

sofia

Sonderforschungsgruppe
Institutionenanalyse

**Grundlegende Aspekte der Umweltpolitik aus
ökonomischer und politikwissenschaftlicher Sicht**

Thomas Döring

sofia-Diskussionsbeiträge 14-6, Darmstadt 2014

ISBN: 978-3-941627-37-6

Sofia-Diskussionsbeiträge
zur Institutionenanalyse
Nr. 14-6

ISSN 1437 - 126X

ISBN 978-3-941627-37-6

Grundlegende Aspekte der Umweltpolitik aus ökonomischer und politikwissenschaftlicher Sicht

Thomas Döring

Darmstadt, September 2014

Inhalt

1 Einführung in den Gegenstand: Umweltpolitischer Handlungsbedarf und rechtliche Rahmenbedingungen	3
1.1 Funktionen, Qualitätszustand und Betrachtungsweise der natürlichen Umwelt.....	3
1.2 Rechtliche Verankerung der Umweltpolitik und innerstaatliche Zuständigkeitsverteilung.....	5
2 Strukturmerkmale des Umweltproblems und der Umweltpolitik aus ökonomischer und politikwissenschaftlicher Sicht	9
2.1 Saubere Umwelt als öffentliches Gut: Gefangenendilemma und Freifahrerproblem	9
2.2 Externe Effekte, Langfristwirkung und Unsicherheit von Umweltschäden	11
2.3 Eigeninteresse der umweltpolitischen Akteure und Grenzen des umweltbezogene Lenkungswissens.....	14
2.4 Politische Eigendynamik, Problemwahrnehmung sowie institutionelle und situative Einflüsse	16
3 Grundlegende Eingriffsstrategien, regulative Prinzipien und Instrumente staatlicher Umweltpolitik	19
3.1 Umweltpolitik zwischen hoheitlichem Eingriff und privater Verhandlungslösung.....	19
3.2 Bedeutsame regulative Prinzipien der Umweltpolitik auf nationaler und europäischer Ebene.....	22
3.3 Grundlegende ökologische und ökonomische Wirkungseigenschaften sowie Transaktionskosten umweltpolitischer Instrumente	24
3.4 Durchsetzungsfähigkeit der verschiedenen Instrumente im umweltpolitischen Prozess	27
4 Schlussbetrachtung	30
5 Literaturverzeichnis	31

1

Einführung in den Gegenstand: Umweltpolitischer Handlungsbedarf und rechtliche Rahmenbedingungen

Aus ökonomischer wie aus politikwissenschaftlicher Sicht hat sich eine Analyse der Zielsetzungen, Ausgestaltung und Wirksamkeit von Umweltpolitik am bestehenden Handlungsbedarf in diesem Politikfeld, den diesbezüglich relevanten rechtlichen Rahmenbedingungen, den Interessen der maßgeblichen politischen Akteure und der sich daraus ergebenden Dynamik des politischen Prozesses zu orientieren. Während auf die beiden zuletzt genannten Bestimmungsfaktoren an späterer Stelle genauer eingegangen wird, stehen die Betrachtung des bestehenden umweltpolitischen Handlungsbedarfs ebenso wie die grundlegende rechtliche Verankerung der Umweltpolitik in Deutschland und Europa im Zentrum der nachfolgenden Ausführungen.

1.1

Funktionen, Qualitätszustand und Betrachtungsweise der natürlichen Umwelt

Umweltschäden sind häufig das Ergebnis einer wirtschaftlichen Nutzung natürlicher Ressourcen, die durch Produktion und Konsum sowie die Aufnahme von Schadstoffen innerhalb der bestehenden Umweltmedien (Luft, Wasser, Boden) verursacht werden. Die genannten Nutzungsformen lassen sich auch als Funktionen der natürlichen Umwelt (Produktions-, Konsum-, Deponiefunktion) bezeichnen. Die natürliche Umwelt bildet zugleich den Lebensraum von Menschen, Tieren und Pflanzen, indem sie benötigte Stoffe und Energie liefert sowie grundlegende Lebenserhaltungssysteme wie etwa die Ozonschicht oder das Klima zur Verfügung stellt (Regulationsfunktion). Umweltschäden entstehen zum einen durch die auf Menschen und Ökosysteme einwirkenden Umweltverschmutzungen in Form von Gewässer- und Luftverschmutzungen oder durch die Erzeugung von stofflichen Abfällen im Abgas und Abwasser, festen Abfällen (Müll) sowie energetischen Abfällen (Lärm, Abwärme Strahlung). Zum anderen trägt die zunehmende Flächeninanspruchnahme für Siedlungs-, Verkehrs- und Produktionszwecke zu Umweltschäden bei, weil im Zuge dessen natürliche Ökosysteme zurückgedrängt werden, die Artenvielfalt abnimmt, das Landschaftsbild beeinträchtigt sowie der Boden zunehmend versiegelt wird (Cansier 1993, S. 3; Hartwig, 1992, S. 126ff.).

Die seit mehr als 40 Jahren in Deutschland betriebene Umweltpolitik (siehe für einen Überblick Böcher und Töller 2012a, S. 26ff.) hat insbesondere mit Blick auf die jüngere Vergangenheit – folgt man dem neuesten Umweltprüfbericht der OECD (2012) für Deutschland – zu einer nennenswerten Verbesserung des Umweltqualitätszustands beigetragen. So lagen etwa die gesamten Treibhausgasemissionen (CO₂, Methan etc.) Deutschlands im Jahr 2010 um 24 % unter dem Niveau von 1990. Dabei zählt Deutschland zu den wenigen OECD-

Ländern, die in den 2000er Jahren Treibhausgasemissionen und Wirtschaftswachstum vollständig entkoppelt haben, was nicht zuletzt auf eine gesunkene Energieintensität der Industrieproduktion zurückzuführen ist. In ähnlicher Weise gingen innerhalb des Betrachtungszeitraums von 2000 bis 2009 die sonstigen Luftschadstoffe (NO_x , SO_2 , Feinstaub- und Rußpartikel) um annähernd 15 % zurück. Auch ist die Gesamtabfallerzeugung in diesem Zeitraum um 20 % gesunken. Damit einher geht ein Rückgang der jährlichen Siedlungsabfälle von 640 kg auf 590 kg pro Kopf und dies trotz eines nach wie vor steigenden Konsums. Mit einer Quote von 63 % verfügt Deutschland innerhalb der EU zudem über eine der höchsten Recyclingraten beim Siedlungsabfall (EU15-Durchschnitt: 45 %). Ebenfalls um rund 12 % gesunken ist die Wassernutzung in den 2000er Jahren, die mit 430 m^3 Wasserentnahme je Einwohner und Jahr deutlich unter dem Durchschnitt der europäischen OECD-Länder liegt. Ebenso ist die Umwidmung von Freiflächen in Siedlungs- und Verkehrsflächen von 129 Hektar im Jahr 2000 auf aktuell 87 Hektar zurückgegangen. Darüber hinaus verfügt Deutschland mit einem Anteil von 40 % Naturschutzflächen an der Gesamtfläche über den höchsten Wert innerhalb der OECD.

Diese Erfolge können jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass Deutschland in einigen Bereichen nationale wie internationale Zielvorgaben der Umweltpolitik bislang nicht erfüllen konnte. So wird etwa davon ausgegangen, dass 82 % der Oberflächengewässer und 36 % des Grundwassers die bis 2015 zu erfüllenden Qualitätsvorgaben der EU nicht erreichen werden. Auch wurde das in der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie formulierte Ziel einer Minderung der Luftschadstoffe (NO_x , SO_2 , Feinstaub- und Rußpartikel) um 70 % innerhalb des Zeitraums von 1990 bis 2010 deutlich verfehlt. Das gleiche ist bezogen auf den Zielwert für die Nutzung neuer Flächen für Siedlungs- und Verkehrszwecke zu erwarten, der für 2020 einen Wert von nur noch 30 Hektar vorsieht (Bundesregierung 2002, S. 189), was lediglich einem Drittel des aktuell realisierten Wertes entspricht. Richtet man den Blick zudem über Deutschland hinaus auf die drängenden globalen Umweltprobleme, ist weder hinsichtlich der Klimaerwärmung oder des dramatischen Rückgangs der weltweiten Artenvielfalt noch bezogen auf die Verschmutzung und Überfischung der Weltmeere eine Lösung in Sicht (Intergovernmental Panel of Climate Change 2014; Randers 2012).

Aus ökonomischer Sicht führen die nach wie vor bestehenden Umweltprobleme jedoch nicht zu der Forderung nach einem maximalen Umweltschutz. Zwar sind Umweltschäden begrifflich weit zu fassen, wobei jegliche Art menschlicher Nutzeneinbuße im Umgang mit natürlichen Ressourcen als gesellschaftliche Kosten zu gelten hat. Die natürliche Umwelt als solche verfügt aus ökonomischer Sicht jedoch über keinen Eigenwert, erforderlich ist vielmehr ein Bezug zur Befriedigung individueller Bedürfnisse bezogen auf die

Nutzung von Umweltgütern. Entsprechend wird die Aufgabe der Umweltpolitik darin gesehen, Umweltgüter solchen Verwendungen zuzuführen, welche die gesellschaftliche Wohlfahrt steigern. Unter dieser allokationstheoretischen Perspektive stellt nicht die Minimierung von Umweltschäden, sondern die Realisierung eines optimalen Umweltschutzniveaus unter Abwägung aller Vor- und Nachteile von Umweltschutzmaßnahmen die grundlegende Zielvorgabe einer ökonomisch zweckmäßigen Umweltpolitik dar (Feess und Seeliger 2013; S. 1f.; Endres 2000, S. 26ff.).

Vor allem unter dem Postulat einer nachhaltigen Entwicklung bilden dabei nicht nur die Bedürfnisse der jeweils gegenwärtigen Generation den Maßstab für eine angemessene Ausgestaltung von Umweltpolitik. Darüber hinaus ist auch die Beeinträchtigung der Lebensgrundlage zukünftiger Generationen bei der Bestimmung von Umweltschäden mit zu berücksichtigen. Der Nachhaltigkeitsgrundsatz stellt zudem nicht allein auf die unmittelbaren Umweltwirkungen auf den Menschen ab, sondern bezieht auch all jene Schädigungen von Tieren und Pflanzen in die Betrachtung mit ein, die auf den Menschen zurückwirken können (Cansier 1993, S. 17; siehe für eine ausführliche Erläuterung des Nachhaltigkeitspostulats auch Rogall 2012, S. 41ff.). Interpretiert als Postulat zur Herstellung intergenerativer Gerechtigkeit bezüglich der Nutzung natürlicher Ressourcen zielt das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung aus ökonomischer Sicht im Kern auf eine Erhaltung des „natürlichen Kapitalstocks“. Für die Umweltpolitik leiten sich daraus drei allgemeine Zielvorgaben ab: (1) Irreversible Schäden von Umweltgütern sind dadurch zu vermeiden, dass die natürliche Absorptionsfähigkeit der Umweltmedien nicht überschritten wird. (2) Für nicht regenerierbare natürliche Ressourcen müssen durch technologische Innovationen Alternativen entwickelt werden, um zukünftigen Generationen eine vergleichbare Bedürfnisbefriedigung zu ermöglichen. (3) Der Abbau erneuerbarer Ressourcen darf deren natürliche Regenerationsrate nicht überschreiten (siehe für weitere Anforderungen zudem Endres 2000, S. 314ff.).

1.2

Rechtliche Verankerung der Umweltpolitik und innerstaatliche Zuständigkeitsverteilung

Im Unterschied zu anderen Politikfeldern, wie etwa der Arbeitsmarkt- oder auch der Geldpolitik, hat sich die Umweltpolitik in Deutschland erst vergleichsweise spät etabliert. Sie wurde 1971 mit dem Umweltprogramm der Bundesregierung zu einer eigenständigen politischen Aufgabe erklärt. Seit 1994 ist der Umweltschutz als Staatsaufgabe auch verfassungsrechtlich in Art. 20a GG verankert, wo es wörtlich heißt: „Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung und nach Maßgabe von Gesetz

und Recht durch die vollziehende Gewalt und Rechtsprechung“. Die Umsetzung dieser allgemeinen Zielsetzung erfolgt in Deutschland vor dem Hintergrund der bundesstaatlichen Ordnung bezogen auf Gesetzgebungs- und Verwaltungskompetenzen „arbeitsteilig“ zwischen Bundes- und Landesebene. Bezogen auf die Gesetzgebungskompetenz wurden dabei die maßgeblichen umweltpolitischen Entscheidungen bis zur Mitte der 2000er Jahre in den Bereichen der Luftreinhaltung, der Lärmbekämpfung sowie der Abfallbeseitigung unter Wahrnehmung der sogenannten konkurrierenden Gesetzgebung (Art. 74 GG) auf der Bundesebene getroffen, was zu einer Begrenzung der Landeskompetenzen in der Umweltpolitik auf den Naturschutz und die Landschaftspflege sowie den Gewässerschutz geführt hat, da in diesen Bereichen der Bund lediglich über die Kompetenz für die sogenannte Rahmengesetzgebung (Art. 75 GG) verfügte. Die mit Blick auf die Vergangenheit weitgehende Zentralisierung umweltpolitischer Kompetenzen hat in Deutschland wesentlich zur Etablierung der Umweltpolitik als einem eigenständigen Politikfeld beigetragen (Böcher und Töller 2012a, S. 157).

