmaßnahmen aufgrund der hohen EDTA-Konzentrationen in den Oberflächengewässern gingen zunächst von den Wasserverbänden aus. Das Umweltministerium sah einerseits die Notwendigkeit zum Handeln, andererseits rechtfertigten die bestehenden Erkenntnisse über das Gefährdungspotenzial von EDTA keine restriktiven ordnungsrechtlichen Maßnahmen, die aufgrund des weiten Anwendungsbereichs von EDTA mit erheblichen ökonomischen Folgewirkungen verbunden gewesen wären. Zudem standen zu diesem Zeitpunkt kaum Substitute zur Verfügung, oder diese wiesen ebenfalls Probleme auf. Darüber hinaus wären nationale Maßnahmen vor dem Hintergrund der europäischen Notifizierungsanforderungen nicht ohne weiteres möglich gewesen.

Demgegenüber stand der Handlungswille der relevanten politischen Akteure, so dass die betroffene Industrie durchaus regulatorische Maßnahmen fürchten musste. Die BASF war vor allem daran interessiert, eine öffentliche Problematisierung von EDTA – wie dies bei NTA der Fall war – zu vermeiden.⁵²⁵ Ferner war das Unternehmen dabei, ein Substitut für EDTA zu entwickeln und hatte außerdem im Bereich der Abwasserreinigung in den vorangegangenen Jahren erhebliche Fortschritte erzielt: Zwischen 1986 bis 1991 konnten die

⁵²² Siehe zu den späteren Erkenntnissen über die Schwermetallmobilisierung die innerhalb der EG-Altstoffverordnung erstellte Risikobewertung zu EDTA.

⁵²³ Vgl. Conrad 2000.

⁵²⁴ Siehe ebda., 8.

⁵²⁵ Vgl. ebda., 6.

Emissionen bereits von 670 t/a auf 138 t/a gesenkt werden. Für die Haltung der chemischen Industrie war hingegen die Öffentlichkeit zu keinem Zeitpunkt unmittelbar relevant.⁵²⁶ Bei einer weniger kooperativen Haltung der Industrie wäre jedoch eine öffentliche „Skandalisierung“ durchaus möglich gewesen, die es aus Sicht der Industrie zu vermeiden galt.

Das BMU sprach sich sehr frühzeitig für eine kooperative Lösung aus. Das Umweltbundesamt formulierte daraufhin das anspruchsvolle Ziel einer Höchstkonzentration von EDTA von 10 µg/l in fließenden Gewässern. Damit wären erhebliche Reduktionsanforderungen an den EDTA-Gebrauch auf etwa ¼ verbunden gewesen.⁵²⁷ In seinem Jahresbericht von 1990 stellt das Umweltbundesamt allerdings selbst fest, dass EDTA in vielen Bereichen nicht ohne weiteres zu ersetzen sei.

Der VCI lehnte eine Selbstverpflichtung zunächst mit der Begründung ab, dass zu viele unterschiedliche Branchen betroffen seien. Der Verband sah stattdessen eine nach Branchen differenzierende Veränderung der Abwasserverwaltungsvorschriften grundsätzlich als sinnvoller an.⁵²⁸ Das Umweltministerium strebte hingegen weiterhin eine Selbstverpflichtung an. Der VCI sah hierfür im Gegensatz zur Forderung des Umweltbundesamtes lediglich einen Grenzwert bei 50 µg/l als erreichbar an. Eine Reduktion von EDTA-Emissionen sollte nach Ansicht des VCI jeweils zu einem Drittel durch eine effizientere Verwendung, bessere Reinigungsverfahren und den verstärkten Einsatz von Substituten erreicht werden. Der VCI erachtete für realistisch ein Reduktionsziel für die Fotoindustrie von 10%, für die Textilindustrie von 25% und für Reinigungsmittel ebenfalls von 25%. Die Reduktion bei den Reinigungsmitteln wäre nur unter der Bedingung erreichbar, dass auf NTA als Substitut zurückgegriffen würde.⁵²⁹ Daneben besteht das Problem, dass EDTA vor allem auch über die Haushalte – bei der Verwendung von Wasch- und Reinigungsmitteln – ins Abwassersystem gelangt. Diese Abwassermenge ließe sich nur über die Substitution reduzieren.

⁵²⁶ Vgl. Weiner 2003, 16.

⁵²⁷ Vgl. Jülich 1998, 317. Diese Zahl zeigt die ungefähre Größenordnung auf, ist jedoch mit erheblicher Unsicherheit behaftet, da das Verhältnis von EDTA-Produktion und Gebrauch zu den EDTA-Emissionen von verschiedenen Faktoren abhängig ist – vor allem von der Abwasserbehandlung – und das Verhältnis von EDTA-Emissionen zu EDTA-Immissionen in fließenden Gewässern zumindest zu diesem Zeitpunkt nur unzureichend bekannt zu sein scheint.

⁵²⁸ Vgl. Jülich 1998, 313.

⁵²⁹ Vgl. ebda., 317.

Auf Grundlage der EDTA-Fachgespräche gab der VCI 1991 eine Selbstverpflichtungserklärung ab, die die Reduzierung der Gewässerbelastung durch EDTA zum Ziel hatte. In der Selbstverpflichtungserklärung wurde eine mittelfristige Halbierung von EDTA in den oberirdischen Gewässern innerhalb von ca. fünf Jahren angestrebt. Dieser Wert bedeutet also eine Festlegung auf Immissions- anstatt auf Emissionswerte, die sich eindeutiger dem jeweiligen Verursacher hätten zuordnen lassen. Die Reduzierung sollte – dem Vorschlag vom VCI folgend – nicht allein durch den Einsatz bzw. die Entwicklung von Ersatzprodukten, sondern auch durch die Reduzierung der EDTA-Emissionen bei der Produktion sowie die Weiterentwicklung von Abwasserreinigungsverfahren erreicht werden. Die Anwender von EDTA waren allerdings an der ersten Selbstverpflichtungserklärung noch nicht beteiligt, so dass keine klare Zuordnung von Verantwortlichkeiten gegeben war. Die Behörden gaben dafür als Begründung an, dass die Anwendungsbereiche von EDTA noch nicht hinreichend bekannt gewesen wären. Allerdings war zu diesem Zeitpunkt bereits klar, dass Reinigungsmittel- und Fotoindustrie zu den wichtigsten EDTA-Verwendern gehörten.⁵³⁰ Parallel zur Selbstverpflichtung wurde EDTA auch in die Abwasserwaltungsvorschriften aufgenommen; in einigen der branchenspezifischen Vorschriften ist die Einleitung von EDTA mittlerweile sogar vollständig untersagt worden.⁵³¹ Ferner wird das 1992 eingeführte europäische Umweltzeichen nur an EDTA-freie Reinigungsmittel vergeben.⁵³² Als weiteren Einflussfaktor auf die EDTA-Produktion lässt sich das Verbot von EDTA in Skandinavien nennen, wodurch die Entwicklung und/oder Verbreitung von Substituten ebenfalls gefördert wurde.

Eine partielle Substitution von EDTA in den verschiedenen Verwendungsbereichen war nur teilweise über eine Reihe von Ersatzprodukten realisierbar. Diese waren jedoch häufig mit erheblich höheren Kosten verbunden, was einen Austausch hemmte oder wiesen ebenfalls problematische Eigenschaften auf. Beispielsweise wurde nun EDTA in Reinigungsmitteln vermehrt durch NTA ersetzt. Daneben fanden die bereits existierenden Stoffe DTPA in der Papierindustrie und PDTA in Fotoprozessen verstärkte Anwendung. Mit

⁵³⁰ Vgl. ebda., 319.

⁵³¹ U.a. dürfen Abwässer aus den Branchen der Textilherstellung, Metallbearbeitung, Wasseraufbereitung etc. kein EDTA und andere schwer abbaubare Komplexbildner enthalten.

⁵³² Vgl. Entscheidung 2001/523/EG der Kommission vom 27.6.2001 zur Festlegung der Umweltkriterien für die Vergabe des EG-Umweltzeichens an Allzweckreiniger und Reinigungsmittel sanitärer Anlagen.

Iminodisuccinat (IDS), das 1997 von der Bayer AG als Neustoff angemeldet wurde, und Methylglycindiessigsäure (MGDA) von BASF (1994) wurden immerhin zwei Stoffe innoviert, die biologisch abbaubar sind und denen gute Marktchancen eingeräumt werden.⁵³³ Beide Innovationen wurden zwar nicht unmittelbar von der Selbstverpflichtung ausgelöst, jedoch in ihrer Entwicklung und Verbreitung durch diese begünstigt.

Im Jahr 2000 wurde eine Folgeerklärung abgegeben, an der schließlich auch die Fachverbände⁵³⁴ der Anwender von EDTA beteiligt waren. In dieser Erklärung wird auf den Erfolg der ersten Selbstverpflichtung verwiesen – obwohl bis 1996 nur ein durchschnittlicher Immissionsrückgang in den Gewässern von 23% gemessen werden konnte – und das ursprüngliche Ziel der Halbierung von EDTA bezogen auf das Jahr 1991 bis Ende 2001 erneut anvisiert.⁵³⁵ Vor Abgabe der Selbstverpflichtung hatte man sich im 12. EDTA-Fachgespräch 1998 zunächst mit dem Problem der Substitution von EDTA durch andere schwer abbaubare Komplexbildner wie DTPA auseinandergesetzt. Man einigte sich allerdings darauf, keine der problematischen Substitute namentlich mit in die Selbstverpflichtung aufzunehmen, so dass lediglich festgehalten wurde, bei dem Bestreben, EDTA zu reduzieren, nicht auf andere schwer abbaubare Komplexbildner zurückzugreifen. Daneben hatten die Fachverbände der Fotobranche bereits 1998 auf Bestreben des Umweltbundesamtes eine Verpflichtung zur Verminderung schwer abbaubarer Komplexbildner im Abwasser um 30% bis Ende 2000 abgegeben.

Die letztendliche Einhaltung der Selbstverpflichtung(en) lässt sich vor allem an drei Zahlen messen: Ziel und Erfolgskriterium war die Halbierung der EDTA-Konzentrationen in den Gewässern. Erreicht werden sollte dies einerseits durch eine verringerte EDTA-Produktion und andererseits durch die Senkung der Einleitung von EDTA-Emissionen in die Gewässer bei Hersteller und Anwendern. Nach den Zahlen aus dem 16. EDTA-Fachgespräch ist die Einsatzmenge von EDTA in Deutschland zwischen 1992 und 2001 um ca. 18% von 4.500 t/a auf 3.680 t/a zurückgegangen.⁵³⁶ Im gleichen Zeitraum ist der

⁵³³ Zum Zusammenhang zwischen der EDTA-Selbstverpflichtung und der Entwicklung von IDS bei der Bayer AG siehe ausführlich Monßen 2006.

⁵³⁴ Fachverband der Fotochemischen Industrie e.V., Industrieverband Hygiene und Oberflächenschutz e.V. (IHO), Verband der Textilhilfsmittel-, Lederhilfsmittel-, Gerbstoff- und Wasserrohstoffindustrie.

⁵³⁵ Vgl. Ergänzungserklärung zur Selbstverpflichtung von 1991 aus dem Jahr 2000.

⁵³⁶ Vgl. UBA 2002.

Absatz in Europa durchschnittlich um 10% angestiegen.⁵³⁷ Die EDTA-Minderungen waren dabei in den verschiedenen Branchen unterschiedlich hoch. Die Mitgliedsfirmen des Industrieverbands Hygiene und Oberflächenschutz (IHO) konnten die Einsatzmenge von EDTA in professionellen Waschmitteln zwischen 1992 und 2001 von 650 t auf 283 t um 56% mindern.⁵³⁸ Die Herstellerfirmen von Waschmitteln für den privaten Bereich gaben sogar an, dass diese mittlerweile „im Prinzip EDTA-frei“ seien.⁵³⁹ Eine Evaluation von Galvanikbetrieben in Baden-Württemberg ergab, dass von den 48 befragten Unternehmen ebenfalls kein Unternehmen mehr EDTA verwendete.⁵⁴⁰ Für die Selbstverpflichtung in der Fotoindustrie wird im 16. Fachgespräch festgehalten, dass durch neue Formulierungen für Fixier- und Bleichbilder der Anteil von schwer abbaubaren Komplexbildnern um 50% gesenkt werden konnte. Die Einsatzmenge von EDTA in Reinigungsmitteln gibt das Umweltbundesamt für 1994 mit 2.350 t/a und für 1999 mit 4.150 t/a an. Das Umweltbundesamt führt diesen Anstieg allerdings weniger auf eine tatsächliche Zunahme, als vielmehr auf die vollständigere Erfassung der Produktionsdaten zurück. Von 1999 bis 2003 sank die Einsatzmenge wieder um 47% auf 2.180 t/a. Diesen Rückgang schreibt das Umweltbundesamt vor allem den Wirkungen der Selbstverpflichtung zu. Die Schwierigkeiten bei der Datenerhebung sowie Umfang und Validität der Daten waren immer wieder Thema in den EDTA-Fachgesprächen.⁵⁴¹

Ingesamt haben sich auch die Anteile der einzelnen Branchen am (nun geringeren) EDTA-Verbrauch verschoben. Während insbesondere der Anteil von Wasch- und Reinigungsmitteln erheblich zurückging, stieg der Anteil sonstiger Anwendungen am Gesamtverbrauch, die nicht an der Selbstverpflichtung beteiligt waren, an.⁵⁴²

Die Einleitungen in die Kläranlagen beim Hersteller konnten von 138 t im Jahr 1991 auf 60 t im Jahr 1994 und 39 t im Jahr 1999 gesenkt werden.⁵⁴³ Messungen für den Zeitraum von 1999 bis 2001 ergaben jedoch einen erneuten Anstieg auf 50 t, der aus einer zuneh-

⁵³⁷ Vgl. UBA 1998.

⁵³⁸ Vgl. UBA 2002.

⁵³⁹ Vgl. UBA 1998.

⁵⁴⁰ Der Einsatz von EDTA in der Galvanik macht allerdings nur einen äußerst geringen Teil am Gesamtverbrauch von EDTA aus.

⁵⁴¹ Siehe u.a. UBA 2002.

⁵⁴² Vgl. BUA 1996, 25.

⁵⁴³ Vgl. Jacob 1997, 448.

menden Produktion resultierte.⁵⁴⁴ Der Rückgang über den gesamten Zeitraum wurde durch die Entwicklung und Anwendung diverser Behandlungsverfahren erreicht. Für die Gesamteinträge in die Gewässer aus Produktion, Weiterverarbeitung und Anwendung von EDTA wurde für das Jahr 1998 ein Wert von 813 t ermittelt. Allerdings kam es im Folgejahr zu einem erneuten Anstieg auf 837 t. Dies bedeutet einen Rückgang im Vergleich zum Basisjahr von 1992 um 22%. Im Fachgespräch im Jahr 2000, kurz nach dem Abschluss der Folgeerklärung, mahnen die Behörden aufgrund des Anstiegs von Produktion und Einleitung verstärkte Minderungsaktivitäten bei der Industrie an, da andernfalls über eine Verschärfung des Wasserhaushaltsgesetzes nachgedacht werden müsse.⁵⁴⁵

Die Kontrolle über die Entwicklung der EDTA-Frachten in den Gewässern – dem eigentlichen Kriterium für die Einhaltung der Selbstverpflichtung – erfolgte durch die Messung an repräsentativen Kontrollstellen.⁵⁴⁶ Bis 1996 wurde, wie oben erwähnt, eine Reduktion der Konzentrationen um 23% gemessen.⁵⁴⁷ Für 1997 wurde bereits eine durchschnittliche Minderung von 35% zum Basisjahr 1992 festgestellt.⁵⁴⁸ Die Validität dieser Messergebnisse wurde innerhalb der EDTA-Fachgespräche allerdings ebenfalls als unsicher angesehen, da die Messungen erheblichen Schwankungen unterlagen. Im 16. und letzten Fachgespräch im Jahr 2002 wurde schließlich festgehalten, dass die EDTA-Frachten in den deutschen Flüssen seit 1992 im Durchschnitt um 42% zurückgegangen sind. Für NTA kam es im selben Zeitraum ebenfalls zu einer Abnahme, wohingegen die DTPA-Frachten deutlich zunahmen. Daher ist zu fragen, inwieweit die Minderung eines schwer abbaubaren Komplexbildners auch eine Gesamtabnahme der Konzentration von schwer abbaubaren Komplexbildnern in Oberflächengewässern zur Folge hatte. Eine Übersicht über die genannten Daten gibt Tabelle 8.

⁵⁴⁴ Vgl. UBA 2002.

⁵⁴⁵ Vgl. UBA 2000.

⁵⁴⁶ Vgl. Selbstverpflichtung aus dem Jahr 1991.

⁵⁴⁷ Siehe ausführlich zur Ermittlung der EDTA-Jahresfrachten an den einzelnen Messstellen UBA 2002.

⁵⁴⁸ Vgl. UBA 1998.

Tabelle 8: Übersicht über die EDTA-Reduktion⁵⁴⁹

	Verwendung in t	Einträge bei BASF in t	Gesamteinträge in die Gewässer in t ⁵⁵⁰	Immissionsrückgang (gegenüber 1992)
1991	5.100	138		
1992	4.500		1075	Basisjahr
1994		60		
1996				23%
1997				35%
1999	3.894	39	837	
2000	4.133			
2001	3.680	50	697	42%

Die Diskussion um EDTA geht auch nach Ende der Selbstverpflichtung weiter und hat sich mittlerweile europäisiert. Zunächst erstellte BUA einen Stoffbericht zu EDTA. Dieser Bericht bildete die Basis für die Risikobewertung unter Federführung Deutschlands im Rahmen der seit 1993 implementierten EG-Altstoffverordnung. Im ersten Entwurf des Risikobewertungsberichts wurden sowohl weitere Tests als auch Risikominderungsmaßnahmen empfohlen. Diese betreffen insbesondere die Verwendung von EDTA in Industriereinigern, die Papier- und Zellstoffherstellung und die Herstellung von Leiterplatten sowie die Beseitigung von EDTA-haltigen Abfällen aus unterschiedlichen Herkunftsbereichen. Dabei sind unterschiedliche, nach Branchen differenzierende Instrumente der europaweiten Risikominimierung in der Diskussion. Der Risikobewertungsbericht gibt die Mengenschwelle, bis zu der keine negativen Wirkungen zu erwarten sind – den PNEC – mit 2,2 mg/l an. Dieser Wert liegt ein Vielfaches über den Werten, die im Rahmen der Selbstverpflichtung von den verschiedenen Seiten diskutiert wurde. Ein Risiko hinsichtlich der Mobilisierung von Schwermetallen, wie aufgrund der Komplexbildungseigenschaften von EDTA befürchtet worden war, sei bei den bestehenden Konzentrationen nicht gegeben.

Obwohl das anvisierte Ziel der Halbierung der EDTA-Immissionen in den Gewässern trotz einer Verlängerungs- und einer Ergänzungsverpflichtung nicht vollständig erreicht

⁵⁴⁹ Bei allen Zahlen handelt es sich um ungefähre Angaben vom Umweltbundesamt.

⁵⁵⁰ Gesamteinträge in die Gewässer aus Produktion, Weiterverarbeitung und Anwendung

werden konnte, wird die Selbstverpflichtung von den Behörden als Erfolg gewertet. Vor dem Hintergrund der problematischen Substituierung zum Zeitpunkt der Selbstverpflichtungserklärung, die auf die vielfältigen Anwendungsbereiche von EDTA zurückzuführen ist, muss das anvisierte Ziel als sehr anspruchsvoll angesehen werden. Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass die Unternehmen unter Wahrung ihrer wirtschaftlichen Interessen Anstrengungen unternommen haben, mit den ihnen zur Verfügung stehenden Potenzialen die EDTA-Emissionen zu senken. Vor dem Hintergrund steigender Produktionszahlen von EDTA in anderen Ländern kann davon ausgegangen werden, dass die Umorientierung in Deutschland und die damit einhergehende Reduktion ohne Selbstverpflichtung nicht erreicht worden wäre. Eine striktere Regulierung hätte die Gefahr der schnellen Substituierung durch andere problematische Stoffe oder auch erhebliche wirtschaftliche Kosten für die Unternehmen zur Folge haben können. Allerdings sind auch die durch die Selbstverpflichtung ausgelösten Substitutionsprozesse in den verschiedenen Anwendungsbereichen als äußerst ambivalent zu betrachten. Zum Teil wurde auf Alternativen zurückgegriffen, deren Gefährdungspotenzial nur unzureichend bekannt oder als ebenfalls problematisch eingeschätzt wird. Durch die Selbstverpflichtung wurde aber auch mit IDS und MGDA die Weiterentwicklung und Diffusion von zwei vielversprechenden Alternativen für bestimmte Anwendungsbereiche forciert, von denen nach gegenwärtigem Kenntnisstand keine Umweltbelastungen ausgehen.

Obwohl EDTA in einigen Anwendungsbereichen ganz substituiert werden konnte, wurde der Großteil der Minderung nicht über die Substitution, sondern über verbesserte Reinigungsverfahren erreicht. Dabei gab es für den EDTA-Hersteller selbst keinen unmittelbaren Anreiz, die Produktion zu senken, solange die Nachfrage von Seiten der weiterverarbeitenden Industrie nicht zurückging. Insofern ist die Integration der Weiterverarbeiter in die Selbstverpflichtung ein Schlüsselfaktor für die Minderung der EDTA-Produktion gewesen. Die Festlegung in der Selbstverpflichtung auf Immissionswerte erwies sich hingegen als problematisch, da sich die Anstrengungen der Hersteller und Anwender unmittelbar nur am Rückgang der Emissionen messen lassen.

Inwieweit die produzierte EDTA-Menge in Deutschland tatsächlich signifikant zurückgegangen ist – aus den Zahlen der EDTA-Fachgespräche ließ sich ein Rückgang von 18% entnehmen – lässt sich aufgrund der schwierigen Datenlage und zum Teil widersprüchlichen Zahlen nicht eindeutig beantworten. Letztendlich konnte die Dominanz von EDTA

als Komplexbildner nur in wenigen Anwendungsbereichen beendet werden. Dies zeigt, wie schwierig eine Substitution aufgrund bestehender Kosten und Unsicherheiten gegenüber den Alternativen ist. Neben der Umstellung der Produktion wurde das EDTA-Problem daher vor allem durch verbesserte End-of-Pipe-Technologien bewältigt. Das Marktpotenzial der Neuentwicklungen IDS und MGDA ist vor dem Hintergrund der teilweisen Entwarnung durch die Risikobewertung innerhalb der EG-Altstoffverordnung schwierig abzuschätzen, wengleich das EDTA-Verbot in einigen Ländern die Diffusion begünstigt.

