

**INSTITUT FÜR BETRIEBSWIRTSCHAFT
DER BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT
BRAUNSCHWEIG-VÖLKENRODE (FAL)**

**INSTITUT FÜR AGRARÖKONOMIE
DER UNIVERSITÄT GÖTTINGEN**

**Umweltpolitische Strategien zur Lösung der
Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft**

Martin Scheele, Folkhard Isermeyer und Günther Schmitt

Arbeitsbericht 6/92

**Erschienen in der Reihe der Arbeitsberichte des Institutes für Betriebswirtschaft
der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50,
W-3300 Braunschweig-Völkenrode (FAL)**

Institutsleiter: Dir. und Prof. Dr. Folkhard Isermeyer

Braunschweig, Dezember 1992

Elektronisch erfasst

Gliederung	Seite
1 Einleitung	1
2 Worin besteht das Stickstoffproblem?	3
2.1 Wasserschutz	3
2.2 Arten- und Landschaftsschutz	5
2.3 Klimaschutz	5
3 Die Stickstoffproblematik als Problem öffentlicher Güter - Warum allein die die Zuteilung von Verfügungsrechten diese Problematik nicht lösen kann	6
4 Aktionsparameter der Umweltpolitik und Kriterien für die Ausgestaltung umweltpolitischer Maßnahmen	10
4.1 Aktionsparameter der Umweltpolitik	11
4.1.1 Technologische Ansatzstelle	11
4.1.2 Adressat	12
4.1.3 Regelungsraum	12
4.1.4 Instrument	13
4.2 Kriterien für die Ausgestaltung umweltpolitischer Maßnahmen	14
5 Die Ausgestaltung der Aktionsparameter in umweltpolitischen Strategien zur Lösung der Stickstoffproblematik	15
5.1 Die Wahl der technologischen Ansatzstelle	16
5.2 Die Wahl des Adressaten	19
5.3 Die Wahl des Regelungsraumes	21
5.4 Die Wahl des Instrumentes	29
6 Die Kombination der Aktionsparameter in umweltpolitischen Strategien zur Lösung der Stickstoffproblematik	33
6.1 Landwirtschaftliche Betriebe als Adressaten kleinräumig differenzierbarer Strategien	34
6.2 Düngemittelhersteller und -importeure als Adressaten kleinräumig nicht differenzierbarer Strategien	36
6.3 Mischformen	39
6.4 Fazit	40
7 Zusammenfassung	42
8 Literatur	44

1 Einleitung

Die Stickstoffproblematik ist seit über einem Jahrzehnt ein agrar- und umweltpolitisches Dauerthema. Während sich die Diskussion zu Beginn der achtziger Jahre auf die Beeinträchtigung des Trinkwassers durch Nitrat konzentrierte, hat sich das Blickfeld inzwischen auf gasförmige Stickstoffemissionen und deren Bedeutung für den Artenschutz und den Klimaschutz erweitert.

Die Politik hat in den zurückliegenden Jahren bereits eine Reihe von Maßnahmen zur Verminderung von Stickstoffemissionen ergriffen; weitere Gesetze werden derzeit vorbereitet. Diese Regelungen beinhalten in erster Linie flächendeckende oder auf bestimmte Regionen begrenzte Bewirtschaftungsge- und -verbote (z. B. im Rahmen der Gülleverordnungen, bei der Umsetzung des Wasserhaushaltsgesetzes und in der geplanten Düngemittelanwendungsverordnung), teilweise werden aber auch im Rahmen von Subventionsprogrammen gezielte finanzielle Anreize zur Verringerung der Stickstoffemissionen gegeben (z. B. im MEKA-Programm und bei der Errichtung von Güllelagerraum).

In der Gewichtung, Ausgestaltung und Handhabung der bislang eingesetzten umweltpolitischen Instrumente gibt es zum Teil erhebliche Abweichungen zwischen den verschiedenen Bundesländern. Entsprechende Unterschiede gibt es auch bei den Überlegungen zur künftigen Weiterentwicklung des umweltpolitischen Instrumenteneinsatzes, so z. B. bezüglich der Ausgestaltung der Düngemittelanwendungsverordnung oder bezüglich der aktuellen Diskussion um eine Abgabe auf mineralische Stickstoffdüngemittel.

Seitens der Wissenschaft wurde in den letzten Jahren ein breites Spektrum von Instrumenten zur Lösung der Stickstoffproblematik diskutiert. Während einige Wissenschaftler direkte Verhandlungen zwischen Landwirten und Konsumenten propagieren, bei denen der Staat lediglich die Verfügungsrechte festzulegen habe, ohne darüber hinaus instrumentell einzugreifen (NIEDERMEYER 1989), werden von anderen umfassende umweltpolitische Aktivitäten des Staates wie z. B. die Einführung einer Stickstoffsteuer in Höhe von mehreren hundert Prozent des Stickstoffpreises vorgeschlagen (WEINSCHENCK 1989). In der Literatur werden außerdem handelbare Umweltnutzungsrechte (KARL 1986), Güllekataster (SCHEELE 1987), Verschärfungen im Umwelthaftungsrecht (SRU 1985) und andere Maßnahmen diskutiert¹. Solche Vorschläge werden häufig verbunden mit Anregungen zur Kontrolle von Maßnahmen (z. B. Aufzeichnungspflichten, N_{\min} -Untersuchungen, Analyse von Wasserproben) und hinsichtlich einer

¹ Für eine Diskussion der Instrumente im Überblick vgl. HANSMEYER und SCHNEIDER (1990).

Kompensation von Einkommensverlusten (z. B. Hektarprämien mit oder ohne Berücksichtigung des betrieblichen Viehbesatzes, Freibeträge für bestimmte Dünger-Grundmengen je Hektar LF, Produktpreiserhöhungen).

Ziel dieses Artikels ist es, einen Beitrag zur Systematisierung der Diskussion zu leisten, indem das Stickstoffproblem ökonomisch eingeordnet, Kriterien zur ökonomischen Bewertung umweltpolitischer Lösungskonzepte entwickelt und auf die Stickstoffproblematik angewandt werden.

Als Grundlage für alle weiteren Überlegungen ist dabei zunächst kurz auf die stofflichen Grundlagen des Stickstoffproblems einzugehen. Dabei wird herausgearbeitet, daß sich hinter dem Stickstoffproblem verschiedene Teilaspekte verbergen, die sich hinsichtlich ihrer stofflichen Voraussetzungen beträchtlich voneinander unterscheiden. Diese Erläuterungen sind erforderlich, weil eine allzu oberflächliche Behandlung der naturwissenschaftlichen Grundlagen in der ökonomischen Literatur bisweilen zur Ableitung wenig problemrelevanter Vorschläge geführt hat.

Bei der sich anschließenden ökonomischen Einordnung des Stickstoffproblems wird gezeigt, daß in Abhängigkeit von den stofflichen Voraussetzungen des Stickstoffproblems Marktkräfte nur begrenzt zur Lösung der Probleme wirksam werden können und vielfach politisch-kollektive Formen der Allokationssteuerung unumgänglich sind. Nach der Ableitung des umweltpolitischen Handlungsbedarfs werden die verfügbaren umweltpolitischen Aktionsparameter systematisiert. Diese Systematisierung bezieht sich nicht nur auf die üblicherweise behandelten umweltpolitischen Instrumente wie z. B. Auflagen oder Abgaben, sondern berücksichtigt auch die bislang oft vernachlässigten Aktionsparameter der Umweltpolitik, nämlich die technologische Ansatzstelle, den Adressaten und den Regelungsraum. Im weiteren Verlauf unserer Ausführungen werden verschiedene Ausgestaltungs- und Kombinationsmöglichkeiten dieser Aktionsparameter im Hinblick auf eine rationale Lösung verschiedener Teilprobleme des Stickstoffproblems diskutiert. Dabei zeigt sich, daß manche Eigenschaft, die in der Literatur einzelnen Instrumenten zugeschrieben wird, nicht spezifisch für diese Instrumente ist, sondern durch die Wahl der übrigen Aktionsparameter bestimmt wird.

Bei unseren umweltpolitischen Überlegungen gehen wir davon aus, daß sich eine Lösung des Stickstoffproblems nicht schon durch eine Korrektur der agrarpolitischen Rahmenbedingungen herbeiführen läßt. Zwar wird eine Reduzierung der Agrarpreisstützung und der Investitionsförderung zumindest längerfristig zu einer erheblichen Verringerung der Stickstoffemissionen der europäischen Landwirtschaft führen, doch würde

sich wahrscheinlich auch bei einem weitgehenden Verzicht auf agrarpolitische Stützungsmaßnahmen keine hinreichende Lösung des Stickstoffproblems einstellen.

Weitgehend ausgeklammert bleibt in unseren Überlegungen das Problem der Verteilungseffekte umweltpolitischer Maßnahmen, das von den Autoren an anderer Stelle umfassend diskutiert wurde (SCHEELE und ISERMAYER 1989; SCHEELE und SCHMITT 1989). Es wird nur am Rande mitbehandelt, sofern dies für die Beurteilung der Vorteilhaftigkeit unterschiedlicher umweltpolitischer Strategien erforderlich ist.

2 Worin besteht das Stickstoffproblem?

Umfassende Kenntnisse der räumlichen Dimension und der stofflichen Determinanten des Umweltproblems sind eine wichtige Voraussetzung für die sachgerechte Ausgestaltung der Umweltpolitik. Bei näherer Betrachtung der Stickstoffproblematik zeigt sich, daß es im Grunde nicht um ein, sondern um mindestens drei ökologische Teilprobleme geht. Diese drei Teilprobleme lassen sich nach den jeweils betroffenen Schutzgütern systematisieren. Wie die nachfolgende Auflistung zeigt, weisen die Teilprobleme in bezug auf ihre stofflichen Voraussetzungen, auf die räumliche Dimension, Identifizierbarkeit, Zusammensetzung und räumliche Verteilung der betroffenen Personenkreise sowie hinsichtlich der technischen Möglichkeiten zur Kontrolle individueller Umwelteinwirkungen beträchtliche Unterschiede auf, die es bei der Implementierung umweltpolitischer Maßnahmen und bei deren ökonomischer Bewertung zu beachten gilt.

2.1 Wasserschutz

Stickstoffemissionen mit negativer Wirkung auf die Qualität des aus *Grundwasser* geförderten Trinkwassers sind zu einem erheblichen Teil auf Nitratauswaschungen in Wassereinzugsgebieten zurückzuführen². Die räumliche Dimension dieses Teilproblems läßt sich in vielen Regionen relativ genau bestimmen.³ Sowohl die Gruppe der Stickstoffemittenten als auch die Gruppe der Wasserkonsumenten ist relativ sicher identifizierbar. Die relativ genaue Lokalisierbarkeit des Schutzbedarfes impliziert im Umkehr-

² Für einen umfassenden Überblick vgl. SRU (1985), SRU (1987) sowie die dort angegebene Literatur.