Mit der ersten Stufe der Föderalismusreform im Jahr 2006 erfolgte eine grundlegende Veränderung der gesetzgeberischen Kompetenzen innerhalb der Umweltpolitik. Dabei wurde nicht nur die Rahmengesetzgebung des Bundes in den genannten Bereichen (Naturschutz, Landschaftspflege, Wasserschutz) aufgehoben und in die konkurrierende Gesetzgebung überführt. Zudem unterliegt – anders als bislang – das umweltpolitische Tätigwerden des Bundes in den Bereichen von Luftreinhaltung, Lärmbekämpfung sowie Natur- und Gewässerschutz nicht länger einer gesonderten Begründung für die Erforderlichkeit einer bundeseinheitlichen Regelung, die lediglich für den Bereich der Abfallwirtschaft aufrechterhalten wurde. Schließlich haben die Länder seit 2010 die Möglichkeit, auch bei Wahrnehmung der konkurrierenden Gesetzgebung durch den Bund in den Bereichen von Naturschutz und Landschaftspflege sowie im Gewässerschutz abweichende Regelungen zu treffen. Aus ökonomischer Sicht, der zufolge nur im Fall von räumlich homogenen Umweltschutzpräferenzen, grenzüberschreitenden Schadenswirkungen (regionale Spillover-Effekte) oder umsetzungsbezogenen Kostendegressionseffekten eine Zentralisierung umweltpolitischer Zuständigkeiten erforderlich ist (Zimmermann und Kahlenborn 1994), wurde die neue Abweichungskompetenz der Länder weitgehend begrüßt, da damit nicht nur die Möglichkeit zu einer besseren Verwirklichung des Subsidiaritätsprinzips in der innerstaatlichen Kompetenzverteilung (Döring und Voigt 2006, S. 206), sondern auch die Chance auf einen vermehrten föderalen Wettbewerb im Bereich des Umweltschutzes besteht (Mammen 2007, S. 125; Koch und Krohn 2006). Demgegenüber wurde vor allem aus politik- und rechtswissenschaftlicher Sicht die Befürchtung geäußert, dass diese Reformmaßnahme zu einer Zersplitterung der umweltpolitischen Gesetzgebung in Deutschland und einem „race to the bottom“ bei ei-

ner Vielzahl von Umweltstandards führen könnte (Benz et al. 2007, S. 125; Ingerowski 2006), wofür es allerdings bislang keine Anhaltspunkte gibt.

Es zählt zu den besonderen Merkmalen des deutschen Föderalismus, dass die Zuständigkeitsverteilung zwischen Bundes- und Landesebene nicht vorrangig an politischen Aufgaben, sondern an grundlegenden staatlichen Funktionen ausgerichtet ist (Döring und Schnellenbach 2011; Döring 2000). Für den Bereich der Umweltpolitik hat dies zur Folge, dass unabhängig davon, ob ein Umweltgesetz auf Bundes- oder Landesebene verabschiedet wird, dessen Vollzug im Regelfall der Länderebene obliegt. Die Länder stellen die benötigten Ressourcen und Verwaltungsstrukturen für umweltschutzbezogene Vorsorge-, Sanierungs-, Überwachungs- und Kontrolltätigkeiten bereit, was diesen wiederum nennenswerte Gestaltungsspielräume in der Umsetzung umweltpolitischer Regelungen eröffnet (Böcher und Töller 2012a, S. 159ff.). Dies schließt eine verstärkte Kommunalisierung von Umweltschutzaufgaben, wie in der jüngeren Vergangenheit von der überwiegenden Zahl der Länder praktiziert, mit ein, was angesichts der finanziellen Notlage vieler Kommunen durchaus kritisch bewertet wird (Sachverständigenrat für Umweltfragen 2007).

Eine vergleichbare Entwicklung wie in Deutschland kann bezüglich der rechtlichen Verankerung der Umweltpolitik auf der europäischen Ebene festgestellt werden. So wurde 1972 im Rahmen des Treffens der Staats- und Regierungschefs der Europäischen Gemeinschaft in Paris dem Umweltschutz erstmals ein erhöhter Stellenwert zugesprochen, ohne dass es für umweltpolitische Maßnahmen jedoch eine eigene Kompetenzgrundlage gab. Erst mit der Einheitlichen Europäischen Akte (1987), dem Maastricht-Vertrag (1992) sowie dem Vertrag von Amsterdam (1997) wurde schrittweise eine rechtliche Grundlage für eine gemeinsame europäische Umweltpolitik geschaffen (Döring 1997, S. 117ff.; Döring 1998, S. 169ff.). So zählen gemäß Art. 3 Abs. 3 EUV die Schaffung eines hohen Maßes an Umweltschutz sowie die Verbesserung der Umweltqualität zu den grundlegenden Zielsetzungen der Europäischen Union. Zur Konkretisierung dieser Zielsetzung enthält Art. 191 Abs. 1 AEUV die Forderung, die bestehende Umwelt zu erhalten und zu schützen sowie ihre Qualität zu verbessern. Zudem wird dort der Schutz der menschlichen Gesundheit sowie eine umsichtige und rationale Verwendung natürlicher Ressourcen zu den allgemeinen Zielsetzungen der europäischen Umweltpolitik erklärt, was auch die Förderung internationaler Maßnahmen zur Lösung regionaler und globaler Umweltprobleme mit einschließt.

Bezogen auf die rechtliche Zuständigkeitsverteilung zählt die Aufgabe des Umweltschutzes zu den konkurrierenden Kompetenzen zwischen EU-Ebene und Mitgliedstaaten, d.h. letztere behalten ihre umweltpolitische Regelungsbefugnis in all jenen Bereichen, in denen keine umfassende Regelung durch die Gemeinschaft erfolgt ist. Die Mitgliedstaaten sind dabei allerdings an die

sonstigen Regelungen des EU-Vertrages gebunden, wobei vorrangig die Realisierung des gemeinsamen europäischen Marktes zu Einschränkungen in der nationalen Umweltpolitik führt (Palme 1992, S. 44; Krämer 1995, S. 100; Döring 1997, S. 119ff.). Mit der Etablierung eigenständiger umweltpolitischer Regelungskompetenzen auf EU-Ebene ist es in den zurückliegenden Jahren auch zu einer zunehmenden „Europäisierung der Umweltpolitik“ (Böcher und Töller 2012a, S. 162) gekommen, die ihren Niederschlag unter anderen darin findet, dass die deutsche Gesetzgebung immer stärker europäischen Vorgaben unterliegt. War noch bis Mitte der 1980er Jahre die Umweltpolitik in Deutschland weitgehend national dominiert, führte die zunehmende Übertragung umweltpolitischer Kompetenzen auf die EU-Ebene dazu, dass der Anteil „europäisierter Umweltgesetze“ bis zum Jahr 2009 auf knapp 80 % anstieg (Töller 2008a). Der Grund hierfür ist, dass immer dann, wenn die Gemeinschaft ihre umweltpolitischen Zuständigkeiten nutzt, supranationales Recht entsteht, welches entweder von den Mitgliedstaaten verpflichtend in nationales Recht umzusetzen ist (EU-Richtlinien) oder sogar unmittelbar in den Mitgliedstaaten Anwendung findet (EU-Verordnungen). Folgt man Böcher und Töller (2012a, S. 163), ist damit aus deutscher Sicht „die Umweltpolitik das Politikfeld, das von allen innenpolitischen Feldern in stärksten Maße messbaren europäischen Einflüssen unterliegt“.

2

Strukturmerkmale des Umweltproblems und der Umweltpolitik aus ökonomischer und politikwissenschaftlicher Sicht

Umweltgüter sind zum einen durch spezifische Strukturmerkmale gekennzeichnet, zu denen sowohl deren Knappheit als auch deren öffentliche Guts-eigenschaften mit dem damit verbundenen „Freifahrer-Problem“ zählen, die als Grundlage für eine ökonomische Rechtfertigung staatlicher Umweltpolitik dienen. Auch können die mit der Nutzung von Umweltgütern verbundenen externen Effekte, der für Umweltprobleme typische Langfristcharakter sowie die hohe Unsicherheit und Irreversibilität bezüglich der mit Umweltbeeinträchtigungen verbundenen Wirkungen als weitere besondere Merkmale von Umweltgütern gelten, welche die umweltpolitischen Steuerungsmöglichkeiten des Staates begrenzen. Zum anderen gilt es die Eigendynamik des umweltpolitischen Prozesses zu berücksichtigen, die sich vor allem darin ausdrückt, dass Umweltpolitik weder als das alleinige Ergebnis der Verfolgung spezifischer politischer (Eigen-)Interessen noch als ein rein sachrationaler Problemlösungsprozess verstanden werden kann. Bezogen auf letzteres sind vielmehr Unterschiede in der individuellen Problemwahrnehmung, bestehende institutionelle Settings ebenso wie der Einfluss situativer Aspekte auf das umweltpolitische Entscheidungsverhalten von maßgeblicher Bedeutung.

2.1

Saubere Umwelt als öffentliches Gut: Gefangenendilemma und Freifahrerproblem

In dem Maße, wie die Selbstreinigungsfähigkeit der Natur (d.h. die sogenannte Assimilationskapazität) im Zuge der Industrialisierung in den zurückliegenden Jahrzehnten immer stärker abgenommen hat und damit Umweltgüter entsprechend den individuellen Nutzungsbedürfnissen nicht mehr uneingeschränkt zur Verfügung stehen, steigt deren Knappheitsgrad sowie die Notwendigkeit zu ihrer Bewirtschaftung. Im Rahmen einer Marktwirtschaft wird das Knappheitsverhältnis von Gütern im Regelfall durch deren (relative) Preise widerspiegelt. Eine Bewirtschaftung von Umweltgütern über den Markt setzt allerdings sowohl das Vorhandensein von individuellen Präferenzen für diese Güter als auch einen funktionsfähigen Preismechanismus voraus, wenn es nicht zu einem „Marktversagen“ kommen soll (Zimmermann et al. 2012, S. 497ff.; Endres 2000, S. 16f.). Zwar gibt es einzelne Umweltbereiche, in denen die Langfristwirkungen von Umweltbeeinträchtigungen individuell nicht immer vollständig überschaut werden (z.B. Erhalt der Bergwälder wegen Lawinengefahr) und daher eine zumindest teilweise Korrektur der individuellen Präferenzen durch sogenannte meritorische Eingriffe des Staates (z.B. Verbot der Abholzung von „Bannwäldern“) erforderlich ist (Zimmermann et al. 2012, S. 498; zum Konzept der meritorischen Güter auch Andel 1984). In der über-

wiegenden Zahl von Umweltgütern kann jedoch grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass entsprechende Umweltschutzpräferenzen in der Gesellschaft vorhanden sind, ohne dass es jedoch zu einem über den Markt vermittelten Angebot dieser Güter in ausreichender Quantität und Qualität kommt. Der Grund hierfür ist, dass aus ökonomischer Sicht Umweltgüter die beiden typischen Eigenschaften von öffentlichen Gütern aufweisen. Dies ist zum einen das Merkmal der Nichtrivalität im Konsum, d.h. – etwa am Beispiel des Atmens von sauberer Luft – der Konsum eines Gutes durch einen Bürger wird nicht durch den Konsum dieses Gutes durch andere Bürger gemindert. Etwaige Marktpreise für das Gut „saubere Luft“ hätten in diesem Fall keine ökonomisch sinnvolle Lenkungswirkung, da der zusätzliche Konsum mit keinen zusätzlichen Kosten verbunden ist. Zum anderen sind Umweltgüter in aller Regel dadurch gekennzeichnet, dass das sogenannte Ausschlussprinzip nicht angewendet werden kann, d.h. ein privater Anbieter wäre nicht in der Lage, für entsprechende Güter kostendeckende Preise zu erzielen, da – wenn erst einmal bereitgestellt – niemand von der Nutzung dieser Güter mittels Vergabe exklusiver Eigentumsrechte ausgeschlossen werden kann. Die lebenserhaltende Funktion der Ozonschicht oder der natürliche Treibhauseffekt sind Beispiele für Umweltgüter, welche die Eigenschaften „reiner“ öffentlicher Güter aufweisen.

An dem Tatbestand, dass sich saubere Umwelt nicht über den Markt verkaufen lässt, ändert sich auch dann nichts, wenn es zu einer Rivalität im Konsum kommt, aber das Ausschlussprinzip nach wie vor keine Anwendung findet. Anders als bei reinen öffentlichen Gütern werden solche Fälle als sogenannte Allmende- bzw. Gemeinschaftsgüter bezeichnet, wie sie ebenfalls im Umweltbereich häufig anzutreffen sind. Hier können Nutzungskonflikte – beispielsweise in Gestalt der rivalisierenden Nutzung eines Gewässers zur Abfallentsorgung (Produktion) oder zu Badezwecken (Konsum) – im Ergebnis zu einer Übernutzung von natürlichen Ressourcen führen, da aufgrund fehlender Eigentumsrechte kein Anreiz für einen schonenden Umgang mit dem betroffenen Umweltgut besteht. Im Zusammenhang mit entsprechenden Umweltproblemen ist daher auch von der „Tragödie der Allmende“ die Rede (Ostrom 1999). Beispiele hierfür sind die Überfischung der Weltmeere ebenso wie der weltweite Rückgang des Bestandes an Tier- und Pflanzenarten.