Die Selbstverpflichtung war verbunden mit einer teilweise formalisierten Koordination und Kooperation der beteiligten Akteure, die insbesondere über die jährlichen Fachgespräche zum Ausdruck kam. Diese Gespräche gingen u.a. einher mit Datenerhebungen, Forschungsprojekten, Expertenbefragungen, die die Grundlage für Lernprozesse und eine gemeinsame Lösungssuche boten. Allerdings waren diese Prozesse mit Test- und Koordinationskosten verbunden. Dementsprechend ist anzuzweifeln, ob die Transaktionskosten der Selbstverpflichtung unter denen einer ordnungsrechtlichen Lösung anzusiedeln sind.

Bemerkenswert an der Selbstverpflichtung ist, dass diese von der Behördenseite forciert worden war, der VCI hingegen von vorneherein für eine ordnungsrechtliche Lösung plädierte und auf die Schwierigkeiten aufgrund der verschiedenen Anwendungsbereiche von EDTA hinwies. Eine vergleichende Auswertung der Selbstverpflichtung erfolgt am Ende dieses Abschnitts.

6.6.2 Alkylphenoethoxylate (APEO)

Alkylphenoethoxylate (APEO) sind Tenside, die zu 70% in Wasch- und Reinigungsmitteln eingesetzt werden.⁵⁵¹ Daneben finden sie auch als Bohrhilfsmittel, Verlaufsmittel der Fotoindustrie und Färbehilfsmittel Verwendung.⁵⁵² APEO haben gute Reinigungseigenschaften bei niedrigen Temperaturen, sind biologisch gut abbaubar und erfüllen in dieser Hinsicht die EG-einheitlichen Anforderungen.⁵⁵³ Probleme weist jedoch das Abbaupro-

⁵⁵¹ Vgl. Knebel/Wicke/Michael 1999, 419.

⁵⁵² Vgl. BUA 1988.

⁵⁵³ Vgl. Knebel/ Wicke/ Michael 1999, 419.

dukt Nonylphenol auf, das im aquatischen Bereich toxisch wirkt und den Hormonhaushalt von Lebewesen verändert.⁵⁵⁴

1985 wurden in Deutschland 17.000 Tonnen APEO produziert, davon 12.000 t im Bereich von Wasch- und Reinigungsmitteln. Die Verbrauchsmengen teilten sich auf in 7.500 t innerhalb der Industrie und 4.500 t innerhalb der privaten Haushalte.⁵⁵⁵ Das UBA rechnete nach Beratungen im Fachausschuss Detergentien der Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) mit Substitutionsmöglichkeiten von APEO in Wasch- und Reinigungsmitteln von 50%. Die Initiative zur Selbstverpflichtung ging dabei nicht unwesentlich vom Fachausschuss der GDCh aus, der an das Innenministerium und die Industrieverbände appellierte, gemeinsam die Reduktion bzw. den Verzicht auf APEO anzuvisieren.⁵⁵⁶ 1986 sagten schließlich mehrere Industrieverbände in einer Selbstverpflichtungserklärung den Verzicht auf den Einsatz von APEO in Wasch- und Reinigungsmitteln zu. Die Industrieverbände Körperpflege- und Waschmittel e.V. (IKW) und Putz- und Pflegemittel e.V. (IPP) verpflichteten sich, ihren Mitgliedern den Verzicht auf APEO zu empfehlen. Der Verband der Textilhilfs-, Lederhilfs-, Gerbstoff- und Waschrohstoff-Industrie e.V. (TEGEWA) und die Fachvereinigung Industriereiniger e.V. (FIR) entwickelten ihrerseits einen Stufenplan zur sukzessiven Reduzierung von APEO. Der Stufenplan der TEGEWA sah einen Zeitraum von drei bis sechs Jahren vor. Die Umstellungskosten gab die TEGEWA für ihre Mitgliedsunternehmen mit ca. 10-20 Mio. Euro an. Über Substitutionsprozesse wurde vom VCI anhand anonymisierter Daten jährlich Bericht erstattet. Die Erklärung betraf etwa 50% der Nonylphenolproduktion, das zu 70-80% als Vorprodukt für APEO eingesetzt wurde.⁵⁵⁷ An der Selbstverpflichtung waren – im Gegensatz zur ersten EDTA-Selbstverpflichtungserklärung – von vornherein mehrere Verbände aus zum Teil unterschiedlichen Sektoren beteiligt.⁵⁵⁸ Darüber hinaus war die Selbstverpflichtung auf die Substituierung von APEO fokussiert und nicht auf mehrere Ziele ausgerichtet wie die Selbstverpflichtung zu EDTA.

⁵⁵⁴ Vgl. BMU 1998.

⁵⁵⁵ Vgl. BDI 1992, 99.

⁵⁵⁶ Siehe Jacob 1999, 211.

⁵⁵⁷ Vgl. ebda.

⁵⁵⁸ Die Mitgliedsunternehmen von IKW und IPP stellen vor allem Reinigungsmittel für den privaten Bereich her, wohingegen die anderen repräsentierten Unternehmen überwiegend für den industriellen Bereich produzieren. Siehe BDI 1992, 100.

Die Chemieverbände hatten aufgrund der Öffentlichkeitswirkung chemiepolitischer Diskussionen in den 1980er Jahren einen Anreiz, eine aktive Rolle bei der Reduktion von APEO einzunehmen. Darüber hinaus hatten die Chemieverbände ein Interesse daran, eine allgemeine Problematisierung von Tensiden zu vermeiden, da diese zum großen Teil nicht so einfach zu substituieren gewesen wären wie die APEO.⁵⁵⁹ Eine nationale und EG-weite Regelung zur Einschränkung der Produktion von APEO war hingegen zum Zeitpunkt der Diskussion um die Gefährdungspotenziale nicht realistisch, da diese kaum zu rechtfertigen und noch weniger durchzusetzen gewesen wäre.⁵⁶⁰

Laut Umweltbundesamt (UBA) ist der Einsatz von APEO in Wasch- und Reinigungsmitteln von 17.000 t/a im Jahr 1985 auf 1.300 t/a im Jahr 2003 reduziert worden. Dies entspricht einer Reduktion von 92%.⁵⁶¹ Von den Mitgliedern des Fachverbandes IPP konnte APEO in Haushaltsreinigern bereits bis 1986 um 50% reduziert und bis 1987 schließlich vollkommen substituiert werden. Die Mitgliedsverbände vom IKW konnten den Verzicht auf APEO bereits bis Ende 1986 erreichen. Auch innerhalb der industriellen Verwendung von Reinigungsmitteln konnte APEO erfolgreich substituiert werden.⁵⁶²

Für den Erfolg der Selbstverpflichtung war wesentlich, dass für APEO bereits bei Abgabe der Selbstverpflichtungserklärung Substitute bekannt waren. Diese bestanden hauptsächlich in Tensidgemischen, wie vor allem langkettigen Alkylpolyethylenglykolether und Alkylpolyethylenglykolpolypropylenglykolether. Der Austausch war darüber hinaus nur mit geringen Kostensteigerungen für die Unternehmen verbunden. Über die Selbstverpflichtung konnte so in erster Linie der Diffusionsprozess bestehender Substitute vorangetrieben werden.

Neben der Selbstverpflichtung im Bereich der Wasch- und Reinigungsmittel, auf die sich die Untersuchung hier konzentrierte, wurden zu späteren Zeitpunkten auch Selbstverpflichtungen für andere Anwendungsbereiche abgeschlossen. In den 1990er Jahren kam es

⁵⁵⁹ Vgl. BDI 1992, 101.

⁵⁶⁰ Siehe ebda, 102.

⁵⁶¹ Diese Daten wurden dem Autor direkt vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt. Das Umweltbundesamt weist dabei allerdings darauf hin, dass die Daten zu den Produktionsmengen aufgrund der Spannen bei Angaben von Rahmenrezepturen und der zum Teil unzureichenden Aktualisierung von Daten durch die Hersteller eher als Abschätzungen, denn als exakte Werte zu verstehen sind.

⁵⁶² Vgl. Knebel/Wicke/Michael 420.

dabei zu mehreren Fachgesprächen insbesondere zwischen Industrievertretern und dem Umweltministerium. 1995 gab der IKW eine Selbstverpflichtung über den Verzicht von APEO in Kosmetika ab. 1998 kommt es ferner zu einer Folgeerklärung der TEGEWA zum Verzicht von APEO in Polyacrylamid-Emulsionspolymeren zum Zwecke der Abwasser- und Klärschlammbehandlung. Die an der Selbstverpflichtung beteiligten Firmen vertreiben 95% der diesbezüglichen Produktionsmenge von APEO in Europa.⁵⁶³ Nonylphenol ist daneben wegen seiner Verwendung als Weichmacher von Kunststoffen verstärkt in die umweltpolitische Debatte geraten.⁵⁶⁴ Die erfolgreiche Substitution von APEO kann daher nur für die untersuchten Bereiche der Wasch- und Reinigungsmittel festgehalten werden.

Nonylphenol gehört zu den wenigen Stoffen, die bereits den gesamten Prozess der EU-Altstoffverordnung durchlaufen haben und für die ein fertiger Risikobewertungsbericht vorliegt.⁵⁶⁵ Der Bericht spricht die Empfehlung aus, das Inverkehrbringen und die Verwendung von Nonylphenol und Nonylphenoletoxylaten zu beschränken. Die EU hat mittlerweile eine Richtlinie zum Verbot von Nonylphenol und Nonylphenoletoxylaten für acht verschiedene Anwendungsbereiche verabschiedet. In Deutschland wird die Richtlinie gegenwärtig über eine Verbotverordnung in nationales Recht umgesetzt.

Das Ziel der Selbstverpflichtung zur Substitution von APEO in Wasch- und Reinigungsmitteln kann als erfüllt bezeichnet werden. Verantwortlich hierfür waren die günstigen Rahmenbedingungen in Form von vorhandenen Substituten und niedrigen Kosten. Auch für den Abschluss der Selbstverpflichtung waren die Rahmenbedingungen günstig, da die Initiative für die Selbstverpflichtung vom GDCh, der wissenschaftlichen Vereinigung der Chemie, ausging, wodurch die Verhandlungsposition des Staates gestärkt wurde. Darüber hinaus hatten die Unternehmen ein Interesse daran, eine grundsätzliche öffentliche Problematisierung zu vermeiden, deren Konsequenzen schwer abzusehen gewesen wären. Eine ordnungsrechtliche Beschränkung wäre dem gegenüber mit stärkeren Konflikten, EU-rechtlichen Handlungsbeschränkungen und einer geringeren Flexibilität hinsichtlich der Instrumentierung verbunden gewesen.

⁵⁶³ Vgl. BMU 1998.

⁵⁶⁴ Vgl. Jacob 1999, 211.

⁵⁶⁵ Der risk assessment report ist abrufbar auf den Internetseiten des Europäischen Chemikalienbüros unter: <http://ecb.jrc.it>.

6.6.3 Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen

1997 gab der VCI eine Selbstverpflichtungserklärung ab zur Erfassung und Bewertung von Stoffen (insbesondere Zwischenprodukten) oberhalb einer Produktionsmenge von einer Tonne pro Jahr für die Verbesserung der Aussagefähigkeit über das Gefährdungspotenzial von Stoffen, die innerhalb von fünf Jahren erfüllt werden sollte. Die Selbstverpflichtung steht in unmittelbarem Zusammenhang mit der Verlagerung der Arbeit des Beratergremiums für Altstoffe (BUA) auf Stoffe unterhalb von 1000 t/a nach In-Kraft-Treten der EG-Altstoffverordnung 793/93.⁵⁶⁶

Informationen sollten vor allem verfügbar sein zu physikalisch-chemischen Grunddaten und der akute Toxizität – insbesondere für den aquatischen Bereich – sowie zur biologischen Abbaubarkeit.⁵⁶⁷ Die Unternehmen verpflichteten sich darüber hinaus, effektive Kommunikationsstrukturen zu etablieren, um sowohl intern als auch gegenüber den Behörden eine schnelle Auskunftsfähigkeit zu ermöglichen. Weiteres Ziel der Selbstverpflichtung war der verantwortungsvolle Umgang mit Stoffen in den Unternehmen. Darüber hinaus sollten die Daten dem BUA als Grundlage für die weitere Prioritätensetzung dienen. Der Stand der Umsetzung wurde jährlich innerhalb der Responsible Care-Berichterstattung bei den Unternehmen abgefragt. Laut VCI-Bericht⁵⁶⁸ aus dem Jahr 2003 lagen bis 2002 für 96% der Stoffe aus den Unternehmen, die sich an der Befragung beteiligt hatten, die erforderlichen Informationen vor. Trotzdem brachte die Selbstverpflichtung nach einer vom VCI in Auftrag gegebenen Studie zumindest bis zum Jahr 2001 einige Probleme mit sich.⁵⁶⁹ Insbesondere in kleineren Unternehmen führte die Selbstverpflichtung zu Schwierigkeiten, da zum Teil die Kapazitäten für die Erhebung der Daten fehlten und der Umfang der zu erhebenden Daten häufig unklar war; die Downstream user fühlten sich von der Selbstverpflichtung zum Teil gar nicht angesprochen. Insgesamt sahen sich die kleinen und mittleren Unternehmen beim Aufbau eines eigenen Informationssystems nicht genügend vom Verband unterstützt. Der Verband betrachtete es dagegen nicht als

⁵⁶⁶ Und im Zusammenhang mit der Neugestaltung der europäischen Chemikalienpolitik ist die Anerkennung der über die Selbstverpflichtung erhobenen Daten eine innerhalb des Gesetzesvorhabens diskutierten Fragen. Die deutsche chemische Industrie plädiert dafür, hinsichtlich der Anforderungen für die zu liefernden Daten auf den Datensatz der Selbstverpflichtung zurückgreifen zu können. Siehe hierzu ausführlich Kapitel 6.4.4.

⁵⁶⁷ Hinzu kommen gegebenenfalls Informationen über krebserzeugende oder erbgutverändernde Eigenschaften. Siehe von Flotow/Schmidt 2001, 35.

⁵⁶⁸ Vgl. VCI 2003c, 21.

⁵⁶⁹ Siehe zu Folgendem von Flotow/Schmidt 2001.

sinnvoll, ein einheitliches System für alle Unternehmen zu entwickeln und durchzusetzen. Die Großunternehmen hatten im Vergleich dazu keine Probleme mit der Einhaltung und erstellten zum Teil sogar Stoffdossiers, die über die gesetzten Anforderungen hinausgingen. Aber auch in den kleinen Unternehmen gab die Selbstverpflichtung einen Impuls zur Entwicklung eines systematischeren Informationssystems.

Die Behörden sahen die Selbstverpflichtung aufgrund der zu geringen Anforderungen an die beizubringenden Daten kritisch. Dies betrifft sowohl den Informationsumfang als auch die Qualität der Daten, da kein einheitlicher Standard vorgegeben wurde und die Daten auch auf Erfahrungswerten oder Analogieschlüssen basieren durften. Den Vollzugsbehörden ist die Selbstverpflichtung allerdings oft gar nicht bekannt; sie griffen deshalb kaum auf die in den Unternehmen zusammengestellten Datensätze zurück.

Eine eindeutige Bewertung der Selbstverpflichtung ist schwierig, da für einige Ziele – wie dem verantwortungsvollen Umgang mit Stoffen – eine Messung nicht möglich ist. Ferner beruhen die Daten über die erfolgreiche Erstellung von Mindestdatensätzen auf Auskünften der Unternehmen, die nicht von behördlicher Seite überprüft werden. Da die Behörden die Mindestdatensätze bisher kaum verwendet haben, sind keine Aussagen über die Qualität der Daten möglich. Eine staatliche Regelung wäre verglichen damit, wenn sie tatsächlich angestrebt worden wäre, vermutlich mit einheitlicheren und auch umfangreicheren Anforderungen an die Datensätze verbunden gewesen. Für die Unternehmen stellte die Selbstverpflichtung daher eine kostengünstigere Alternative dar. Die ansonsten erwünschte Flexibilität von Selbstverpflichtungen hinsichtlich der Umsetzung lässt sich in diesem Fall jedoch nicht als Vorteil erkennen. Vielmehr erscheint es sinnvoll, bei der Erhebung von Datensätzen einheitliche Standards zu schaffen und damit die Qualität der Daten zu sichern, um die negative Anreizproblematik gegenüber Risikoinformationen abzumildern. Da die Selbstverpflichtung alle Unternehmen gleichermaßen betraf und die Nichteinhaltung eines Unternehmens von anderen Unternehmen nicht kompensiert werden konnte, ergibt sich auch in dieser Hinsicht kein Vorteil gegenüber ordnungsrechtlichen Maßnahmen. Die flexible Lösung auf nationaler Ebene lässt sich insofern vor allem dadurch erklären, dass größere Kostennachteile bei der Erhebung der Daten gegenüber Konkurrenten aus dem Ausland vermieden werden sollten.

6.6.4 Vergleichende Bewertung der Selbstverpflichtungen

Dieses Kapitel stellt die Selbstverpflichtungen zu EDTA und APEO bezüglich ihrer Erfolgsbedingungen einander gegenüber. Da die Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Altstoffen nicht unmittelbar mit den anderen beiden Selbstverpflichtungen vergleichbar ist, werden die Ergebnisse hieraus am Ende dieses Abschnitts gesondert zusammengefasst.

Problemstruktur

Unterschiedliche Problemstrukturen zeigen sich bei EDTA und APEO bezüglich der unterschiedlichen Möglichkeiten und Kosten zur Reduktion der Verwendung. Hierbei wurden Abschluss und Einhaltung der APEO-Selbstverpflichtung dadurch begünstigt, dass zum Zeitpunkt der Selbstverpflichtungserklärung bereits Substitute bekannt und die Kosten einer Umstellung moderat waren. Solche Ausgangsbedingungen waren für die EDTA-Selbstverpflichtung nicht gegeben, die Problemstruktur war dagegen wesentlich vielschichtiger. Die unterschiedlichen Problemstrukturen hatten auch Auswirkungen auf die Umsetzung der Selbstverpflichtungen. Wesentlich hierfür waren die Möglichkeiten und Kosten zur Substituierung bzw. Emissionsminderung. Da eine Substitution von EDTA mit verschiedenen Problemen verbunden war – entweder waren unmittelbar keine Ersatzprodukte verfügbar oder diese wiesen ebenfalls die Umwelt beeinträchtigende Eigenschaften auf, – wurde in erster Linie versucht, die Selbstverpflichtung über einen effizienteren Einsatz und verbesserte Reinigungsverfahren zu erfüllen. Dieses Vorgehen ist insofern begrenzt, als dass er einerseits erst bei der Entsorgung – bei der Abwasserreinigung – einsetzt und andererseits EDTA-Emissionen auch aus diffusen Quellen stammen.

Institutionelle Rahmenbedingungen

Die Selbstverpflichtungen zu EDTA und APEO weisen ähnliche Ausgangsbedingungen bezüglich der institutionellen Rahmenbedingungen auf. In beiden Fällen sind die institutionell bestehenden und die politisch durchsetzbaren Steuerungsinstrumente beschränkt.

Akteure: Interessen und Ressourcen

Vor dem Hintergrund eines beschränkt nutzbaren ordnungsrechtlichen Instrumentariums strebten die staatlichen Akteure sowohl bei EDTA als auch bei APEO eine verstärkte Substitution bzw. Emissionsminderung an. Die staatlichen Aktivitäten wurden im Falle von EDTA durch die Verbände der Wasserwirtschaft und bei APEO durch die Gesellschaft

Deutscher Chemiker unterstützt. Die Unternehmen signalisierten ihrerseits frühzeitig Bereitschaft, Reduktionsmaßnahmen vorzunehmen, um eine generelle öffentliche Problematisierung von z.T. nur schwer zu ersetzenden Tensiden zu vermeiden und einer staatlichen Regulierung vorzugreifen. Bei EDTA wurde vor allem mit dem Herstellerunternehmen sowie dem VCI verhandelt; einzelne Fachverbände wurden erst zu einem späteren Zeitpunkt einbezogen. Bei APEO wurde dagegen von vornherein mit den jeweiligen Fachverbänden der Wasch- und Reinigungsmittelindustrie zusammengearbeitet.

Ausgestaltung der Selbstverpflichtungen

Neben der Problemstruktur unterschied sich in erster Linie die Ausgestaltung der beiden Selbstverpflichtungen voneinander. Die APEO-Selbstverpflichtung fokussierte auf wenige Anwendungsbereiche und wurde von den Verbänden der Anwenderunternehmen abgegeben. Die festgeschriebenen Ziele bezogen sich auf die Verbrauchsmengen, die sich leichter zuordnen lassen als die Immissionswerte. Die EDTA-Selbstverpflichtung betraf sehr heterogene Anwendungsbereiche, deren Vertreter in der ersten Selbstverpflichtungserklärung noch gar nicht beteiligt waren. Da die Hersteller kaum Anreize haben, ihre Stoffproduktion einzuschränken, sind die Stoffanwender für eine Reduktion des Stoffeinsatzes offenbar der entscheidendere Ansatzpunkt. Darüber hinaus erschwerte innerhalb der EDTA-Selbstverpflichtung die Festlegung auf Immissionswerte die Überprüfung der unternehmerischen Reduktionsanstrengungen.

Ergebnis

Abschließend ist für die Selbstverpflichtung zur Reduktion von APEO in Wasch- und Reinigungsmitteln festzuhalten, dass diese vor allem aufgrund der günstigen Substitutionsbedingungen, der frühzeitigen Beteiligung der Fachverbände sowie deren Interesse, eine öffentliche Debatte von Tensiden zu vermeiden, frühzeitig erfüllt wurde. Ebenso scheinen sich der staatliche Handlungswille sowie die klare Zielfestlegung positiv auf die Einhaltung ausgewirkt zu haben. Auch für EDTA lässt sich das Ziel der Selbstverpflichtung nach der „Verlängerung“ als nahezu erreicht ansehen, wenngleich der Einsatz von EDTA über alle Sektoren betrachtet nur um 18% gesenkt wurde. Institutionelle Rahmenbedingungen sowie der staatliche Handlungswille waren bei EDTA und APEO ähnlich gelagert. Dagegen ist anzunehmen, dass sich der Anspruchsgehalt in Verbindung mit den verschiedenen Anwendungsbereichen ohne Einbezug der nachgeschalteten Anwender sowie die Festlegung auf nicht eindeutig zurechenbare Immissionswerte negativ auf die

Erfüllung der Selbstverpflichtung ausgewirkt haben. Einen wesentlichen Erfolgsfaktor stellt das Vorhandensein kostengünstiger Handlungsoptionen insbesondere in Form bestehender Substitute dar. Chemikalienbezogene Selbstverpflichtungen sind also vor allem in der Lage, die Diffusion bereits vorhandener Neuentwicklungen zu fördern, wenngleich die EDTA-Selbstverpflichtung auch wichtige Impulse zur Weiterentwicklung und Verbreitung der partiellen Substitute IDS und MGDA setzen konnte. Insofern können Selbstverpflichtungen die Richtung von Veränderungsprozessen in den Unternehmen beeinflussen, allerdings nur bei Vorhandensein kostengünstiger und überschaubarer Handlungsoptionen. Dies belegt auch der Produktionsrückgang von EDTA in Deutschland bei gleichzeitigem Anstieg der Produktion in den anderen europäischen Mitgliedstaaten.