³ Auf der anderen Seite gibt es zahlreiche Regionen, in denen eine exakte Abgrenzung von Trinkwassereinzugsgebieten praktisch nicht möglich ist, weil Stickstoffverbindungen über unterirdische Grundwasserströme oder Oberflächengewässer großräumig verfrachtet werden. Außerdem sind die unten diskutierten Vorsorgeaspekte zu beachten.

schluß, daß Emissionsminderungen außerhalb des Wassereinzugsgebietes zur Lösung des Trinkwasserproblems nur in sehr begrenztem Maße beitragen können.

Während die kausale Rückführung eines Schadens auf die gesamte Gruppe von Emittenten prinzipiell möglich erscheint, gestaltet sich der Nachweis kausaler Zusammenhänge zwischen den Emissionsbeiträgen einzelner Emittenten im Wassereinzugsgebiet und der Höhe der Gesamtmission am Wasserwerk wesentlich schwieriger. Erstens läßt sich der Einfluß der Emissionen aus diffusen Quellen, z. B. durch Lufteintrag oder durch Stoffwechselprozesse im Boden, nur schwer ermitteln. Zweitens gilt für jede noch so gezielte Düngung, daß die Emission von Stickstoffverbindungen eine unvermeidliche Begleiterscheinung ist, deren Intensität allerdings in Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen, Düngerart, Produktionstechnik und Fruchtfolge erheblich schwanken kann. Drittens erfolgt der Eintrag von Nitrat in den Grundwasserleiter nicht als gleichmäßiger Diffusionsprozeß, sondern ist in hohem Maße von den geomorphologischen und geophysikalischen Bedingungen verschiedener Standorte abhängig. So weisen unterschiedliche Bodenarten und Untergründe ein unterschiedliches Wasserhaltevermögen, unterschiedliche Assimilationskapazitäten und unterschiedliche Strömungsbedingungen auf. Infolgedessen muß von einer zum Teil sogar kleinräumig sehr stark variierenden Sensibilität verschiedener Teilflächen gegenüber anthropogenen Stickstoffemissionen ausgegangen werden.

Noch größere Schwierigkeiten hinsichtlich der Identifizierung von Emittentengruppen, umweltrelevanten Wirkungszusammenhängen und Betroffenen bestehen beim Schutz von *Oberflächengewässern*. Einerseits steht der Schutz der Oberflächengewässer ebenfalls im Dienst der Trinkwassergewinnung; darüber hinaus gilt er aber in stärkerem Maße der ökologischen Stabilität von weitläufigen Gewässern sowie der Verringerung der Emission gasförmiger Stickstoffverbindungen aus Seen und Meeren (vgl. Kapitel 2.3). Dieser globale Problemzusammenhang und die Unsicherheiten bei der Bestimmung der von klimatischen Verhältnissen, Strömungsgeschwindigkeit und biologisch-chemischer Beschaffenheit abhängigen Assimilationskapazität von Gewässern sind bei der Frage nach den Möglichkeiten einer räumlich differenzierten Feinsteuerung des Oberflächengewässerschutzes zu beachten.

Die räumlichen Dimensionen des Gewässerschutzes sind schließlich auch nicht losgelöst von *Vorsorgeaspekten* zu diskutieren. So läßt sich die Forderung einer flächendeckenden Rückführung der Nitratreinträge damit begründen, daß weder eine künftige Ausdehnung der Trinkwassernachfrage noch eine Verminderung der Leistungsfähigkeit der gegenwärtig genutzten Trinkwasserquellen (z. B. durch klimatische Veränderungen oder durch anthropogene Schadstoffeinträge) auszuschließen ist. In diesem Zusammenhang sollte

auch berücksichtigt werden, daß das Denitrifizierungsvermögen des Untergrundes und damit die Eignung für eine zukünftige Wasserversorgung durch dauerhaft überhöhte Nitrateinträge unwiderbringlich verlorengehen kann (OBERMANN 1984).

2.2 Arten- und Landschaftsschutz

Stickstoffemissionen mit negativer Wirkung auf die Artenvielfalt erfolgen zum einen in Form von Ammoniakemissionen, die - durch Luftströmungen verfrachtet - beim Niedergang auf oligotrophen Standorten zu einer Veränderung des Artenspektrums führen (vgl. PLACHTER 1991, S. 84 sowie HAMPICKE 1991, S. 255). Zum anderen führen Stickstoffverbindungen in oberflächigen Abschwemmungen zu einer Eutrophierung von Gewässern (vgl. Kapitel 2.1). Es ist offensichtlich, daß die Identifizierung eines Kausalzusammenhanges zwischen individueller Emission und konkreter Immission bei diesem Teilproblem erheblich schwieriger ist als etwa beim Teilproblem des Grundwasserschutzes. Emissions- und Immissionsstandorte lassen sich aber durchaus räumlich identifizieren, so daß sich zwischen dem Stickstoffeintrag an einem Standort und der Stickstoffemission an einem anderen Standort ein - wenn auch sehr vager - kausaler Bezug herstellen läßt. Dem Artenschutz ist allerdings auch eine globale Dimension zuzuschreiben, weil Veränderungen des Artenspektrums grundsätzlich das Risiko unvorhersehbarer ökologischer Folgewirkungen beinhalten, deren regionale Ausdehnung kaum abschätzbar ist. Außerdem ist auf die potentiell globale Beeinträchtigung des Artenschutzes durch die Veränderungen des Erdklimas zu verweisen, die u. a. durch die Wirkung gasförmiger Stickstoffverbindungen als Treibhausgas mitverursacht werden.

2.3 Klimaschutz

Stickstoffemissionen mit unerwünschten Wirkungen auf das Klima erfolgen in Form gasförmiger Stickstoffverbindungen, die teilweise als Treibhausgas wirken, teilweise zur Zerstörung des erdumspannenden Ozonmantels beitragen (vgl. ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" 1992). Bei diesen beiden Teilaspekten des Stickstoffproblems handelt es sich ohne Zweifel um globale Umweltprobleme. Der Kreis der potentiell Geschädigten erstreckt sich auf die gesamte Menschheit. Eine kausale Rückführung konkreter Schäden auf einzelne Emittenten oder eine räumliche Eingrenzung von Schadensbeiträgen ist angesichts der komplexen Diffusions- und Wirkungsprozesse praktisch nicht möglich. Prinzipiell kann - im Unterschied zu einigen der vorangehend diskutierten Teilprobleme - jede Emissionsverringerung, unabhängig vom Standort des Emittenten, als Beitrag zur Schadensminderung angesehen werden. Es ist allerdings darauf hin-

zuweisen, daß die Unsicherheit hinsichtlich der Ursache-Wirkungs-Beziehungen und damit auch hinsichtlich der Vorteilhaftigkeit unterschiedlicher technischer Problemlösungen bei diesem Teilproblem noch wesentlich größer ist als bei den zuvor diskutierten Teilproblemen.

3 Die Stickstoffproblematik als Problem öffentlicher Güter - Warum allein die Zuteilung von Verfügungsrechten diese Problematik nicht lösen kann

Die in der Literatur propagierten Strategien zur Lösung umweltpolitischer Probleme lassen sich ihrem Charakter nach auf zwei sehr unterschiedliche Grundtypen reduzieren. Auf der einen Seite wird es für ausreichend gehalten, individuelle Verfügungsrechte hinsichtlich der Ressourcennutzung zu spezifizieren und zuzuteilen. Auf der Grundlage individueller Verfügungsrechte sollen sich Märkte bilden, auf denen die Nutzungskonkurrenz um knapp gewordene Umweltmedien als relative Preissteigerung zum Ausdruck kommt (vgl. z. B. KARL 1985). Geht Knappheit an Umweltgütern als Preissignal in das ökonomische Kalkül der Beteiligten ein, werden Umweltgüter im wohlverstandenen Eigeninteresse sparsam bewirtschaftet. Auf der anderen Seite wird als Gegenpol zur Schaffung von Märkten für Umweltgüter betont, der Staat müsse in Ermangelung funktionsfähiger Märkte die Allokationssteuerung direkt beeinflussen und die Beteiligten durch geeignete umweltpolitische Instrumente (Auflagen, Lizenzen, Abgaben oder Subventionen) zu einem sparsameren Umgang mit den knapp gewordenen Umweltgütern bewegen (ENDRES 1985).

Als Vorteile der individuell-marktlichen gegenüber der kollektiv-politischen Allokationsteuerung sind geringere Verhandlungskosten, höhere Anpassungsflexibilität und exaktere Umsetzung individueller Präferenzen zu nennen. Die Beteiligten können ihren Nutzen unabhängig voneinander nach Maßgabe ökonomischer Parameter optimieren; die Belastung eines Umweltmediums wird nur ausgedehnt, sofern der hierdurch erzielte Grenznutzen den durch die Minderung der Umweltqualität entstehenden Grenzscha-den übersteigt⁴.

Den genannten Effizienzvorteilen der individuell-marktlichen Allokationssteuerung sind allerdings Kosten gegenüberzustellen, die durch die Spezifizierung, die Durchsetzung und den Schutz exklusiver Verfügungsrechte verursacht werden (RANDALL 1987). Diese Aktivitäten zur Herstellung von Rechtssicherheit stellen bekanntlich eine unabdingbare Voraussetzung für das Funktionieren von Märkten dar. Die Kosten für die Spezifizie-

⁴ Die Verhandlungslösung wurde von COASE (1960) als umweltpolitisches Konzept entwickelt.

rung, die Durchsetzung und den Schutz exklusiver Verfügungsrechte fallen bei verschiedenen Umweltproblemen in Abhängigkeit von den stofflichen Voraussetzungen unterschiedlich hoch aus. Sofern die Rechts- und Verhaltenssicherheit in einer Qualität, wie sie für private Verhandlungslösungen erforderlich wäre, höhere Kosten verursacht als die kollektive Allokationssteuerung, scheidet die individuell-marktliche Lösung des Umweltproblems aus⁵.