Als ursächlich dafür, dass Marktkräfte nur wenig zur Eindämmung von Umweltschäden beitragen, gilt aus ökonomischer Sicht das sogenannte Trittbrettfahrerphänomen, das sich spieltheoretisch auch als das Ergebnis eines Gefangenendilemmas charakterisieren lässt (allgemein Behnke 2013, S. 91ff.; mit Bezug zum Umweltproblem Feess und Seeliger 2013; S. 13ff.; Endres 2000, S. 213ff.) und am Beispiel des Einbaus eines Katalysators für eine bessere Luftqualität wie folgt erläutert werden kann (Cansier 1993, S. 22f.): Unterstellt man, dass der individuelle Beitrag eines Autofahrers zur Verbesserung der be-

stehenden Umweltbedingungen marginal ist und geht man des Weiteren davon aus, dass der individuelle Nutzen aus sauberer Luft mit 1.500 Euro bewertet wird, während die Kosten des Einbaus eines Katalysators sich auf 1.000 Euro belaufen, ist es in Anbetracht der beiden bestehenden Handlungsalternativen (Einbau bzw. Nichteinbau des Katalysators) individuell rational, auf den Einbau des Katalysators zu verzichten. Begründen lässt sich diese Verhaltensstrategie damit, dass unter den genannten Bedingungen der individuelle Nutzen dann am größten ausfallen würde, wenn alle anderen einen Katalysator einbauen und sich die Luftqualität dadurch nennenswert verbessert, ohne dass jemand von dieser Qualitätsverbesserung aufgrund des öffentlichen Gutcharakters von sauberer Luft ausgeschlossen werden kann. Der individuelle Nutzen des Nichteinbaus wäre in dieser Situation am größten (1.500 Euro). Aber auch für den Fall, dass alle anderen auf den Einbau eines Katalysators verzichten, wäre aus individueller Sicht der Nichteinbau des Katalysators die vorteilhaftere Entscheidungsalternative. Zwar entsteht bei dieser Variante kein umweltbezogener Nutzen, da sich am Qualitätszustand der Umwelt nichts ändert. Aus individueller Sicht fallen aber auch keine Kosten (1.000 Euro) für den Einbau eines Katalysators an.

Im Ergebnis führt dieses strategische Trittbrettfahrerverhalten jedoch zum gesamtgesellschaftlich schlechtesten Ergebnis, da es nicht zur Bereitstellung des im Grunde von allen präferierten Kollektivguts „saubere Luft“ kommt. Sieht man einmal von kleinen Gruppen mit einer vergleichsweise starken sozialen Kontrolle und weitgehend identischen Interessen der Gruppenmitglieder ab, die auf dem Weg kooperativer Absprachen auf lokaler oder regionaler Ebene auch zu einem privaten Angebot an Umweltgütern in der Lage sind, muss in den meisten Fällen der Staat mittels umweltpolitischer Maßnahmen zur Eindämmung von Umweltschäden eingreifen (Zimmermann et al. 2013, S. 498; Nordhaus 1993, S. 18; Hartwig 1992, S. 132).

2.2

Externe Effekte, Langfristwirkung und Unsicherheit von Umweltschäden

Die Notwendigkeit staatlichen Handelns im Bereich der Umweltpolitik kann neben den öffentlichen Gutseigenschaften der Beseitigung von Umweltschäden aus ökonomischer Sicht auch mit Hilfe des Konzepts der externen Effekte begründet werden (Feess und Seeliger 2013, S. 39ff.; Endres 2000, S. 18ff.; Cansier 1993; S. 24f.). Umweltverschmutzungen oder Umweltqualitätsverbesserungen lassen sich danach als Folge von negativen oder positiven Nebenwirkungen von Produktions- oder Konsumaktivitäten verstehen. Der Bezug zur Theorie der öffentlichen Güter ist insofern gegeben, wie diese Effekte vom marktlichen Preismechanismus nicht erfasst werden. Externe Effekte sind zu verstehen als Auswirkungen, die mit negativen oder positiven Vorzeichen in

die Nutzen- oder Produktions- bzw. Kostenfunktion Dritter eingehen, ohne dass es durch eine Berücksichtigung in den Marktpreisen zu einer Kompensation dieser Auswirkungen kommt. Auf diese Weise fallen individuelle (interne) Kosten- bzw. Nutzenwerte und soziale (gesellschaftliche) Kosten bzw. Nutzeneffekte (als Summe aus internen und externen Wertgrößen) auseinander.

Externe Kosten (d.h. Schäden aus Umweltbelastungen etwa in Form von Luftschadstoffen) bzw. externe Nutzen (Vorteile aus Umweltqualitätsverbesserungen etwa in Gestalt landschaftspflegerischer Tätigkeiten) gehen nicht oder nur unvollständig in die Wirtschaftsrechnung des Verursachers ein und werden damit in dessen Produktions- und Konsumententscheidungen nicht angemessen berücksichtigt. Sorgt der Staat im Rahmen seiner Umweltpolitik nicht für eine „Internalisierung externer Effekte“, d.h. für eine Anlastung der externen Kosten bzw. eine Vergütung des externen Nutzens beim Verursacher, führt dies zu einer marktlichen Fehlallokation bei der Bereitstellung von privaten Gütern, die mit einer Übernutzung von Umweltressourcen oder einem zu geringen Maß an Umweltqualitätsverbesserungen einhergeht (Endres 2000, S. 19). Oder mit den Worten Cansiers (1993, S. 25): „Die Fehlentwicklungen im Umweltbereich sind das Spiegelbild der Fehlentwicklungen bei der Versorgung mit privaten Gütern“. Laut einer Studie des britischen Umweltberatungunternehmens TRUCOST (2013) wälzten Unternehmen und private Haushalte in 2009 auf das Naturkapital externe Kosten in Höhe von schätzungsweise 13 % des Weltsozialprodukts ab, was einem Wert von 7,3 Billionen US-Dollar (bzw. dem rund 2,4-fachen des deutschen BIP des gleichen Jahres) entspricht. Von diesen externen Kosten waren rund 38 % die Folge von Treibhausgasemissionen, entstanden 25 % im Zuge der Wassernutzung, konnten 24 % auf unterschiedliche Formen der Bodennutzung zurückgeführt werden, entfielen 7 % auf Luftverunreinigungen sowie 5 % auf Gewässer- und Bodenverschmutzungen und wurde 1 % in Verbindung mit der Abfallentsorgung hervorgerufen.

Externe Effekte wirken sich zudem nicht nur in der Gegenwart auf die Allokation von Umweltressourcen aus, sondern betreffen auch die Nutzen- und Produktionsfunktionen zukünftiger Generationen. Damit ist gemeint, dass einmal getroffene – oder auch versäumte – Entscheidungen sich langfristig auswirken und externe Kosten oder Nutzen häufig erst mit großer Zeitverzögerung deutlich werden. Damit sind Langfristigkeit und Unsicherheit – ergänzend zum öffentlichen Gutscharakter und der damit verbundenen Dilemma-Situation – weitere Aspekte, welche die Struktur des Umweltproblems prägen, wodurch die Versuchung groß ist, dass entsprechende umweltpolitische Entscheidungen aufgeschoben und das Erfordernis der Internalisierung externer Effekte auf zukünftige Generationen abgewälzt wird (Böcher und Töller 2012a, S. 92). Aus ökonomischer Sicht ist hierbei von einer gesellschaftlichen „Abdiskontierung“ zukünftiger Umweltschäden zulasten nachfolgender Generatio-

nen die Rede (Cansier 1993, S. 121ff.; Endres 2000, S. 73ff.). Damit wird das Problem angesprochen, dass innerhalb der Umweltpolitik solche staatlichen Umweltschutzmaßnahmen unterlassen werden, deren Nutzen erst bei zukünftigen Generationen anfällt, deren Kosten jedoch bereits in der Gegenwart zu tragen sind, da Zukunftsinteressen im aktuellen umweltpolitischen Entscheidungsprozess nicht oder zumindest nicht angemessen genug repräsentiert sind.

In Anbetracht der Langfristwirkung von Umweltproblemen bei einer in ihrer Problemwahrnehmung zugunsten von Gegenwartsinteressen „verzerrten“ Umweltpolitik steigt zugleich die Gefahr, dass es zu irreversiblen Umweltschäden kommt (Cansier 1991, S. 2ff.). So dauert es beispielsweise mit Blick auf den Klimawandel zwischen 30-50 Jahre, bis die Erderwärmung auf eine Verringerung der Menge an Treibhausgasen reagiert, da die meisten dieser Spurengase eine sehr lange Verweildauer in der Atmosphäre haben. In gleicher Weise sind Fluorkohlenwasserstoffe (FCKW) als Verursacher von Schäden an der lebensnotwendigen Ozonschicht durch eine zum Teil lange Lebensdauer von 65-110 Jahren gekennzeichnet, was dazu führt, dass trotz der mittlerweile stark reduzierten Nutzung von FCKW in der Herstellung und im Gebrauch von Gütern es aus heutiger Sicht noch rund 50 Jahre dauern wird, bis das Ozon in der Stratosphäre wieder sein natürliches Niveau erreicht hat. Die Nutzung der Kernenergie und das damit verbundene, aber nach wie vor ungelöste Problem der sicheren Entsorgung der bei dieser Form der Energiegewinnung anfallenden Abfallstoffe ist schließlich ein weiteres Beispiel für irreversible Folgewirkungen. So kann als sicher gelten, dass die Einhaltung der erforderlichen Sicherheitsstandards einer Endlagerung des „Atommülls“ in Verbindung mit dessen bekanntermaßen langen Halbwertszeiten nicht allein bei der gegenwärtigen Generation, sondern vor allem mit Blick auf zukünftige Generationen für erhebliche gesellschaftliche Kosten sorgen wird.

Neben den bislang bereits genannten Merkmalen der umweltpolitischen Problemstruktur kommt darüber hinaus hinzu, dass Umweltprobleme ebenso wie deren Lösung häufig mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Da im Rahmen der Umweltpolitik staatliche Entscheidungen nicht allein zu nachweislich schädlichen, sondern weit überwiegend zu (lediglich) potenziell mit Umweltrisiken behafteten Produkten und Produktionsverfahren getroffen werden müssen, resultiert daraus eine sehr starke Abhängigkeit von wissenschaftlichen Erkenntnissen (Böcher und Töller 2012a, S. 93). Nach Böcher und Krott (2011, S. 60) bestehen dabei nicht nur Unsicherheiten über naturwissenschaftliche Ursache-Wirkungszusammenhänge von Umweltproblemen oder ökonomische Unsicherheiten über Nutzen und Kosten einzelner umweltpolitischer Maßnahmen. Hinzu kommen Unsicherheiten über die Verfügbarkeit und Auswirkungen technischer Verfahren ebenso wie sozialwissenschaftliche Unsicherheiten bezüglich der gesellschaftlichen Akzeptanz von umweltpolitischen

Maßnahmen. Zusätzlich zum „Öffentlichen-Gut-Dilemma“ besteht folglich ein weiteres Dilemma der Umweltpolitik darin, dass „politische Entscheidungen häufig getroffen werden müssen, ohne dass die genaue Natur der Probleme und die Folgen des Handelns klar sind“ (Böcher und Töller 2012a, S. 94).

In Anbetracht dessen kann es nicht überraschen, dass Umweltpolitik in der Vergangenheit meist dort erfolgreich war, wo Umweltprobleme leicht wahrgenommen werden konnten, ein hoher Betroffenheitsgrad innerhalb der Gesellschaft vorlag, einfache Ursache-Wirkungsketten bestanden sowie technische Umweltschutzlösungen leicht verfügbar waren (Jänicke und Volkery 2001, S. 50). Lösungen gestalten sich in der Umweltpolitik demgegenüber schwierig und erzeugen damit in weiterer Folge häufig persistente Umweltprobleme, wenn der Ursache-Wirkungszusammenhang diffus, eine einfache technische Lösungen nicht verfügbar, eine hinreichende Problemwahrnehmung nicht gegeben und – darüber vermittelt – die gesellschaftliche Betroffenheit vergleichsweise gering ist.

2.3

Eigeninteresse der umweltpolitischen Akteure und Grenzen des umweltbezogene Lenkungswissens

Zwar kann aus den Öffentlichen-Gut-Eigenschaften von Umweltgütern ebenso wie aus der Existenz von externen Umwelteffekten aus ökonomischer Sicht eine staatliche Verantwortung für den Schutz natürlicher Ressourcen abgeleitet werden. Dies sagt allerdings noch nichts darüber aus, ob eine staatliche Umweltpolitik dieser zunächst rein normativen Anforderungen auch in hinreichender Form entsprechend Rechnung tragen kann. Etwaige Beschränkungen staatlichen Handelns hinsichtlich einer angemessenen Erfüllung dieser Aufgabe wurden bereits mit dem Verweis auf die Langfristigkeit, Unsicherheit und Persistenz von Umweltproblemen angedeutet. Aus der Perspektive politökonomischer Ansätze ebenso wie neuerer ordnungsökonomischer Überlegungen lassen sich noch weitere Argumente benennen, die dafür sprechen, dass die staatlichen Möglichkeiten zur Gestaltung und Durchsetzung umweltpolitischer Maßnahmen begrenzt sind, wenngleich die Begründungen hierfür unterschiedlich ausfallen.