Die Tatsache, dass sowohl EDTA als auch Nonylphenol im Rahmen der europäischen Altstoffverordnung wieder diskutiert werden und für Nonylphenol bereits eine Verbotssrichtlinie für verschiedene Anwendungsbereiche verabschiedet wurde, zeigt, dass Selbstverpflichtungen häufig ordnungsrechtlichen Maßnahmen vorgelagert sind und bereits zu einem frühen Zeitpunkt eine Umorientierung fördern können, die zu einem späteren Zeitpunkt durch ordnungsrechtliche Regelungen manifestiert wird. Hierbei wird deutlich, dass kooperative und ordnungsrechtliche Politikformen nicht unbedingt in einem substitutiven Verhältnis zu sehen sind, sondern einander sowohl komplementieren als auch sequenziell aufeinander aufbauen können.

Eine Selbstverpflichtung anderer Art war die zur Erfassung und Bewertung von Altstoffen, von der alle Chemieunternehmen betroffen waren. Ausgangsproblem war hier, analog zum BUA, das Informationsdefizit gegenüber den Altstoffen bei gleichzeitig – auch nach der EG-Altstoffverordnung für den niedrigvolumigen Bereich zunächst verbleibenden – unzureichenden rechtlichen Regelungen. Bezüglich der Ausgestaltung der Selbstverpflichtung lässt sich feststellen, dass die unklare Formulierung der Anforderungen an die zu erstellenden Stoffdaten vor allem die kleinen und mittleren Unternehmen zumindest zwischenzeitlich in Schwierigkeiten brachte. Bei einer Verbandsumfrage im Jahr 2003 gaben jedoch nahezu alle Unternehmen an, die Selbstverpflichtung zu erfüllen. Weder der Verband noch die Behörden unternahmen jedoch Anstrengungen, die Quantität und Qualität der vorhandenen Daten zu überprüfen. Eine eindeutige Bewertung dieser Selbstverpflichtung ist daher nicht möglich. Vor dem Hintergrund der informationsökonomischen Ausführungen ist es jedoch als problematisch anzusehen, dass kein einheitlicher Standard für

die Daten angestrebt wurde. Bei der Bewertung der Selbstverpflichtung ist allerdings zu berücksichtigen, dass Deutschland innerhalb der Europäischen Union – wie schon bei der Altstoffbearbeitung durch das BUA – als Vorreiter fungierte. Daher hatten die Regelungsadressaten die vornehmliche Motivation, im Rahmen der Selbstverpflichtung einen weiteren freiwilligen Beitrag der Regelungsadressaten zu bewirken, ohne Einfluss auf die konkrete Ausgestaltung zu nehmen.

6.6.5 Erklärungsbeitrag der Theorien für die Fallstudien zu den Selbstverpflichtungen

Das Ziel der Selbstverpflichtungen für die Stoffe EDTA und APEO war die weitestgehende Reduktion des Gebrauchs, so dass die Selbstverpflichtung in erster Linie eine Alternative zu einer ordnungsrechtlichen Regelung darstellte. Der Einsatz ökonomischer Instrumente ist dagegen zu keinem Zeitpunkt diskutiert worden. Aus neoklassischer Sicht können Selbstverpflichtungen im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Regelungen eine flexiblere und dadurch auch kostengünstigere Umsetzung ermöglichen. Auch bieten Selbstverpflichtungen höhere zeitliche Spielräume, die helfen, Kosten bei der Umstellung zu sparen. Aus institutionenökonomischer Sicht kommen Selbstverpflichtungen dann zur Anwendung, wenn die gesamtwirtschaftlichen Kosten inklusive der Transaktionskosten unter denen anderer Instrumente liegen. Inwieweit der Abschluss der Selbstverpflichtungen damit zu erklären ist, dass diese mit den gesamtwirtschaftlich niedrigsten Kosten – inklusive der Transaktionskosten – einhergingen, war empirisch allerdings nicht nachzuweisen.

Aufgrund der Ausgangsbedingungen bei APEO erwies sich jedoch der Einsatz der Selbstverpflichtung grundsätzlich als – auch aus Transaktionskostensicht – effizienter und effektiver Ansatz. Die Selbstverpflichtung schaffte die flexible Grundlage zur Nutzung des Anpassungswissens der Regelungsadressaten für eine schnelle und reibungslose Substituierung von APEO in Wasch- und Reinigungsmitteln. Dagegen ging die Selbstverpflichtung zu EDTA mit erheblichem Koordinations- und Kontrollaufwand – beispielsweise über die EDTA-Fachgespräche sowie die Fülle an Studien und Messungen – einher. Auch die Ausgestaltung der Selbstverpflichtung mit der Festlegung auf Immissionswerte sowie der fehlenden Beteiligung der Stoffanwender schaffte ungünstige Ausgangsbedingungen für die Einhaltung. Ferner gab es zum Zeitpunkt der Abgabe kaum Substitute, die nicht auch

problematische Eigenschaften aufzuweisen hatten. Vor diesem Hintergrund ist die Selbstverpflichtung nicht rein funktional zu erklären.

Bei beiden Selbstverpflichtungen ging es um umweltpolitische Maßnahmen unter Unsicherheit gegenüber den stofflichen Wirkungen. Insbesondere bei EDTA war unklar, mit welchen Folgen aus den gemessenen EDTA-Konzentrationen für die Umwelt zu rechnen ist. Im Rahmen der Entscheidungsfindung hatten die Regelungsadressaten dabei ein Interesse an einer Lösung der Stoffproblematiken, die vor dem Hintergrund der rechtlich bestehenden Entscheidungsbeschränkungen mit einer geringen wirtschaftlichen Eingriffintensität verbunden sind. Aufgrund des geringen formalrechtlichen und faktisch bestehenden politischen Spielraums fiel der Druck der Regulierer auf die Regelungsadressaten, die Selbstverpflichtung einzuhalten, moderat aus. Diesen war – aufgrund der eigenen Entscheidungsrestriktionen – vielmehr an einem Konsens mit den Regelungsadressaten gelegen.

Inwieweit die NPÖ zur Erklärung des Verhaltens der staatlichen Akteure beiträgt, ist fraglich, da diese vor dem Hintergrund des bestehenden trade offs zwischen wirtschaftlichen und umweltpolitischen Zielen an einer Lösung des Umweltproblems orientiert waren. Hierbei findet die Lösungsfindung zum großen Teil ohne öffentliche Wahrnehmung statt, so dass die unmittelbare Wählerrelevanz als gering einzuschätzen ist. Wesentliche staatliche Akteure sind das Umweltministerium und das Umweltbundesamt, für die hier – analog zu den Ausführungen der Bürokratietheorie eine Orientierung an den Ressort- bzw. Organisationszielen festzustellen war.

Ergänzende Erklärungsbeiträge liefern die politikwissenschaftlichen Ansätze, die die verschiedenen Entscheidungsrestriktionen der staatlichen Akteure vor dem Hintergrund bestehender Ziel- und Interessenkonflikte sowie institutionelle Beschränkungen umfassender berücksichtigen. Für die staatlichen Akteure lässt sich vor dem Hintergrund der Entscheidungsbeschränkungen zwar eine Lösungsorientierung vermuten. Diese ist jedoch nicht rein funktional erklärbar, da die subjektiven Rationalitäten eine Einschätzung der Effektivität a priori verhindern. Auch spielt die Konfliktdimension eine wichtige Rolle für die Motivation der staatlichen Akteure eine von den Regelungsadressaten akzeptierte Lösung für die Stoffproblematiken zu finden. Ziel war es daher vor allem, vor dem Hintergrund der Unsicherheit gegenüber den Stoffwirkungen, den institutionellen Beschränkungen

sowie gegenüber den bestehenden Zielkonflikten eine umweltpolitische und gleichzeitig wirtschaftsverträgliche Lösung zu gewährleisten.

Auch die Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen ist nur auf der Grundlage einer fehlenden rechtlichen Regelung zu fassen. Eine institutionenökonomische Erklärung greift zu kurz, da die Möglichkeit einer Standardisierung der Datenerfordernisse zur Qualitätssicherung verpasst wurde. Ferner trägt die unzureichende Kontrolle sowohl von Seiten der Behörden als auch des Verbandes dazu bei, dass erhebliche Opportunismusspielräume offen bleiben. Dennoch ist unter Berücksichtigung des Zielkonflikts mit den wirtschaftlichen Kosten sowie der bestehenden Entscheidungsbeschränkungen – die sich über die politikwissenschaftlichen Ansätze am besten fassen lassen – eine Lösungsorientierung der politischen Akteure erkennbar.

Darüber zeigten die spieltheoretischen Ausführungen im theoretischen Teil auf, dass kurzfristige Opportunismusanreize, eine Selbstverpflichtung nicht einzuhalten, durch das Interesse der Regelungsadressaten, den Einsatz von Selbstverpflichtungen in der Zukunft nicht zu gefährden, reduziert werden. Inwieweit die hier untersuchten Selbstverpflichtungen von der Aussicht auf langfristig anfallende Kooperationsgewinne über zukünftige Selbstverpflichtungen in ihrer Einhaltung profitierten, ist anhand der Untersuchung einzelner Fallstudien jedoch nicht nachweisbar. Auch die Relevanz reziproker Verhaltensmuster war empirisch nicht feststellbar.

Für die Selbstverpflichtungen erweist sich ebenfalls die analytische Unterscheidung zwischen staatlicher Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation als hilfreich zur Einordnung der verschiedenen Gründe staatlicher Akteure, mit den Regelungsadressaten zu kooperieren. Bei eingeschränkter rechtlicher und politischer Entscheidungsmöglichkeit war die Umweltbehörde daran interessiert, die Kapazitäten der Regelungsadressaten zu nutzen, um mit Blick auf die Entscheidungsrestriktionen einen freiwilligen Beitrag zur Risikominderung zu erreichen. Aufgrund der beschränkten Entscheidungsmöglichkeiten ließ sich jedoch auch nur eingeschränkt Druck auf die Regelungsadressaten bei der Ausgestaltung und Umsetzung der Selbstverpflichtungen ausüben. Da die Kosten für die Substituierung von APEO relativ gering sowie die Substitute bekannt waren, reichte die Motivation der Regelungsadressaten zur Einhaltung aus. Die Einhaltung der EDTA-Selbstverpflichtung war dagegen aufgrund höherer Kosten und der problematischen Sub-

stituierung auf Grundlage der Motivation der Regelungsadressaten und der beschränkten staatlichen Entscheidungsmöglichkeiten wesentlich schwieriger zu erfüllen.

7 Zusammenfassung der Ergebnisse aus den empirischen Fallstudien

Die untersuchten Fallstudien lieferten Erkenntnisse über die Gründe für und die Funktionsfähigkeit von Kooperation in den verschiedenen Phasen der Chemikalienpolitik. Dieses Kapitel fasst die Ergebnisse anhand der Analysekategorien Problemstruktur, institutionelle Rahmenbedingungen, Akteurinteressen und -ressourcen sowie Ausgestaltung von Kooperation noch einmal zusammen und diskutiert aufbauend darauf den Erklärungsgehalt der theoretischen Ansätze zu kooperativer Umweltpolitik.

Problemstruktur

Allen untersuchten Kooperationsformen lagen sowohl eine Produktions- als auch eine Verteilungsebene zugrunde. Das BUA und die Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen sowie die EG-Altstoffverordnung und die Chemikalienreform unter REACH bilden unterschiedliche Versuche, eine akzeptierte und gleichzeitig funktionierende Lösung für das Informationsdefizit im Altstoffbereich zu schaffen.

Ein wichtiger Anlass für Kooperation waren die bestehenden Informationsrestriktionen und -unsicherheiten gegenüber den Altstoffen. Allerdings erklären die Informationsrestriktionen des Staates allein nicht den hohen Grad an Kooperation. Denn auch innerhalb ordnungsrechtlicher Regelungen ist die Implementierung von Kontrollmechanismen zur Überprüfung von Informationen zu vertretbaren Transaktionskosten möglich. Wenngleich die Akzeptanz der Regelungsadressaten für das Funktionieren eines adäquaten Informationsmanagements von besonderer Bedeutung ist, bildet doch das hohe Konfliktpotenzial der Chemikalienpolitik den wesentlichen Anlass, die Regelungsadressaten in die Entscheidungsfindung einzubinden.

Der AGS weist zwar eine ähnlich gelagerte Problemstruktur wie das BUA auf. Allerdings baut die Entscheidungsfindung auf der Informationsbasis der MAK-Kommission auf. Zudem scheint aufgrund der Möglichkeit, Verantwortlichkeiten im Arbeitsschutz eindeutiger zuzuordnen, eine kooperative Lösung zwischen Verursachern und Betroffenen leichter als im BUA erreichbar zu sein. Es ist daher anzunehmen, dass die Bedingungen für die „In-

ternalisierung“ arbeitsplatzbezogener Risiken grundsätzlich günstiger als die für umweltbezogene Risiken sind.

Anders stellt sich die Problemstruktur bei Selbstverpflichtungen im Chemikalienbereich dar. Hier steht die Phase der instrumentellen Umsetzung von Risikominderungsmaßnahmen im Vordergrund. Wesentlich für den Abschluss und die Einhaltung von Selbstverpflichtungen sind bezüglich der Problemstruktur die Möglichkeiten und Kosten der Unternehmen zur Reduktion von umweltbeeinträchtigenden Tätigkeiten sowie die staatlichen Möglichkeiten zur Überprüfung von Verbrauchs- bzw. Emissionsminderungen. Ausschlaggebende Faktoren für die Einhaltung der Selbstverpflichtung zu APEO waren, dass Substitutionsprodukte bereits vor Abschluss bekannt waren und eine Umstellung mit geringen Kosten einherging. Für komplexere Problemstrukturen zeigt der Fall EDTA dagegen, dass Selbstverpflichtungen zu deren Bewältigung nur unter Vorbehalt geeignet sind. Dass die Selbstverpflichtung dennoch nahezu erfüllt wurde, lag unter anderem daran, dass zwar die Substitution von EDTA in bestimmten Anwendungsbereichen problematisch war, jedoch Möglichkeiten zur Verfügung standen und weiterentwickelt wurden, die einen emissionsärmeren Einsatz erleichterten.

Institutionelle Rahmenbedingungen

Ausgangspunkt für Kooperation über das BUA und die Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Altstoffen war die Kompensation der bestehenden regulatorischen Lücke im Altstoffbereich. Ziel war es, die staatlichen Entscheidungsmöglichkeiten vor dem Hintergrund der institutionellen Beschränkungen zu erweitern. Hierbei fällt die Beurteilung der BUA-Arbeit – insbesondere bis Anfang der 1990er Jahre – vor allem deshalb positiv aus, weil von den anderen Mitgliedstaaten der Europäischen Union in diesem Zeitraum keinerlei regulatorische oder freiwillige Bestrebungen zur Aufarbeitung der bestehenden Informationsdefizite unternommen wurden. Durch die Umsetzung der EG-Altstoffverordnung veränderte sich hingegen der institutionelle Rahmen, womit sich die weiterhin kooperativ erfolgende Bearbeitung der Altstoffproblematik nicht vereinbaren ließ.

Auch die Selbstverpflichtungen kompensierten fehlende Risikominderungsmaßnahmen auf Grundlage vorhandener aber rechtlich voraussetzungsvoller Möglichkeiten zur Anwendung des ordnungsrechtlichen Instrumentariums. Zudem boten sie im Vergleich zu

ordnungsrechtlichen Stoffbeschränkungen eine weniger eingriffsintensive Alternative. Der AGS ist dagegen selbst Bestandteil des Institutionensets im Arbeitsschutz und verfügt – im Gegensatz zum BUA – über eindeutig definierte institutionelle Kompetenzen.

Ausgangspunkt der gegenwärtigen Chemikalienreform REACH sind die institutionellen Rahmenbedingungen für Entscheidungsverfahren innerhalb der EU, die auch die Möglichkeiten und Grenzen für Kooperationsformen auf nationaler Ebene vorgeben. Die Kompetenzverflechtung der europäischen Entscheidungsfindung und die damit verbundene Anzahl an institutionellen Vetospielern erschwert die Durchsetzung anspruchsvoller Entscheidungen. Die Regelungsadressaten sind dabei bestrebt, ihren Einfluss auf den verschiedenen Entscheidungsebenen geltend zu machen. Darüber hinaus lässt sich feststellen, dass der hohe Europäisierungsgrad der Chemikalienpolitik einerseits dazu führt, dass nationale Kooperationsformen wie vor allem das BUA – tendenziell aber auch der AGS – an Bedeutung verlieren, andererseits eröffnen sich dadurch gerade auch neue Kooperationspielräume zur Kompensation von Entscheidungsbeschränkungen auf nationaler Ebene, beispielsweise in Form von Selbstverpflichtungen.

Akteure: Interessen und Ressourcen

Generell räumten die jeweiligen Regierungen im Untersuchungszeitraum wirtschaftlichen Zielen Priorität gegenüber Umweltzielen ein. Staatliche Handlungsziele, die als Maßstab zur Bewertung von Kooperation dienen könnten, waren in der Chemikalienpolitik nur sehr eingeschränkt festzumachen. Der Weg zum Chemikaliengesetz von 1980 erfolgte über eine europäische Richtlinie, die im Wesentlichen von einer Initiative Frankreichs ausging. Und auch innerhalb der aktuellen Reform der europäischen Chemikalienpolitik gehört die deutsche Regierung nicht zu den treibenden Kräften für eine nachhaltige Lösung der Altstoffproblematik. Lediglich die Umweltbehörden unterstützen die Ziele der europäischen Chemikalienreform aktiv. Insofern sind unterschiedliche Orientierungen und Ziele zwischen Regierung und Umweltverwaltung zu beobachten. Es bestätigt sich, dass der Staat nicht als einheitlicher Akteur handelt, sondern sich staatliche Akteure verschiedener Institutionen für unterschiedliche Ziele einsetzen.

Die staatlichen Akteure sind im Rahmen der Chemikalienreform REACH – wie bereits bei der Entwicklung zum Chemikaliengesetz 1980 – sehr konsensorientiert gegenüber der chemischen Industrie eingestellt. Durch die hohe Kooperationsbereitschaft erweitert sich

jedoch weniger der staatliche, als vielmehr der verbandliche Handlungsspielraum. Der Chemieverband VCI wechselte dagegen zwischen einem kooperativen Vorgehen mit der deutschen Bundesregierung und den Umweltbehörden auf der einen und einem stärker konfrontativ ausgerichteten Handeln auf der anderen Seite. Als Reaktion veränderte sich allerdings auch die Haltung des Umweltministeriums, das seine Position daraufhin in schärferer Abgrenzung zum Chemieverband vertrat. Auch wenn eine eindeutige Bewertung des momentanen Standes der Verordnung nicht möglich ist, scheint die Verwässerung der ursprünglichen Vorschläge – und damit auch des Regulierungsimpulses – wenigstens ebenso relevant zu sein, wie die Erhöhung der Praktikabilität.

Dagegen nahm Deutschland über das BUA bei der Bearbeitung des Informationsdefizits im Altstoffbereich bis in die 1990er Jahre hinein eine Vorreiterposition ein. Positiv auf die Kooperationsbereitschaft der chemischen Industrie wirkte sich die hohe öffentliche Thematisierung der Chemikalienproblematik in dieser Zeit aus. Gleichzeitig konnten Regulierer und Regelungsadressaten auf die korporatistischen Strukturen aufbauen, die zwar vor allem innerhalb der Wirtschafts- und Sozialpolitik, aber auch im Bereich des Arbeitsschutzes bestanden, wodurch die Gründung eines solchen Gremiums sicherlich erleichtert wurde. Daneben ist die wichtige Rolle einzelner im BUA vertretener Persönlichkeiten und die personelle Kontinuität der Beteiligten als Vertrauen schaffende Faktoren hervorzuheben.

Insbesondere nach der Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung gab es von behördlicher Seite unterschiedliche Einschätzungen des BUA: Während das Umweltministerium als Verwaltungsbehörde das Know-how des BUA weiterhin als wichtige Ressource bei der Altstoffbearbeitung erachtete, sahen die nachgeordneten Behörden für Umwelt-, Arbeits- und Verbraucherschutz in der Arbeit des BUA nach Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung keinen zusätzlichen Erkenntnisgewinn mehr. Die divergierende Bewertung kann sowohl mit dem unterschiedlichen Informationsstand der Behörden hinsichtlich der Altstoffe als auch mit der unterschiedlichen Einschätzung des Gremiums in Bezug auf die Überwindung bestehender (Ziel-)Konflikte erklärt werden.

Im AGS sah die Rolle der staatlichen Akteure dagegen anders aus. Deren Aufgabe beschränkte sich vornehmlich auf die Moderation, da die verschiedenen Interessen innerhalb des Arbeitsschutzes im Gremium vertreten waren. Da alle Seiten ein Interesse an einer

Einigung hatten und eine einseitige Frontenbildung zwischen Arbeitgebern und Arbeitnehmern durch unterschiedliche Positionen auf der Arbeitgeberseite zwischen Gefahrstoffherstellern und -verwendern verhindert wurde, waren anspruchsvolle Einigungen möglich.

Bezüglich der Risikominderung bei den Stoffen EDTA und APEO hatten sowohl Regulierer als auch Regelungsadressaten ein Interesse an einer kooperativen Lösung. Die staatlichen Aktivitäten wurden im Falle von EDTA durch die Verbände der Wasserwirtschaft und bei APEO durch die Gesellschaft deutscher Chemiker unterstützt. Den Unternehmen war wiederum daran gelegen, eine öffentliche Problematisierung ihrer Stoffe zu vermeiden. Während der Regelungsadressat bei EDTA zunächst vor allem das Herstellerunternehmen war, versuchten die Regulierer bei APEO von vornherein, eine Selbstverpflichtung mit den Anwenderunternehmen auszuhandeln.