Ist es nicht oder nur zu sehr hohen Kosten möglich, Konkurrenten von der Nutzung des Gutes auszuschließen, liegt ein hoher Öffentlichkeitsgrad eines Gutes vor⁶. Ein hoher Öffentlichkeitsgrad eines Gutes bedeutet, daß die Nutzung dieses Gutes nicht einem einzelnen Nutzer vorbehalten bleibt; ohne kollektiv oder individuell wirksame Regelmechanismen besteht ein unkontrollierter Zugriff mehrerer Konsumenten auf das betreffende Gut. Eine kaufkräftige Nachfrage nach dem Gut kommt nicht in hinreichendem Maße zustande, weil Konsumenten danach trachten, als Freifahrer an der Nutzung zu partizipieren. Die Folge ist eine Übernutzung vorhandener natürlicher Ressourcen, z. B. in Form eines unkontrollierten Eintrages von Nitrat in das Trinkwasser.

Bei fehlenden Ausschlußmöglichkeiten oder prohibitiv hohen Kosten der Emissionskontrolle erweist sich der Markt für Umweltressourcen als nicht funktionsfähig: Zwar hätten Emittenten durchaus einen Anreiz, ein möglicherweise bestehendes Recht auf eine umweltbelastende Ressourcennutzung an konkurrierende Umweltnutzer zu verkaufen. Solange jedoch der Ausschluß von der Ressourcennutzung faktisch nicht überprüfbar ist und die Möglichkeit einer unentdeckten und folglich sanktionsfreien Fortführung der Emission besteht, werden die Nachfrager von Umweltnutzungsrechten die Sinnlosigkeit ihrer Geldausgabe befürchten und deshalb keine kaufkräftige Nachfrage entwickeln. Das Problem eines hohen Öffentlichkeitsgrades aufgrund kostenintensiver oder nicht vorhandener Ausschlußmechanismen ist für die meisten Umweltgüter geradezu typisch. Insbesondere die Messung gasförmiger Emissionen bereitet beim derzeitigen Stand der Technik noch erhebliche Probleme; für die Messung von Nitrateinträgen in das Grund- und Oberflächenwasser existieren technische Lösungen, die allerdings bei flächen-deckender Anwendung erhebliche Kosten verursachen.

Ein weiterer Grund für einen hohen Öffentlichkeitsgrad und das Versagen individuell-marktlicher Allokationsmechanismen ist die Unteilbarkeit von Gütern, bei denen die

⁵ Für den Kostenvergleich ist der Saldo aus Opportunitäts-, Transaktions- und Konsensfindungskosten relevant. Zu den rechtlichen Voraussetzungen privatwirtschaftlicher Lösungen vgl. KLOEPFER (1989), S. 240.

⁶ Zur Theorie öffentlicher Güter vgl. grundlegend CORNES und SANDLER (1986) sowie RANDALL (1987).

Produktionskosten je Einheit die Zahlungsbereitschaft des einzelnen Konsumenten übersteigen. Das Problem der Unteilbarkeit von Umweltgütern zeigt sich darin, daß an einem bestimmten Standort keine unterschiedlichen Qualitäten des Klimas, der Luft und der Gewässer bereitgestellt werden können, sondern raum- und zeitgleich nur jeweils einzelne Qualitätsstufen. Eine auf individuelle Präferenzen bezogene Differenzierung der Qualitäten ist entweder technisch nicht möglich oder mit prohibitiv hohen Kosten verbunden⁷. Ist die Zahlungsbereitschaft des einzelnen Nutzers geringer als die Bereitstellungskosten der nächst höheren Qualitätsstufe, ist eine effizienz erhöhende Qualitätsverbesserung nur auf der Grundlage kollektiver Entscheidungen möglich. Kommt diese nicht zustande, weil lediglich institutionelle Voraussetzungen für die individuelle, nicht aber für die kollektive Nachfrage auf Umweltmärkten geschaffen wurden, ist ein ineffizient niedriger Umweltqualitätstandard die unvermeidliche Folge⁸.

Scheitert eine effiziente Aussteuerung der Umweltqualität nach Maßgabe individueller Präferenzen und individueller, nutzenbezogener Zahlungsbeiträge aufgrund eines zu hohen Öffentlichkeitsgrades, ist die Etablierung politisch-kollektiver Allokationsmechanismen erforderlich. Mit dem Eingreifen der Politik muß keineswegs ein völliger Verzicht auf die oben genannten Vorteile der individuell-marktlichen Allokation einhergehen⁹. Hierbei ist von Bedeutung, daß ein Umweltmedium auf verschiedene Weise und durch unterschiedliche Nutzergruppen in Anspruch genommen wird, im Falle des Umweltmediums Wasser z. B. als Medium zur Schadstoffaufnahme und als Quelle gesundheitlich unbedenklichen Grundwassers. Die verschiedenen Nutzungsansprüche können sich hinsichtlich der stofflichen Bedingungen erheblich voneinander unterscheiden. Das bedeutet, daß ein Umweltgut in bezug auf verschiedene Nutzungsarten unterschiedliche Öffentlichkeitsgrade aufweisen kann.

⁷ Unteilbarkeit ist ein Teilaspekt des zweiten Merkmals öffentlicher Güter, nämlich der Nicht-Rivalität im Konsum. Bei der Diskussion des geeigneten Allokationsmechanismus - Markt versus Kollektiv - können wir uns auf diesen Teilaspekt beschränken. Nicht-Rivalität im Konsum wäre indes bei der Ermittlung des effizienten Preis-Mengen-Gerüsts von Gütern mit einem hohen Öffentlichkeitsgrad relevant. Vgl. CORNES und SANDLER (1986).

⁸ Für eine übersichtliche Darstellung der Theorie öffentlicher Güter vgl. RANDALL (1987).

⁹ BONUS (1981) betont den Unterschied zwischen der Regelung von Angebot und Nachfrage durch den Markt und der Umsetzung politisch vorgegebener Umweltziele durch die Etablierung von Emissionslizenzen. Die Verwechslung beider Aspekte führt häufig zu Mißverständnissen über den Charakter marktwirtschaftlicher Instrumente. Diese Mißverständnisse sind unter anderem darauf zurückzuführen, daß die nachfolgend ausgeführten theoretischen Implikationen des nach Verwendungsart differenzierten Öffentlichkeitsgrades bislang übersehen wurden.

Ist der Öffentlichkeitsgrad lediglich in bezug auf eine Nutzungsart hoch und in bezug auf alle anderen Nutzungsarten niedrig, muß der Staat lediglich die Interessen der einen Nutzergruppe zur Geltung bringen, indem er eine entsprechende Nachfrage artikuliert. Auf diese Weise wird verhindert, daß die um die Nutzung des Umweltgutes konkurrierende Verwendungsart mit dem relativ hohen Öffentlichkeitsgrad gegenüber solchen mit einem niedrigeren Öffentlichkeitsgrad diskriminiert wird. Die Allokation aller anderen Nutzungsansprüche kann in einem solchen Fall effizient durch individuell-marktliche Steuerung geschehen.

Im Beispiel des Umweltgutes Wasser mit den zwei ausgewählten Nutzungsansprüchen Trinkwasser sowie Medium zur Schadstoffaufnahme wird es auf der Seite der Trinkwassernachfrager kaum möglich sein, einzelne Nutznießer vom Konsum einer erhöhten Wasserqualität auszuschließen. Unterschiedliche Qualitätsstufen können zumindest innerhalb eines Trinkwasserbereitstellungssystems nur zu prohibitiv hohen Kosten angeboten werden. Angesichts des dadurch verursachten, hohen Öffentlichkeitsgrades auf seiten der Trinkwassernutzer wird ein Ressourcenschutz, der den Präferenzen aller Trinkwassernutzer entspricht, nicht allein durch Marktsteuerung sicherzustellen sein; kollektive Aktivitäten werden erforderlich. Demgegenüber bestehen bessere Aussichten, den Öffentlichkeitsgrad für die Nutzung des Wassers als Aufnahmemedium für Stickstoffverbindungen landwirtschaftlichen Ursprungs zu reduzieren. Gelingt es, hinreichende Kontrollen der individuellen Verschmutzungsbeiträge kostengünstig einzuführen, kann die Allokation einzelner Einheiten der kollektiv bemessenen Gesamtverschmutzung innerhalb der Gruppe der Emittenten nach Maßgabe der individuellen Schadensvermeidungskosten durch Marktmechanismen erfolgen.

Mit dem Ziel einer möglichst weitgehenden Nutzung der Vorteile einer individuell-marktlichen Allokationssteuerung sollte der Staat im Rahmen umweltpolitischer Maßnahmen nach Möglichkeiten zur Reduzierung der Öffentlichkeitsgrade verschiedener Nutzungsaktivitäten suchen (BONUS 1981). Zunächst ist an die Etablierung von technischen oder institutionellen Vorkehrungen zur direkten Kontrolle individueller Emissionsbeiträge bzw. Nutzungen zu denken. Die Möglichkeiten zur Erfassung individueller Emissionsbeiträge sind indes häufig beschränkt oder mit erheblichem Aufwand verbunden. Ein institutioneller Mechanismus zur Senkung von Kontroll- und Ausschlußkosten besteht grundsätzlich darin, die Emittenten durch die gesamtschuldnerische Haftung zu erhöhter Aufmerksamkeit und gegenseitiger Kontrolle anzuhalten. Diese Alternative hat sich jedoch als wenig praktikabel erwiesen (vgl. KLOEPFER 1989, S. 239). Für den Wasserschutz wurde im Wasserhaushaltsgesetz eine entsprechende Rechtsgrundlage geschaffen, sie gelangt jedoch kaum zum Einsatz. Neben den komplexen stofflichen Zusammenhängen des Wasserschutzproblems und den daraus resultierenden Schwierig-

keiten einer gerichtswirksamen Beweisführung dürfte die mangelnde Anwendung dieses Instrumentes auch auf das Problem der Verhältnismäßigkeit bei der Sanktionierung einzelner Emittenten zurückzuführen sein.

Angesichts dieser Schwierigkeiten ist es naheliegend, daß sich die gegenwärtig praktizierten politischen Aktivitäten vor allem darauf konzentrieren, anstelle der kaum kontrollierbaren Stickstoffemissionen andere Parameter der landwirtschaftlichen Produktion, die mit den Emissionen korreliert sind, zum Gegenstand vertraglicher Vereinbarungen bzw. zur technologischen Ansatzstelle umweltpolitischer Maßnahmen zu machen (vgl. Kapitel 5.1)¹⁰.