Folgt man der Neuen Politischen Ökonomie (Frey und Kirchgässner 2002; Mueller 1989; bezogen auf die Umweltpolitik Kollmann und Schneider 2010), handelt es sich beim Staat um keine übergeordnete (umwelt-)politische Instanz, die allein auf die Verfolgung von Gemeinwohlinteressen ausgelegt ist. Vielmehr wird davon ausgegangen, dass der Staat in einem „Gestrüpp von Interessengegensätzen“ (Endres 2000, S. 212) verfangen ist, was nicht ohne Folgen für die Ergebnisse demokratischer Willensbildungsprozesse bleibt. Dabei wird grundsätzlich ein eigennütziges Verhalten der Politiker unterstellt, wobei die jeweiligen (kurzfristigen) Wiederwahlchancen eine zentrale Hand-

lungsrestriktion darstellen. Zugleich wird von sich myopisch verhaltenden Wählern ausgegangen, d.h. diese sind über politische Maßnahmen nur unvollständig informiert und orientieren sich in erster Linie an den für sie unmittelbar erkennbaren kurzfristigen Wirkungen. Daher können in der Umweltpolitik gut informierte und einflussreiche politische Akteure oder Gruppen – abweichend vom Gemeinwohl – die Wahl umweltpolitischer Strategien gemäß ihren spezifischen Präferenzen (mit)gestalten oder auch blockieren (Döring und Pahl 2003, S. 94), wie dies bereits von Olson (1992) in seinen Überlegungen zur „Logik kollektiven Handelns“ grundlegend ausgeführt wurde. Entsprechend werden den Partikularinteressen relativ kleiner und finanziell gut ausgestatteter Interessengruppen – so etwa den Verbänden von umweltpolitischen Maßnahmen betroffener Wirtschaftszweige – höhere Durchsetzungschancen im politischen Prozess als großen und damit in ihrer Interessenlage oft heterogenen Gruppen (Konsumenten, Steuerzahler) zugesprochen. Umweltpolitische Interessen unterliegen somit einer Asymmetrie bezüglich ihrer Organisationsfähigkeit und ihres Einflusses.

Mit Hilfe der Neuen Politischen Ökonomie lassen sich aber nicht nur Aussagen zum Organisationsgrad umweltpolitischer Interessen, sondern ebenso zur Auswahl bestimmter umweltpolitischer Instrumente treffen (Schneider und Kirchgässner 2005; Holzinger 1987). Danach bevorzugen Politiker solche Maßnahmen, die eine hohe Wirksamkeit suggerieren, eine Regierung als aktiv erscheinen lassen und deren Wiederwahl möglichst nicht gefährden. Dies trifft insbesondere auf sogenannte ordnungsrechtliche Maßnahmen (d.h. umweltrechtliche Ge- und Verbote) zu, da diese zum einen aufgrund ihrer unmittelbaren Wirkung den Wählern gut als Symbol einer aktiven Umweltpolitik vermittelt und zum anderen die Kosten des Umweltschutzes gegenüber der Mehrheit der Wähler besser verschleiert werden können (Benkert 1993). Im Unterschied dazu machen marktbezogene Instrumente des Umweltschutzes (vor allem Umweltabgaben) nicht nur die individuellen Kosten des Umweltschutzes ebenso merklich wie unmittelbar für den Wähler sichtbar, sondern sie wirken in aller Regel auch erst mittel- bis langfristig, was den kurzfristigen Interessen einer jeweiligen Regierung im Sinne einer Demonstration „umweltpolitischer Handlungsfähigkeit“ entgegensteht (Frey 1980, S. 57).

Neben den Eigeninteressen der politischen Akteure ist das umweltpolitische Handlungspotential des Staates aus Sicht einer modernen Ordnungsökonomik zudem durch einen grundlegenden Wissensmangel begrenzt. Danach besitzen im Allgemeinen kein politischer Entscheidungsträger und keine zentrale Behörde vollständige Informationen und vollkommenes Wissen über alle entscheidungsrelevanten Aspekte (Wegner 1996, 1998). Übertragen auf die Umweltpolitik bedeutet dies, dass der Staat nur beschränkt dazu in der Lage ist, Beeinträchtigungen der Funktionsfähigkeit der natürlichen Umwelt umfassend zu erkennen und diese den physischen Verursachern zuzurechnen (Dö-

ring und Pahl 2003, S. 97; Pahl 2001, S. 168ff.). Auch muss mit Blick auf die Komplexität von Umweltproblemen davon ausgegangen werden, dass der Erkenntnisstand des Staates über den jeweiligen umweltpolitischen Handlungsbedarf, die Problemhöhe und notwendige Eingriffsintensität unter Abwägung gesamtwirtschaftlicher Vor- und Nachteile, die erforderlichen Verhaltensänderungen privater Akteure sowie die Haupt- und eventuellen Nebenwirkungen eingesetzter Instrumente limitiert ist. Die staatlichen Akteure verfügen folglich nur über ein eingeschränktes umweltpolitisches Lenkungswissen, wobei auf Seiten des Staates insbesondere weitgehend unbekannt ist, wie die Steuerungsadressaten (Unternehmen, private Haushalte) angesichts der ihnen subjektiv zur Verfügung stehenden Anpassungsmöglichkeiten auf umweltpolitische Maßnahmen reagieren. Neben den ökologischen Funktions- und Wirkungszusammenhängen („Wissen der ersten Art“) handelt es sich aus ökonomischer Sicht hierbei um ein „Wissen der zweiten Art“, welches marktendogenen Prozessen der individuellen Wissensgenerierung und -entwertung unterliegt. Daraus folgt zum einen, dass das umweltpolitische Lenkungswissen des Staates im Zeitablauf stets zu erneuern ist, wenn Fehlsteuerungen vermieden werden sollen. Zum anderen ist staatlicherseits fallweise zu prüfen, inwieweit eine Kooperation mit den umweltpolitischen Steuerungsadressaten ein geeignetes Mittel darstellt, den Staat mit Informationen zu versorgen, die auf andere Weise nicht zu gewinnen sind (Döring und Pahl 2003, S. 98; Töller 2008b, S. 206ff.).

2.4

Politische Eigendynamik, Problemwahrnehmung sowie institutionelle und situative Einflüsse

Die Überlegungen der Neuen Politischen Ökonomie mit ihrer Betonung des Eigeninteresses der politischen Akteure sowie der Verweis auf das begrenzte umweltpolitische Lenkungswissen des Staates lassen sich bereits als ein Hinweis darauf interpretieren, dass Umweltpolitik nur bedingt – wenn überhaupt – einen Prozess der sachrationalen Entscheidungsfindung darstellt. Vielmehr wird aus politikwissenschaftlicher Sicht betont, dass umweltpolitische Entscheidungen in aller Regel einer Eigendynamik unterliegen, die unter anderen von der individuellen Problemwahrnehmung ebenso wie von institutionellen wie spezifischen situativen Einflüssen bestimmt wird. Ausgestaltung und Ergebnisse von Umweltpolitik sind in Anbetracht dessen nicht selten ein „Zufallsprodukt“ (Böcher und Töller 2012b, S. 452).

So wird bereits im Rahmen des sogenannten Politikzyklus-Modells (Jann und Wegrich 2009) darauf hingewiesen, dass Umweltprobleme nicht einfach als gegeben angesehen werden können, sondern vielmehr – um auf die umweltpolitische Agenda zu gelangen – als solche überhaupt erst definiert werden müssen. Umweltprobleme sind folglich abhängig von ihrer individuellen wie

gesellschaftlichen Wahrnehmung, wobei sich ein Problembewusstsein häufig erst in Folge von (gravierenden) Schadensfällen oder als Reaktion auf wissenschaftliche Studien einstellt. Um über die gesellschaftliche Problemwahrnehmung hinaus zu einem umweltpolitischen Entscheidungsgegenstand zu werden, bedarf es zudem einer politischen Mehrheit, die auch entsprechende Maßnahmen zur Problemlösung beschließt, die wiederum nur dann auch umgesetzt werden, wenn die für den Vollzug zuständigen staatlichen Verwaltungseinheiten sowohl handlungsfähig als auch handlungswillig sind und diese zugleich auf kooperationsbereite Steuerungsadressaten treffen (Böcher und Töller 2012a, S. 182 mit Verweis auf Mayntz et al. 1978). Gerade die Umweltpolitik gilt vor diesem Hintergrund als besonders anfällig für Umsetzungsdefizite (Aden 2012, S. 97f.).

Während dem Modell des Politikzyklus noch die Vorstellung von Umweltpolitik als einem sachbezogenen Prozess der rationalen Problemlösung zugrunde liegt, wodurch jedoch Einflussgrößen wie die politische Machtverteilung, die Wirksamkeit von Ideologien oder auch die Existenz von Zufallsereignisse ausgeblendet bleiben, wird beim sogenannten Multiple-Stream-Ansatz (Kingdon 2003) zu erklären versucht, warum sich innerhalb von umweltpolitischen Entscheidungsprozessen nicht selten solche Problemlösungen durchsetzen, die weder besonders effektiv noch kostenmäßig effizient sind. Es wird dabei zum einen davon ausgegangen, dass aus einem zu jeder Zeit bestehenden Nebeneinander einer Vielzahl an (konkurrierenden) Umweltproblemen nur solche Probleme auch auf die politische Agenda gelangen, die in leicht verständlicher Form kommuniziert werden können (z.B. mittels einfacher Umwelt-Indikatoren), durch krisenhafte Ereignisse ins Zentrum der öffentlichen Aufmerksamkeit gelangen (z.B. in Gestalt von Umweltkatastrophen) oder ihnen eine negative Evaluierung früherer Politikentscheidungen vorausgeht. Des Weiteren wird unterstellt, dass parallel zur Vielzahl an bestehenden Umweltproblemen zu jedem Zeitpunkt eine ebenso große Zahl an denkbaren Problemlösungen vorhanden ist, die von Fachpolitikern, wissenschaftlichen Experten oder auch Akteuren des staatlichen Verwaltungsapparates – zum Teil ohne unmittelbaren Problembezug – produziert werden. Um in den Prozess der konkreten Politikformulierung eingehen zu können, müssen diese umweltpolitischen Lösungsvorschläge nicht nur technisch durchführbar und normativ konsensfähig, sondern zugleich auch ohne nennenswerte politische Widerstände umsetzbar sein, was eine hinreichende Kompatibilität mit der jeweils herrschenden öffentlichen Meinung, der Macht gesellschaftlicher Interessengruppen sowie den politischen Mehrheitsverhältnissen voraussetzt. Damit in Anbetracht dessen umweltpolitische Entscheidungen zustande kommen können oder sich ein Wandel in der bislang praktizierten Umweltpolitik vollziehen kann, bedarf es eines „politischen Gelegenheitsfensters“, für dessen Entstehen wiederum „Zufälle und Eigendynamiken eine wichtige Rolle“ spielen (Böcher 2012, S. 14ff.; Böcher und Töller 2012b, S. 457).

Diese Zufälle und Eigendynamiken des umweltpolitischen Prozesses werden über die bislang bereits genannten Einflussfaktoren hinaus schließlich auch durch die bestehenden Institutionen sowie vorhandene politische Ideologien bestimmt. Nur wenn potentielle umweltpolitische Problemlösungen sich in institutioneller wie ideologischer Hinsicht als hinreichend anschlussfähig erweisen, ist davon auszugehen, dass diese innerhalb der Umweltpolitik auch tatsächlich aufgegriffen und umgesetzt werden. So spielte beispielsweise für die im Rahmen der deutschen Umweltpolitik verstärkt in den 1990er Jahren praktizierte Verwendung kooperativer Politikformen nicht zuletzt das in diesem Zeitraum vorherrschende Klima der politischen Deregulierung eine wesentliche Rolle, auch wenn deren Einsatz aus rein sachrationaler Perspektive nicht selten als zweifelhaft eingestuft werden kann. Für den eigenständigen Einfluss bestehender Institutionen liefern wiederum die 1999 eingeführte ökologische Steuerreform ebenso wie der sogenannte Atomkonsens aus den Jahren 2000 und 2001 entsprechende Beispiele. Im erstgenannten Fall kann auf die institutionellen Vorgaben der deutschen Finanzverfassung verwiesen werden, die dazu geführt haben, dass anstelle einer reinen CO₂-Steuer es lediglich zu einer Erhöhung der bestehenden Mineralölsteuer gekommen ist. Im Fall des Atomkonsenses kann das Verhandlungsergebnis in Form eines Ausstiegs aus der Atomenergie mit vergleichsweise langen Restlaufzeiten als staatliche Strategie der Risikominimierung vor dem Hintergrund der in Art 14 GG festgeschriebenen Eigentumsgarantie gewertet werden, um ebenso berechnete wie hohe Entschädigungsforderungen der Energiewirtschaft zu vermeiden (Böcher und Töller 2012b, S. 460f.).