Für die Regelungsadressaten spielt im Rahmen von Kooperation häufig der Zeitfaktor eine wichtige Rolle. Kooperationsformen bieten den Regelungsadressaten die Möglichkeit, zeitlich flexiblere Lösungen zu etablieren, aber auch Zeit durch die Verzögerung der Verhandlungsprozesse zu gewinnen. Dies zeigt sich beispielsweise im Rahmen des BUA und der Chemikalienreform REACH sowie bei der Selbstverpflichtung zu EDTA. Insofern ist empirisch nicht zu bestätigen, dass Kooperation zu schnelleren Entscheidungslösungen beiträgt.

Die Koordinationskosten der Regelungsadressaten zur Abgabe einer Selbstverpflichtung sind aufgrund des hohen verbandlichen Organisationsgrades als niedrig einzuschätzen. Die Umsetzung der Selbstverpflichtung können die Verbände aufgrund beschränkter Sanktionsmechanismen dagegen nur begrenzt gewährleisten. Aus theoretischer Sicht ist daher der staatliche Druck bei Selbstverpflichtungen wesentlich. Empirisch ließ sich dagegen nur ein moderater staatlicher Druck beobachten.

Ausgestaltung der Kooperation

Mit der Ausgestaltung von Kooperation bleibt dem Staat ein wichtiges Steuerungsinstrument. Das Beispiel des AGS zeigt, dass der Staat im gefahrstoffbezogenen Arbeitsschutz grundsätzlich die Möglichkeit hat, seine fehlenden Entscheidungsressourcen über eine von den Interessen her ausgewogene kooperative Institution adäquat zu kompensieren. Um

dies im BUA zu erreichen, wurde zwar auch über die Einbindung der Umweltverbände diskutiert; die vereinzelt Bestrebungen, die Umweltverbände einzubinden, scheiterten jedoch. Die staatlichen Akteure hatten hierbei die Sorge, dass eine solche Einbindung die kooperative Haltung der Industrie beeinträchtigen könnte. Daher wurde auf eine adäquate Repräsentation verzichtet. Die Einbindung der wesentlichen betroffenen Interessengruppen scheint daher im lokal begrenzten Arbeitsschutz einfacher zu sein als im wesentlich weiteren Bereich des Umweltschutzes, da die Kompromissfähigkeit durch zu starke Interessendivergenzen stärker gefährdet ist.

Daneben erwies sich die konkrete Ausgestaltung der Gefahrstoffnormierung im AGS mit der Trennung zwischen wissenschaftlichem und interessenorientiertem Gremium als vorteilhaft. Eine solche Entkopplung von sach- und interessenorientierter Kooperation wäre für umweltorientierte Gremien wie das BUA ebenfalls zu überlegen gewesen. Positive Wirkungen sind im AGS auch der eindeutigen Zuordnung von Kompetenzen sowie der langfristigen Ausrichtung zuzuschreiben. Dies erleichterte den Vertrauensaufbau und erhöhte gleichzeitig die Kosten opportunistischen Verhaltens.

Ein wesentlicher Erfolgsfaktor von Selbstverpflichtungen ist die eindeutige und messbare Zieldefinition. Für Selbstverpflichtungen, die nicht die Reduktion von Emissionen als Nebenprodukt der Produktion betreffen, sondern das Hauptprodukt, scheint zudem die Beteiligung der Produzenten nicht ausreichend zu sein, da diese kein Interesse daran haben, die Produktionsmenge zu verringern. Positiv wirkt sich daher die Integration der industriellen Verwender in die Selbstverpflichtung aus.

Eine Selbstverpflichtung anderer Art ist die zur Erfassung und Bewertung von Stoffen. Wenngleich der Erfüllungsgrad der Selbstverpflichtung auf der Selbstauskunft der chemischen Industrie beruht und daher keine eindeutige Aussage darüber möglich ist, in welchem Umfang die Daten tatsächlich vorliegen, so ist doch in jedem Fall vor dem Hintergrund der theoretischen Ausführungen zur Informationsproblematik kritisch anzumerken, dass kein einheitlicher Standard für die Datensammlung festgelegt wurde.

Innerhalb der Chemikalienreform REACH findet Kooperation überwiegend in wenig formalisierter Form statt. Auf nationaler Ebene erfolgt hierbei eine enge Abstimmung, die

durch gemeinsame Positionspapiere und die Erarbeitung von Konzepten zur Umsetzung von REACH zum Ausdruck kommt.

Ergebnis

Bezüglich der eingangs gestellten Fragen, inwieweit innerhalb der unterschiedlichen Chemikalienregimes Kooperationsformen dazu beitragen konnten, Gefährdungspotenziale zu identifizieren und effektive Risikominderungsmaßnahmen anzuwenden, ist die Antwort nicht eindeutig. Der Kenntnisstand über Gefährdungspotenziale gilt nach wie vor als defizitär. Trotzdem wird das BUA, gerade auch verglichen mit der ordnungsrechtlichen Regelung innerhalb der EG-Altstoffverordnung, als verhältnismäßig erfolgreich bei der Aufarbeitung des Informationsdefizits betrachtet. Mit der Chemikalienreform REACH wird ein erneuter Anlauf gemacht, diesem Problem zu entgegnen, der verstärkt auf die Eigenverantwortung der Regelungsadressaten setzt. Der umfangreiche und langwierige europäische Gesetzgebungsprozess zeigt erneut die Schwierigkeiten auf, dieses Problemfeld adäquat zu regeln. Durch die Einbindung der Regelungsadressaten ist zwar eine praktikablere Ausgestaltung der Reform zu erwarten. Vor allem konnten diese jedoch ihre Interessen auf den verschiedenen politischen Ebenen, die der Reform zustimmen müssen, geltend machen, um die eigenen zu erwartenden Regelungskosten zu senken.

Die Fallstudien zur Entscheidungsfindung in den Kooperationsgremien BUA und AGS einerseits und zur instrumentellen Umsetzung über die Selbstverpflichtungen zu EDTA und APEO andererseits zeigen, dass sich bei ähnlich gelagerten institutionellen Rahmenbedingungen sowie Akteurinteressen und -ressourcen vor allem die Problemstruktur und die Ausgestaltungsformen von Kooperation auf das Ergebnis der untersuchten Kooperationsformen auswirken. So zeigt die Untersuchung kooperativer Gremien, dass die Problemstruktur des AGS offenbar einfacher kooperativ zu bewältigen ist als die des BUA. Auch wurde die Einhaltung der APEO-Selbstverpflichtung aufgrund der übersichtlichen Problemstruktur im Vergleich zu EDTA erleichtert. Ferner wirkte sich die Ausgestaltung beim AGS und der Selbstverpflichtung zu APEO günstiger im Vergleich zum BUA und der Selbstverpflichtung zu EDTA auf die kooperativen Ergebnisse aus. Insofern bleibt dem Staat bei der Ausgestaltung der Kooperation wesentlicher Steuerungsspielraum erhalten.

Die untersuchten Kooperationsfälle untermauern, dass innerhalb der Chemikalienpolitik nach wie vor ein Politiknetzwerk von Regierung, Behörden sowie Verbänden und Herstellerfirmen der chemischen Industrie festzustellen ist.⁵⁷⁰ Auch Wissenschaftsvertreter und Gewerkschaften spielen hierbei eine Rolle. Die Umweltverbände werden dagegen nur begrenzt eingebunden, wenngleich durchaus häufige Interaktionen vor allem mit der Umweltbürokratie zu beobachten sind. Durch die enge Verbindung zwischen Regulierern und Regelungsadressaten sind einem Wechsel zwischen kooperativem und einseitig-hierarchischem Handeln in verschiedenen Politikphasen Grenzen gesetzt. Kooperation bei der Entscheidungsfindung, die der Nutzung unternehmensintern vorhandener Informationsressourcen dient, kann dabei Kooperation in den weiteren Phasen des Politikprozesses nach sich ziehen. Schneider⁵⁷¹ spricht in diesem Zusammenhang gar von einem Kooperationszwang zur Regelung der Chemikalienpolitik, der sich aus den Entscheidungsrestriktionen der staatlichen Akteure begründet.

Für eine einseitige Interessenberücksichtigung innerhalb kooperativer Politikformen ist festzuhalten, dass die Entscheidungsmotivation des Staates eine besondere Rolle spielt. Voraussetzung für die Erhöhung des staatlichen Entscheidungsspielraums über Kooperation ist, dass staatliche Handlungsziele vorliegen und der „Schatten der Hierarchie“ zur Förderung einer lösungsorientierten Entscheidungsfindung aufrecht erhalten wird. Bei fehlenden staatlichen Anreizen für eine lösungsorientierte Kooperation, steigt dagegen der Rent-seeking-Spielraum der beteiligten nicht-staatlichen Akteure an.

Als ein Vorteil der kooperativen Umsetzung von Zielen wurde die geringere Eingriffintensität herausgestellt. In diesem Zusammenhang ist zu beobachten, dass Kooperation häufig anderen Koordinationsformen vorausgeht oder komplementär zu diesen stattfindet. Hierbei ist sowohl im Hinblick auf die Informationsproblematik bei den Altstoffen als auch bei der instrumentellen Umsetzung von Risikominderungsmaßnahmen eine verstärkte staatliche Regulierung im Zeitverlauf festzustellen. Wenn Kooperation in diesem Sinne als Bestandteil einer sich verstärkenden Regulierung im Zeitverlauf betrachtet wird, ist ein unmittelbarer Vergleich mit anderen Koordinationsformen nicht unmittelbar möglich.

⁵⁷⁰ Vgl. Köck 1999, 77.

⁵⁷¹ Vgl. Schneider 1988, 235.

Erklärungsbeitrag der theoretischen Ansätze

Das Analyseraster mit der Unterscheidung zwischen Problemstruktur, institutionellen Rahmenbedingungen, Akteurinteressen und -ressourcen sowie der Ausgestaltung von Kooperation schafft einen guten Rahmen zur Einordnung und Bewertung von Kooperation. Gleichzeitig ermöglicht es die Rückbindung an die Aussagen der theoretischen Ansätze.

Hierbei befragte diese Arbeit verschiedene theoretische Ansätze nach ihrem Erklärungsbeitrag zur Existenz und Funktionalität kooperativer Umweltpolitikformen. Ausgangspunkt war die Neoklassik, die von Entscheidungsrestriktionen abstrahiert und Kooperation daher kaum erfassen kann. Die NIÖ leistet einen Erklärungsbeitrag, indem sie die Informationsrestriktionen der politischen Akteure unter Berücksichtigung des institutionellen Handlungsrahmens in den Mittelpunkt der Analyse rückt. In der Tat stellen die Informationsressourcen der nicht-staatlichen Akteure einen wesentlichen Anlass dafür dar, diese in Politikprozesse einzubinden. Insbesondere bei der Entscheidungsfindung im Rahmen des AGS nutzt der Staat die Informationsressourcen der nicht-staatlichen Akteure zur Entscheidungsverbesserung. Auch das BUA dient der Nutzung unternehmensinterner Informationsressourcen. In beiden Gremien ist allerdings das Informationsproblem wesentlich komplexer, als dies die NIÖ mit der Konzentration auf Informationsasymmetrien zugrunde legt. Auch ist der Anlass für die Gründung des BUA weniger in den Informationsasymmetrien als vielmehr in dem mangelnden Interesse der staatlichen Akteure zu suchen, eine rechtliche Grundlage zu implementieren. Eine rein funktionale Erklärung für das BUA scheidet daher aus. Vielmehr müssen zur Erklärung von Kooperation die Interessen der staatlichen Akteure Berücksichtigung finden. Vor Gründung des BUA hatten die staatlichen Akteure eine regulatorische Lösung der Altstoffproblematik auf europäischer Ebene gemeinsam mit dem VCI erfolgreich abgewendet. Für die staatlichen Akteure im BUA – das zuständige Ministerium sowie die nachgeordneten Behörden – stellte das Gremium vor dem Hintergrund der fehlenden rechtlichen Regelung und dem bestehenden Zielkonflikt eine Möglichkeit dar, die Aufarbeitung des Informationsdefizits im Altstoffbereich anzugehen und gleichzeitig die Kosten für die Unternehmen niedrig zu halten. Daher waren die beteiligten staatlichen Akteure auf Grundlage ihrer Entscheidungsrestriktionen an Lösungen im Konsens mit den Regelungsadressaten interessiert.

Die bestehenden Entscheidungsrestriktionen sind über die politikwissenschaftlichen Ansätze erklärbar. Die unterschiedlichen Interessen der verschiedenen staatlichen Akteure –

Regierung und Umweltverwaltung – sind dagegen am besten über die NPÖ zu erfassen. Während die Bundesregierung ein Interesse daran hat, ihre Position in der Chemikalienpolitik mit dem ressourcenstarken Chemieverband abzustimmen, ist der Umweltverwaltung aufgrund der rechtlichen Beschränkungen daran gelegen, zumindest einen freiwilligen Beitrag der Regelungsadressaten zu erreichen. Insofern liefern sowohl die NIÖ als auch die NPÖ Beiträge zur Erklärung des BUA. Die politikwissenschaftlichen Ansätze ermöglichen darüber hinaus eine umfassendere Berücksichtigung der Entscheidungsrestriktionen im Rahmen der Aufarbeitung des Altstoffdefizits.

Im AGS spielten dagegen die staatlichen Akteure vor allem eine moderierende Rolle, so dass deren Interessen empirisch nicht nachzuweisen waren. Ein Erklärungsbeitrag der NPÖ ließ sich daher nicht festmachen. Allerdings sind auch zum Verständnis des AGS Interessen- und Zielkonflikte zu beachten, die jedoch über das Gremium in Arbeitsteilung mit der MAK-Kommission kooperativ bewältigt werden konnten. Die NIÖ leistet daher einen hohen Erklärungsbeitrag für den AGS, wenngleich sich über die politikwissenschaftlichen Ansätze die staatlich bestehenden Entscheidungsbeschränkungen noch umfassender berücksichtigen ließen.

Für die Verhandlungs- und Abstimmungsprozesse im Rahmen der Chemikalienreform REACH vermag die NIÖ dagegen nur Teilerklärungen liefern. Vor allem die gemeinsame Entwicklung von Konzepten, bei der die Einbindung der Regelungsadressaten einer effektiveren Ausgestaltung der Reform dient, ist über die NIÖ erfassbar. Auch lässt sich Kooperation zur Erhöhung der Akzeptanz bei den Regelungsadressaten institutionenökonomisch mit der Vermeidung von Vollzugsproblemen und -kosten erklären, da die Funktionsfähigkeit der Verordnung in hohem Maße auf die Eigenverantwortung der Regelungsadressaten bei limitierten Kontrollmöglichkeiten setzt.

Die Haltung der Bundesregierung lässt sich dagegen besser über den Ansatz der NPÖ nachvollziehen. Die Bundesregierung setzt sich vor allem für eine Position im Rahmen der Chemikalienreform ein, die sich stark an den Forderungen des nationalen Chemieverbandes orientiert. Diese besondere Interessenberücksichtigung ist auf den ressourcenstarken Verband zurückzuführen, der seinen Einfluss insbesondere über wirtschaftliche Argumente – wie dem drohenden Verlust von Arbeitsplätzen durch die Reformpläne – geltend zu machen versteht.

Eine rein funktionale oder eine rein interessenorientierte Sicht blendet hingegen wesentliche Erklärungsfaktoren aus. Die Abstimmungsprozesse im Rahmen der Chemikalienreform sind daher besser über die politikwissenschaftlichen Ansätze erfassbar. Die zahlreichen Verhandlungs- und Kooperationsprozesse lassen sich nur anhand der umfassenden Berücksichtigung von Einflussfaktoren erklären und einordnen. Hierbei sind sowohl die unterschiedlichen Interessen der verschiedenen staatlichen und nicht-staatlichen Akteure vor dem Hintergrund bestehender Zielkonflikte als auch die Institutionenverflechtung mit zahlreichen Vetospielern verbunden mit der Komplexität der Regelungsmaterie in die Analyse einzubeziehen. Die umfassende Berücksichtigung entscheidungsbeschränkender Faktoren verhindert jedoch auch eine eindeutige Bewertung der Kooperationsprozesse.

Inwieweit die untersuchten Selbstverpflichtungen mit niedrigeren Transaktionskosten einhergehen als alternative Instrumente und daher institutionenökonomisch interpretierbar sind, war empirisch nicht nachzuweisen. Generell waren aufgrund der höheren Komplexität der Problemstruktur die Transaktionskosten bei EDTA jedoch höher als bei APEO. Auf Grundlage des rechtlich verfügbaren Instrumentariums ist insbesondere die Selbstverpflichtung zu APEO aufgrund der Nutzung des Anpassungswissens der Regelungsadressaten und der reibungslosen Substitution durchaus über das Transaktionskostenkonzept nachzuvollziehen.

Für EDTA ist erscheint jedoch der weite Analyserahmen der politikwissenschaftlichen Ansätze zur Erklärung geeigneter. Die staatlichen Akteure – im Rahmen der Selbstverpflichtung waren dies vor allem die Umweltverwaltung in Form von Umweltministerium und Umweltbundesamt – handelten hierbei vor dem Hintergrund der gegebenen Konflikte mit wirtschaftlichen Zielen, der rechtlichen Restriktionen sowie der Unsicherheit gegenüber den Umweltwirkungen der beiden Stoffe durchaus lösungsorientiert. Die Fokussierung auf die Eigennutzorientierung der staatlichen Akteure greift zur Erklärung der Kooperation daher zu kurz.

Die Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung bietet einerseits eine flexible Lösung zur Datensammlung bei den niedrigvolumigen Altstoffen. Andererseits sind die Opportunismusspielräume aufgrund fehlender Standards und der mangelnden behördlichen Kontrolle hoch. Die Selbstverpflichtung ist daher wie das BUA nur auf Grundlage der

fehlenden rechtlichen Regelung zu verstehen. Hierbei waren die Behörden an einem freiwilligen Beitrag der Regelungsadressaten interessiert und konnten nur wenig Einfluss auf eine effektivere Ausgestaltung des Selbstverpflichtungsinhaltes nehmen.

Auf Basis der spieltheoretischen Erkenntnisse lassen sich die unterschiedliche Stabilität innerhalb der beiden Kooperationsgremien einordnen. Im AGS gewährleistet die Kontinuität der Zusammenarbeit eine langfristige Ausrichtung der beteiligten Akteure, so dass opportunistisches Verhalten anscheinend eine untergeordnete Rolle spielt. Dagegen war die Kooperationsbereitschaft im BUA zu Anfang und nach Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung wesentlich fragiler, da zu diesen Zeitpunkten unklar war, welchen Mehrwert die Regelungsadressaten durch die Zusammenarbeit haben. Dadurch gewannen die kurzfristigen opportunistischen Anreize verglichen mit den unsicheren Gewinnen in der Zukunft an Gewicht. Aussagen zur empirischen Bedeutung von reziprokem Verhalten ließen im Rahmen der Fallstudien nicht gewinnen.

Generell ließen sich über die empirischen Fallstudien Rückschlüsse auf den Erklärungsgehalt der verschiedenen theoretischen Ansätze ziehen. NIÖ und NPÖ liefern vor allem partielle Erklärungsansätze für Kooperation, ermöglichen dafür jedoch eine klare Einschätzung kooperativer Politikformen, die im Falle der NIÖ positiv und der NPÖ negativ ausfällt. Die politikwissenschaftlichen Ansätze bieten dagegen einen weiteren Rahmen zur Einordnung von Kooperation und können dadurch die verschiedenen staatlichen Entscheidungsrestriktionen adäquat erfassen. Allerdings ist durch die verschiedenen Einflussfaktoren keine eindeutige Bewertung von Kooperation mehr möglich.

Bei den Theorien handelt es sich nur bedingt um konkurrierende Erklärungsansätze. Vielmehr beleuchten sie unterschiedliche Faktoren und komplementieren sich dadurch in ihrem Erklärungsgehalt. Hierbei scheint die Erfassung von Kooperation über die gleichzeitige Berücksichtigung der Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation der staatlichen Akteure hilfreich. Diese Systematisierung schafft einerseits eine Synthese und ermöglicht andererseits zugleich, die einzelnen Ansätze im Rahmen dieses Schemas zu erfassen. Je nach eingeschränkter Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit oder -motivation bieten die verschiedenen Theorieansätze unterschiedlich hinreichende Erklärungsansätze für Kooperation. Die NIÖ kann Kooperation dann gut erfassen, wenn vorrangig die staatliche Entscheidungsfähigkeit begrenzt ist unter Berücksichtigung staatlicher Entschei-

dungsmöglichkeiten. Die NPÖ liefert einen guten Erklärungsansatz, um die begrenzte Motivation staatlicher Akteure einzuordnen. Die politikwissenschaftlichen Ansätze bieten dagegen einen guten Erklärungsansatz, wenn gleichzeitig Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation eingeschränkt sind.

Aufgrund der Vielzahl an Einflussfaktoren innerhalb der untersuchten Fallstudien lassen sich nur begrenzt Aussagen über den Erklärungsgehalt der verschiedenen Theorieansätze ableiten. Gerade Aussagen über die Entscheidungsmotivation staatlicher Akteure und die dahinter stehenden Interessen und Motive sind schwer empirisch zu erfassen. Diese werden in der Regel nicht öffentlich deklariert, sondern verbergen sich vielmehr hinter einer allgemeinwohlorientierten Fassade. Auch ist nicht ohne weiteres festzustellen, ob Kooperationsformen, die nicht rein funktional zu erklären sind, auf die Eigeninteressen staatlicher Akteure oder auf andere Entscheidungsbeschränkungen in Form von Zielkonflikten oder institutionellen Restriktionen zurückzuführen sind. Hierbei sind die tatsächlich bestehenden politischen Entscheidungsspielräume und -grenzen empirisch kaum bestimmbar. Dies hat auch Folgen für die Einschätzung von Kooperation gegenüber alternativen Koordinationsformen. Letztlich lässt sich weder eindeutig klären, ob die staatlichen Akteure Kooperationsformen effektiv zur Minderung bestehender Entscheidungsrestriktionen genutzt haben, noch, ob über alternative Koordinationsformen die eigenen Entscheidungsspielräume für eine effizientere und effektivere Chemikalienpolitik hätten erweitert werden können.

8 Schlussbetrachtung

Diese Arbeit beschäftigte sich theoretisch und empirisch mit den Fragen, weshalb der Staat mit nicht-staatlichen Akteuren kooperiert, wie eine solche Kooperation zu bewerten ist und inwieweit im Rahmen von Kooperationsformen Spielräume für eine effektivere Ausgestaltung gegeben sind.