Im Hinblick auf die Notwendigkeit und die Ausgestaltung umweltpolitischer Maßnahmen können wir als wesentliches Ergebnis unserer Überlegungen hier festhalten:

- Die von der Stickstoffproblematik betroffenen Schutzgüter der Umweltpolitik weisen in bezug auf die Nutzungsinteressen Trinkwasserschutz, Artenschutz und Klimaschutz einen so hohen Öffentlichkeitsgrad auf, daß eine politisch-kollektive Allokationssteuerung erforderlich wird.
- Bei der Umsetzung politisch vorgegebener Umweltqualitätsziele besteht prinzipiell die Möglichkeit, den Öffentlichkeitsgrad der Umweltnutzung für bestimmte Nutzergruppen zu reduzieren, um auf diese Weise eine effiziente Umsetzung der Umweltpolitik durch Marktmechanismen zu ermöglichen.

4 Aktionsparameter der Umweltpolitik und Kriterien für die Ausgestaltung umweltpolitischer Maßnahmen

Im folgenden sollen die wesentlichen Bausteine umweltpolitischer Strategien und einige grundlegende Gestaltungsprinzipien erläutert werden. In Abweichung zur gängigen Vorgehensweise der umweltökonomischen Literatur, die die konkrete Ausgestaltung der Umweltpolitik oft ausschließlich als ein Problem der adäquaten Instrumentenwahl diskutiert, werden wir aufzeigen, daß die Instrumentenwahl nur einer von vier Aktionsparametern ist. So ist es erforderlich, über die Wahl des geeigneten Instrumententypus (z. B. Auflage, Lizenz, Abgabe, Subvention) hinaus eine Bestimmung der technologi-

¹⁰ Eine ähnliche Argumentation hat ZIMMER (1991) entwickelt. Er sieht in der Existenz von privaten Gütern, die als Kuppelprodukt von öffentlichen Gütern angeboten oder nachgefragt werden, eine Ursache für die private Bereitstellung öffentlicher Güter.

schen Ansatzstelle (z. B. Immission, Emission, Produkt, Produktionsprozeß, Produktionsmittel), der Adressaten umweltpolitischer Maßnahmen (z. B. Landwirte, Vorleistungsindustrie, Importeure) und des problemadäquaten Regelungsraumes (z. B. regional eingegrenzte Regelungen, nationale, EG-weite oder globale Regelungen) vorzunehmen.

Bei der vergleichenden Analyse umweltpolitischer Maßnahmen müssen die spezifischen Wirkungen dieser vier verschiedenen Aktionsparameter (Ansatzstelle, Adressat, Regelungsraum, Instrument) stets sorgfältig unterschieden werden. Die traditionellen, auf die Instrumentenwahl reduzierten umweltökonomischen Konzeptionen nehmen häufig nicht zur Kenntnis, daß Vorzüge oder Schwachstellen umweltpolitischer Maßnahmen oft nicht auf die Wirkung der diskutierten Instrumente, sondern auf die bei der Diskussion verschiedener Instrumente implizit unterstellte Konstellation der drei übrigen Aktionsparameter zurückzuführen sind. Diese Fehleinschätzungen hinsichtlich der Wirkungsweise umweltpolitischer Instrumente können insbesondere dann zu nicht sachgerechten Empfehlungen führen, wenn versucht wird, die Effizienz umweltpolitischer Maßnahmen durch einen Wechsel der Instrumente zu verbessern, obwohl eigentlich ein Wechsel der technologischen Ansatzstelle, ein Wechsel des Adressaten umweltpolitischer Maßnahmen oder ein sachgerechterer Zuschnitt des Regelungsraumes geboten wäre.

Im folgenden wird zunächst eine kurze Charakterisierung der Aktionsparameter der Umweltpolitik vorgenommen. Anschließend ist das grundlegende Optimierungskalkül für eine rationale Umweltpolitik vorzustellen, wobei - wie in Kapitel 3 theoretisch begründet wurde - vom Ziel einer kostenminimalen Umsetzung politisch vorgegebener Qualitätsziele ausgegangen wird. Auf diese Weise wird ein Rahmen für eine umfassende Diskussion unterschiedlicher umweltpolitischer Strategien zur Lösung der Stickstoffproblematik geschaffen. In Kapitel 5 wird exemplarisch dargestellt, wie dieser Rahmen - zugeschnitten auf die in Kapitel 2 herausgearbeiteten Teilprobleme - zu füllen ist.

4.1 Aktionsparameter der Umweltpolitik

4.1.1 Technologische Ansatzstelle

Die umweltpolitisch relevante Zielgröße von Maßnahmen zur Lösung des Stickstoffproblems ist in letzter Konsequenz die Reduzierung der Stickstoffimmissionen. Dennoch setzen viele umweltpolitische Maßnahmen und Kontrollaktivitäten nicht auf der Immissions-, sondern auf der Emissionsseite an, weil die Kontrolle von Immissionen und deren Rückführung auf individuelle Emissionsbeiträge technisch nicht möglich oder im Ver-

gleich zu alternativen Lösungen zu kostspielig ist. In vielen Fällen kommt aber auch die Emission nicht als technologische Ansatzstelle in Frage, weil das Emissionsgeschehen mit einer intensiven Diffusion des Schadstoffs im Umweltmedium einhergeht und eine direkte Messung technisch nicht möglich ist oder vergleichsweise hohe Kosten verursacht. In diesen Fällen muß die Umweltpolitik an Stellvertretergrößen wie z. B. dem Mineraldüngereinsatz, dem Mineraldüngervertrieb, dem Stickstoffbilanzüberschuß, dem Viehbesatz, dem Güllelageraum, der Stallkonstruktion, der Fruchtfolge oder der technischen und zeitlichen Gestaltung bestimmter Bewirtschaftungspraktiken ansetzen. Solche Stellvertretergrößen unterscheiden sich aber nicht nur hinsichtlich ihres kausalen Bezugs zur Stickstoffemission und damit hinsichtlich der Eignung für einen zielgenauen Einsatz umweltpolitischer Maßnahmen, sondern auch hinsichtlich ihrer spezifischen Kontroll- und Überwachungskosten.

4.1.2 Adressat

Umweltpolitische Maßnahmen zielen letztlich darauf ab, Emittenten zu Verhaltensänderungen zu bewegen. Dazu müssen jedoch nicht notwendigerweise die Landwirte, die Stickstoffemissionen verursachen, zum unmittelbaren Adressaten gemacht werden. Der Gesetzgeber kann den Mechanismus der Vor- und Rücküberwälzung von Kosten zwischen verschiedenen Wirtschaftssektoren nutzen und anstelle der Landwirte die Vorleistungsindustrie, den Handel mit landwirtschaftlichen Produkten und Vorleistungen oder die Konsumenten als Adressaten für die umweltpolitische Maßnahme auswählen. Der durch das umweltpolitische Instrument ausgelöste Regelungsimpuls wird dann von den Adressaten teilweise auf die Landwirte überwältzt, indem bestimmte Vorleistungs- oder Konsumgüter verteuert bzw. verbilligt werden. Die Auswahl des Adressaten umweltpolitischer Maßnahmen hat Konsequenzen für die Höhe der Administrations- und Kontrollkosten, aber auch für die Zielgenauigkeit des umweltpolitischen Mitteleinsatzes.

4.1.3 Regelungsraum

Als dritter Aktionsparameter der Umweltpolitik ist der umweltpolitische Regelungsraum einer umweltpolitischen Maßnahme zu nennen. Der Zuschnitt des Regelungsraumes trägt dem Umstand Rechnung, daß Umweltprobleme im allgemeinen und die Teilaspekte der Stickstoffproblematik im besonderen je nach Diffusionseigenschaften der Schadstoffe oder der Anordnung von Schadstoffquellen eine räumliche differenzierte Struktur haben. Unterschiedliche klimatische Verhältnisse, Bodenarten, Fließgeschwindigkeiten, Bodenprofile und Assimilationskapazitäten können an verschiedenen Stand-

orten zu unterschiedlichen Schadstoffakkumulationen führen. Auch stellen lokal unterschiedliche Schutzziele (insbesondere Naturschutz, Trinkwasserschutz) sowie die Bewältigung überregionaler und globaler Umweltprobleme (z. B. Klimaschutz, Schutz der Meere) spezifische Anforderungen an die räumliche Verteilung und Wirksamkeit umweltpolitischer Regelungsimpulse. Für den adäquaten Zuschnitt des Regelungsraumes sind außerdem Fragen der Administrierbarkeit (z. B. Übereinstimmung zwischen den Grenzen von Regelungsräumen und Verwaltungseinheiten) sowie politisch artikulierte Ansprüche hinsichtlich einer umweltpolitischen Gleichbehandlung von Bedeutung.

4.1.4 Instrument

Die Instrumente determinieren die Art und Höhe des Regelungsimpulses, mit dem letztlich die Emittenten zu einer Veränderung ihres Verhaltens veranlaßt werden sollen. Die Instrumente lassen sich mit unterschiedlichen technologischen Ansatzstellen, Adressaten und Regelungsräumen kombinieren. Sie sind ihrem Charakter nach auf zwei Grundtypen zurückzuführen¹¹:

Die **mengensteuernden Instrumente** (Auflagen, Lizenzen) beeinflussen direkt den Emissionsumfang, den Einsatz von Vorleistungsgütern oder den Ausstoß von Produkten, deren mengenmäßiges Aufkommen in kausaler Beziehung zur Höhe des Emissionsumfanges steht. Die Varianten dieser Instrumentengruppe unterscheiden sich hinsichtlich des individuellen Anpassungsspielraumes. Die Auflage gibt jedem Emittenten unveränderbare Verhaltensvorgaben; bei der Lizenzlösung sind die Vorgaben der Emissionsreduzierung zwischen den Emittenten flexibel transferierbar.

Die **preissteuernden Instrumente** (Abgaben, Subventionen) geben Preissignale, die beim einzelnen Emittenten emissionsmindernde ökonomische Anpassungen bewirken sollen. Auch Preisanreize beziehen sich entweder direkt auf den Emissionsumfang oder auf Vorleistungsgüter und Produkte, deren Aufkommen mit Emissionen korreliert ist. Der grundlegende Unterschied zwischen Abgaben und Subventionen besteht darin, daß die Emissionsverminderung bei Abgaben durch das individuelle Interesse an einer

¹¹ Neben den hier genannten Maßnahmen verfügt der Staat außerdem über vielfältige indirekte Maßnahmen zur Beeinflussung der Umweltwirkungen. Hierzu gehören z. B. Aufklärung, Beratung und Forschungspolitik, aber auch eine umweltpolitisch motivierte Veränderung agrarpolitischer Rahmenbedingungen. Diese indirekten Maßnahmen, die letztlich auch zu einer Beeinflussung des Emissionsumfanges oder der Umweltnutzungskosten führen, bleiben im folgenden außer Betracht. Für einen Überblick vgl. SIEBERT (1978).

Kostensenkung und bei Subventionen durch das individuelle Interesse an einem Erlöszuwachs stimuliert wird.