3

Grundlegende Eingriffsstrategien, regulative Prinzipien und Instrumente staatlicher Umweltpolitik

Auch wenn Umweltgüter die Eigenschaften öffentlicher Güter aufweisen, ist damit noch nichts darüber ausgesagt, ob der Staat in jedem Fall tätig werden muss und – wenn er dies tut – in welcher Form umweltpolitische Eingriffe des Staates erfolgen sollen. Hierüber bestehen unterschiedliche Auffassungen, die in der umweltökonomischen Literatur unter der „Pigou-Coase-Kontroverse“ bekannt sind, in deren Mittelpunkt eine grundsätzliche Diskussion um alternative Strategien zur Internalisierung umweltbezogener externe Effekte steht. Jenseits der Wahl der „richtigen“ Eingriffsstrategie kommen innerhalb der Umweltpolitik auch unterschiedliche regulative Prinzipien zur Anwendung, die beim Einsatz umweltpolitischer Instrumente herangezogen werden und die für staatliche Entscheidungsträger eine Orientierungshilfe mit Blick auf die Eingriffsintensität in Marktprozesse, die Anlastung von aus Umweltmaßnahmen resultierenden Kosten sowie den Mitwirkungsgrad der von Umweltproblemen betroffenen Akteure liefern. Schließlich gilt es zu berücksichtigen, dass die verschiedenen umweltpolitischen Instrumente (umweltrechtliche Auflagen, umweltbezogene Abgaben und Subventionen, handelbare Umweltlizenzen, umwelthaftungsrechtliche Regelungen, freiwillige Selbstverpflichtungen etc.) zum einen aus ökonomischer Sicht über unterschiedliche ökologische wie ökonomische Wirkungseigenschaften verfügen. Zum anderen ist aus politikwissenschaftlicher Perspektive zu beachten, dass die einzelnen umweltpolitischen Instrumente vor dem Hintergrund der Eigenlogik des staatlichen Entscheidungsprozesses durch keine einheitliche politische Akzeptanzfähigkeit gekennzeichnet sind.

3.1

Umweltpolitik zwischen hoheitlichem Eingriff und privater Verhandlungslösung

Auch wenn nicht originär anhand von Umweltproblemen entwickelt, hat Pigou (1920) schon früh die Auffassung vertreten, dass der Markt im Fall externer Effekte sich nicht selbst überlassen bleiben kann. Vielmehr bedarf es – so die Argumentation – hoheitlicher Eingriffe, die zu einer verursachergerechten Internalisierung der Externalitäten beitragen, da nur mittels solcher staatlichen Interventionen private und sozialen Kosten bzw. Nutzen unter dem Ziel einer Erhöhung der gesamtgesellschaftlichen Wohlfahrt zur Deckung gebracht werden können. Um die Fehlallokation knapper (Umwelt-)Ressourcen und damit ein suboptimales Marktangebot an privaten Gütern zu verhindern, müssen externe Kosten oder externe Erträge auf dem Weg der Besteuerung (sog. Pigou-Steuern) oder durch staatliche Subvention internalisiert werden (Hansjürgens 1992, S. 28ff.; Endres 2000, S. 94ff.). D.h. eine Papierfabrik, die ihre

bei der Papierherstellung anfallenden Abfallstoffe ungefiltert und ungeklärt im naheliegenden Fluss kostenlos entsorgt und auf diese Weise die Quantität und gesundheitliche Qualität der Fischbestände von Anglern mindert, sollte als physischer Problemverursacher durch die Zahlung einer Schadensabgabe (ggf. auch durch eine umweltrechtliche Auflage zwecks Reduzierung der produktionsbedingten Schadstoffe) zur Berücksichtigung der bei den Geschädigten (hier: die Angler) extern verursachten Kosten staatlicherseits gezwungen werden. Im Rahmen der deutschen Umweltpolitik folgen etwa die vorhandene Energiebesteuerung (sog. Öko-Steuer-Reform) oder auch bestehende öffentliche Fördermaßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz im Unternehmenssektor – um lediglich zwei Beispiele zu nennen – dieser umweltpolitischen Eingriffslogik (Ewringmann 2005, S. 178ff.; Feess und Seeliger 2013, S. 100ff.).

Die genaue Gegenposition hierzu wurde von Coase (1960) vertreten, der darauf hinwies, dass es im Fall von (umweltbezogenen) externen Effekten keine „Verursacher“ oder „Geschädigte“ per se gibt. Vielmehr ist von einem reziproken Charakter externer Effekte auszugehen, d.h. lässt man Umweltbeeinträchtigungen zu, gibt es Benachteiligte, verhindert man diese, gibt es ebenfalls Benachteiligte. Der Grund hierfür ist, dass Umweltprobleme – wie schon an früherer Stelle hervorgehoben – rivalisierende Nutzungsansprüche an Umweltgüter enthalten, die grundsätzlich in zwei mögliche Richtungen korrigiert werden können (Hartwig 1992, S. 140ff.; Feess und Seeliger 2013, S. 141ff.). Angewendet auf das Beispiel von Papierfabrik und Angler bedeutet dies: Während eine ungehinderte und damit kostenlose Einleitung von Schadstoffen in den Fluss durch die Papierfabrik zu einer Schlechterstellung in Form eines wirtschaftlichen Schadens auf Seiten der Angler führt, würde eine durch staatliche Abgaben oder Auflagen teilweise oder vollständige Vermeidung von Schadstoffeinträgen zwar zu einer Besserstellung der Angler beitragen, nicht ohne jedoch auf Seiten der Papierfabrik für zusätzliche Kosten der Schadensvermeidung und damit für Ertragseinbußen zu sorgen.

Folgt man demgegenüber dem sogenannten Coase-Theorem, bedarf es unter der Bedingung, dass keine Transaktionskosten bestehen (d.h. „Verursacher“ und „Geschädigte“ von umweltbezogenen Externalitäten können hinreichend identifiziert werden, Informationen über ökologische Ursache-Wirkungszusammenhänge liegen umfassend vor, zusätzliche Schäden und Vermeidungskosten umweltbezogener Aktivitäten sind umfassend bekannt) keiner staatlichen Intervention zur Internalisierung externer Effekte, weil in diesem Fall der Markt in Gestalt privater Verhandlungen zwischen den Betroffenen zu einer optimalen Lösung des Umweltproblems führt. Dabei bestehen prinzipiell zwei mögliche Lösungen zur Internalisierung bestehender externer Effekte: Entweder zahlen die Betroffenen (Angler) dem physischen Verursacher der Umweltschäden (Papierfabrik) einen Preis für die Unterlassung des umwelt-

schädlichen Verhaltens oder der Verursacher entschädigt die Betroffenen für deren Nutzeneinbuße. Die Verhandlungslösung führt in beiden Fällen zum identischen Allokationsergebnis im Sinne eines unter Abwägung bestehender Vor- und Nachteile (bzw. Grenznutzen und Grenzkosten) optimalen Umweltschutzniveaus, wobei dysfunktionale Gütermärkte (hier: die Märkte für Papier- und Fischereiprodukte) über ergänzende „Verhandlungsmärkte“ korrigiert werden (Cansier 1993, S. 39). Etwaige staatliche Eingriffe lassen sich auf das Notwendigste (Zuteilung von Nutzungsrechten, Schutz des Eigentums, Sicherung der Einhaltung von Verträgen) beschränken. Das Coase-Theorem enthält damit sowohl eine Effizienz- als auch eine Invarianz-Aussage: Im Fall der Nichtexistenz von Transaktionskosten wird immer ein optimaler (bzw. effizienter) Umweltschutz realisiert und zwar unabhängig davon, wie die Nutzungsrechte an den natürlichen Ressourcen zwischen den betroffenen Akteuren in der Ausgangssituation verteilt sind.

In der Realität sind solche privaten Verhandlungslösungen allerdings nicht selten mit spezifischen Problemen behaftet, die zu einem Scheitern der reinen Marktlösung von Umweltproblemen führen können (Feess und Seeliger 2013, S. 147ff.; Endres 2000, S. 41ff.). So ist zum einen zu berücksichtigen, dass die Verteilung der Nutzungsrechte in der Ausgangssituation zwar die Effizienzwirkung des Verhandlungsergebnisses nicht beeinträchtigt, sehr wohl aber dessen Verteilungswirkung. So ist derjenige unter distributiven Aspekten immer im Vorteil, dem das originäre Nutzungsrecht an den natürlichen Ressourcen zugeordnet ist, da das Recht einen wirtschaftlichen Wert beinhaltet. Für die jeweils andere Seite können auf dem Wege der Verhandlung die bestehenden Nutzen- oder Gewinneinbußen lediglich verringert, nicht jedoch vollständig kompensiert werden. Darüber hinaus kann es zu einem Anreizproblem im Sinne einer zu geringen Verhandlungsbereitschaft der betroffenen Akteure kommen. Dies ist entweder dann der Fall, wenn – etwa aufgrund einer ungleichen Machtverteilung – kein wechselseitiger Wille zu einem kooperativen Verhalten gegeben ist oder keine bzw. lediglich unzureichende Informationen zu den Vermeidungs- und Schadenskosten der jeweiligen Gegenseite vorliegen. Des Weiteren ist ein strategisches Verhalten der Verhandlungsparteien nicht gänzlich auszuschließen, was sich darin ausdrücken kann, dass durch eine kurzfristige Ausdehnung der Schadstoffmenge oder eine Übertreibung der erlittenen Schäden versucht wird, die Kompensationsforderungen zu erhöhen. Schließlich kann eine Verhandlungslösung auch an der Komplexität des Umweltproblems scheitern, was etwa dann der Fall ist, wenn die ökologischen Ursache-Wirkungszusammenhänge diffus sind oder die Zahl der potentiellen Verursacher und Geschädigten zu groß ist, so dass es erst gar nicht zu privaten Verhandlungen kommen kann. Unter diesen Bedingungen wäre die Verhandlungs- bzw. Marktlösung kein geeigneter Allokationsmechanismus für eine effiziente Nutzung von Umweltgütern und staatliche Umweltpolitik ließe

sich nicht allein auf die Zuteilung von Eigentums- bzw. Nutzungsrechten beschränken, um eine Internalisierung externer Effekte zu bewirken.

3.2

Bedeutsame regulative Prinzipien der Umweltpolitik auf nationaler und europäischer Ebene

Greift der Staat im Rahmen seiner Umweltpolitik über eine Festlegung der Eigentumsrechte an natürlichen Ressourcen hinaus in privatwirtschaftliche Aktivitäten ein, bedarf es zunächst einer Konkretisierung der umweltpolitischen Zielvorgaben um festzulegen, in welchem Ausmaß der Staat gewisse Umweltbelastungen zulässt und in welchem Umfang umweltpolitische Maßnahmen zur Reinhaltung von Luft und Gewässern, zur Reduzierung des Treibhauseffektes oder zur Minderung von Lärmbelastigungen zum Einsatz kommen sollen (Zimmermann et al. 2013, S. 500f.). Dabei bedarf der Erhalt der sogenannten Schutzgüter (z.B. Sicherung des Lebens und der Gesundheit, Gewährleistung ökologischer Nachhaltigkeit) als letztliche Ziele der Umweltpolitik der Festlegung von „Immissionszielen“ (Umweltqualitätsstandards) zu deren weiterer Konkretisierung bezogen auf einzelne Felder der Umweltpolitik (Luftreinhaltung, Gewässerschutz, Lärmbekämpfung etc.). Aus diesen Immissionszielen werden in weiterer Folge „Emissionsziele“ abgeleitet, die aus Vorschriften darüber bestehen, wie groß der Schadstoffausstoß an einer einzelnen Schadstoffquelle (z.B. in Form eines Grenzwertes für Feinstaub aus dem Schornstein eines Industriebetriebs) oder der Schadstoffeintrag in ein einzelnes Umweltgut (z.B. in Form der höchstzulässigen Menge an Schädlingsbekämpfungsmitteln pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche) sein darf. Den umweltpolitischen Instrumenten (umweltrechtliche Ge- und Verbote, Umweltabgaben etc.) fällt im Anschluss daran die Aufgabe zu, durch einen entsprechend ausgestalteten Einsatz die vorgegebenen Immissions- und Emissionsziele zu erreichen. Umweltpolitische Zielvorgaben und zum Einsatz kommende Instrumente sind dabei jedoch in aller Regel nicht unmittelbar aufeinander bezogen. Vielmehr sind vor allem in der deutschen Umweltpolitik – ähnlich wie etwa in der Sozialpolitik (Zimmermann et al. 2013, S. 163ff. und S. 502f.) – Ziele und Maßnahmen durch regulative Prinzipien miteinander verknüpft, die dazu dienen, Auswahl und Ausgestaltung der umweltpolitischen Instrumente zielkonform zu steuern.