Im ersten Teil der Arbeit wurden dafür verschiedene wirtschafts- und politikwissenschaftliche Ansätze bezüglich ihres Erklärungsbeitrags für kooperative Politikformen ausgewertet. Ausgangspunkt war die neoklassische Umweltökonomik, die kaum Ansatzpunkte zur Erfassung kooperativer Umweltpolitik bietet. Die neue Institutionenökonomik erweitert dagegen die Analyse um Informationsasymmetrien, opportunistisches Verhalten und

Transaktionskosten. Auf dieser Grundlage schafft sie eine funktionale Erklärung von Kooperation. Anhand dieser Annahmen können umweltpolitisch motivierte Kooperationsformen unter bestimmten Bedingungen aufgrund geringerer Informations- und Vollzugskosten mit niedrigeren gesamtwirtschaftlichen Kosten einhergehen als alternative Koordinationsformen. Als wesentlich für die Höhe der Transaktionskosten verschiedener Koordinationsformen wurden Informations-, Konflikt- und Koordinationsfaktoren unter Berücksichtigung institutioneller Beschränkungen ausgemacht. Spieltheoretisch wurde gezeigt, dass die Realisierung potenziell bestehender Kooperationsgewinne positiv abhängig ist von der Höhe und Gewichtung heutiger und zukünftiger Kooperationsgewinne im Vergleich zu einseitigem Handeln, der häufigen Wiederholung der Interaktion, einer hohen Aufdeckungswahrscheinlichkeit in jeder Runde sowie der zu erwartenden Sanktion bei aufgedeckter Defektion. Unter Berücksichtigung reziproker Verhaltensmuster ist die Überwindung des bestehenden Anreizdilemmas dabei einfacher möglich als unter der Annahme strikt eigennutzorientierten Verhaltens.

Die NPÖ erklärt Kooperation dagegen über die Eigeninteressen der politischen Akteure. Diese orientieren sich nicht an den gesamtwirtschaftlichen (Transaktions-)Kosten und Nutzen, sondern an denjenigen Kosten und Nutzen, die für sie aus der Durchführung umweltpolitischer Maßnahmen resultieren. Dabei haben staatliche Akteure Anreize, ressourcenstarke Interessengruppen bei der politischen Entscheidungsfindung einzubinden. Aus Kooperationsformen mit selektiver Interessenberücksichtigung ist keine effiziente und effektive Internalisierung externer Effekte zu erwarten, vielmehr können davon negative Effekte auf unbeteiligte Dritte ausgehen. Aus der Sicht der NPÖ ist Kooperation daher überwiegend kritisch zu betrachten. Die Beleuchtung der Umweltverwaltung zeigt allerdings, dass aufgrund einer stärkeren Orientierung an den Ressortzielen auf dieser Ebene durchaus ein Interesse daran besteht, Umweltpolitik zu betreiben und das zugewiesene Budget dafür zu nutzen.

Politikwissenschaftliche Ansätze ziehen dagegen politische Entscheidungsrestriktionen in Form von Ziel- und Interessenkonflikten, institutionellen Kompetenzverflechtungen sowie begrenzten Regelungskapazitäten fragmentierter staatlicher Akteure wesentlich umfassender in die Analyse ein. Hierbei wird den staatlichen Akteuren vor dem Hintergrund der genannten Entscheidungsbeschränkungen sowie dem Wiederwahlziel eine Lösungsorientierung zugeschrieben. Allerdings wird aufgrund langwieriger politischer Entscheidungs-

verfahren sowie verschiedenen beteiligten Akteuren in diesem Prozess nicht automatisch davon ausgegangen, dass bestehende Kooperationsformen anderen Koordinationsformen überlegen sind. Politiknetzwerken wird jedoch zur Bearbeitung von Politikinhalten durchaus eine hohe Funktionalität zugeschrieben aufgrund der Bündelung von Ressourcen, der frühzeitigen Akzeptanzerzielung sowie der Ermöglichung komplexer Tauschgeschäfte zwischen den Beteiligten. Der politikwissenschaftliche Ansatz bietet eine gute Basis zur Berücksichtigung vielfältiger Entscheidungsrestriktionen. Allerdings erschwert er im Gegensatz zu den wirtschaftswissenschaftlichen Ansätzen eine eindeutige Bewertung der kooperativen Ergebnisse.

Die verschiedenen theoretischen Ansätze liefern unterschiedliche Gründe zu kooperieren. Je nach den identifizierten Gründen für Kooperation fällt auch die Einordnung und Bewertung unterschiedlich aus. Aufbauend auf den theoretischen Ansätzen wurden die verschiedenen Gründe für Kooperation anhand der Unterscheidung zwischen Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation systematisiert. Insbesondere wenn Kooperation dazu beiträgt, die staatliche Entscheidungsfähigkeit zu erhöhen, kann eine Effektivierung der Umweltpolitik erreicht werden. Damit ein Mehrwert über Kooperation erreichbar ist, muss die zugrunde liegende Problemstruktur eine Produktionsebene enthalten. Daneben kann Kooperation zu einer Erweiterung der staatlichen Entscheidungsmöglichkeiten beitragen, wenn dieser sich ansonsten mit institutionellen Entscheidungsbeschränkungen und Zielkonflikten konfrontiert sieht. Gegenstand ausschließlich konfliktorientierter Kooperation ist dagegen nicht die Verbesserung oder Erhöhung, sondern die Verteilung des politischen Outputs. Wenn die Verteilungsebene innerhalb einer Kooperation die Produktionsebene dominiert, ist eine ökonomische Bewertung der Ergebnisse schwierig. Eine selektive Beteiligung nicht staatlicher Akteure ist in diesem Fall vor allem auf die staatliche Entscheidungsmotivation zurückzuführen, die damit zu erklären ist, dass die verschiedenen Interessengruppen über politisch unterschiedlich relevante Ressourcen verfügen. Je nachdem, ob Kooperation aus der Erweiterung der staatlichen Entscheidungsfähigkeiten oder -möglichkeiten einerseits oder der Umsetzung eigener Entscheidungsmotivationen andererseits resultiert, fällt daher die Bewertung unterschiedlich aus.

Zur Erfassung von staatlicher Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation wurde aufbauend auf den theoretischen Ansätzen ein Analyseraster entwickelt, welches die Untersuchung der empirischen Fallstudien nach zugrunde liegender Problemstruktur, insti-

tutionellen Rahmenbedingungen, staatlichen und nicht-staatlichen Akteurinteressen und -ressourcen sowie Ausgestaltungsformen kooperativer Umweltpolitik nahe legt.

Auf Grundlage der Fallstudien ließen sich schließlich empirische Erkenntnisse über die Gründe und Funktionsfähigkeit kooperativer Chemikalienpolitik gewinnen. In der Regel ließen sich die verschiedenen Gründe für Kooperation empirisch in gemischter Form vorfinden, wodurch eine eindeutige Bewertung erschwert wird. Informationsdefizite und -asymmetrien sowie Interessen- und Zielkonflikte haben verbunden mit institutionellen Beschränkungen zu einer Herausbildung vielfältiger Kooperationsformen beigetragen. Die verschiedenen Entscheidungsbeschränkungen des Staates veranlassten diesen zur (intensiven) Einbindung gesellschaftlicher Akteure in den verschiedenen Phasen des Politikprozesses. Die untersuchte (Alt-)Stoffproblematik wurde zu großen Teilen kooperativ bearbeitet. Die untersuchten Fallstudien weisen jedoch auch Unterschiede in Problemstruktur, institutionellen Rahmenbedingungen, Akteurinteressen und -ressourcen sowie Ausgestaltungsformen von Kooperation auf. Die Ausprägungen der verschiedenen Faktoren beeinflussen wiederum die jeweiligen Gründe für und Funktionalität von Kooperation in unterschiedlicher Weise.

Insbesondere der AGS und die Selbstverpflichtung zu APEO ließen sich dabei aufgrund günstiger Problemstrukturen und adäquater Ausgestaltung institutionenökonomisch interpretieren. Für das BUA war dagegen eine Erweiterung der Erklärung um Erkenntnisse aus NPÖ und politikwissenschaftlichen Ansätzen sinnvoll. Auch für die Selbstverpflichtungen zu EDTA und zur Erfassung und Bewertung von Stoffen war eine umfassendere Berücksichtigung von Entscheidungsrestriktionen hilfreich. Für das BUA sowie die Selbstverpflichtungen zu EDTA und zur Erfassung und Bewertung von Stoffen ließen sich ferner Ansatzpunkte für eine effektivere Ausgestaltung benennen.

Die Kooperations- und Abstimmungsprozesse im Rahmen der Chemikalienreform REACH waren nur über die Berücksichtigung von Ziel- und Interessenkonflikten vor dem Hintergrund der komplexen Regelungsmaterie und der institutionellen Kompetenzverflechtung nachzuvollziehen. Hierfür bieten die politikwissenschaftlichen Ansätze eine gute Grundlage.

Die theoretischen Ansätze standen nicht in erster Linie in einem konkurrierenden Verhältnis zueinander, sondern lieferten komplementäre Teilerklärungen für die empirischen Ergebnisse. Generell erweist sich die Systematisierung bezüglich Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation als hilfreich sowohl zur Einordnung der Theorieansätze als auch zur Erfassung der verschiedenen Gründe für staatliche Akteure, mit nicht-staatlichen Akteuren zu kooperieren. Je nach Ausprägung der verschiedenen staatlichen Entscheidungsrestriktionen fällt der Erklärungsgehalt der theoretischen Ansätze unterschiedlich aus. Die NIÖ liefert gute Erklärungsbeiträge bei eingeschränkter Entscheidungsfähigkeit – unter Berücksichtigung der Entscheidungsmöglichkeiten –, die NPÖ kann die Entscheidungsmotivation gut erfassen und die politikwissenschaftlichen Ansätze liefern einen adäquaten Erklärungsbeitrag, wenn umfassende staatliche Entscheidungsbeschränkungen zu berücksichtigen sind.

Allerdings zeigten sich Schwierigkeiten, die verschiedenen Entscheidungsrestriktionen empirisch zu bestimmen. Gerade weil es kein Referenzmodell als Maßstab für Politikentscheidungen in der Chemikalienpolitik gibt, lassen sich beispielsweise Entscheidungsmotivationen nur begrenzt dahingehend einordnen, ob ihnen eine Interessen- oder eine Lösungsorientierung zugrunde gelegt werden kann. Ferner können auch bei Vorliegen eines solchen Referenzmodells Entscheidungsrestriktionen in Form eingeschränkter Entscheidungsfähigkeiten oder -möglichkeiten gegeben sein, die davon abweichende Entscheidungen erklären können, ohne auf die Eigeninteressen der staatlichen Akteure rekurrieren zu müssen.

Daher ließen sich aus der Untersuchung der Fallstudien zwar Erkenntnisse über Gründe und Funktionalität kooperativer Umweltpolitik sowie mögliche Verbesserungspotenziale gewinnen. Auch für eine mögliche „Kompromissproduktivität“ im Sinne einer Lösung, die für alle Seiten mit geringeren Kosten verbunden ist, ließen sich in einzelnen Fallstudien Ansatzpunkte benennen. Eindeutige Aussagen zur Funktionsfähigkeit kooperativer Chemikalienpolitik gegenüber anderen Koordinationsmechanismen und -instrumenten waren jedoch nur begrenzt ableitbar, da ein unmittelbarer Vergleich unter Berücksichtigung der gegebenen staatlichen Entscheidungsbeschränkungen nicht möglich ist. Insofern lässt sich keinem „empirischen Kompromiss, der über Kooperation zustande gekommen

ist, [...] zweifelsfrei „Optimalität“ unterstellen.“⁵⁷² Daher ist empirisch weder eindeutig feststellbar, inwieweit über kooperative Politikformen der staatliche Handlungsspielraum tatsächlich erweitert werden konnte, noch, ob eine solche Erweiterung zugunsten effektiverer Umweltschutzmaßnahmen genutzt wurde. Hier haben sich im Gegenteil auch Anzeichen dafür aufzeigen lassen, dass die kooperative Haltung der Regierung vor allem auch den rent-seeking-Spielraum der Regelungsadressaten erhöhte.

Anhand der bisherigen Regelungsbestrebungen und -veränderungen in der Chemikalienpolitik zur Identifizierung und Minderung von Stoffrisiken zeigt sich, dass eine optimale institutionelle Ausgestaltung in diesem Regelungsbereich aufgrund der aufgezeigten Restriktionen und Zielkonflikte offenbar schwierig zu erreichen ist. Wie der Reformprozess der europäischen Chemikalienpolitik verdeutlicht, ist die Suche danach noch nicht abgeschlossen. Hierbei kommt der Informationsproblematik in der Chemikalienpolitik eine besondere Rolle zu. Inwieweit sich vor diesem Hintergrund die empirisch gewonnenen Erkenntnisse auf andere Umweltpolitikfelder anwenden lassen, wäre daher anhand von Fallstudien in anderen Bereichen gesondert zu untersuchen.

⁵⁷² Wiesenthal 2001, 175.

Literatur

- Abbink, Klaus/Irlenbusch, Bernd/Renner, Elke 2000: The Moonlighting Game. An Experimental Study on Reciprocity and Retribution, in: *Journal of Economic Behaviour & Organization* 42, 265-277.
- Aggeri, Franck 1999: Environmental Policies and Innovation. A Knowledge-Based Perspective on Co-operative Approaches, in: *Research Policy* 28, 699-717.
- Ahrens, Andreas et al. 2003: Substitution gefährlicher Stoffe in der Produktlinie, in: Horbach, Jens/Huber, Joseph/Schulz, Thomas: (Hg.): *Nachhaltigkeit und Innovation. Rahmenbedingungen für Umweltinnovationen*. Ökom-Verlag: München, 91-110.
- Akerlof, George A. 1970: The Market for "Lemons": Quality Uncertainty and the Market Mechanism, in: *Quarterly Journal of Economics* 84, 488-500.
- Arrow, Kenneth J. 1951: *Social Choice and Individual Values*. Wiley: New York.
- Arthur D. Little 2002: *Wirtschaftliche Auswirkungen der EU-Stoffpolitik*. Bericht zum BDI-Forschungsprojekt. Arthur D. Little: Wiesbaden.
- Ashford, Nicholas A. 2000: "An Innovation-Based Strategy for a Sustainable Environment", in: Hemmelskamp, Jens/Rennings, Klaus/Leone, Fabio (Hg.): *Innovation-oriented Environmental Regulation. Theoretical Approaches and Empirical Analysis*. Springer-Verlag: Heidelberg/New York, 67-107.
- Ashford, Nicholas A. 2002: Government and Environmental Innovation in Europe and North America, in: *American Behavioral Scientist* 45, 1417-1434.
- Ashford, Nicholas A./Caldart, Charles C. 2001: Negotiated Environmental and Occupational Health and Safety Agreements in the United States: Lessons for Policy, in: *Journal of Cleaner Production* 9, 99-120.
- Auffarth, Jürgen/Meyer, Gunter 1997: TRGS 402 – und kein Ende?! Hilfen für die Gefahrstoffüberwachung in Klein- und Mittelbetrieben, in: *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 57, 244-246.
- Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS) 2004: Selbstdarstellung, <http://www.baua.de/prax/ags/ags.htm>.
- Axelrod, Robert 1987: *Die Evolution der Kooperation*. Oldenbourg Verlag: München.
- Baeke, Steven/de Clercq, Marc/Matthijs, Frederik 1999: *The Nature of Voluntary Approaches: Empirical Evidence and Patterns*, CAVA Working Paper 99/08/03.
- Baumol, William J./Oates, Wallace E. 1975: *The Theory of Environmental Policy: Externalities, Public Outlays and the Quality of Life*. Englewood Cliffs: New Jersey.
- Behrends, Sylke 2001: *Neue Politische Ökonomie. Systematische Darstellung und kritische Beurteilung ihrer Entwicklungslinien*. Franz Vahlen: München.
- Benz, Arthur 1991: Umverteilung durch Verhandlungen? Kooperative Staatspraxis bei Verteilungskonflikten, in: *Staatswissenschaften und Staatspraxis* 2, 46-75.

- Benz, Arthur/Seibel, Wolfgang (Hg.) 1992: Zwischen Kooperation und Korruption. Abweichendes Verhalten in der Verwaltung. Nomos: Baden-Baden.
- Benzler, Guido 1998: Chemiepolitik zwischen Marktwirtschaft und ökologischer Strukturpolitik, Deutscher Universitäts-Verlag: Wiesbaden.
- Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Gesellschaft deutscher Chemiker (GDCh) 1988: Nonylphenol. BUA-Stoffbericht 13. Hirzel-Verlag: Stuttgart.
- Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Gesellschaft deutscher Chemiker (GDCh) 1996: Ethylendiamintetraessigsäure/Tetranatriumethylendiamintetraacetat. BUA-Stoffbericht 168. Hirzel-Verlag: Stuttgart.
- Berkhout, Frans, Leach, Melissa, Scoones, Ian: (Hg.) 2003: Negotiating Environmental Change. New Perspectives from Social Science. Edward Elgar: Cheltenham.
- Berkhout, Frans, Leach, Melissa, Scoones, Ian 2003: Shifting Perspectives in Environmental Social Science, in: Berkhout, Frans, Leach, Melissa, Scoones, Ian: (Hg.): Negotiating Environmental Change. New Perspectives from Social Science. Edward Elgar: Cheltenham, 1-31.
- Bernholz, Peter/Breyer, Friedrich 1993: Grundlagen der Politischen Ökonomie. Band 1: Theorie der Wirtschaftssysteme. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Bernholz, Peter/Breyer, Friedrich 1994: Grundlagen der Politischen Ökonomie. Band 2: Ökonomische Theorie der Politik. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Berthold, Norbert/Rainer Hank, 1999: Bündnis für Arbeit: Korporatismus statt Wettbewerb, Tübingen: Mohr Siebeck.
- Bizer, Kilian 1997: Marktanaloge Instrumente im Natur- und Landschaftsschutz. Analytica-Verlag: Berlin.
- Bizer, Kilian 1998: Voluntary Agreements: Cost-effective or just Flexible to Fail? Sofia Diskussionsbeiträge zur Institutionenanalyse 98-5, Darmstadt.
- Bizer, Kilian/Führ, Martin/Hüttig, Christoph (Hg.) 2002: Responsive Regulierung. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Bizer, Kilian/Linscheidt, Bodo/Truger, Achim (Hg.) 2000: Staatshandeln im Umweltschutz. Perspektiven einer institutionellen Umweltökonomik. Duncker & Humblot: Berlin.
- Blazejczak, Jürgen/Edler, Dietmar 1999: Elemente innovationsfreundlicher Politikmuster – Ein internationaler Vergleich am Beispiel der Papierindustrie, in: Klemmer, Paul: (Hg.): Innovationen und Umwelt. Analytica: Berlin.
- Bleischwitz, Raimund/Weizsäcker, Ernst U. von 2000: Umweltpolitik im Wandel. Teil I: Entstehung und Institutionen, in: Umweltmedizin in Forschung und Praxis 5, 95-100.
- Bodar, C.W.M, et al. 2003: Evaluation of EU Risk Assessments Existing Chemicals (EC Regulation 793/93), in: Chemosphere 53, 2003, 1039-1047.
- Bohne, Eberhard 1982: Absprachen zwischen Industrie und Regierung in der Umweltpolitik, in: Gessner, Volkmar/Winter, Gerd (Hg.): Rechtsformen der Verflechtung von Staat und Wirt-

- schaft. Jahrbuch für Rechtssoziologie und Rechtstheorie. Westdeutscher Verlag: Opladen, 266-281.
- Bonus, Holger 1996: Institutionen und Institutionelle Ökonomik. Anwendungen für die Umweltpolitik, in: Gawel, Erik: (Hg.): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Analytica Verlag: Berlin, 26-42.
- Bonus, Holger (Hg.) 1998: Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft. Analytica: Berlin.
- Böschen, Stefan 2002: Metamorphosen von Wissen und Nicht-Wissen, in: Soziale Welt 53, 67-86.
- Bössmann, Eva 1982: Volkswirtschaftliche Probleme der Transaktionskosten, in: Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft 138, 664-679.
- Braun, Dietmar 1999: Theorien rationalen Handelns in der Politikwissenschaft. Eine kritische Einführung. Leske+Budrich: Opladen.
- Brennan, Geoffrey/Buchanan, James M. 1993: Die Begründung von Regeln. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Brennecke, Volker M. 1996: Normsetzung durch private Verbände. Zur Verschränkung von staatlicher Steuerung und gesellschaftlicher Selbstregulierung im Umweltschutz. Werner Verlag: Düsseldorf.
- Brink, Patrick ten: (Hg.) 2002: Voluntary Environmental Agreements. Process, Practice and Future Use. Greenleaf: Sheffield.
- Buchanan, James M. 1980: Rent Seeking and Profit Seeking, in: Buchanan, James M./Tollison, Robert D./Tullock, Gordon (Hg.): Toward a Theory of the Rent-Seeking Society. Texas A&M University Press: College Station/Texas, 3-15.
- Buchanan, James M./Tollison, Robert D./Tullock, Gordon (Hg.) 1980: Toward a Theory of the Rent-Seeking Society. Texas A&M University Press: College Station/Texas.
- Buchanan, James M./Tullock, Gordon 1962: The Calculus of Consent. Logical Foundations of Constitutional Democracy. University of Michigan: Ann Arbor.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 1998: Pressemitteilung: Selbstverpflichtung zum Verzicht auf umweltgefährdende Hilfsstoffe in Chemikalien zur Abwasserbehandlung durch Verband TEGEWA übergeben.
<http://www.bmu.de/de/800/nj/presse/pressearchiv/news520/>, Bonn, 9.7.1998.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 2003: Neues EU-Chemikalienrecht. Die politische Entscheidungsfindung in Deutschland, <http://www.bmu.de/files/chemikalienrecht.pdf>, 31.10.2003.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 2005: Wirklich ein „besseres REACH“? Bewertung der Vorschläge von VCI/CEFIC, Februar 2005.
- Bundesregierung, Verband der chemischen Industrie (VCI) und Industriegewerkschaft Bergbau, Chemie und Energie (IG BCE) 2002: Gemeinsame Position zum Weißbuch der Europäi-

- schen Kommission „Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik“. http://www.vci.de/Template_Downloads/tmp_0/chempol.pdf, Berlin, 11.3.2002.
- Bundesregierung, Verband der chemischen Industrie (VCI) und Industriegewerkschaft Bergbau, Chemie, Energie (IG BCE) 2003: Gemeinsame Bewertung des Konsultationsentwurfes der Europäischen Kommission für die Registrierung, Evaluation, Zulassung und Beschränkung von Chemikalien (REACH), http://www.bmu.de/files/pm147_chemie.pdf, 21.8.2003.
- Bundesverband der Deutschen Industrie (BDI) (Hg.) 1992: Freiwillige Kooperationslösungen im Umweltschutz. Ergebnisse eines Gutachtens und Workshops. Industrie-Förderung: Köln.
- Cansier, Dieter 2001: Freifahrerverhalten und Selbstverpflichtungen im Umweltschutz, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 2, 209-239
- Chandler, Alfred D. 1977: *The Visible Hand: Managerial Revolution in American Business*. Harvard Univ. Press: Cambridge.
- Chemical Newsflash (CN) 2005: Chemikalien-Verordnung wird abgeschwächt, 19.9.2005.
- Chemical Newsflash (CN) 2005: EU-Kommission lenkt im Streit über Chemikalien ein, 31.1.2005.
- Coase, Roland 1937: The nature of the firm, in: *Economica* 4, 386-495.
- Coase, Roland 1966: The Problem of Social Cost, in: *Journal of Law and Economics* 3, 1-44.
- Coase, Roland 1988: *The Firm the Market and the Law*. Chicago Press: Chicago.
- Coglianesse, Cary 1997: Assessing Consensus: The Promise and Performance of Negotiated Rule-making, in: *Duke Law Journal* 46, 1255-1349.
- Conrad, Jobst 2000: *Environmental Policy Regulation by Voluntary Agreements: Technical Innovations for Reducing Use and Emissions of EDTA*. FFU Report 00-04, Berlin.
- Czada, Roland 1992: Interessengruppen, Eigennutz und Institutionenbildung: Zur politischen Logik kollektiven Handelns, in: Schubert, Klaus (Hg.): *Leistungen und Grenzen politisch-ökonomischer Theorie: eine kritische Bestandsaufnahme zu Mancur Olson*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft: Darmstadt, 57-78.
- Czada, Roland 2001: Kooperation als Entdeckungsverfahren. Überlegungen zum Innovationspotenzial assoziativen Handelns, in: Frick, Siegfried/Penz, Reinhard/Weiß, Jens (Hg.): *Der freundliche Staat. Kooperative Politik im institutionellen Wettbewerb*. Metropolis-Verlag: Marburg.
- Damaschke, Kurt 1986: *Der Einfluss der Verbände auf die Gesetzgebung. Am Beispiel des Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz)*. Minerva: München.
- Daumann, Frank 1999: *Interessenverbände im politischen Prozeß*. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Deutscher Naturschutzring (Hg.) 2003: *EU-Rundschreiben 11/12.03*, Berlin.
- Döring, Thomas/Pahl, Thilo 2001: Kooperative Lösungen in der Umweltpolitik - eine ökonomische Sicht, in: *Volkswirtschaftliche Beiträge der Universität Marburg* 10/2001.