4.2 Kriterien für die Ausgestaltung umweltpolitischer Maßnahmen

Eine ökonomische Beurteilung der verschiedenen Ausgestaltungs- und Kombinationsmöglichkeiten für die Aktionsparameter der Umweltpolitik muß sich an dem Ziel orientieren, die Realisierung eines vorgegebenen Umweltstandards zu minimalen volkswirtschaftlichen Kosten zu verwirklichen.¹² Selbstverständlich ist die Festlegung des Umweltstandards selbst prinzipiell ein Problem ökonomischer Abwägung (vgl. Kapitel 3). Indes erscheint es angesichts der Komplexität und der noch ungelösten theoretischen und methodischen Probleme bei der ökonomischen Bewertung der Umweltqualität angebracht, die Umweltstandards als politisch bestimmte Daten zugrunde zu legen. Für die Beurteilung der umweltpolitischen Strategien zur Realisierung dieser Umweltstandards empfiehlt es sich, die insgesamt entstehenden Kosten in drei Kostenkomponenten zu unterteilen, nämlich

- Kosten, die durch den Verzicht auf alternative Produktion aufgrund der Verfolgung von Umweltzielen entstehen (im folgenden: Opportunitätskosten¹³)
- Kosten, die bei der administrativen Umsetzung und Kontrolle umweltpolitischer Maßnahme entstehen (im folgenden: Administrations- und Kontrollkosten)
- Kosten, die bei der politischen Entscheidungsfindung über den umweltpolitischen Instrumenteneinsatz entstehen (im folgenden: Konsensfindungskosten)

¹² Der Kostenbegriff erstreckt sich in diesem Zusammenhang nicht nur auf monetäre Kosten, sondern umfaßt auch negative Beiträge zu gesellschaftspolitischen Zielen. Hierzu gehören auch umweltpolitische Ziele. Die Abweichung vom Kostenminimum bei der Verfolgung eines umweltpolitischen Zielles führt zu einer unnötigen Bindung von Ressourcen, die ansonsten für die Verfolgung anderer Ziele (unter anderem auch umweltpolitischer Ziele) eingesetzt werden könnten.

¹³ Grundsätzlich sind alle Kosten, d. h. auch die Transaktionskosten (Administrations-, Kontroll- und Konsensfindungskosten), Opportunitätskosten. Aus Gründen der analytischen Klarheit betrachten wir die Transaktionskosten gesondert. Gleichzeitig folgen wir dem Opportunitätskostenbegriff des Nirwana-Approach, bei dem das Allokationsoptimum unter Abwesenheit von Transaktionskosten definiert wird. Abweichungen vom Opportunitätskostenminimum ergeben sich in unserem Ansatz durch einen trade-off zwischen der Einsparung von Transaktionskosten und dem zusätzlichen Verzicht auf alternative Produktion.

Diese Unterscheidung erscheint sinnvoll, weil die genannten Kostenkomponenten durch die Gestaltung der vier Aktionsparameter der Umweltpolitik (Ansatzstelle, Adressat, Regelungsraum, Instrument) auf den verschiedenen Ebenen des Entscheidungsprozesses sehr unterschiedlich beeinflußt werden. Die Reduktion einer der genannten Kostenarten durch eine alternative Gestaltung der umweltpolitischen Aktionsparameter führt häufig zum Anstieg der beiden übrigen Kostenkomponenten. So ist es z. B. denkbar, daß durch eine treffgenaue, d.h. Fehlsteuerungen vermeidende umweltpolitische Maßnahme die Opportunitätskosten vermindert werden. Gleichzeitig kann die exaktere Feinsteuerung und Kontrolle des Produktionsprozesses aber höhere Kontrollkosten verursachen. Infolgedessen wird eine Abwägung zwischen dem Grenznutzen aus verbesserter Allokation und den Grenzkosten durch vermehrten administrativen Aufwand erforderlich. Häufig ist auch ein Abwägungsprozeß zwischen Konsensfindungskosten und Administrationskosten vorzunehmen, wenn nämlich leicht administrierbare Lösungen als besonders ungerecht empfunden werden und deshalb erhöhte Kosten für die Konsensfindung hervorrufen.

5 Die Ausgestaltung der Aktionsparameter in umweltpolitischen Strategien zur Lösung der Stickstoffproblematik

Im folgenden werden die Aktionsparameter der Umweltpolitik in ihrer Anwendung auf die verschiedenen Teilaspekte der Stickstoffproblematik diskutiert. Dabei sind die unterschiedlichen stofflichen und räumlichen Merkmale gasförmiger oder wasserlöslicher Stickstoffemissionen zu beachten. Angesichts der Differenziertheit der Teilprobleme und der notwendigen Bezugnahme auf vier Aktionsparameter birgt die Matrix relevanter Alternativen eine kaum überschaubare Vielfalt, die hier nicht vollständig unter Berücksichtigung aller denkbaren Kombinationen diskutiert werden kann.¹⁴ Wir werden uns daher auf einige der wichtigsten Entscheidungskriterien und Problemkonstellationen, die für die konkrete Problemlösung relevant sind, beschränken müssen.

¹⁴ Bei der Suche nach einer kostenminimalen Lösung der Stickstoffproblematik müßten über die hier diskutierten Alternativen hinaus auch Vermeidungsstrategien im Bereich der nicht-landwirtschaftlichen Emittenten (z. B. Industrie, Straßenverkehr) untersucht und in einen sektorübergreifenden Vergleich eingebracht werden. Derartige Ergänzungen können im Rahmen des hier vorgestellten Bewertungsverfahrens ohne weiteres vorgenommen werden, sollen jedoch an dieser Stelle aus Platzgründen nicht weiter verfolgt werden.

5.1 Die Wahl der technologischen Ansatzstelle

Grundsätzlich wäre die exakte Ermittlung und umweltpolitische Reglementierung von **Immissionen** als zielgenaue Strategie mit den niedrigsten Opportunitätskosten anzusehen. Bei den weiträumig diffundierenden gasförmigen Emissionen und bei der diffusen Verteilung von Emissionsquellen im Falle der Nitratauswaschung erweist sich die Messung von Immissionen und ihre Rückführung auf konkrete Emissionsquellen jedoch gegenwärtig als technisch nicht durchführbar oder im Vergleich zu alternativen Ansatzstellen zu kostspielig. Auch die im Hinblick auf die Opportunitätskosten nächstbeste Strategie, nämlich die exakte Ermittlung und umweltpolitische Reglementierung der **Emissionen**, erweist sich beim derzeitigen Stand der Technik allenfalls in bezug auf die Nitratproblematik als realisierbar, allerdings nur zu sehr hohen Administrations- und Kontrollkosten. Aus diesen Gründen muß auf die Messung und Regulierung von Stellvertretergrößen ausgewichen werden¹⁵.

Eine relativ eng mit den Stickstoffemissionen korrelierte und somit hinsichtlich der Opportunitätskosten relativ günstig zu beurteilende Ansatzstelle ist der einzelbetriebliche **Stickstoffbilanzüberschuß**. Bei Verwendung dieses Bilanzierungsverfahrens, dessen Grundgedanke auch dem Entwurf der Düngemittelanwendungsverordnung zugrunde liegt, erfolgt die Messung des jährlichen Stickstoffüberschusses durch Feststellung aller in den Betrieb importierten und aus dem Betrieb exportierten stickstoffhaltigen Güter (z. B. Mineraldünger, Futtermittel, Stroh, Gülle, Verkaufsprodukte). Der betriebliche Stickstoffüberschuß wird aus Normwerten für die in diesen Gütern enthaltene Stickstoffmenge unter Berücksichtigung eines Schätzwertes für die Stickstoffbindung aus der Luft ermittelt und auf die bewirtschaftete Fläche bezogen.

Die Zielgenauigkeit dieser Ansatzstelle ließe sich dadurch verbessern, daß die Bilanzierung nicht nur für die Gesamtheit des landwirtschaftlichen Betriebes, sondern für einzelne Flurstücke vorgeschrieben würde. Wie die räumliche Differenzierung, auf die im Zusammenhang mit der Ableitung des umweltpolitischen Regelungsraumes in Kapitel 5.3 noch umfassend einzugehen sein wird, könnte aber auch die zeitliche Differenzierung des Bilanzierungsverfahrens Gegenstand des umweltpolitischen Optimierungskalküles sein¹⁶. Hierbei wäre in Abhängigkeit von den natürlichen Verhältnissen des Standortes zu erwägen, die jährliche Bilanzierung durch eine Bilanzierung über die gesamte Fruchtfolgeperiode hinweg oder aber durch eine quartalsweise Bilanzierung zu

¹⁵ Für eine umfassende Diskussion technologischer Ansatzstellen zur Regulierung des Stickstoffeinsatzes in der Landwirtschaft vgl. ISERMEYER 1992.

ersetzen. Allerdings rufen derart starke räumliche oder zeitliche Differenzierungen, die ja deutlich über das Auflösungsvermögen der herkömmlichen Buchführung hinausgehen, erhebliche Akzeptanz- und Kontrollprobleme hervor. Es ist zu vermuten, daß die durch die weitergehende Differenzierung der Aufzeichnungspflicht angestrebte Senkung der Opportunitätskosten durch den Anstieg der Administrations-, Kontroll- und Konsensfindungskosten überkompensiert würde.

Denkbar und bereits im Rahmen der sogenannten Gülleverordnungen praktiziert ist das Verfahren, lediglich den anfallenden **Wirtschaftsdünger** in den landwirtschaftlichen Betrieben als Ansatzstelle zu wählen. Dabei wird die Menge des vom Landwirt ausgebrachten Wirtschaftsdüngers und der darin enthaltenen Nährstoffmengen in der Regel nicht direkt gemessen, denn dies würde sehr hohe Administrations- und Kontrollkosten hervorrufen. Stattdessen erfolgt eine Schätzung der sogenannten Dungeinheiten auf der Grundlage des im jeweiligen Betrieb ermittelten Viehbestandes. Die Dungeinheiten werden dann rechnerisch auf die bewirtschaftete Fläche bezogen. Selbstverständlich ist auch bei dieser Methode ohne weitergehende Kontrollen kaum zu verhindern, daß die Landwirte ihren Wirtschaftsdünger nicht gleichmäßig auf alle angegebenen Flächen verteilen, sondern entlegene oder schlecht befahrbare Flächen aussparen und auf einer kleineren Fläche um so höhere Wirtschaftsdüngermengen ausbringen.