Innerhalb der nationalen wie auch der europäischen Umweltpolitik hat sich über die Zeit eine Reihe von regulativen Prinzipien herausgebildet, von denen nachfolgend lediglich die bekanntesten in knapper Form erläutert werden sollen (siehe für einen Überblick Zimmermann und Hansjürgens 1994). Für eine systematische Betrachtung der umweltpolitischen Prinzipien ist es zweckmäßig danach zu differenzieren, ob mit ihnen eine Entscheidung bezüglich der staatlichen Eingriffsintensität in Marktprozesse verbunden ist, die Art der Kosten-

anlastung umweltpolitischer Maßnahmen bestimmt oder der Mitwirkungsgrad privater Akteure an staatlichen Entscheidungen des Umweltschutzes festgelegt wird. Bezogen auf die Eingriffsintensität staatlichen Handelns kann dabei zwischen dem Prinzip der Gefahrenabwehr und dem Vorsorgeprinzip unterschieden werden (Caniser 1993, S. 65ff.). Danach gilt der Interventionsbedarf des Staates immer dann als zwingend, wenn unmittelbar und nachweislich Schäden mit einer hohen Gefahr für umweltbezogene Schutzgüter (z.B. die menschliche Gesundheit) eintreten, die zugleich aus Sicht der Rechtsordnung als nicht mehr hinnehmbar zu bewerten sind (Gefahr im polizeirechtlichen Sinne). In diesem Fall hat die Vermeidung gegenüber wirtschaftlichen Erwägungen einen absoluten Vorrang und ist durch entsprechende staatliche Eingriffe in das Marktgeschehen im Sinne von sanktionsbewährten Verboten zu gewährleisten. Demgegenüber kommt das Vorsorgeprinzip dann zur Anwendung, wenn zwar ein Schadensverdacht besteht, mögliche Umweltbelastungen jedoch lediglich indirekte Effekte auf den Menschen haben oder aufgrund zeitlich und räumlich entfernter Auswirkungen bezüglich Flora und Fauna nicht oder nur in einem quantitativ geringen Umfang nachgewiesen werden können. Vor diesem Hintergrund wären staatliche Verbote wirtschaftlich nicht zu vertreten, vielmehr sollte die Umweltpolitik lediglich durch „vorsorgende“ Maßnahmen dazu beitragen, dass das verbleibende Restrisiko etwaiger Schäden möglichst gering ausfällt. Im Rahmen der europäischen Umweltpolitik ist in diesem Zusammenhang auch vom sogenannten Vorbeugeprinzip die Rede, welches als Grundlage von politischen Maßnahmen eines präventiven Umweltschutzes dient. Abweichend vom Vorsorgeprinzip sind hiervon jedoch auch schwere Schäden betroffen, bei denen allerdings eine hohe Unsicherheiten bezüglich ihrer Eintrittswahrscheinlichkeit besteht.

Unter dem Aspekt der Kostenanlastung kann zwischen dem Verursacher-, dem Nutznießer- und dem Gemeinlastprinzip unterschieden werden (Caniser 1993, S. 130ff.). Dabei besagt das Verursacherprinzip, dass die gesamtwirtschaftlichen Kosten von Umweltbelastungen – mindestens aber die Vermeidungskosten von Umweltschäden – den physischen Schadensverursachern durch entsprechend gestaltete umweltpolitische Maßnahmen angelastet werden sollten, um auf diese Weise eine Internalisierung bestehender (negativer) externer Effekte zu gewährleisten. Eine Variante hiervon bildet das im Rahmen der europäischen Umweltpolitik zur Anwendung kommende Ursprungsprinzip, welches als ein räumlich interpretiertes Verursacherprinzip verstanden werden kann, da sich mit ihm die Forderung verbindet, Umweltschäden am Ort ihrer Entstehung unter Anlastung der dabei anfallenden Kosten zu vermeiden. Im Unterschied dazu besagt das Nutznießerprinzip, dass die Begünstigten von Umweltschutzmaßnahmen diejenigen entschädigen sollen, die durch ihr umweltgerechtes Verhalten in Form entsprechender Vermeidungsmaßnahmen wirtschaftliche Einbußen erleiden. Im Vergleich zum Verursacherprinzip kommt es hier folglich – bei gleicher Effizienzwirkung – zu einer

„Umkehrung“ in der Kostenanlastung von Umweltschutzaktivitäten und damit zu diametral anderen Verteilungsergebnissen zwischen physischen Verursachern und Geschädigten von Umweltbeeinträchtigungen. Das Gemeinlastprinzip ist wiederum dadurch gekennzeichnet, dass Kosten von Umweltschäden oder die Erträge von Umweltschutzmaßnahmen mittels der Finanzierung aus Steuermitteln von der Gesellschaft insgesamt getragen werden. Dies kann entweder in der Form geschehen, dass der Staat zulasten des öffentlichen Haushalts bestehende Umweltbeeinträchtigungen selbst beseitigt bzw. beseitigen lässt oder geforderte private Vermeidungsmaßnahmen subventioniert. Die Verteilungswirkungen des Umweltschutzes hängen dabei von der allgemeinen Lastverteilung des Steueraufkommens innerhalb der Gesellschaft ab.

Bezogen auf den Mitwirkungsgrad privater Akteure im Rahmen der Umweltpolitik kann schließlich zwischen einer Durchsetzung umweltpolitischer Maßnahmen unter Einsatz staatlicher Zwangs- bzw. Hoheitsgewalt und dem sogenannten Kooperationsprinzip differenziert werden. Das letztgenannte Prinzip zielt auf die unmittelbare Mitwirkung von Verursachern und Betroffenen umweltbelastender Aktivitäten am Zustandekommen und der Ausgestaltung entsprechender Umweltschutzmaßnahmen ab, um auf diese Weise die Funktionalität staatlicher Umweltpolitik zu erhöhen (Stichwort: Erhöhung des umweltpolitischen Lenkungswissens), den Ausgleich zwischen unterschiedlichen Umweltschutzinteressen innerhalb der Gesellschaft besser zu gewährleisten sowie die Mitverantwortung privater Akteure für den Umweltschutz und damit die politische Legitimität staatlicher Umweltpolitik zu steigern (Döring und Pahl 2003, S. 95ff.; Böcher 2003, S. 164ff.; Töller 2008b, S. 206ff.).

3.3

Grundlegende ökologische und ökonomische Wirkungseigenschaften sowie Transaktionskosten umweltpolitischer Instrumente

Mit Blick auf die dem Staat im Rahmen seiner Umweltpolitik zur Verfügung stehenden Instrumente (Ordnungsrecht, marktliche Anreizinstrumente, kooperative Instrumente) ist deren idealtypische Wirkungsweise unterschiedlich zu bewerten. Dies betrifft zum einen die „ökologische Effektivität“ eines umweltpolitischen Instruments, worunter die Treffsicherheit im Erreichen vorgegebener Umweltziele (Mengenziele) verstanden wird. Dies bezieht sich zum anderen auf die „statische Effizienz“ (Erreichung eines Umweltziels zu den geringsten gesamtwirtschaftlichen Kosten) ebenso wie die „dynamische Effizienz“ (Anreiz für die Verbesserung gegebener Schadensvermeidungstechnologien) eines Instruments (Endres 2000, S. 105f.; Michaelis 1996, S. 25ff.; Cansier 1993, S. 155ff.; Hartwig 1992, S. 138ff.). Darüber hinaus ist der Einsatz umweltpolitischer Instrumente im Regelfall mit einer Einschränkung individueller Handlungsrechte auf Seiten der Steuerungsadressaten verbunden. In diesem Zusammenhang fallen Transaktionskosten an, die aus der Definition,

Überwachung, Durchsetzung und Nutzung dieser Handlungsrechte resultieren. Sie umfassen eine Vielzahl an Aktivitäten, die von der politischen Konsensfindung über die Beherrschung unerwünschten Verhaltens bis hin zur Beschaffung von Informationen bezüglich möglicher Vermeidungsmaßnahmen reichen (Linscheidt 2000, S. 182; Döring und Pahl 2003, S. 99). Wie bei der ökologischen und ökonomischen Wirkungsweise gilt auch hier, dass sich die verschiedenen umweltpolitischen Instrumente hinsichtlich der mit ihrem Einsatz verbundenen Transaktionskosten unterscheiden.

Einsatz ordnungsrechtlicher Instrumente – Grundsätzlich wird bei umweltrechtlichen Ge- und Verboten in Orientierung am jeweiligen Stand der Vermeidungstechnologie von einer hohen ökologischen Treffsicherheit ausgegangen, da umweltpolitische Zielvorgaben unmittelbar durch gesetzliche Vorschriften zur Emissionsminderung „erzwungen“ werden, was vor allem im Bereich der Gefahrenabwehr von besonderer Bedeutung ist. Demgegenüber verfügt das Ordnungsrecht nur über eine geringe statische Effizienz, da aufgrund der für jeden Emittenten in gleicher Weise gelten Umweltauflage einzelwirtschaftlich unterschiedlich hohe Vermeidungskosten nicht berücksichtigt werden. Dies führt jedoch dazu, dass in der Summe die Verringerung von Umweltbelastungen nicht zu den niedrigsten volkswirtschaftlichen Kosten erfolgt. Darüber hinaus tragen umweltrechtliche Vorschriften auch nicht zu einer Fortentwicklung des Stands der Umwelttechnik bei, da bei Erfüllung der Auflagen kein Anreiz für weitergehende umwelttechnische Innovationen besteht, die allenfalls zu einer Verschärfung der bestehenden Vorschriften führen würden. Umweltrechtliche Vorgaben erzeugen zudem Transaktionskosten, die staatlicherseits im Zusammenhang mit der Definition technisch möglicher und wirtschaftlich zumutbarer Umweltstandards entstehen. Auf Seiten der privatwirtschaftlichen Akteure sind wiederum vor allem die Kosten umweltbezogener Genehmigungsverfahren zu berücksichtigen, deren Höhe von der Verfahrensdauer, bestehenden Nachweispflichten sowie etwaigen Änderungen der gesetzlichen Vorgaben abhängig ist. In Anbetracht der genannten Kosten lässt sich in all jenen Fällen, in denen der Staat über die Vermeidungsoptionen der privaten Akteure gut informiert ist, die Anzahl der Schadensverursacher gering ist und zugleich die einzelwirtschaftlichen Vermeidungskosten annähernd gleich ausfallen, der Einsatz ordnungsrechtlicher Instrumente zur umweltpolitischen Zielerreichung positiv bewerten.

Einsatz von marktlichen Anreizinstrumenten – Im Unterschied zu umweltrechtlichen Ge- und Verboten gilt die ökologische Effektivität von marktlichen Anreizinstrumenten (Abgaben, Zertifikate, Subventionen, Haftungsrecht) als lediglich eingeschränkt, da der Staat nur über ein unvollständiges Wissen bezüglich des Anpassungsverhaltens der privaten Akteure an die Höhe von Umweltabgaben oder -subventionen sowie haftungsrechtliche Vorgaben verfügt. Lediglich Umweltzertifikate bilden hier insofern eine Ausnahme, wie die

dem Emissionsrechtehandel zugrunde liegenden Mengenziele für eine hohe ökologische Treffsicherheit des Instruments sorgen. Demgegenüber gilt uneingeschränkt für alle marktlichen Anreizinstrumente, dass sie über eine hohe statische Effizienz verfügen. Der Grund hierfür ist, dass diese Instrumente eine einzelwirtschaftliche Nutzen-Kosten-Abwägung vermehrter Umweltschutzmaßnahmen erlauben, wodurch ein Anreiz zu einer aus gesamtwirtschaftlicher Sicht kostengünstigen Schadensvermeidung gegeben ist. Auch sind marktliche Instrumente durch einen Anreize zu Umweltinnovationen gekennzeichnet, die eine Verringerung von Umweltbelastungen über den aktuellen Stand der Technik hinaus bewirken, da mit weitergehenden Vermeidungsanstrengungen ein monetärer Vorteil (Einsparung von Abgaben, Verkauf von Zertifikaten, Realisierung zusätzlicher Subventionen) verbunden ist. Staatlicherseits entstehen beim Einsatz dieser Instrumente zum einen im Zusammenhang mit deren technischer Ausgestaltung entsprechende Transaktionskosten (z.B. bei Umweltabgaben in Form der Gestaltung von Bemessungsgrundlage, Tarif und Aufkommensverteilung, bei Zertifikaten in Form der Festlegung der Erstverteilung sowie der Modalitäten des Lizenzhandels). Zum anderen fallen Kosten sowohl bei der notwendigen staatlichen Informationsbeschaffung hinsichtlich der privaten Vermeidungsmöglichkeiten als auch in Verbindung mit häufig auftretenden Konflikten bezüglich der Bestimmung zumutbarer Belastungen sowie der Festlegung etwaiger Ermäßigungs- und Ausnahmeregelungen an. Vor diesem Hintergrund eignen sich marktliche Anreizinstrumente zur umweltpolitischen Zielerreichung in all jenen Fällen, in denen die Zahl der Schadensverursacher mit überwiegend nur privat verfügbarem Wissen zur Schadensvermeidung groß ist. Der Staat kann hier die mit dem Einsatz dieser Instrumente verbundene preisliche Steuerungswirkung als „Entdeckungsverfahren“ nutzen.