- Donner, Hartwig/Magoulas, Georgios/Simon, Jürgen/Wolf, Rainer (Hg.) 1989: Umweltschutz zwischen Markt und Staat. Moderne Konzeptionen im Umweltschutz. Nomos: Baden-Baden.
- Dose, Nicolai 1995: Kooperatives Handeln der Umweltschutzverwaltung, in: Dose, Nicolai/Voigt, Rüdiger: (Hg.): Kooperatives Recht. Nomos: Baden-Baden, 91-130.
- Dose, Nicolai 2003: Kooperatives Staatshandeln im Umweltschutz, in: Hansjürgens, Bernd/Köck, Wolfgang/Kneer, Georg: (Hg.): Kooperative Umweltpolitik. Nomos: Baden-Baden, 19-41.
- Dose, Nicolai/Voigt, Rüdiger (Hg.) 1995: Kooperatives Recht. Nomos: Baden-Baden.
- Downs, Anthony 1957: An Economic Theory of Political Action in a Democracy, in: The Journal of Political Economy 65, 135-150.
- Downs, Anthony 1967: Inside Bureaucracy. Little, Brown and Company: Boston.
- Downs, Anthony 1968: Ökonomische Theorie der Demokratie. Deutsche Übersetzung von An Economic Theorie of Democracy 1957. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Driesen, David M. 2003: The Economic Dynamics of Environmental Law. MIT Press: Cambridge/MA.
- Eder, Peter 2003: Expert Inquiry on Innovation Options for Cleaner Production in the Chemical Industry, in: Journal of Cleaner Production 11, 347-364.
- Eichener, Volker/Voelzkow, Helmut 1991: Umweltinteressen in der verbandlichen Techniksteuerung. Empirische Untersuchung der technischen Normung im Bereich der Stadtentwicklung. Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung NRW: Dortmund.
- Eissen, Marco/Metzger, Jürgen O./Schmidt, Eberhard/Schneidewind, Uwe 2002: 10 Jahre nach "Rio" – Konzepte zum Beitrag der Chemie zu einer nachhaltigen Entwicklung, in: Angewandte Chemie 114, 402-425.
- Elsner, Wolfram 2001: Zur Weiterentwicklung der institutionellen und evolutionären Sozioökonomik durch Modelltheorie, in: Schönig, Werner (Hg.): Perspektiven institutionalistischer Ökonomik. Lit-Verlag: Münster, 43-75.
- Elster, Jon 1989: Nuts and Bolts for the Social Sciences. Cambridge University Press: Cambridge.
- Endres, Alfred 1994: Umweltzertifikate: Eine marktwirtschaftliche Alternative im Widerstreit, in: Endres, Alfred/Rehbinder, Eckhard/Schwarze, Reimund: (Hg.): Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Economica Verlag: Bonn.
- Endres, Alfred/Finus, Michael 1996a: Zur Neuen Politischen Ökonomie der Umweltgesetzgebung – Umweltschutzinstrumente im politischen Prozeß, in: Gawel, Erik (Hg.): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung. Sonderheft 8/1996. Analytica Verlag: Berlin, 88-103.
- Endres, Alfred/Finus, Michael 1996b: Umweltpolitische Zielbestimmung im Spannungsfeld gesellschaftlicher Interessengruppen. Ökonomische Theorie und Empirie, in: Siebert, Horst:

- (Hg.): Elemente einer rationalen Umweltpolitik. Expertisen zur umweltpolitischen Neuorientierung. Mohr Siebeck: Tübingen, 35-133.
- Endres, Alfred/Finus, Michael 2000: Kooperative Lösungen in der Umweltpolitik. Ökonomische Analysen am Beispiel des Schutzes der Globalen Umweltressourcen, in: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Sonderheft 12. Analytica: Berlin.
- Engel, Christoph 1998: Nebenwirkungen wirtschaftsrechtlicher Instrumente, in: Engel, Christoph/Morlok, Martin: Öffentliches Recht als ein Gegenstand ökonomischer Forschung. Mohr-Siebeck: Tübingen, 173-205.
- Environment Daily (ED) 2004: Verheugen: Reach is not gospel, 30.9.2004.
- Environment Daily (ED) 2005: UK shoots for deal on Reach registration, 10.10.2005.
- Environment Daily (ED) 2005: EU states in outline deal on Reach registration, 12.10.2005.
- Environment Daily (ED) 2005: Momentum grows for November deal on Reach, 17.10.2005.
- Environment Daily (ED) 2005: Germany's price for deal on Reach emerges, 28.11.2005.
- Environment Daily (ED) 2005: EU governments square the circle on Reach, 13.12.2005.
- Erdmann, Georg 1993: Elemente einer evolutorischen Innovationstheorie. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Erlei, Mathias/Leschke, Martin/Sauerland, Dirk 1999: Neue Institutionenökonomik. Schäfer Poeschel: Stuttgart.
- Enquête-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages: (Hg.) 1994: Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Economica-Verlag: Bonn.
- Euractiv 2005: Chemikalien: Minister streben Einigung für November an, 17.10.2005.
- Euractiv 2005: Ek zu REACH: Erwarten Sie keine Seitenwechsel, 15.9.2005.
- Euractiv 2005: Minister wollen lockere Substitutionsvorschriften für gefährliche Chemikalien, 15.12.2005.
- European Chemicals Bureau (ECB) 2002: Newsletter 4.
<http://ecb.jrc.it/NewsLetter/newsletter200204.pdf>
- European Chemicals Bureau (ECB) 2005: Newsletter 1.
<http://ecb.jrc.it/NewsLetter/newsletter200501.pdf>
- European Environmental Agency 2001: Late Lessons from Early Warnings: The Precautionary Principle 1896-2000. EEA: Copenhagen.
- European Union 2003: Press Releases: Chemicals: Commission presents proposal to modernise EU legislation.
<http://europa.eu.int/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/03/1477&format=HTML&aged=0&language=EN&guiLanguage=en>. Brüssel, 29.10.2003.

- Ewringmann, Dieter 2002: Interdisziplinarität – Eine Herausforderung für Wissenschaft und Politik, in: Bizer, Kilian/Führ, Martin/Hüttig, Christoph: (Hg.): Responsive Regulierung. Mohr Siebeck: Tübingen, 215-255.
- Ewringmann, Dieter/Gawel, Erik/Hansmeyer, Karl-Heinrich 1993: Die Abwasserabgabe vor der vierten Novelle. Abschied vom gewässergütepolitischen Lenkungs- und Anreizinstrument? Finanzwissenschaftliche Diskussionsbeiträge 93-3.
- Ewringmann, Dieter/Koch, Lars 2005: Einleitung in die Problemstellung: Chemische Industrie, Nachhaltigkeit und Innovationen, in: Koch, Lars/Monßen, Melanie (Hg.) 2005: Kooperative Umweltpolitik und nachhaltige Innovationen – das Beispiel der chemischen Industrie. Springer: Heidelberg, 1-26.
- Ewringmann, Dieter/Koch, Lars/Monßen, Melanie 2003: Kooperative Institutionen für einen nachhaltigen Paradigmenwechsel in der Industrie. das Beispiel der chemischen Industrie, in: Horbach, Jens/Huber, Joseph/Schulz, Thomas: (Hg.): Nachhaltigkeit und Innovation. Rahmenbedingungen für Umweltinnovationen. Ökom-Verlag: München, 111-147.
- Ewringmann, Dieter/Mark, Michael van 1990: Anmerkungen zu einer Steuer auf Cadmium, in: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung 3, 264-279.
- ExternE 2005: Externalities of Energy. A Research Project of the European Commission. <http://www.externe.info/>
- Faber, Malte/Manstetten, Reiner/Müller, Georg 1994: Umweltschutz und Effizienz in der chemischen Industrie – Eine empirische Untersuchung mit 33 Fallstudien. Diskussionspapier 217: Hagen.
- Faber, Malte/Jöst, Frank/Manstetten, Reiner/Müller-Fürstenberger, Georg 1996: Kuppelproduktion und Umweltpolitik: Eine Fallstudie zur Chlorchemie und zur Schwefelsäureindustrie, in: Journal für praktische Chemie 338, 497-505.
- Falk, Armin 2001: Homo Oeconomicus versus Homo Reciprocans: Ansätze für ein neues Wirtschaftspolitisches Leitbild? IEW-Working Paper 79. <http://www.iew.unizh.ch/wp/iewwp079.pdf>.
- Feess, Eberhard 1995: Umweltökonomie und Umweltpolitik. Franz Vahlen: München.
- Fleischer, Manfred 2002: Regulation and Innovation: Chemicals Policy in the EU, Japan and the USA. IPTS Report No. 64, Sevilla.
- Flotow, Paschen von/Schmidt, Johannes 2001: Evaluation von Selbstverpflichtungen der Verbände der chemischen Industrie, Oestrich-Winkel.
- Frey, Bruno S. 1990: Vergleichende Analyse von Institutionen: Die Sicht der politischen Ökonomie, in: Staatswissenschaften und Staatspraxis 1, 158-175.
- Frick, Siegfried 1996: Bessere Steuerung durch "Intermediäre Institutionen"? Zur Theorie der Institutionen zwischen Staat und Markt und ihrer Bedeutung für eine Politik der Demateriali-

- sierung, in: Köhn, Jörg/Welfens, Maria J. (Hg.): Neue Ansätze in der Umweltökonomie. Metropolis: Marburg.
- Frick, Siegfried/Penz, Reinhard/Weiß, Jens (Hg.) 2001: Der freundliche Staat. Kooperative Politik im institutionellen Wettbewerb. Metropolis: Marburg.
- Friedrich, Rainer/Krewitt, Wolfram 1997: Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung. Springer: Heidelberg.
- Friege, Henning 1990: Chemieindustrie und Staat - eine ökonomisch/ökologische Bestandsaufnahme, in: Petschow, Ulrich/Schmidt, Eberhard: (Hg.) Staatliche Politik als Umweltzerstörung. Der Staat in der Umweltverträglichkeitsprüfung. Schriftenreihe des IÖW 37, 103-112.
- Friege, Henning/Claus, Frank 1988: Chemie für wen? Chemiepolitik statt Chemieskandale. Rowohlt: Reinbek.
- Fritsch, Michael/Wein, Thomas/Ewers, Hans-Jürgen 1999: Marktversagen und Wirtschaftspolitik. Mikroökonomische Grundlagen staatlichen Handelns. Franz Vahlen: München.
- Frohwein, Torsten 2005: Die Porter-Hypothese im Lichte der Neuordnung europäischer Chemikalienregulierung. In: Hansjürgens, Bernd/Nordbeck, Ralf (Hg.): Chemikalienregulierung und Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften. Physica-Verlag: Heidelberg.
- Führ, Martin 2003: Eigen-Verantwortung im Rechtsstaat. Duncker & Humblot: Berlin.
- Führ, Martin/Bizer, Kilian/Feindt, Peter-H./Koch, Lars 2005: Die Bedeutung von Verhaltensannahmen in der wissenschaftlichen Beratung – am Beispiel der Förderschwerpunkte :[riw], Ina und FONa. Sofia-Diskussionsbeiträge zur Institutionenanalyse 05-5, Darmstadt.
- Führ, Martin et al. 1999: Produktbezogene Normen in Europa zwischen Binnenmarkt und Umweltschutz. Reformbedarf aus Sicht des Verfassungs- und des Europarechts. Sofia-Studien zur Institutionenanalyse 99-2, Darmstadt.
- Führ, Martin/Grießhammer, Rainer/Rahner, Thomas 1989: Stellungnahme zur Novellierung des Chemikaliengesetzes (BT-Ds 11/4550). Ökoinstitut: Werkstattreihe 60, Darmstadt.
- Führ, Martin/Merenyi, Stefanie 2005: Schnittstellenprobleme zwischen gemeinschaftlichem Stoffrecht und anderem sektoralen Umweltrecht – Umsetzungshemmnisse bei der Risikominde- rung von Altstoffen nach 793/93/EG. Umweltbundesamt: Berlin.
- Fürst, Dietrich/Knieling, Jörg 2002: Expertise: Konsens-Gesellschaft und innovationsorientierte Entwicklung. Neue Modelle der Wissensproduktion und -verarbeitung (Modus 2) am Beispiel der „Lernenden Region“. Hannover, Mai 2002: <http://www.sciencepolicystudies.de/Fuerst-Knieling-Expertise.pdf>.
- Furubotn, Eirik/Pejovich, Svetozar 1972: Property Rights and Economic Theory: A Survey of Recent Literature, in: Journal of Economic Literature 10, 1137-1162.
- Gawel, Erik 1995: Bürokratietheorie und Umweltverwaltung. Ökonomische Einsichten in verwaltungsrechtliches Handeln im Umweltschutz, in: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung 1, 79-89.

- Gawel, Erik (Hg.) 1996: Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung. Sonderheft 8/1996. Analytica Verlag: Berlin.
- Gawel, Erik 1996a: Institutionentheorie und Umweltökonomik. Forschungsstand und Perspektiven, in: Gawel, Erik: (Hg.): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Analytica Verlag: Berlin, 11-26.
- Gawel, Erik 1996b: Neoklassische Umweltökonomie in der Krise?, in: Köhn, Jörg/Welfens, Maria J. : (Hg.): Neue Ansätze in der Umweltökonomie. Metropolis: Marburg, 45-87.
- Gawel, Erik 1997: Reguliertes Wissen um Unwissen. Zur Generierung und Distribution von Risikoinformation aus ökonomischer Sicht, in: Dieter Hart (Hg.): Privatrecht im „Risikostaat“, Nomos: Baden-Baden, 265-323.
- Gawel, Erik 2001: Rationale Gefahrenabwehr. Marktsteuerung und ökologische Risiken, in: Gawel, Erik: (Hg.): Effizienz im Umweltrecht. Grundsatzfragen einer wirtschaftlichen Umweltnutzung aus rechts-, wirtschafts-, und sozialwissenschaftlicher Sicht. Nomos: Baden-Baden, 249-270.
- Gawel, Erik 2003: Erscheinungsformen und Perspektiven kooperativer Abfallwirtschaftspolitik, in: Hansjürgens, Bernd/Köck, Wolfgang/Kneer, Georg: (Hg.): Kooperative Umweltpolitik. Nomos: Baden-Baden.
- Gawel, Erik/Lübbe-Wolff, Gertrude (Hg) 2000: Effizientes Umweltordnungsrecht. Kriterien und Grenzen. Nomos: Baden-Baden.
- Geldsetzer, Antje 2001: Theorie einer kooperativen Umweltpolitik. Shaker Verlag: Aachen.
- Gerlach, Irene/Konegen, Norbert/Sandhövel, Arnim 1996: Der verzagte Staat. Policy-Analysen Sozialpolitik, Staatsfinanzen, Umwelt. Leske+Budrich: Opladen.
- Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) 1999: Beratergremium für Altstoffe (BUA). Altstoffbeurteilung: Ein Beitrag zur Verbesserung der Chemikaliensicherheit. GDCh: Frankfurt am Main.
- Gessner, Volkmar/Winter, Gerd (Hg.) 1982: Rechtsformen der Verflechtung von Staat und Wirtschaft. Jahrbuch für Rechtssoziologie und Rechtstheorie. Westdeutscher Verlag: Opladen.
- Giesberts, Ludger/Hilf, Juliane 2002: Handel mit Emissionszertifikaten: Regelungsrahmen für einen künftigen Markt. Carl Heymanns: Köln.
- Gintis, Herbert 2000: Beyond Homo Economicus: Evidence from Experimental Economics, in: Ecological Economics 35, 311-322.
- Ginzky, Harald/Winter, Gerd 1999: Nutzen und Kosten im deutschen und europäischen Chemikalienrecht, in: Winter, Gerd/Ginzky, Harald/Hansjürgens, Bernd (Hg.): Die Abwägung von Risiken und Kosten in der europäischen Chemikalienregulierung. Erich Schmidt Verlag: Berlin, 1-90.
- Glachant, Matthieu 1994: The Setting of Voluntary Agreements between Industry and Government: Bargaining and Efficiency, in: Business Strategy and the Environment 3, 43-49.

- Glagow, Manfred (Hg.) 1984: Gesellschaftssteuerung zwischen Korporatismus und Subsidiarität. AJZ: Bielefeld.
- Glasbergen, Pieter 1998: Partnership as a Learning Process. Environmental Covenants in the Netherlands, in: Glasbergen, Pieter (Hg): Co-operative Environmental Governance. Public-Private Agreements as a Policy Strategy. Kluwer: Dordrecht, 133-156.
- Gouldner, Alvin W. 1960: The Norm of Reciprocity: A Preliminary Statement, in: American Sociological Review 25, 161-178.
- Gouldson, Andrew/Murphy, Joseph 1998: Regulatory Realities. The Implementation and Impact of Industrial Environmental Regulation. Earthscan: London.
- Granovetter, Mark 1985: Economic Action and Social Structure: The Problem of Embeddedness, in: American Journal of Sociology 91, 481-510.
- Greenpeace 2003: Nonylphenol in unseren Lebensmitteln.
<http://www.greenpeace.org/deutschland/?page=/deutschland/fakten/einkaufsnetz/einkaufsnetz-hintergruende/hormongifte-in-unseren-lebensmitteln>, 21.5.2003.
- Greenpeace 2003: Chemicals out of Control. The Systematic Failure of EU Chemicals Policy in the last 20 Years. With Ten Case Studies.
http://www.greenpeace.de/fileadmin/gpd/user_upload/themen/umweltgifte/greenpeace_chemie_ausser_kontrolle.pdf
- Gretschmann, Klaus 1990: Neue ökonomische Institutionenanalyse, in: Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft. Nomos: Baden-Baden, 339-358.
- Gunningham, Neil/Grabosky, Peter 1998: Smart Regulation: Designing Environmental Policy. Oxford University Press: Oxford.
- Gusy, Christoph 2001: Kooperation als staatlicher Steuerungsmechanismus, in: Zeitschrift für Umweltrecht, 12, 1-7.
- Güth, Werner 1992: Spieltheorie und ökonomische (Bei)Spiele. Springer Verlag: Berlin.
- Güth, Werner/Kliemt, Hartmut 1995 Elementare spieltheoretische Modelle sozialer Kooperation, in: Ökonomie und Gesellschaft, Jahrbuch 12: Soziale Kooperation. Campus-Verlag: Frankfurt/New York, 12-62.
- Haberer, Axel F. 1996: Umweltbezogene Informationsasymmetrien und transparenzschaffende Institutionen. Metropolis: Marburg.
- Habermas, Jürgen 1973: Legitimationsprobleme im Spätkapitalismus. Suhrkamp: Frankfurt/M.
- Häder, Michael 1997: Umweltpolitische Instrumente und Neue Institutionenökonomik. Gabler: Wiesbaden.
- Hall, Peter A./Taylor, Rosemary C.R. 1996: Political Science and the Three New Institutionalisms. MPIfG-Discussion Paper 96/6.
- Hansjürgens, Bernd 1994: Erfolgsbedingungen für Kooperationslösungen in der Umweltpolitik, in Wirtschaftsdienst I, 35-42.