Im Vergleich zur einzelbetrieblichen Stickstoffbilanzierung verursacht dieses Verfahren wesentlich geringere Administrations- und Kontrollkosten. Diesen Kostenvorteilen stehen allerdings höhere Opportunitätskosten gegenüber, weil die Politik allein am Viehbesatz landwirtschaftlicher Betriebe ansetzt und somit eine Vielzahl von u.U. kostengünstigeren Anpassungsmaßnahmen landwirtschaftlicher Betriebe zur Senkung der Stickstoffemissionen ausklammert, so z. B. Anpassungsmaßnahmen der viehhaltenden Betriebe im Bereich der Stallbautechnik, der Güllelagerung und -ausbringung und den gesamten Bereich pflanzenbaulicher Anpassungsmaßnahmen. Wie schwer dieser Opportunitätskostennachteil wiegt, hängt vor allem davon ab, in welchem Maße das spezifisch zu lösende Umweltproblem auf einen zu hohen Viehbesatz zurückzuführen ist.

Das Problem einer geringen Korrelation zwischen der Stickstoffemission und den Meßgrößen der Ansatzstelle kann sich in ähnlicher Weise stellen, wenn ausschließlich der **Mineraldüngereinsatz** als Ansatzstelle für umweltpolitische Maßnahmen gewählt wird. Unter Umständen können jedoch bei der Wahl dieser Ansatzstelle erhebliche Vorteile

¹⁶ Zur Erforderlichkeit der zeitlichen Differenzierung umweltpolitischer Strategien vgl. TIETENBERG (1985), S. 149ff.

bei den Administrationskosten realisiert werden, wenn nämlich die Reglementierung des Mineraldüngereinsatzes nicht im landwirtschaftlichen Betrieb, sondern auf der Ebene der Düngemittelhersteller und -importeure erfolgt. Die mit diesem Wechsel des Adressaten und der Nutzung des Flaschenhalsprinzips einhergehenden Implikationen werden in den nächsten beiden Kapiteln diskutiert.

Die Wahl der Ansatzstelle "Agrarprodukt" kann ebenfalls die Möglichkeit eröffnen, in Verbindung mit der entsprechenden Wahl des Normadressaten das Flaschenhalsprinzip zu nutzen und auf diese Weise erhebliche Einsparungen bei den Administrationskosten zu realisieren. Allerdings ist der Flaschenhals der Nahrungsmittelverarbeitung nicht so klar eingrenzbar wie bei den Düngemittelherstellern und -importeuren. Außerdem ist bei der Wahl der Ansatzstelle "Produkt" im allgemeinen davon auszugehen, daß wegen der relativ geringen Korrelation zwischen der Erzeugung bestimmter Agrarprodukte und der Höhe der damit verbundenen Stickstoffemission ein relativ geringer Zielerreichungsgrad und damit relativ hohe Opportunitätskosten in Kauf genommen werden müssen. In einigen Fällen ist die Ansatzstelle "Agrarprodukt" allerdings durchaus erwägenswert. Beispielsweise wird die Stickstoffemission der Marktfruchtbaubetriebe zu einem beträchtlichen Teil durch die Spätdüngung des Qualitätsweizens verursacht; eine umweltpolitische Beeinflussung dieses Produktes, beispielsweise durch eine Veränderung der Interventionsbestimmungen im Rahmen der EG-Agrarpolitik, könnte sich deshalb als eine vergleichsweise kostengünstige Maßnahme zur Reduzierung der Stickstoffemissionen erweisen.

Die Ansatzstelle "Produktionsverfahren" kommt insbesondere bei Auflagen zur Anwendung. Grundsätzlich können aber auch Steuern, Lizenzen oder Subventionen direkt am Produktionsverfahren ansetzen. Abgesehen von wenigen Ausnahmen (vgl. Kapitel 5.2) ist es unumgänglich, mit der Regulierung von Produktionsverfahren direkt in der landwirtschaftlichen Produktionssphäre anzusetzen und angesichts der Vielzahl landwirtschaftlicher Produzenten erhöhte Administrationskosten in Kauf zu nehmen. Als Beispiele sind das Ausbringungsverbot für Wirtschaftsdünger in bestimmten Zeiträumen, die Verpflichtung zur unverzüglichen Einarbeitung der ausgebrachten Gülle in den Boden oder die Verpflichtung zur Abdeckung von Güllebehältern zu nennen. Solche Maßnahmen sind unmittelbar auf die Unterlassung emissionsträchtiger Tätigkeiten ausgerichtet und verursachen aufgrund ihrer hohen Zielgenauigkeit relativ geringe Opportunitätskosten. Die gewählten Beispiele zeichnen sich darüber hinaus dadurch aus, daß sich die Kontrollkosten trotz des einzelbetrieblichen Ansatzes am Produktionsverfahren noch in Grenzen halten. Ein unvermeidlicher Nachteil des Ansatzes an Produktionsverfahren besteht darin, daß die Vermeidungsaktivität festgeschrieben und ein kreativer Suchprozeß zur Entwicklung neuer, eventuell kostengünstigerer Lösungen für die Errei-

chung des eigentlichen gesellschaftlichen Zieles, der Emissionsverringerung, nicht belohnt wird.

Bei der umweltpolitischen Regulierung einzelner Ansatzstellen ist zu beachten, daß sich die Wirtschaftsteilnehmer unter Umständen an die neuen Vorgaben in einer Weise anpassen, die dem Umweltziel zuwiderläuft. Beispielsweise könnte eine verschärfte Kontrolle und Reglementierung der Höhe des ausgewaschenen Nitrates dazu führen, daß Landwirte mit einem hohen Viehbesatz durch den Einsatz entsprechender Bewirtschaftungspraktiken eine erhöhte Ammoniakemission forcieren, die dann anderenorts zu erhöhten Stickstoffeinträgen führt. Umgekehrt könnte eine starke Erhöhung des Mineraldüngerpreises dazu führen, daß Landwirte durch den Einsatz besonders eiweißreicher Futtermittel eine möglichst stickstoffhaltige Gülle produzieren. Auch auf die Möglichkeit eines verstärkten Anbaues von Leguminosen oder eines verstärkten Einsatzes von Importfuttermitteln ist in diesem Zusammenhang hinzuweisen.¹⁷ Solche Schwachstellen und Ausweichmöglichkeiten sind letztlich darauf zurückzuführen, daß nicht die Emission, sondern eine Stellvertretergröße als Ansatzstelle gewählt wird. Um dennoch das umweltpolitisch vorgegebene Ziel zu erreichen, muß entweder der Regelungsimpuls erhöht werden, wodurch sich auch die Opportunitätskosten erhöhen, oder es muß im Rahmen eines policy-mix eine Kombination mit anderen politischen Maßnahmen unter Einbeziehung sich gut ergänzender Ansatzstellen erfolgen.

5.2 Die Wahl des Adressaten

Mit der Festlegung der technologischen Ansatzstelle umweltpolitischer Maßnahmen ist häufig die Wahl des Adressaten schon weitgehend vorgegeben. Allerdings können in einigen Fällen die gleichen technologischen Ansatzstellen bei verschiedenen Adressaten reglementiert werden. Deshalb ist das Problem der Wahl des geeigneten Adressaten hier noch einmal gesondert zu diskutieren.

Die im vorangehenden Kapitel getroffene Feststellung, daß umweltpolitische Strategien um so zielgenauer und folglich mit um so niedrigeren Opportunitätskosten verbunden

¹⁷ Zur Schätzung von Anpassungsmaßnahmen der Landwirte an eine Mineralstickstoffabgabe im Rahmen quantitativer Agrarsektormodelle siehe BECKER (1992) und HENRICHSMEYER und WEINGARTEN (1992). Die Modelle unterstützen die Hypothese, daß es zu einer teilweisen, nicht jedoch zu einer vollständigen Substitution des eingesparten Mineralstickstoffs kommt. Naturwissenschaftliche Versuchsergebnisse für die Weidewirtschaft und die zu ihrer Erklärung abgeleiteten Hypothesen deuten darauf hin, daß der eingesparte Mineralstickstoff nicht in gleicher Höhe durch emissionsträchtigen Leguminosenstickstoff ersetzt wird (WEISSBACH 1993).

sind, je näher sie an der Ursache des Umweltproblems ansetzen, gilt grundsätzlich auch bei der Wahl des Adressaten umweltpolitischer Maßnahmen. Ziel solcher Maßnahmen ist es letztlich, die Emittenten zu einer Verhaltensänderung zu bewegen. Infolgedessen erscheint es zunächst naheliegend, den einzelnen Landwirt als geeigneten Adressaten umweltpolitischer Maßnahmen im Agrarbereich anzusehen. Aufbauend auf diese Ausgangsüberlegung gilt es jedoch zu prüfen, ob sich durch die Wahl ursachenfernerer Adressaten Kosteneinsparungen bei den Administrations-, Kontroll- oder Konsensfindungskosten realisieren lassen, die einen gleichzeitigen Anstieg der Opportunitätskosten überkompensieren.

In diesem Zusammenhang ist vor allem auf die bereits in Kapitel 4.1.2 erwähnte Möglichkeit einzugehen, die Überwälzung der Wirkungen von Umweltregulierungen vom vor- und nachgelagerten Bereich auf die Landwirtschaft zu nutzen. So muß beispielsweise die umweltpolitische Regulierung und Kontrolle des Mineraldüngereinsatzes (z. B. durch eine Steuer oder Kontingentierung) nicht notwendigerweise direkt beim einzelnen Landwirt ansetzen; sie kann auch auf der Ebene der Düngemittelhersteller und -importeure erfolgen. Der Vorteil einer solchen Strategie liegt darin, daß auf der Vorleistungsstufe deutlich weniger Adressaten zu regulieren und kontrollieren sind als auf der Stufe der landwirtschaftlichen Produktion. Die Nutzung des sogenannten "Flaschenhalsprinzips" kann zu beträchtlichen Einsparungen an Administrations- und Kontrollkosten führen. Die auf diese Weise mittelbar von der Besteuerung bzw. Verknappung des Mineraldüngers betroffenen Landwirte werden sich an die politikbedingte Erhöhung des Stickstoffpreises in gleicher Weise anpassen wie bei einer unmittelbaren Erhebung einer Abgabe auf Mineralstickstoff im landwirtschaftlichen Betrieb. Das Ziel der umweltpolitischen Maßnahme, nämlich die Verringerung des Mineraldüngereinsatzes in der Landwirtschaft, wird in beiden Fällen erreicht.