Einsatz kooperativer Politikinstrumente – Die ökologische Effektivität von Umweltschutzkooperationen zwischen Staat und Privaten (freiwillige Selbstverpflichtungen, freiwillige Offenlegung von Informationen etc.) gilt als vergleichsweise unsicher, da mit den hierfür erforderlichen Verhandlungen zwischen den genannten Akteuren die Gefahr verbunden ist, dass bestehende umweltpolitische Zielvorgaben „verwässert“ werden. Auch sind solche kooperativen Politikformen häufig durch eine nur geringe statische Effizienz gekennzeichnet, da sich die einzelwirtschaftliche Verteilung von Anpassungslasten an umweltpolitische Zielvorgaben zumeist an Kriterien orientiert (z.B. Gleichverteilung der Lasten zwischen den privaten Akteuren), die der Verwirklichung einer in der Summe kostenminimalen Vermeidung entgegenstehen. Des Weiteren fällt auch die dynamische Effizienz kooperativer Instrumente gering aus, da kein Anreiz für Innovationen in Form fortschrittlicherer Vermeidungstechnologien besteht. Dies ist insofern der Fall, wie die privaten Akteure zumeist aus Kostengründen kein Interesse haben, sich freiwillig zu umweltpolitischen Zielen zu verpflichten, die über den aktuellen Stand der Technik hin-

ausgehen. Transaktionskosten fallen wiederum vor allem im Zusammenhang mit den Verhandlungen zwischen Staat und Privaten über die Zielbeiträge und Handlungsverpflichtungen der privaten Akteure an. Soweit auf privater Seite die Verhandlungen durch kollektive Interessenvertreter (Unternehmensverbände) geführt werden, kommen zum einen verbandsinterne Kosten der Koordination und Maßnahmenplanung hinzu. Zum anderen können staatlicherseits Kosten für die Überwachung, die Informationsbeschaffung sowie die Festlegung etwaiger Sanktionsmechanismen entstehen. In Anbetracht der genannten Eigenschaft gelten kooperative Politikinstrumente in all jenen Fällen als gut geeignet, in denen sich der Staat relativ kleinen Gruppen hochgradig organisierter Schadensverursacher mit einem spezifischen Anpassungs- bzw. Vermeidungswissen gegenüber sieht. Ungeeignet sind kooperative Lösungen demgegenüber zumeist dann, wenn die Eigeninteressen der Verursacher an einer Lösung des Umweltproblems gering sowie die einzelwirtschaftlichen Vermeidungskosten vergleichsweise hoch sind.

3.4

Durchsetzungsfähigkeit der verschiedenen Instrumente im umweltpolitischen Prozess

Die Betrachtung der grundlegenden Eigenschaften umweltpolitischer Instrumente anhand von ökologischer Effektivität, kostenmäßiger Effizienz sowie sonstigen Transaktionskosten sollte nicht zu dem Fehlschluss verleiten, dass Entscheidungen innerhalb der Umweltpolitik darüber, wann welches der genannten Instrumente zur Lösung bestehender Umweltprobleme zum Einsatz kommt, rein sachrational in Orientierung an den genannten Bewertungskriterien erfolgt. Vielmehr lässt sich aus politikwissenschaftlicher Sicht mit dem sogenannten Ansatz eigendynamischer politischer Prozesse (Böcher und Töller 2012b, S. 461ff.) darauf verweisen, dass die Entscheidung für bestimmte umweltpolitische Instrumente ebenso wie ein Wandel in den politischen Präferenzen für einzelne Instrumente nicht allein sachbezogen bzw. problemorientiert geschieht, sondern in vielfältiger Weise von institutionellen Bestimmungsfaktoren, der wahrgenommenen Problemstruktur, der Bandbreite an verfügbaren Instrumenten ebenso wie spezifischen Situationseinflüssen abhängt (Böcher und Töller 2007).

Vor diesem Hintergrund gilt es bezogen auf die Durchsetzungsfähigkeit der verschiedenen Instrumente im umweltpolitischen Entscheidungsprozess zu berücksichtigen, dass auf ein einzelnes Instrument, welches aus theoretischer Sicht gegenüber anderen Instrumenten als überlegen bewertet wird, unter realen Bedingungen nicht immer zurückgegriffen werden kann und sein Einsatz daher für die verantwortlichen politischen Akteure auch keine Entscheidungsoption darstellt. In einer solchen Situation wird sich nicht selten für „zweitbeste“ Instrumente entschieden, die zeitpunktbezogen tatsächlich ver-

füßbar sind, auch wenn sie nicht die ökologisch effektivsten und kostenmäßig effizientesten sind. Verantwortlich hierfür ist zum einen die Problemstruktur, die wiederum von der Sichtbarkeit und Eindeutigkeit eines Umweltproblems (einschließlich seiner wirtschaftlichen Bedeutung), der Vollständigkeit des Wissens über ökologische wie ökonomische Ursache-Wirkungszusammenhänge, der Zahl, Interessenheterogenität und gesellschaftlichen Bedeutung der Problemverursacher sowie der Verfügbarkeit potentieller Problemlösungsmöglichkeiten beeinflusst wird. Je komplexer sich ein Umweltproblem in Abhängigkeit von den genannten Einflussfaktoren darstellt, desto „weniger neigen die politischen Handlungsträger dazu, diese Themen überhaupt aufzugreifen. So strukturierte Themen lassen sich nicht so gut öffentlich kommunizieren und erschweren das Übermitteln klarer Botschaften über die eigenen Organisationsziele“ (Smeddinck und Tils 2001, S. 311). Sofern sich vor dem Hintergrund einer solchen Problemwahrnehmung überhaupt für den Einsatz eines umweltpolitischen Instruments entschieden wird, dürfte dies tendenziell ein solches sein, welches lediglich auf informationelle Aufklärung der Betroffenen sowie die Freiwilligkeit des Handelns der Problemverursacher setzt, wie dies vor allem bei kooperativen Politikformen der Fall ist.

Um tatsächlich eingesetzt zu werden, müssen umweltpolitische Instrumente zudem sowohl einen „institutionellen Filter“ als auch einen „ideologischen Filter“ durchlaufen (Böcher und Töller 2012a, S. 195f.). So ist zum einen in institutioneller Hinsicht der Einsatz bestimmter Umweltabgaben, die sich an der grundgesetzlichen Vorgabe der steuerlichen Gleichbehandlung zu orientieren haben, oder auch die Verwendung umweltrechtlicher Ge- und Verbote, die in das Eigentum Dritter eingreifen, in Deutschland durch bestehende verfassungsrechtliche Schranken limitiert (Gawel 2005, S. 131ff.). In gleicher Weise begrenzt das europäische Recht die Wahlmöglichkeiten umweltpolitischer Instrumente, weil diese etwa zu Wettbewerbsverzerrungen oder Handelshemmnissen innerhalb des gemeinsamen Binnenmarktes führen können. Hinzu kommt, dass Institutionen als Einflussfaktoren der umweltpolitischen Instrumentenwahl selbst einer Eigendynamik unterliegen. So zählt es etwa zu den besonderen Eigenheiten von Institutionen, dass bezogen auf die Frage, wie „sich Verfassungsinstitutionen, wie z.B. die Eigentumsgarantie im Grundgesetz oder die Binnenmarktnorm im EU-Vertrag, tatsächlich auswirken, [...] man in der Regel erst nach Entscheidungen von Gerichten“ die entsprechende Antwort kennt - „vorher herrscht Rechtsunsicherheit als Bedingung für politisches Handeln“ (Böcher und Töller 2012b, S. 465). Dies führt nicht selten dazu, dass sich im Rahmen des umweltpolitischen Prozesses anstelle von ordnungsrechtlichen Lösungen für „weiche“ kooperative Instrumente entschieden wird, wie dies in Deutschland beispielsweise beim Ausstieg aus der Nutzung bzw. Herstellung von Asbest, PCP und FCKW oder den Regelungen zur Entsorgung von Batterien der Fall war (Töller 2012).

Die Wirkung bestehender Institutionen kann zudem zu Pfadabhängigkeiten bei der Wahl umweltpolitischer Instrumente führen. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn in einzelnen Umweltbereichen bereits über einen längeren Zeitraum bestimmte Instrumente eingesetzt wurden, deren Substitution durch andere Instrumente einerseits mit erheblichen Anpassungskosten für die Steuerungsadressaten und andererseits mit dem Risiko des Scheiterns und eines Glaubwürdigkeitsverlustes für die politischen Entscheidungsträger verbunden wäre. Solche Pfadabhängigkeiten können sich auch aus der Kompatibilität bestehender Ideologien mit einzelnen umweltpolitischen Instrumenten ergeben. Diese Filterfunktion von Ideologien ist insofern gegeben, wie sich mit jedem Instrument zusätzlich zu seiner sachbezogenen Wirkung immer auch eine symbolische Komponente verbindet. So lehnten beispielsweise in Deutschland sowohl Umweltverbände als auch Vertreter der Grünen marktliche Anreizinstrumente für lange Zeit ab, da deren Anwendung zu keinem Verbot von Umweltverschmutzungen führt, sondern Umweltbeeinträchtigungen vielmehr einem einzelwirtschaftlichen Kalkül unterworfen werden. Dies gilt mit Blick auf die Vergangenheit insbesondere für den Einsatz von Umweltzertifikaten, bei dem Unternehmen durch den Ankauf von Verschmutzungsrechten auf umweltbezogene Vermeidungsmaßnahmen verzichten können, was dem Emissionshandel den Ruf eines neoliberal geprägten „Ablasshandels“ eingebracht hat (Altwater und Brunnengräber 2008). Dabei wird jedoch übersehen, dass es sich bei Umweltzertifikaten nicht nur über ein kosteneffizientes, sondern zugleich auch ein besonders effektives Instrument der Umweltpolitik handelt.

Der Fall der Atomkatastrophe von Fukushima zeigt schließlich, dass auch situative Aspekte einen Einfluss auf den Einsatz umweltpolitischer Instrumente haben, die zugleich zu einem Wandel in der bislang praktizierten Instrumentenwahl führen können. So üben nicht planbare Ereignisse wie die genannte Umweltkatastrophe sich situativ auf die politischen Ziele einer Regierung aus, indem sie diese verändern und damit zu gewandelten Machtkonstellationen zwischen den politisch relevanten Akteuren beitragen. Dass ein solchermaßen situativ bewirkter Wandel in den politischen Präferenzen und Zielsetzungen in der Regel nicht ohne Rückwirkungen auf den Einsatz umweltpolitischer Instrumente bleibt, zeigt die radikale Veränderung in der Ausrichtung der deutschen Atomenergiepolitik nach der Reaktorkatastrophe in Japan, in deren Folge – angesichts bevorstehender Landtagswahlen bei einer zugleich atomkritischen Stimmung innerhalb der Bevölkerung – das kooperative Politikinstrument eines im wechselseitigen Einvernehmen zwischen Staat und Energiewirtschaft vereinbarten „langsamen“ Ausstiegs aus der Kernenergie durch die ordnungsrechtliche Vorgabe eines „schnellen“ Atomausstiegs abgelöst wurde (Böcher und Töller 2012b, S. 458).

4 Schlussbetrachtung

Mit den Ausführungen des vorliegenden Beitrags sollte deutlich geworden sein, dass eine gemeinsame Betrachtung der Umweltpolitik aus ökonomischer und politikwissenschaftlicher Perspektive lohnenswert ist. Der besondere Erkenntnisgewinn einer solchermaßen simultanen Betrachtungsweise umweltpolitischer Probleme und Entscheidungsprozesse aus beiden Wissenschaftsdisziplinen liegt vor allem darin, dass normative wie positive Aspekte der Umweltpolitik gleichermaßen in den Blick genommen werden. Dabei liegt die „Stärke“ der ökonomischen Analyse von Umweltproblemen vorrangig in der Beantwortung normativer Fragestellungen, die unter anderem Auskunft darüber geben, unter welchen Bedingungen ein umweltpolitisches Handeln des Staates zwingend erforderlich ist (Stichworte: Umwelt als öffentliches Gut, Bedeutung der Transaktionskosten für die angemessene Strategie umweltpolitischen Handelns), wie Umweltpolitik in föderaler Hinsicht gestaltet sein sollte (Stichwort: Verteilung umweltpolitischer Zuständigkeiten im nationalen und europäischen Kontext) und durch welche Wirkungen umweltpolitische Instrumente im Idealfall gekennzeichnet sind (Stichworte: Ökologische Effektivität, statische und dynamische Effizienz) und welche Transaktionskosten ihr Einsatz im Regelfall verursacht.

Zwar ermöglicht die ökonomische Betrachtungsweise zudem auch eine positive Analyse umweltpolitischer Entscheidungsprozesse, wenn mit Verweis auf das Eigeninteresse politischer Akteure (Neue Politische Ökonomie) sowie unter Betonung der informationsbezogenen Grenzen des staatlichen Handlungs- bzw. Steuerungspotenzials (moderne Ordnungsökonomik) die konkrete Ausgestaltung von Umweltpolitik zumindest in ihren Grundzügen erklärt werden kann. Die „Stärke“ der politikwissenschaftlichen Sicht von Umweltpolitik kann jedoch gerade darin gesehen werden, dass diese zu einer differenzierteren und damit zugleich „realitätsnäheren“ Analyse des umweltpolitischen Prozesses beiträgt. Dies dokumentiert sich vor allem darin, dass neben den umweltbezogenen Interessen und Wissensbeständen der politisch relevanten Akteure zugleich weitere Bestimmungsfaktoren des umweltpolitischen Entscheidungsprozesses systematisch in den Blick genommen werden (Stichworte: Problemstruktur, institutionelle, ideologische sowie situative Einflussgrößen), um – entgegen der Fiktion einer allein auf angemessene Problemlösung und hinreichende Sachrationalität ausgerichteten Umweltpolitik – den eigendynamischen Charakter und die Zufallsabhängigkeit des politischen Umgangs mit Umweltproblemen aufzuzeigen.