- Hansjürgens, Bernd (Hg.) 1999: Umweltrisikopolitik, Analytica-Verlag: Berlin.
- Hansjürgens, Bernd 2000: Symbolische Umweltpolitik – Eine Erklärung aus Sicht der Neuen Politischen Ökonomie, in: Hansjürgens, Bernd/Lübbe-Wolff, Gertrude: (Hg.): Symbolische Umweltpolitik. Suhrkamp: Frankfurt/Main.
- Hansjürgens, Bernd/Nordbeck, Ralf (Hg.): 2005: Chemikalienregulierung und Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften. Physica-Verlag: Heidelberg.
- Hart, Dieter (Hg.) 1997: Privatrecht im "Risikostaat". Nomos-Verlag: Baden-Baden.
- Haslinger, Franz 1999: Institutionen reduzieren Unsicherheit – Neue Unsicherheiten entwickeln sich, in: Held, Martin/Nutzinger, Hans G.: (Hg.): Institutionen prägen den Menschen. Bausteine zu einer allgemeinen Institutionenökonomik. Campus-Verlag: Frankfurt/Main, 171-190.
- Hayek, Friedrich A. von: 1968: Der Wettbewerb als Entdeckungsverfahren, Kieler Vorträge 56, Kiel.
- Hayek, Friedrich A. von: 1969: Freiburger Studien. Gesammelte Aufsätze. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Hayek, Friedrich A. von 1975: Die Anmaßung von Wissen, in: ORDO – Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft 26, 12-21.
- Hecht, Dieter 1999a: Wissen, Wissensgrenzen und stoffliche Umweltrisiken, in: Bernd Hansjürgens (Hg.): Umweltrisikopolitik. Analytica Verlag: Berlin, 123-137.
- Hecht, Dieter 1999b: Stoffpolitik als Ordnungspolitik. Zur marktwirtschaftlichen Steuerung von Stoffströmen. Metropolis-Verlag: Marburg.
- Held, Martin (Hg.) 1988: Chemiepolitik: Gespräch über eine neue Kontroverse. Beiträge und Ergebnisse einer Tagung der Evangelischen Akademie Tutzing. VCH: Weinheim.
- Held, Martin (Hg.) 1991: Leitbilder der Chemiepolitik. Stoffökologische Perspektiven der Industriegesellschaft. Campus-Verlag: Frankfurt/M.
- Held, Martin/Nutzinger, Hans G. (Hg.) 1999: Institutionen prägen den Menschen. Bausteine zu einer allgemeinen Institutionenökonomik. Campus-Verlag: Frankfurt/Main.
- Hemmelskamp, Jens 1999: Umweltpolitik und technischer Fortschritt, Physica-Verlag: Heidelberg.
- Hering, Sven 2002: Unternehmen und Behörden in der Konfliktsituation Umweltschutz. Spieltheoretische und empirische Analyse für die Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Universitäts-Verlag: Wiesbaden.
- Héritier, Adrienne 1996: Muster europäischer Umweltpolitik, in: Diekmann, Andreas/Jaeger, Carlo C. (Hg.): Umweltsoziologie, Westdeutscher Verlag: Opladen, 472-486.
- Hilbert, Josef/Voelzkow, Helmut 1984: Umweltschutz durch Wirtschaftsverbände? - Das Problem verbandlicher Verpflichtungsfähigkeit am Beispiel umweltschutzinduzierter Selbstbeschrän-

- kungsabkommen, in: Glasgow, Manfred: (Hg.): Gesellschaftssteuerung zwischen Korporatismus und Subsidiarität. AJZ: Bielefeld.
- Hiller, Petra/Krücken, Georg (Hg.) 1997: Risiko und Regulierung. Soziologische Beiträge zur Technikkontrolle und präventiver Umweltpolitik. Suhrkamp: Frankfurt/M.
- Hirshleifer, Jack 1973: Economics of Information. Where Are We in the Theory of Information? In: The American Economic Review 63, 31-39.
- Hirshleifer, Jack 1992: The Analytics of Uncertainty and Information. Cambridge University Press: Cambridge.
- Hodgson, Geoffrey M. 2000: What is the Essence of institutional Economics?, in: Journal of Economics Issues 2, 317-329.
- Hoffmann-Riem, Wolfgang, Schmidt-Aßmann, Eberhard (Hg.) 1990a: Konfliktbewältigung durch Verhandlungen. Bd. 1 – Informelle und mittlergestützte Verhandlungen in Verwaltungsverfahren. Nomos: Baden-Baden.
- Hoffmann-Riem, Wolfgang, Schmidt-Aßmann, Eberhard (Hg.) 1990b: Konfliktbewältigung durch Verhandlungen. Bd. 2: Konfliktmittlung in Verwaltungsverfahren. Nomos: Baden-Baden.
- Holler, Manfred J./Illing, Gerhard 2003: Einführung in die Spieltheorie. Springer Verlag: Berlin.
- Hollingsworth, J. Rogers/Boyer, Robert (Hg.) 1997: Contemporary Capitalism. The Embeddedness of Institutions. Cambridge University Press: Cambridge.
- Holzinger, Katharina 1987: Umweltpolitische Instrumente aus der Sicht der staatlichen Bürokratie – Versuch einer Anwendung der „Ökonomischen Theorie der Bürokratie“. Ifo-Institut für Wirtschaftsforschung: München.
- Holzinger, Katharina 1998: Die Leistungsfähigkeit umweltpolitischer Kooperationslösungen, Preprints aus der Max-Planck-Projektgruppe Recht der Gemeinschaftsgüter 98/6.
- Horbach , Jens 1992: Neue politische Ökonomie und Umweltpolitik. Campus Verlag: Frankfurt/M.
- Horbach , Jens 1996: Ökonomische Bürokratie- und Vollzugstheorien. Lehren für die Umweltpolitik, in: Gawel, Erik: (Hg.): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Analytica: Berlin. 119-127.
- Huber, Peter M. (Hg.) 1999: Das Kooperationsprinzip im Umweltrecht. Berlin-Verlag: Berlin.
- Jacob, Klaus/Jänicke, Martin 1998: Ökologische Innovationen in der chemischen Industrie: Umweltentlastung ohne Staat. Untersuchung und Kommentierung zu 182 Gefahrstoffen, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 4, 519-547.
- Jacob, Klaus 1997: Umweltentlastende Innovationen durch Policy-Ziele. Der Fall EDTA, in: Mez, Lutz/Weidner, Helmut: (Hg.): Umweltpolitik und Staatsversagen. Perspektiven und Grenzen der Umweltpolitikanalyse. Edition Sigma: Berlin, 445-450.

- Jacob, Klaus 1999: Innovationsorientierte Chemikalienpolitik. Politische, soziale und ökonomische Faktoren des verminderten Gebrauchs gefährlicher Stoffe. Herbert Utz Verlag: München.
- Jahn, Detlef 1998: Environmental Performance and Policy Regimes: Explaining Variations in 18 OECD-Countries, in: *Policy Sciences* 31, 107-131.
- Jakubowski, Peter 1999: Demokratische Umweltpolitik. Eine institutionenökonomische Analyse umweltpolitischer Zielfindung. Peter Lang: Frankfurt am Main.
- Jänicke, Martin 1990: Der Staat als umweltpolitischer Problemerzeuger und Problemlöser, in: Petschow, Ulrich/Schmidt, Eberhard: (Hg.): Staatliche Politik als Umweltzerstörung. Der Staat in der Umweltverträglichkeitsprüfung. Schriftenreihe des IÖW 37, 3-9.
- Jänicke, Martin 1997: Umweltinnovationen aus der Sicht der Policy-Analyse: Vom instrumentellen zum strategischen Ansatz der Umweltpolitik. FFU-Report 97-3, Berlin.
- Jülich, Ralf 1998: Case Study 4: The EDTA Agreement, in: The Environmental Law Network International (ELNI) (Hg.): Environmental Agreements. The Role and Effect of Environmental Agreements in Environmental Policies. Cameron May, 305-341.
- Junkernheinrich, Martin/Klemmer, Paul/Wagner/Gerd Rainer (Hg.) 1995: Handbuch zur Umweltökonomie. Analytica: Berlin.
- Katzenstein, Peter J. 1987: Policy and Politics in West Germany. The Growth of a Semisovereign State. Temple University Press: Philadelphia.
- Keck, Otto 1987: The Information Dilemma. Private Information as a Cause of Transaction Failure in Markets, Regulation, Hierarchy and Politics, in: *Journal of Conflict Resolution* 31, 139-163.
- Kemp, Renè 2000: Technology and Environmental Policy – Innovation Effects of Past Policies and Suggestions for Improvement. OECD Workshop on Innovation and Environment. OECD: Paris. 35-61.
- Kirchgässner, Gebhard 1993: Hält sich der Homo oeconomicus an Regeln? Einige Bemerkungen zur Rolle von Normen und Regeln im Rahmen der Konzeption des ökonomischen Verhaltensmodells, in: *Jahrbuch für Neue Politische Ökonomie*, 12. Band: Neue Politische Ökonomie von Normen und Institutionen. Mohr Siebeck: Tübingen, 181-197.
- Kiwit, Daniel 1994: Zur Leistungsfähigkeit neoklassisch orientierter Transaktionskostenansätze, in: *ORDO – Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft*, 105-135.
- Klemmer, Paul/Lehr, Ulrike/Löbbe, Klaus 1999: Umweltinnovationen. Anreize und Hemmnisse. Analytica-Verlag: Berlin.
- Knebel, Jürgen/Wicke, Lutz/Michael, Gerhard 1999: Selbstverpflichtungen und normsetzende Umweltverträge als Instrumente des Umweltschutzes. Erich Schmidt-Verlag: Berlin.
- Knill, Christoph 2003: Europäische Umweltpolitik. Steuerungsprobleme und Regulierungsmuster im Mehrebenensystem. Leske+Budrich: Opladen.

- Koch, Lars 2003: Erscheinungsformen und Perspektiven kooperativer Chemikalienpolitik, in: Hansjürgens, Bernd/Köck, Wolfgang/Kneer, Georg (Hg.): Kooperative Umweltpolitik. Nomos: Baden-Baden, 217-229.
- Koch, Lars 2006: Kooperative Umweltpolitik: Theoretische Einordnung und empirische Fallstudien, in: Koch, Lars/Monßen, Melanie (Hg.) 2006: Kooperative Umweltpolitik und nachhaltige Innovationen – das Beispiel der chemischen Industrie. Springer: Heidelberg, 95-210.
- Koch, Lars/Ashford, Nicholas 2006: Rethinking the Role of Information in Chemicals Policy: Implications for TSCA and REACH, in: Journal of Cleaner Production 14, 31-46.
- Koch, Lars/Monßen, Melanie (Hg.) 2006: Kooperative Umweltpolitik und nachhaltige Innovationen – das Beispiel der chemischen Industrie. Springer: Heidelberg.
- Köck, Wolfgang 1999: Risikobewertung und Risikomanagement im deutschen und europäischen Chemikalienrecht – Problemanalyse und Reformperspektiven, in: Hansjürgens, Bernd (Hg.): Umweltrisikopolitik. Analytica: Berlin, 76-96.
- Köhn, Jörg/Welfens, Maria J. (Hg.) 1996: Neue Ansätze in der Umweltökonomie. Metropolis: Marburg.
- Kommission der europäischen Gemeinschaften 2001: Weissbuch – Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik, KOM 88, Brüssel.
- Kommission der europäischen Gemeinschaften 2003: Folgenabschätzung zur Chemikalienregulierung, Brüssel.
- Kommission der europäischen Gemeinschaften 2004: Memorandum of Understanding between the European Commission side (DG enterprise and DG Environment) and industry (UNICE/CEFIC) to Undertake Further Work Concerning the Impact Assessment of REACH, 3.3.2004.
- Körber, Stefan 1998: Staatliche Steuerung und gesellschaftliche Selbstregulierung in der Chemikalienkontrolle. Eine sozialwissenschaftliche Untersuchung halbstaatlicher Normung durch den Ausschuss für Gefahrstoffe. Wirtschaftsverlag NW: Bremerhaven.
- Kösters, Winfried 1994: Umweltverhalten im Unternehmensbereich als abhängige Variable von politischen System und politischer Öffentlichkeit. Fallstudie an Hand ausgewählter Unternehmen der chemischen Industrie in Nordrhein-Westfalen. Eigenverlag Kösters: Bergheim-Ahe.
- Krämer, Ludwig 2000: Introduction into the European Chemicals Regulation: Basic Structures and Performance, in: Winter, Gerd (Hg.): Risk Assessment and Risk Management of Toxic Chemicals in the European Community – Experiences and Reform. Nomos: Baden-Baden, 14-34.
- Lahl, Uwe 2005 Komplexe Entscheidungsfindung – doch REACH wird kommen! In: Chemische Rundschau 6, 16-19.

- Lahl, Uwe/Kalberlah, Fritz 2005: Die neue Chemikalienpolitik auf der Zielgeraden – aktueller Stand des Entscheidungsverfahrens zu REACH. 3. International Fresenius Konferenz “The European Chemicals Policy“, 10.-11.10.2005, Mainz.
- Lamb, Irene 1994: Kooperative Gesetzeskonkretisierung. Verfahren zur Erarbeitung von Umwelt- und Technikstandards. Nomos: Baden Baden.
- Lehmbruch, Gerhard 1984: Concertation and the Structure of Corporatist Networks, in: Goldthorpe, John (Hg.): Order and Conflict in Contemporary Capitalism. Oxford: Clarendon Press, 60-80.
- Lehmbruch, Gerhard 1999: Verhandlungsdemokratie, Entscheidungsblockaden und Arenenverflechtung, in: Merkel, Wolfgang/Busch, Andreas (Hg.): Demokratie in Ost und West. Suhrkamp: Frankfurt/M.
- Lijphart, Arend 1977: Democracy in Plural Societies. A Comparative Exploration. Yale University Press: New Haven.
- Linscheidt, Bodo 1999: Nachhaltiger technologischer Wandel aus Sicht der Evolutorischen Ökonomie – staatliche Steuerung zwischen Anmaßung von Wissen und drohender Entwicklungsfalle, Umweltökonomische Diskussionsbeiträge 99-01, Köln.
- Linscheidt, Bodo 2000: Kooperative Steuerung als neues Modell der Umweltpolitik – eine theoretische Erörterung, in: Bizer, Kilian/Linscheidt, Bodo/Truger, Achim (Hg.): Staatshandeln im Umweltschutz. Perspektiven einer institutionellen Umweltökonomie. Duncker & Humblot: Berlin.
- Linscheidt, Bodo/Ochtrop, Jens 1999: Die umweltpolitische Effektivität freiwilliger Selbstverpflichtungen: Ein spieltheoretisches Modell. Umweltökonomische Diskussionsbeiträge 99-03, Köln.
- Lohmann, Dieter 1999: Umweltpolitische Kooperationen zwischen Staat und Unternehmen aus Sicht der Neuen Institutionenökonomie. Metropolis: Marburg.
- Longolius, Stefan 1993: Eine Branche lernt Umweltschutz. Motive und Verhaltensmuster der deutschen chemischen Industrie. Edition Sigma: Berlin.
- Lübbe-Wolff, Gertrude 1992: Das Kooperationsprinzip im Umweltrecht . - Rechtgrundsatz oder Deckmantel des Vollzugsdefizits? In: Benz, Arthur/Seibel, Wolfgang (Hg.): Zwischen Kooperation und Korruption. Abweichendes Verhalten in der Verwaltung. Nomos: Baden-Baden.
- Luhmann, Niklas 1969: Legitimität durch Verfahren. Luchterhand: Neuwied am Rhein.
- Luhmann, Niklas 1989: Politische Steuerung: Ein Diskussionsbeitrag, in: Politische Vierteljahresschrift 1, 4-9.
- Macho-Stadler, Ines/Pérez-Castrillo, J. David 2001: An Introduction to the Economics of Information: Incentives and Contracts. Oxford University Press: Oxford.

- Mahdi, Surya/Nightingale, Paul/Berkhout, Frans 2002: A Review of the Impact of Regulation on the Chemical Industry. Final Report to the Royal Commission on Environmental Pollution.
- Marin, Bernd 1996: Generalisierter Politischer Austausch, in: Patrick Kenis/Volker Schneider (Hg.): Organisation und Netzwerk: Institutionelle Steuerung in Wirtschaft und Politik. Campus Verlag: Frankfurt am Main, 425-470.
- Mau, Nicole 2005: Umweltzertifikate. Der Einsatz von Umweltzertifikaten in der Landwirtschaft am Beispiel klimarelevanter Gase. Peter Lang: Frankfurt/M.
- Mayntz, Renate (Hg.) 1983: Implementation politischer Programme. Ansätze zur Theorienbildung. Westdeutscher Verlag: Opladen.
- Mayntz, Renate 1993: Policy-Netzwerke und die Logik von Verhandlungssystemen, in: Héritier, Adrienne: (Hg.): Policy-Analyse. Kritik und Neuorientierung. Westdeutscher Verlag: Opladen.
- Mayntz, Renate/Scharpf, Fritz W. 1995: Der Ansatz des akteurzentrierten Institutionalismus, in: Mayntz, Renate/Scharpf, Fritz W. (Hg.): Gesellschaftliche Selbstregelung und politische Steuerung. Campus-Verlag: Frankfurt/New York.
- Mayntz, Renate 1999: Wissenschaft, Politik und die politischen Folgen kognitiver Ungewißheit, in: Gerhards, Jürgen (Hg.): Eigenwilligkeit und Rationalität sozialer Prozesse, Westdeutscher Verlag: Opladen, 31-45.
- Meinhövel, Harald 1999: Defizite der Prinzipal-Agent-Theorie. Eul: Lohmar.
- Mercer Management Consulting 2003: Study of the Impact of the Future Chemicals Policy. Final Report for the Union des Industries Chimiques (UIC).
- Meyer, Sigrid 1996: Ökonomische Theorie der Umweltpolitik. Josef Eul Verlag: Bergisch-Gladbach.
- Michaelis, Peter 1996a: Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik: Eine anwendungsorientierte Einführung. Physica Verlag: Heidelberg.
- Michaelis, Peter 1996b: Institutionelle Rahmenbedingungen für Marktlösungen: Ein Anforderungsprofil, in: Gawel, Erik (Hg.): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Analytica: Berlin, 42-56.
- Migúe, Jean Luc, Bélanger, Gérard 1974: Towards a General Theory of Management Discretion, in: Public Choice 17, 27-43.
- Monßen, Melanie 2006: Umweltinnovationen – Untersuchung von Fallstudien bei der Bayer AG, in: Koch, Lars/Monßen, Melanie (Hg.): Kooperative Umweltpolitik und nachhaltige Innovationen – das Beispiel der chemischen Industrie. Springer: Heidelberg, 28-94.
- Müller, Wolfgang C./Strøm, Kaare (Hg.) 1999: Policy, Office, or Votes? How Political Parties in Western Europe Make Hard Decisions. Cambridge University Press: Cambridge.
- Müller, Werner 2001: Wo steht die deutsche chemische Industrie im internationalen Vergleich? Rede des Bundesministers für Wirtschaft und Technologie Dr. Werner Müller anlässlich ei-

- ner Podiumsdiskussion im Rahmen der 2. Handelsblatt-Jahrestagung für die Chemische Industrie am 29. Mai 2001, Bad Homburg.
- <http://www.bmwi.de/bmwa/generator/Navigation/Presse/reden-und-statements,did=5212.html>
- Müller-Fürstenberger, Georg 1995: Kuppelproduktion. Eine theoretische und empirische Analyse am Beispiel der chemischen Industrie. Physica Verlag: Heidelberg.
- Murswiek, Axel 2001: Das sogenannte Kooperationsprinzip – Ein Prinzip des Umweltschutzes, in: Zeitschrift für Umweltrecht 1, 7-13.
- Nash, John F. 1950: The Bargaining Problem, in: *Econometrica* 18, 155-162.
- Neidlein, Hans-Christoph 1989: Der Chemiebeirat – Ein Modell präventiver und kooperativer Umweltpolitik, in: Donner, Hartwig/Magoulas, Georgios/Simon, Jürgen/Wolf, Rainer (Hg.): Umweltschutz zwischen Markt und Staat. Moderne Konzeptionen im Umweltschutz. Nomos: Baden-Baden, 471-494.
- Niskanen, William D. 1974: *Bureaucracy and Representative Government*. Aldine: Chicago.
- Nordbeck, Ralf/Faust, Michael 2002: *European Chemicals Regulation and its Effect on Innovation: an Assessment of the EU's White Paper on the Strategy for Future Chemicals Policy*. UFZ Discussion Paper 4/02. Leipzig.
- North, Douglass C. 1988: *Theorie des institutionellen Wandels. Eine neue Sicht der Wirtschaftsgeschichte*. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Noth, Michael 1994: *Regulierung bei asymmetrischer Informationsverteilung*. Deutscher Universitäts Verlag: Wiesbaden.
- Ockenfels, Axel 1999: *Fairneß, Reziprozität und Eigennutz. Ökonomische Theorie und experimentelle Evidenz*. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Öko-Institut 1989: *Stellungnahme zur Novellierung des Chemikaliengesetzes (BT-DS 11/4550)*, Darmstadt.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) 1993: *Application of Structure-Activity Relationships to the Estimation of Properties Important in Exposure Assessment*. OECD Environmental Monograph 67.
- OECD 1999: *Voluntary Approaches for Environmental Policy. An Assessment*, Paris.
- OECD 2002: *Technical Guidance Document on the Use of Socio-Economic Analysis in Chemical Risk Management Decision Making*. OECD: Paris.
- Olson, Mancur 1965: *The Logic of Collective Action. Public Goods and the Theory of Groups*. Harvard University Press: Cambridge.
- Osborne, Martin J. 2004: *An Introduction to Game Theory*. Oxford University Press: Oxford.
- Pearce, David/Koundouri, Phoebe 2003: *The Social Costs of Chemicals. The Costs and Benefits of Future Chemicals Policy in the European Union*. WWF: London.

- Petersen, Thomas/Faber, Malte 2000: Bedingungen erfolgreicher Umweltpolitik im deutschen Föderalismus. Der Ministerialbeamte als Homo Politicus, in: Zeitschrift für Politikwissenschaft 1, 5-41.
- Pichl, Claudia 1993: Evaluierung umweltpolitischer Instrumente im Bereich der Chlorchemie. Studie des Österreichischen Instituts für Wirtschaftsforschung im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Wien.
- Pierson, Paul 2000: Increasing Returns, Path Dependence and the Study of Politics, in: American Political Science Review 94, 251-267.
- Porter, Michael E./Van der Linde, Claas 1995: Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship, in: Journal of Economic Perspectives 4, 97-118.
- Pratt, John W./Zeckhauser, Richard J. 1985: Principals and Agents: The Structure of Business. Harvard Press: Boston.
- Prittwitz, Volker von: (Hg.) 2000: Institutionelle Arrangements in der Umweltpolitik. Zukunftsfähigkeit durch innovative Verfahrenskombinationen? Leske+Budrich: Opladen.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) 2000: Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Metzler-Poeschel: Stuttgart.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 2003: Zur Wirtschaftsverträglichkeit der Reform der Europäischen Chemikalienpolitik – Stellungnahme Nr. 4, Berlin.
- Rengeling, Hans-Werner 2002: Kooperationsprinzip, Kooperationsinstrumente und Instrumentenverbund im Umweltrecht, in: Carl-Eugen Eberle/Martin Ibler/Dieter Lorenz (Hg.): Der Wandel des Staates vor den Herausforderungen der Gegenwart. Beck: München, 509-524.
- Rengeling, Hans-Werner 1988: Das Kooperationsprinzip im Umweltrecht. Carl Heymanns-Verlag: Köln.
- Rengeling, Hans-Werner/Hagen Hof (Hg.) 2001: Instrumente des Umweltschutzes im Wirkungsverbund, Nomos: Baden-Baden.
- Rennings, Klaus et al. 1996: Nachhaltigkeit, Ordnungspolitik und freiwillige Selbstverpflichtungen. Ordnungspolitische Grundregeln für eine Politik der Nachhaltigkeit und das Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtung im Umweltschutz. Physica-Verlag: Heidelberg.
- Richter, Rudolf 1990: Sichtweise und Fragestellungen der Neuen Institutionenökonomik, in: Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften 110, 571-591.
- Richter, Rudolf/Furubotn, Eirik 1996: Neue Institutionenökonomik. Eine Einführung und kritische Würdigung, Mohr Siebeck: Tübingen.
- Risk & Policy Analysts 2003: Assessment of the Impact of the New Chemicals Policy on Occupational Health – Final Report. Prepared for the European Commission Environmental Directorate-General.