Unabhängig davon, ob die umweltpolitische Maßnahme an die Vorleistungsstufe oder direkt an den Landwirt adressiert wird, kann es sein, daß der beabsichtigte Regelungseffekt unterlaufen wird. Dies ist der Fall, wenn ein produktionstechnisches Anpassungspotential zur Verfügung steht, so z. B. ein vermehrter Einsatz von organischem Dünger oder ein verstärkter Anbau von Leguminosen. Die im Hinblick auf das Umweltziel mangelhafte Regelungsinzidenz bedingt, daß der Regelungsimpuls zur Erreichung des vorgegebenen Umweltzieles erhöht werden muß. Dadurch erhöhen sich auch die Opportunitätskosten der umweltpolitischen Maßnahme. Diese Folgen dürfen aber nicht einer vermeintlich ursachenfernen Adressatenwahl zugeordnet werden, sondern sind allein auf die Wahl der ursachenfernen Ansatzstelle "Mineraldünger" zurückzuführen (vgl. Kapitel 5.1).

Im Hinblick auf die Opportunitätskosten ist von erheblicher Bedeutung, daß mit der Wahl des Adressaten "Vorleistungsindustrie" - anders als beim Adressaten "Landwirt" - eine weitgehende Vorfestlegung hinsichtlich des Regelungsraumes verbunden ist (vgl. Kapitel 5.3). Möchte sich der Staat aus Administrations- und Kontrollgründen auf die Reglementierung der Vorleistungsindustrie beschränken, so wird er kaum verhindern können, daß das umweltpolitische Signal, d. h. die Erhöhung des Stickstoffpreises, im gesamten Wirtschaftsraum einheitlich ausfällt. Die Implikationen derartiger Wechselwirkungen und Vorfestlegungen zwischen den verschiedenen Aktionsparametern werden in Kapitel 6 eingehender betrachtet, wenn es um die Zusammenführung der einzelnen Aktionsparameter zu einer umweltpolitischen Strategie geht.

Die Möglichkeit, durch den Wechsel der Normadressaten das Flaschenhalsprinzip zu nutzen, um Administrations- und Kontrollkosten einzusparen, beschränkt sich keineswegs nur auf die exemplarisch herausgegriffene Ansatzstelle "Mineralstickstoff". Sie besteht in ähnlicher Weise bei der Ansatzstelle "Produkt" (vgl. Kapitel 5.1) und teilweise auch bei der Ansatzstelle "Produktionsverfahren". Letzteres ist der Fall, wenn von den Maschinen- und Anlagenherstellern unterschiedlich umweltverträgliche Technologien angeboten werden und der Staat auf dieser Stufe durch Auflagen, Steuern, Lizenzen oder Subventionen regulierend eingreift. Ein Beispiel hierfür ist die Normensetzung für Güllelager oder Güllewagen. Die exemplarisch für die Ansatzstelle "Mineraldünger" diskutierten Schlußfolgerungen hinsichtlich der impliziten Vorfestlegung des Regelungsraumes gelten im Prinzip auch bei anderen Ansatzstellen; gewisse Modifikationen können allerdings dadurch entstehen, daß sich die Ansatzstellen hinsichtlich Mobilität, Kontrollierbarkeit und anderer Eigenschaften unterscheiden.

5.3 Die Wahl des Regelungsraumes

Durch die Festlegung unterschiedlicher umweltpolitischer Regelungsräume wird der räumliche Geltungsbereich von Abgabesätzen, Subventionssätzen, Auflagen oder Lizenzmärkten bestimmt¹⁸. Das Spektrum möglicher Regelungsräume kann im Prinzip von der individuellen Reglementierung eines einzelnen Flurstückes bis zur weltweit vereinheitlichten Regelung eines Umweltproblems reichen. Wir schlagen vor, den Regelungsräume wie folgt zu definieren:

¹⁸ Zur grundsätzlichen Konzeption einer räumlichen Differenzierung der Umweltpolitik vgl. TIETENBERG (1978) sowie SIEBERT (1987), S. 165ff.

- Innerhalb eines Regelungsraumes gilt ein einheitlicher umweltpolitischer Mitteleinsatz.
- Innerhalb eines Regelungsraumes gilt eine einheitliche Regelungsintensität.
- Innerhalb eines Regelungsraumes können die Beiträge zur Emissionsverminderung flexibel zwischen den Emittenten aufgeteilt werden; die Kumulation von Emissionen ist zulässig¹⁹.

Der Regelungsraum ist nicht zu verwechseln mit dem Geltungsbereich von Umweltgesetzen; ein Umweltgesetz kann die Schaffung einer Vielzahl von Regelungsräumen vorsehen. Aus der Definition ergibt sich außerdem, daß der Regelungsraum nicht identisch ist mit dem Geltungsbereich gleicher Auflagen. Auflagen richten sich auf den einzelnen Betrieb oder einzelne Flächen. Eine unbeschränkte Kumulation von Emissionen ist nur innerhalb dieser Einheiten zulässig. Infolgedessen ist nicht die Region, in der gleiche Auflagen gelten, sondern der einzelne Betrieb oder die einzelne Fläche als jeweils eigener Regelungsraum anzusehen. Anders verhält es sich, wenn Abgaben, Subventionen oder die Höhe von Emissionslizenzen regional differenziert werden. In diesen Fällen ist jede der abgegrenzten Regionen als ein eigenständiger Regelungsraum anzusehen, innerhalb dessen individuelle Emissionsbeiträge flexibel auf die verschiedenen Standorte aufgeteilt bzw. kumuliert werden können.

Der Zuschnitt von Regelungsräumen beeinflusst die Opportunitätskosten, die Administrations- und Kontrollkosten sowie die Konsensfindungskosten umweltpolitischer Maßnahmen. Damit ist die Gestaltung des Regelungsraumes ein wesentlicher Teilaspekt der Optimierung umweltpolitischer Strategien bzw. der kostenminimalen Umsetzung umweltpolitischer Ziele. Im folgenden wird die Frage des effizienten Zuschnittes von Regelungsräumen für verschiedene Teilprobleme des Stickstoffproblems zunächst nur unter dem Aspekt der **Opportunitätskosten** diskutiert. Im Anschluß daran ist zu untersuchen, wie die dabei gewonnenen Schlußfolgerungen unter Beachtung der anderen Kostenkomponenten zu modifizieren sind.

Ob eine räumliche Differenzierung umweltpolitischer Maßnahmen unter Opportunitätskostenaspekten effizient ist oder nicht, hängt im wesentlichen von folgenden Einflußfaktoren ab:

¹⁹ Zu beachten ist in diesem Zusammenhang, daß die Kumulation von Emissionen nicht notwendigerweise die Kumulation von Schadstoffen impliziert. Die Kumulation von Schadstoffen ist eine Funktion des Diffusionsgeschehens oder der Assimilationskapazität des Umweltmediums.

- von der räumlichen Ausdehnung des schutzbedürftigen Umweltmediums
- von der Diffusionsneigung des Schadstoffes innerhalb des Umweltmediums
- von standörtlichen Unterschieden hinsichtlich der Umweltqualitätsziele
- von den standörtlichen Unterschieden hinsichtlich der Immissionswirksamkeit der Emissionen

Im folgenden sind die verschiedenen Konstellationen dieser Einflußfaktoren bei den in Kapitel 2 dargestellten Teilproblemen der Stickstoffproblematik herauszuarbeiten, und es ist zu untersuchen, welche Schlußfolgerungen für eine effiziente Gestaltung des umweltpolitischen Regelungsraumes sich ableiten lassen.

Charakteristisch für die **Gefährdung des Erdklimas und der Ozonschicht** durch die gasförmigen Stickstoffverbindungen Lachgas und Ammoniak ist, daß das betroffene Umweltmedium globale Ausmaße annimmt, daß die Schadstoffe im Umweltmedium hochgradig diffundieren und daß keine wesentlichen interregionalen Unterschiede hinsichtlich der Immissionswirksamkeit der gasförmigen Emissionen der Landwirtschaft zu bestehen scheinen²⁰.

Unter diesen Bedingungen erweist sich eine regionale Differenzierung umweltpolitischer Maßnahmen als wenig effizient, denn es ist für den Schutz des Umweltgutes weitgehend unerheblich, an welchem Ort die Emissionsminderung erfolgt. Die Emissionsminderung sollte deshalb dort erfolgen, wo die geringstmöglichen Schadensvermeidungskosten auftreten. Um dies zu ermöglichen, sollte der Staat einen möglichst großen Regelungsraum wählen, innerhalb dessen alle Emittenten mit gleich hohen Anreizen zur Emissionsverringerung konfrontiert werden. Bei globalen Umweltproblemen ist es erforderlich, die umweltpolitischen Regelungsräume über die Grenzen der Staatsgebiete hinaus zu erweitern. Zu diesem Zweck müssen internationale Vereinbarungen zur Etablierung hinreichend großer Regelungsräume getroffen werden.

Die Abgrenzung eines möglichst großen Regelungsraumes ist bei raumübergreifenden Umweltproblemen, die durch gasförmige Stickstoffverbindungen verursacht werden, auch dann effizient, wenn regionale Unterschiede hinsichtlich der Umweltqualitätsziele bestehen. Die vielleicht naheliegende Strategie, in Regionen mit erhöhten Umweltquali-

²⁰ Zu den naturwissenschaftlichen Grundlagen vgl. ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" (1992).

tätsansprüchen eine erhöhte Regelungsintensität und damit eine erhöhte Emissionsverminderung durchzusetzen, wäre bei einer hohen Diffusionsneigung des Schadstoffes im Umweltmedium ineffizient: Die Emissionsverminderung in der besonders sensiblen Region bringt für diese Region keinen größeren Vorteil als eine gleich hohe Emissionsverminderung an irgendeinem anderen Ort, verursacht aber wegen des Ausschlusses kostengünstiger Anpassungsmaßnahmen außerhalb der Region insgesamt unnötig hohe Opportunitätskosten.

Anders sind die Verhältnisse beim Trinkwasserschutz zu beurteilen. Regionale Unterschiede hinsichtlich des Umweltqualitätszieles führen hier zur Empfehlung einer relativ kleinräumigen Abgrenzung von Regelungsräumen. Diese abweichende Empfehlung ist darin begründet, daß im Unterschied zur Ozon- und Klimaproblematik nur sehr eingeschränkte Diffusionsmöglichkeiten des Schadstoffes über die Regionsgrenzen hinweg bestehen. Diese durch hydrogeologische Gegebenheiten bedingte Diffusionsbegrenzung bewirkt, daß die innerhalb des Wassereinzugsgebietes stattfindenden Nitratemissionen in erheblich höherem Maße immissionswirksam werden als diejenigen außerhalb des Wassereinzugsgebietes²¹.