5

Literaturverzeichnis

- Aden, Hartmut. 2012. Umweltpolitik. Wiesbaden: Springer.
- Altvater, Elmar und Achim Brunnengräber. 2008. Ablasshandel gegen Klimawandel? Marktbasierte Instrumente in der globalen Klimapolitik und ihre Alternativen. Hamburg: VSA.
- Andel, Norbert. 1984. Zum Konzept der meritorischen Güter. Finanzarchiv N.F. 42: 630–648.
- Behnke, Joachim. 2013. Entscheidungs- und Spieltheorie. Baden-Baden: Nomos.
- Benkert, Wolfgang. 1993. Warum sind Umweltabgaben ebenso populär wie selten? Ein Beitrag zur Theorie der umwelt- und finanzpolitischen Willensbildung. In Umweltpolitik mit hoheitlichen Zwangsabgaben? Hrsg. Klaus Mackscheidt, Dieter Ewringmann und Erik Gawel, S. 47-58, Marburg: Metropolis.
- Benz, Arthur, Susanne Lütz, Uwe Schimank und Georg Simonis. 2007. Einleitung. In Handbuch Governance. Theoretische Grundlagen und empirische Anwendungsfelder, Hrsg. Arthur Benz, Susanne Lütz, Uwe Schimank und Georg Simonis, S. 9-25. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Böcher, Michael. 2012. A theoretical framework for explaining the choice of instruments in environmental policy. *Forest Policy and Economics* 16: 14-22.
- Böcher, Michael. 2003. Kooperative Umweltpolitik aus politikwissenschaftlicher Sicht – das Beispiel Konsensverhandlungen. In Kooperative Umweltpolitik. Hrsg. Bernd Hansjürgens, Wolfgang Köck und Georg Kneer, S. 161-177. Baden-Baden: Nomos.
- Böcher, Michael und Annette E. Töller. 2012a. Umweltpolitik in Deutschland. Eine politikfeldanalytische Einführung. Wiesbaden: Springer VS.
- Böcher, Michael und Annette E. Töller. 2012b. Eigendynamik und Zufall als Triebkräfte der Umweltpolitik? Ein Ansatz zum Erklären umweltpolitischer Entscheidungen. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 35: 450-479.
- Böcher, Michael und Max Krott. 2011. Institutionalisierung multi- und transdisziplinärer Umweltwissenschaften durch Ressortforschungseinrichtungen. In Interdisziplinarität und Institutionalisierung der Wissenschaft, Hrsg. Klaus Fischer, Hubert Laiko und Heinrich Parthey, S. 59-80. Berlin: Wissenschaftlicher Verlag.
- Bundesregierung. 2002. Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Bundesregierung.
- Cansier, Dieter. 1993. Umweltökonomie. Stuttgart und Jena: Gustav Fischer.
- Cansier, Dieter. 1991. Bekämpfung des Treibhauseffektes aus ökonomischer Sicht. Berlin et al.: Springer.

- Coase, Ronald 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3: 1-44.
- Döring, Thomas und Stefan Voigt. 2006. Reforming Federalism German Style. *Intereconomics* 41: 201-208.
- Döring, Thomas. 2000. Finanzföderalismus in den Vereinigten Staaten von Amerika und in der Bundesrepublik Deutschland im Vergleich. In *Systemvergleich Deutschland – USA*. Hrsg. Bettina Wentzel und Dirk Wentzel, S. 53-112. Stuttgart: Lucius&Lucius.
- Döring, Thomas. 1998. Europäische Umweltpolitik nach Amsterdam. *Wirtschaftsdienst* 78: 169-176.
- Döring, Thomas. 1997. Subsidiarität und Umweltpolitik in der Europäischen Union. Marburg: Metropolis.
- Döring, Thomas und Jan Schnellenbach. 2011. A Tale of Two Federalisms: Germany, the United States and the Ubiquity of Centralization. *Constitutional Political Economy* 22: 83-102.
- Döring, Thomas und Thilo Pahl. 2003. Kooperative Lösungen in der Umweltpolitik – eine ökonomische Sicht. In *Kooperative Umweltpolitik*. Hrsg. Bernd Hansjürgens, Wolfgang Köck und Georg Kneer, S. 89-112. Baden-Baden: Nomos.
- Endres, Alfred. 2000. *Umweltökonomie*. 3. Auflage. Stuttgart: Kohlhammer.
- Ewringman, Dieter. 2005. Der Stellenwert umweltökonomischer Politikberatung: Die Diskussion um umweltbezogene Steuern und Abgaben. In *Umweltpolitik und umweltökonomische Politikberatung in Deutschland*, Hrsg. Bernd Hansjürgens und Frank Wätzold, S. 178-246. Berlin: Analytica.
- Feess, Eberhard und Andreas Seeliger. 2013. *Umweltökonomie und Umweltpolitik*. 4. Auflage. München: Vahlen.
- Frey, Bruno S. 1980. *Umweltökonomie*. Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht.
- Frey, Bruno S. und Gebhard Kirchgässner. 2002. *Demokratische Wirtschaftspolitik*. 3. Auflage. München: Vahlen.
- Gawel, Eric. 2005. Der rechtliche Rahmen als Restriktion für die Durchsetzbarkeit umweltökonomischer Vorschläge. *Umweltpolitik und umweltökonomische Politikberatung in Deutschland*, Hrsg. Bernd Hansjürgens und Frank Wätzold, S. 125-139. Berlin: Analytica.
- Hansjürgens, Bernd. 1992. Umweltabgaben im Steuersystem. Zu den Möglichkeiten einer Einfügung von Umweltabgaben in das Steuer- und Abgabensystem der Bundesrepublik Deutschland. Baden-Baden: Nomos.
- Hartwig, Karl-Hans. 1992. *Umweltökonomie*. In *Vahlens Kompendium der Wirtschaftstheorie und Wirtschaftspolitik*, Hrsg. Dieter Bender, Hartmut Berg, Dieter Cassel, Günter Gabisch, Karl-Hans Hartwig, Lothar Hübl, Dietmar Kath, Rolf Peffekoven, Jürgen Siebke, H. Jörg Thieme und Manfred Willms, S. 122-162. Band 2. 5. Auflage. München: Vahlen.

- Holzinger, Katharina. 1987. *Umweltpolitische Instrumente aus Sicht der staatlichen Bürokratie. Versuch einer Anwendung der ökonomischen Theorie der Bürokratie*. München: ifo-Institut für Wirtschaftsforschung.
- Ingerowski, Jan B. 2006. *Die Föderalismusreform: Chance auf ein stringentes, an den aktuellen Herausforderungen des Umweltschutzes orientiertes Umweltrecht vertan*. KGV-Rundbrief 3+4/2006.
- Intergovernmental Panel of Climate Change. 2014. *Climate Change 2014. Mitigation of Climate Change. Fifth Assessment Report*. Genf: IPCC.
- Jänicke, Martin und Axel Volkery. 2001. *Persistente Probleme des Umweltschutzes*. *Natur und Kultur* 2: 45-59.
- Jann, Werner und Kai Wegrich. 2009. *Phasenmodelle und Politikprozesse: Der Policy Cycle*. In *Lehrbuch der Politikfeldanalyse 2.0*, Hrsg. Klaus Schubert und Nils C. Bandelow, S. 75-113. München: Oldenburg.
- Kingdom, Jon W. 2003. *Agendas, Alternatives, and Public Policies*. 2. Auflage. New York et al.: Longman.
- Koch, Hans-Joachim und Susan Krohn. 2006. *Umwelt in schlechter Verfassung? Der Umweltschutz nach der Föderalismusreform*. *Natur und Recht* 28: 673-680.
- Kollmann, Andrea und Friedrich Schneider. 2010. *Why does Environmental Policy in Representative Democracies tend to be inadequate? A Preliminary Public Choice Analysis*. In *Sustainability* 2: 3710-3734.
- Krämer, Ludwig. 1995. *E. C. Treaty and Environmental Law*. 2. Auflage. London: Sweet & Maxwell.
- Mammen, Lars. 2007. *Der neue Typus der konkurrierenden Gesetzgebung mit Abweichungsrecht*. *Die öffentliche Verwaltung* 9: 376-379.
- Mayntz, Renate, Ulrich Derlin, Eberhard Bohne, Beate Hesse, Jochen Hucke und Axel Müller. 1978. *Vollzugsprobleme der Umweltpolitik. Empirische Untersuchung der Implementation von Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes*. Stuttgart: Kohlhammer.
- Michaelis, Peter. 1996. *Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung*. Heidelberg: Physica.
- Müller, Dennis C. 1989. *Public Choice II: A Revised Edition of Public Choice*. Cambridge (Mass.): Cambridge University Press.
- Nordhaus, William D. 1993. *Reflections on the Economics of Climate Change*. *The Journal of Economic Perspectives* 7: 11-25.
- OECD. 2012. *OECD-Umweltprüfberichte. Deutschland 2012*. Paris: OECD Publishing.
- Olson, Mancur. 1992. *Die Logik des kollektiven Handelns*. 3. Auflage. Tübingen: Mohr Siebeck.
- Ostrom, Elinor. 1999. *Die Verfassung der Allmende*. Tübingen: Mohr Siebeck.
- Pahl, Thilo. 2001. *Ordnungsökonomische Ansätze in der Umweltpolitik*. Marburg: Metropolis.

- Palme, Christoph E. 1992. Nationale Umweltpolitik in der EG. Zur Rolle des Art. 100a IV im Rahmen einer europäischen Umweltgemeinschaft. Berlin: Duncker & Humblot.
- Pigou, Arthur C. 1920. *The Economics of Welfare*. London: Macmillan.
- Randers, Jorgen. 2012. 2052 – Der neue Bericht an den Club of Rome. Eine globale Prognose für die nächsten 40 Jahre. München: Oekom.
- Rogall, Holger. 2012. *Nachhaltige Ökonomie. Ökonomische Theorie und Praxis einer Nachhaltigen Entwicklung*. 2. Auflage. Marburg: Metropolis.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen. 2007. *Umweltverwaltung unter Reformdruck. Sondergutachten*. Berlin: Schmidt.
- Schneider, Friedrich und Gebhard Kirchgässner. 2005. Zur Politischen Ökonomie der Umweltpolitik: Hat die Politikberatung etwas bewirkt? Einige Überlegungen aus der Perspektive der Neuen Politischen Ökonomie. In *Umweltpolitik und umweltökonomische Politikberatung in Deutschland*, Hrsg. Bernd Hansjürgens und Frank Wätzold, S. 84-111. Berlin: Analytica.
- Smeddinck, Ulrich und Ralf Tils. 2001. *Normgenese und Handlungslogiken in der Ministerialverwaltung. Die Entstehung des Bundes-Bodenschutzgesetzes*. Baden-Baden: Nomos.
- Töller, Annette E. 2012. *Warum kooperiert der Staat? Kooperative Umweltpolitik im Schatten der Hierarchie*. Baden-Baden: Nomos.
- Töller, Annette E. 2008a. *Mythen und Methoden. Zur Messung der Europäisierung der Gesetzgebung des Deutschen Bundestages jenseits des 80%-Mythos*. *Zeitschrift für Parlamentsfragen* 39: 3-17.
- Töller, Annette E. 2008b. *Kooperation als Trend? Verwendungsmuster und Ursachen kooperativer Politikformen in den Niederlanden, Deutschland und den USA*. *Zeitschrift für vergleichende Politikwissenschaft* 2: 315-346.
- TRUCOST. 2013. *Natural Capital at Risk: The Top 100 Externalities of Business*. London: Trucost.
- Wegner, Gerhard. 1998. *Kooperative Politikformen als nicht-kooperatives Spiel. Eine ordnungspolitische Bewertung*. In *Zukunftsfähigkeit und Neoliberalismus. Zur Vereinbarkeit von Umweltschutz und Wettbewerbswirtschaft*, Hrsg. Andreas Renner und Fritz Hinterberger, S. 239-256. Baden-Baden: Nomos.
- Wegner, Gerhard. 1996. *Wirtschaftspolitik zwischen Selbst- und Fremdsteuerung*. Baden-Baden: Nomos.
- Zimmermann, Horst und Bernd Hansjürgens. Hrsg. 1994. *Prinzipien in der Umweltpolitik in ökonomischer Sicht*. Berlin: Economica.
- Zimmermann, Horst, Klaus-Dirk Henke und Michael Broer. 2013. *Finanzwissenschaft. Eine Einführung in die Lehre von der öffentlichen Finanzwirtschaft*. 11. Auflage. München: Vahlen.

Zimmermann, Klaus W. und Walter Kahlenborn. 1994. Umweltföderalismus.
Einheit und Einheitlichkeit in Deutschland und Europa. Berlin: Edition
Sigma.