- Risk & Policy Analysts/BRE Environment 2003: The Impact of the New Chemicals Policy on Health and the Environment – Final Report, prepared for the European Commission Environment Directorate-General.
- Risk & Policy Analysts/Statistics Sweden 2002: Assessment of the Business Impact of New Regulations in the Chemicals Sector - Final Report. Prepared for the European Commission Enterprise Directorate-General.
- Ritter, Ernst-Hasso 1979: Der kooperative Staat. Bemerkungen zum Verhältnis von Staat und Wirtschaft, in: Archiv des öffentlichen Rechts 3, 389-413.
- Ritz, Manfred 2003: Die Zeichen stehen auf Sturm, in: Verband der chemischen Industrie (Hg.): Chemie report 5-6, 7-11.
- Ronge, Volker/Körber, Stefan 1994: Die Europäisierung der Chemikalienkontrolle und ihre Folgen für die Verbandspolitik – aus deutscher Sicht, in: Eichener, Volker/Voelzkow, Helmut: (Hg.): Europäische Integration und verbandliche Interessenvermittlung. Metropolis: Marburg, 321-347.
- Rothschild, Michael/Stiglitz, Joseph E. 1976: Equilibrium in Competitive Insurance Markets: An Essay on the Economics of Imperfect Information, in: Quarterly Journal of Economics 4, 629-649.
- Sabatier, Paul A. 1988: An Advocacy Coalition Framework of Policy Change and the Role of Policy-oriented Learning therein, in: Policy Sciences 21, 121-168.
- Scharpf, Fritz W. 1991: Die Handlungsfähigkeit des Staates am Ende des zwanzigsten Jahrhunderts, in: Politische Vierteljahresschrift, 621-634.
- Scharpf, Fritz W. 1993a: Versuch über Demokratie im verhandelnden Staat, in: Roland Czada/Manfred G. Schmidt (Hg.): Verhandlungsdemokratie, Interessenvermittlung, Regierbarkeit. Westdeutscher Verlag: Opladen, 25-50.
- Scharpf, Fritz W. 1993b: Positive und negative Koordination in Verhandlungssystemen, in: Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 24, 57-83.
- Scharpf, Fritz W. 1998: Demokratie in der transnationalen Politik, in: Streeck, Wolfgang (Hg.): Internationale Wirtschaft, nationale Demokratie. Herausforderungen für die Demokratietheorie. Campus-Verlag: Frankfurt/Main.
- Scharpf, Fritz W. 1999: Regieren in Europa: effektiv und demokratisch? Campus Verlag: Frankfurt/M.
- Scharpf, Fritz W. 2000a: Interaktionsformen. Akteurzentrierter Institutionalismus in der Politikforschung. Westdeutscher Verlag: Opladen.
- Scharpf, Fritz W. 2000b: Institutions in Comparative Policy Research. MPIfG-Working Paper 00/03.
- Schendel, Frank-Andreas 2001: Selbstverpflichtungen der Industrie als Steuerungsinstrument im Umweltschutz, in: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 5, 494-500.

- Schenk, Stefan/Weise, Peter 1995: Zur Evolution von Kooperation, in: *Ökonomie und Gesellschaft: Jahrbuch 12: Soziale Kooperation*, 129-167.
- Schmelzer, Dirk 1999: *Freiwillige Selbstverpflichtungen in der Umweltpolitik*. Shaker Verlag: Aachen.
- Schmid, A. Allan 2004: *Conflict and Cooperation. Institutional and Behavioral Economics*. Blackwell: Oxford.
- Schmidt, Rolf 1991: *Umweltgerechte Innovationen in der chemischen Industrie*. Verlag Wissenschaft und Praxis: Berlin.
- Schmidtchen, Dieter 1994: Vom nicht-marginalen Charakter der Steuermoral, in: Smekal, Christian, Theurl, Engelbert: (Hg.): *Stand und Entwicklung der Finanzpsychologie*. Nomos-Verlag: Baden-Baden, 185-211.
- Schneider, Dieter 1985: Die Unhaltbarkeit des Transaktionskostenansatzes für die "Markt oder Hierarchie"-Diskussion, in: *Zeitschrift für Betriebswirtschaft* 55, 1237-1254.
- Schneider, Jens-Peter 2003: Paktierte Gesetze als aktuelle Erscheinungsformen kooperativer Umweltpolitik, in: Hansjürgens, Bernd/Köck, Wolfgang/Kneer, Georg: (Hg.): *Kooperative Umweltpolitik*. Nomos: Baden-Baden, 43-53.
- Schneider, Volker 1986: Tauschnetzwerke in der Politikentwicklung. Chemikalienkontrolle in der OECD, EG und der Bundesrepublik Deutschland, in: *Journal für Sozialforschung* 26, 383-416.
- Schneider, Volker 1988: *Politiknetzwerke der Chemikalienkontrolle. Eine Analyse einer transnationalen Politikentwicklung*. Walter de Gruyter: Berlin/New York.
- Schönig, Werner (Hg.): 2001: *Perspektiven institutionalistischer Ökonomik*. Lit Verlag: Münster.
- Scholz, Roland W./Tietje, Olaf 2002: *Embedded Case Study Methods. Integrating Quantitative and Qualitative Knowledge*. Sage: London.
- Schumpeter, Joseph Alois 1950 *Kapitalismus, Sozialismus und Demokratie*, Mohr Siebeck: Tübingen, 6. Aufl. (1987).
- Schumacher, Anja 1994: *Unvollkommene Information in der neoklassischen Informationsökonomik und im evolutionsökonomischen Ansatz*. Peter Lang: Frankfurt/M.
- Schwarze, Reimund 1999: Theorie und Praxis der Haftung für Umweltrisiken: Was bringt das Umwelthaftungsgesetz? In: Hansjürgens, Bernd (Hg.): *Umweltrisikopolitik*. Analytica-Verlag: Berlin, 172-187.
- Scruggs, Lyle 2003: *Sustaining Abundance. Environmental Performance in Industrial Democracies*. Cambridge University Press: Cambridge.
- Siebel, Walter/Ibert, Oliver/Mayer, Hans-Norbert 2001: Staatliche Organisation von Innovationen: Die Planung des Unplanbaren unter widrigen Umständen durch einen unbegabten Akteur, in: *Leviathan* 29, 526-543.
- Siebert, Horst 1978: *Ökonomische Theorie der Umwelt*. Mohr Siebeck: Tübingen.

- Siebert, Horst (Hg.) 1996: Elemente einer rationalen Umweltpolitik. Expertisen zur umweltpolitischen Neuorientierung. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Simon, Herbert A. 1955: A Behavioural Model of Rational Choice, in: Quarterly Journal of Economics 69, 99-118.
- Sohmen, Egon 1992: Allokationstheorie und Wirtschaftspolitik. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Spence, A. Michael 1974: Market Signaling: Informational Transfer in Hiring and Related Screening Processes. Harvard Univ. Press: Cambridge.
- Stigler, George J. 1961: The Economics of Information, in: Journal of Political Economy 69, 213-225.
- Stigler, George J. 1971: The Theory of Economic Regulation, in: The Bell Journal of Economics and Management Science, 3-21.
- Stiglitz, Joseph E. 2000: The Contributions of the Economics of Information to Twentieth Century Economics, in: Quarterly Journal of Economics 4, 1441-1478.
- Stiglitz, Joseph E. 2002: Information and the Change in the Paradigm in Economics, in: The American Economic Review 3, 460-501.
- Stirba, Uwe/Kowalski, Ulrike/Schlottmann, Ulrich 2001: National Profile. Chemikalienmanagement in Deutschland, <http://www.baua.de/amst/amst.htm>.
- Stirling, Andy 2003: Risk, Uncertainty and Precaution: Some Instrumental Implications from the Social Sciences, in: Berkhout, Frans, Leach, Melissa, Scoones, Ian (Hg.): Negotiating Environmental Change. New Perspectives from Social Science. Edward Elgar: Cheltenham, 33-76.
- Streit, Manfred E. 2004: Die Misere des deutschen Verbändestaates, in: Duwendag, Dieter/Sauernheimer, Karlhans/Wille, Eberhard (Hg.): Jahrbuch für Wirtschaftswissenschaften, 178-186.
- Streeck, Wolfgang (Hg.) 1994: Staat und Verbände. Politische Vierteljahrschrift Sonderheft 25. Westdeutscher Verlag: Opladen.
- Streeck, Wolfgang 1997: German Capitalism: Does it exist? Can it Survive? In: New Political Economy 2, 237-256.
- Streeck, Wolfgang 1999: Korporatismus in Deutschland. – zwischen Nationalstaat und europäischer Union, Campus-Verlag: Frankfurt/New York.
- Streeck, Wolfgang/Schmitter, Philippe C.: (Hg.) 1985: Private Interest Government: Beyond Market and State. Sage: London.
- Süddeutsche Zeitung (SZ): 2001: Streit um die künftige Chemiepolitik. Wirtschaft kontra Verbraucher, 12.2.2001, 25.
- The Environmental Law Network International (ELNI) (Hg.) 1998: Environmental Agreements. The Role and Effect of Environmental Agreements in Environmental Policies. Cameron May.

- Tietzel, Manfred 1988: Zur ökonomischen Theorie des Betrügens und des Fälschens, in: *Jahrbuch für Nationalökonomie und Statistik* 204 (1) 17-35.
- Tirole, Jean 1988: *The Theory of Industrial Organization*. MIT Press: Cambridge/London.
- Töller, Annette E. 2003: Warum kooperiert der Staat? Politische Steuerung durch Umweltvereinbarungen, in: Grande, Edgar/Prätorius, Rainer: (Hg.): *Politische Steuerung und neue Staatlichkeit*. Nomos: Baden-Baden.
- Tocqueville, Alexis de 1956: *Über die Demokratie in Amerika*. Fischer-Bücherei: Frankfurt/M.
- Trampusch, Christine 2004: Das Scheitern der Politikwissenschaft am Bündnis für Arbeit. Eine Kritik an der Problemlösungsliteratur über das Bündnis für Arbeit, in: *Politische Vierteljahresschrift* 4, 541-562.
- Troja, Markus 1998: *Umweltpolitik und moderne Ökonomik. Der Beitrag der Neuen Politischen Ökonomie und der neuen Institutionenökonomik zur Erklärung umweltpolitischer Entscheidungsprozesse*. Lit Verlag: Münster.
- Tsebelis, George 2002: *Veto Players: How Political Institutions Work*. Princeton University Press: Princeton.
- Tullock, Gordon 1980: Rent Seeking as a Negative-Sum Game, in: Buchanan, James M., Tollison, Robert D., Tullock, Gordon: (Hg.): *Toward a Theory of the Rent-Seeking Society*. Texas A&M University Press: College Station/Texas, 16-36.
- Tullock, Gordon 1998: Externalities and Government, in: *Public Choice* 96, 411-415.
- Umweltbundesamt 1995: *Bewertung der Gefährdung von Mensch und Umwelt durch ausgewählte Altstoffe*. Texte 38/95, Berlin.
- Umweltbundesamt 1996: *Bewertung der Umweltgefährlichkeit ausgewählter Altstoffe durch das Umweltbundesamt. Teil II*. Texte 38/96, Berlin.
- Umweltbundesamt 1998: *Ergebnisprotokoll zum 12. EDTA-Fachgespräch „Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA“*, Berlin, 5.10.1998.
- Umweltbundesamt 1999: *Ergebnisprotokoll zum 13. EDTA-Fachgespräch „Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA“*, Berlin, 4.11.1999.
- Umweltbundesamt 2000: *Ergebnisprotokoll zum 14. EDTA-Fachgespräch „Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA“*, Berlin, 23.11.2000.
- Umweltbundesamt 2001a: *Hintergrundinformation: Anmerkungen zum Weissbuch der EU-Kommission zur Chemikalienpolitik*, Berlin, März 2001.
- Umweltbundesamt 2001b: *Nationales Forum zu Grundfragen der Chemikaliensicherheit: Neue Chemikalienpolitik für Europa – Zum Weissbuch der EG-Kommission „Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik“ vom 23.04.2001, Dokumentation vom 28.09.2001*.
- Umweltbundesamt 2001c: *Ergebnisprotokoll zum 15. EDTA-Fachgespräch „Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA“*, Berlin, 8.11.2001.

- Umweltbundesamt 2002: Ergebnisprotokoll zum 16. EDTA-Fachgespräch „Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA“, Berlin, 14.11.2002.
- VanDoren, Peter M. 1999: Chemicals, Cancer, and Choices. Risk Reduction through Markets. Cato Institute: Washington D.C.
- Veith, Michael 2001: Informal-kooperatives Verwaltungshandeln im Umweltschutz. Berlin Verlag: Berlin.
- Verband der chemischen Industrie (VCI) 2001: Fakten – Analysen – Perspektiven. Chemie 2001, Jahresbericht Verband der chemischen Industrie e.V., Frankfurt am Main.
- VCI 2001a: Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik. Die Position des VCI zum Weissbuch der EU-Kommission vom Februar 2001, Frankfurt/Main.
- VCI 2002: Chemiewirtschaft in Zahlen, Erhardt KG: Frankfurt/Main.
- VCI 2003: Fakten – Analysen – Perspektiven. Chemie 2002, Jahresbericht Verband der chemischen Industrie e.V., Frankfurt/Main.
- VCI 2003a: Stellungnahme des VCI zum Konsultationsdokument der GD Umwelt und der GD Unternehmen der EU-Kommission vom 16.05.2003: “Registration, Evaluation, Authorisation and Restrictions of Chemicals (REACH)”, 27.6.2003.
- VCI 2003b: Stellungnahme des VCI zum Verordnungsvorschlag der Europäischen Kommission: “Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe”, KOM(2003)644 endgültig vom 29.10.2003.
- <http://www.vci.de/default.asp?rub=738&tma=877&cmd=shd&docnr=89648&nd={4}&ond=&snd=21&shmode=19.12.2003>.
- VCI 2003c: Responsible Care. Daten der chemischen Industrie zu Sicherheit, Gesundheit, Umweltschutz. VCI: Frankfurt/Main.
- Voelzkow, Helmut/Hilbert, Josef/Heinze, Rolf G. 1987: „Regierung durch Verbände“ – am Beispiel der umweltbezogenen Techniksteuerung, in: Politische Vierteljahresschrift 28, 80-100.
- Voigt, Rüdiger 1995: Der kooperative Staat: Krisenbewältigung durch Verhandlung? Nomos: Baden-Baden.
- Voigt, Stefan 2000: Freiwilligkeit durch Zwangsandrohung? Eine institutionenökonomische Analyse von Selbstverpflichtungserklärungen in der Umweltpolitik, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 393-408.
- Voigt, Stefan 2002: Institutionenökonomik. Wilhelm Fink Verlag: München.
- Wagner, Richard E. 1966: Pressure Groups and Political Entrepreneurs: A Review Article, in: Papers on Non-Market Decision Making 1, 161-170.
- Weber, Max 1976: Wirtschaft und Gesellschaft: Grundriss der verstehenden Soziologie, 5. Auflage. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Wegner, Gerhard 1998: Entstaatlichung der Umweltpolitik durch innere Institutionen?. Verhandlungslösungen als Komplement regulativer Umweltpolitik, in: Wegner, Gerhard/Wieland,

- Josef: (Hg.) Formelle und informelle Institutionen - Genese, Interaktion und Wandel. Metropolis: Marburg, 35-69.
- Wegner, Gerhard/Wieland, Josef: (Hg.) 1998: Formelle und informelle Institutionen – Genese, Interaktion und Wandel. Metropolis: Marburg.
- Weidner, Helmut 1996: Umweltkooperation und alternative Konfliktregulierungsverfahren in Deutschland. Zur Entstehung eines neuen Politiknetzwerkes. WZB Discussion Papers: Berlin.
- Weimann, Joachim 1995: Umweltökonomik. Eine theorieorientierte Einführung. Springer Verlag: Berlin.
- Weiner, Daniel 2003: Uncertainty towards Time as Determining Factor for the Success of Political Regulations in the Case of EDTA. Paper presented at the Berlin Conference on the Human Dimension of Global Environmental Change "Governance for Industrial Transformation", 5-6 December 2003 in Berlin. Preliminary Draft, 27. November 2003.
- Weise, Eberhard/Meerkamp, Ian/Friege, Henning/Henseling, Karl Otto 1999: Von der Chemiediskussion zum Chemiedialog, in: Gesellschaft Deutscher Chemiker Hg.): Chemie erlebt. 50 Jahre GDCh. Brönners: Frankfurt/M., 244-263.
- Weizsäcker, Carl Christian von 1984: Was leistet die Property Rights Theory für aktuelle wirtschaftspolitische Fragen, in: Neumann, Manfred: (Hg.): Ansprüche, Eigentums- und Verfügungsrechte. Schriften des Vereins für Socialpolitik. Duncker & Humblot: Berlin, 123-133.
- Weiß, Jens 2000: Umweltpolitik als Akteurshandeln. Eine Theorie der kooperativen Bearbeitung von Informations- und Verteilungsproblemen in der umweltpolitischen Steuerung. Metropolis: Marburg.
- Wiedemann, Peter M. 1999: Experten und Interessenvertreter im Entscheidungsprozess über Risiken, in: Hansjürgens, Bernd (Hg.): Umweltrisikopolitik. Analytica-Verlag: Berlin.
- Wiesenthal, Helmut 2001: "Kooperative Verfahren" versus innovative Konstellationen: Zur Komplexität politischer Verhandlungen unter dem Einfluss des Globalisierungsprozesses, in: Frick, Siegfried/Penz, Reinhard/Weiß, Jens (Hg.): Der freundliche Staat. Kooperative Politik im institutionellen Wettbewerb. Metropolis: Marburg, 169-188.
- Williamson, Oliver E. 1985: The Economic Institutions of Capitalism. Free Press: New York.
- Wilson, Richard/Crouch, Edmund A. 2001: Risk-Benefit-Analysis. Harvard Univ. Press: Cambridge
- Winter, Gerd (Hg.) 1995: Risikoanalyse und Risikoabwehr im Chemikalienrecht: Interdisziplinäre Untersuchungen. Werner-Verlag: Düsseldorf.
- Winter, Gerd (Hg.) 2000: Risk Assessment and Risk Management of Toxic Chemicals in the European Community – Experiences and Reform. Nomos: Baden-Baden.
- Winter, Marcus 2001: Kooperation in umweltschutzbezogenen Dilemmasituationen. Universität Ulm.

- Wölcke, Uwe 1997: Neuere Entwicklungen im Risikomanagement und diesbezügliche Arbeiten der Projektgruppe "Risikoakzeptanz" , in: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 57, 238-240.
- Wolff, Franziska 2004: Staatlichkeit im Wandel – Aspekte kooperativer Umweltpolitik. Ökom-Verlag: München.
- Zeckhauser, Richard J. (Hg.) 1991: Strategy and Choice. MIT Press: Cambridge/MA.
- Zilleßen, Horst/Barbian, Thomas 1992: Neue Formen der Konfliktregelung in der Umweltpolitik, in: Aus Politik und Zeitgeschichte B39-40, 14-22.
- Zimmermann, Horst/Pahl, Thilo 1999: Unbekannte Risiken. Innovationsbezug und umweltpolitische Aufgaben, in: Bernd Hansjürgens (Hg.): Umweltrisikopolitik. Analytica: Berlin, 107-122.
- Zimmermann, Klaus F.: (Hg.) 2002: Neue Entwicklungen in der Wirtschaftswissenschaft. Physica: Heidelberg.

Interviews

Dr. Jan Ahlers (ehemaliges BUA-Mitglied, Umweltbundesamt (UBA)), 4.7.2002.

Andreas Ahrens (Institut für Ökologie und Politik GmbH), 17.6.2002.

Dr. Heinz Behret (BUA-Geschäftsführer), 4.3.2002.

Prof. Dr. Hans Drexler (BUA-Mitglied, Universität Erlangen-Nürnberg), 21.5.2002.

Dr. Henning Friege, AWISTA GmbH, (Düsseldorfer Abfallwirtschafts- und Stadtreinigungsbetrieb, ehemaliger stellvertretender Vorsitzender des BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland), 21.10.2002.

Prof. Dr. Helmut Greim (Vorsitzender des BUA, Technische Universität München), 27.5.2002.

Prof. Dr. Ursula Gundert-Remy (ehemaliges BUA-Mitglied, Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV)), 4.7.2002.

Dipl.-Ing. Thomas Herold (BUA-Geschäftsstelle), 4.3.2002.

Prof. Dr. Herwig Hulpke (ehemaliges BUA-Mitglied, Bayer AG), 21.3.2002.

Dr. Hans-Wilhelm Marquart (ehemaliger Mitarbeiter der Bayer AG Leverkusen, Produktsicherheit), 14.2.2003.

Prof. Dr. Horst Neidhard (ehemaliges BUA-Mitglied, ehemals Umweltbundesamt (UBA), 21.5.2002.

Dr. Andrea Paetz (Bayer AG Leverkusen), 17.6.2003.

Dr. Norbert Rupprich (ehemaliges BUA-Mitglied, Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BauA)), 14.5.2002.

Dr. Frank-Andreas Schendel (Bayer AG Leverkusen), 11.3.2002.

Prof. Dr. Ulrich Schlottmann, (ehemaliges BUA-Mitglied, Bundesumweltministerium), 13.5.2002.

Dr. Beatrice Schwarz-Schulz (ehemaliges BUA-Mitglied, Umweltbundesamt (UBA), 4.7.2002.

Dr. Burkhard Stock (BUA-Mitglied, Bayer AG Leverkusen), 2.7.2002.

Prof. Dr. Reinhard Zellner (stellvertretender Vorsitzender des BUA, Universität Essen), 28.5.2002.