Unter diesen Bedingungen würde eine einheitliche Reglementierung aller Emissionsstandorte innerhalb des Staatsgebietes zu unnötig hohen Opportunitätskosten führen, weil auch all jene Emittenten, deren Emissionen keinen oder nur einen sehr geringen Beitrag zur Immission im kleinräumig eingrenzbaeren Schutzgebiet leisten, zu kosten-trächtigen Anpassungsreaktionen an die umweltpolitischen Maßnahmen angeregt werden. Es liegt auf der Hand, daß in diesen Fällen eine Eingrenzung des Geltungsbereiches umweltpolitischer Maßnahmen auf definierte Wasserschutzgebiete eine höhere Zielgenauigkeit der Umweltpolitik und somit eine Senkung der Opportunitätskosten ermöglichen kann.

Die Abgrenzung von Trinkwassereinzugsgebieten und die Beschränkung bestimmter umweltpolitischer Maßnahmen auf landwirtschaftliche Betriebe innerhalb von Wasserschutzgebieten ist ohne Zweifel dann zu empfehlen, wenn die Nitratauswaschung außerhalb des Wassereinzugsgebietes keinen nennenswerten Beitrag zur Stickstoffimmission in den Grundwasserleiter leisten würde. Es muß jedoch konzediert werden, daß diese umweltpolitische Praxis oft nur auf der Fiktion einer klaren Abgrenzbarkeit beruht. Tatsächlich gibt es zum Teil recht weitläufige unterirdische Grundwasserströme, die für einen ausgedehnten Stofftransport sorgen. Außerdem spielt die Nitratbelastung von Oberflächengewässern (siehe unten) auch bei der Trinkwassergewinnung eine bedeu-

21 Zur räumlichen Dimension von Nitrateinträgen vgl. z. B. ROHMANN und SONTHEIMER (1985).

tende Rolle. Aus diesen Gründen birgt die Abgrenzung von Schutzgebieten immer die Gefahr, daß durch eine Ausklammerung von Emittenten die Emissionsverringernung nicht zu minimalen Kosten erfolgt.

Im Hinblick auf einen effizienten Trinkwasserschutz ist aber nicht nur eine Entscheidung über die Abgrenzung von Schutzgebieten nach außen zu treffen. Es ist darüber hinaus zu entscheiden, ob das gesamte Wassereinzugsgebiet als ein Regelungsraum behandelt wird, innerhalb dessen eine regionale Kumulation von Emissionen zulässig ist, oder ob der einzelne landwirtschaftliche Betrieb oder sogar das einzelne Flurstück als Regelungsraum gewählt wird. Diese Entscheidung hängt von der Konstellation der oben genannten Einflußfaktoren innerhalb des Wassereinzugsgebietes ab. Ausschlaggebend ist hierbei insbesondere die Frage der Immissionswirksamkeit der Emissionen an den verschiedenen Standorten innerhalb des Wassereinzugsgebietes. Bei großen standörtlichen Unterschieden innerhalb des Wassereinzugsgebietes ist eine kleinräumigere Abgrenzung von Regelungsräumen effizient, weil dadurch kostenträchtige Anpassungsmaßnahmen auf Standorten, die nur wenig zur Immission beitragen, verringert werden. Sind demgegenüber die standörtlichen Unterschiede hinsichtlich der Immissionswirksamkeit von Emissionen unbedeutend, sollte auf intraregionale Abgrenzungen verzichtet werden, um einen größeren Spielraum für eine flexible Anpassung der Unternehmen in der Region nach Maßgabe ihrer Schadensvermeidungskosten zu gewinnen.

Beim Versuch einer Umsetzung dieser Strategie in die politische Praxis stellt sich an vielen Standorten das Problem, daß wegen der inhomogenen Standortverhältnisse innerhalb des Wasserschutzgebietes eine intraregionale Konzentration von Emissionen auf einigen Flächen immissionsneutral oder sogar immissionssenkend wäre, auf anderen Flächen dagegen zu einem Anstieg der Gesamtimmissionen führen würde. Die Beurteilung dieser Zusammenhänge ist eine schwierige Aufgabe, zumal vielfach von einem nicht-linearen Zusammenhang zwischen standörtlichen Emissionen und Immissionen auszugehen ist und sich diese Korrelationen im Zeitablauf z. B. durch allmähliche Nitratverlagerungen im Bodenkörper oder durch einen allmählichen Abbau von Denitrifizierungspotentialen erheblich verändern können (vgl. OBERMANN 1984).

In solchen Fällen läßt sich das Ziel einer Minimierung der Opportunitätskosten in der Wasserschutzpolitik am besten mit Hilfe einer Offset-Politik erreichen²². Hierbei erfolgt zunächst eine kleinräumige Abgrenzung von Regelungsräumen innerhalb des Wasserschutzgebietes. Das Überschreiten der kleinräumig festgelegten Grenz- bzw. Zielwerte

²² Vgl. hierzu z. B. PEARCE und TURNER (1989), S. 110ff. sowie KABELITZ (1984). In unserer Systematik der umweltpolitischen Instrumente ist die Offset-Politik eine Kombination zwischen der einzelbetrieblich fixierten Auflage und der zwischenbetrieblich handelbaren Lizenz.

ist nicht grundsätzlich verboten, wird aber von der Zustimmung einer staatlichen Regelungsinstanz abhängig gemacht. Diese prüft nach Maßgabe der standörtlichen Verhältnisse, ob die beantragte Kumulation von Emissionen an einer Stelle des Wasserschutzgebietes durch die in Aussicht gestellte Verringerung der Emissionen an einer anderen Stelle des Wasserschutzgebietes im Hinblick auf die insgesamt verursachten Immissionen mindestens ausgeglichen wird. Ist das der Fall, wird der standörtlichen Verlagerung der Emissionen über die Regelungsraumgrenzen hinweg zugestimmt, wodurch die Voraussetzungen für eine Senkung der Opportunitätskosten geschaffen werden.

Noch schwieriger als bei den bisher diskutierten Teilproblemen gestaltet sich der effiziente Zuschnitt von Regelungsräumen bei der **Stickstoffbelastung der Oberflächengewässer** und bei der Eutrophierung schützenswerter Biotope durch **luftgetragene Ammoniakemissionen**. Diese Umweltprobleme sind in besonderer Weise dadurch charakterisiert, daß sowohl hinsichtlich der Umweltqualitätsziele als auch hinsichtlich der Immissionswirksamkeit von Emissionen ein vielgestaltiges räumliches Verteilungsmuster existiert. Außerdem können sowohl die Höhe der Emissionen als auch die räumliche Verlagerung der Schadstoffe im Umweltmedium in Abhängigkeit von klimatischen Einflüssen erheblichen Veränderungen im Zeitablauf unterworfen sein (vgl. SRU 1985).

Um die regional unterschiedlichen Umweltqualitätsziele mit minimalen Opportunitätskosten zu erreichen, muß die Umweltpolitik so ausgesteuert werden, daß jene Standorte, deren Emissionen für besonders sensible Regionen immissionswirksam sind, besonders geringe Emissionen aufweisen, während für andere Regionen höhere Emissionswerte zulässig bleiben. Diese Strategie muß nicht notwendigerweise dazu führen, daß das regionale Verteilungsmuster der zulässigen Emissionen genau mit dem regionalen Verteilungsmuster der Umweltqualitätsziele übereinstimmt. Windrichtungen oder Gewässerströmungen können eine räumlich versetzte Anordnung dieser beiden regionalen Verteilungsmuster erforderlich machen (vgl. TIETENBERG 1978).

Eine unter Opportunitätskostenaspekten effiziente Politik besteht in diesem Fall darin, eine relativ kleinräumige Festlegung der Regelungsräume vorzunehmen und die Verlagerung von Emissionen über Regelungsraumgrenzen hinweg nur zuzulassen, wenn daraus keine Verletzung eines der vorgegebenen Umweltqualitätsziele resultiert. Bei komplizierten standörtlichen Voraussetzungen muß diese Entscheidung im Rahmen einer Offset-Politik fallweise getroffen werden. Bei einfacheren standörtlichen Voraussetzungen sind auch automatische Entscheidungs-routinen denkbar. Soll z. B. der Lufteintrag von Ammoniak in einem schutzbedürftigen Biotop vermindert werden und läßt sich die Ammoniakemission der Emittenten über Stellvertretergrößen hinreichend genau erfassen, so wäre unter Opportunitätskostenaspekten zu empfehlen, zunächst für jeden der umliegenden Emittenten auf der Grundlage meteorologischer Daten die Immissions-

wirksamkeit seiner Emissionen zu ermitteln. Durch die Gewichtung der standörtlichen Emissionen mit einem Faktor zwischen 0 und 1 könnte dann die Voraussetzung für eine sachgerechte Staffelung von Auflagen bzw. Abgabe- bzw. Subventionssätzen sowie für die Modifizierung des Lizenzhandels geschaffen werden²³.

In der praktischen Umweltpolitik sind solche Feinsteuerungen, die im Prinzip eine individuelle Reglementierung jedes noch so klein umgrenzten Emissionsstandortes nach Maßgabe der Immissionswirksamkeit postulieren, angesichts des vielgestaltigen räumlichen Verteilungsmusters von Umweltqualitätszielen und Emissionen in der Regel nicht umzusetzen (vgl. TIETENBERG 1985). In diesem Zusammenhang ist daran zu erinnern, daß bei der Ableitung optimaler umweltpolitischer Strategien nicht allein die Opportunitätskosten, sondern auch die **Administrations- und Kontrollkosten** sowie die **Kon-sensfindungskosten** zu berücksichtigen sind. Nachfolgend wird untersucht, wie diese Kostenkomponenten durch die Größe des Regelungsraumes beeinflußt werden.

Wie in Kapitel 5.2 erläutert, wird die Höhe der Administrations- und Kontrollkosten maßgeblich durch die Wahl des Adressaten bestimmt. Betrachten wir zunächst den Fall, daß sich die umweltpolitischen Regelungen an den Adressaten "Landwirtschaftlicher Betrieb" richten. In diesem Fall ist unabhängig davon, ob Auflagen, Abgaben, Subventionen oder Lizenzen als umweltpolitisches Instrument gewählt werden, eine Kontrolle jedes einzelnen Betriebes erforderlich. Maßgebend für die Höhe der insgesamt anfallenden Kontrollkosten ist daher vor allem die Größe des Raumes, in dem die Regelungen *nicht* gelten und folglich keine einzelbetrieblichen Kontrollen erforderlich sind. Das bedeutet, daß die Administrations- und Kontrollkosten mit der Größe des Geltungsbereiches eines Gesetzes ansteigen. Ob innerhalb des Geltungsbereiches eines Umweltgesetzes viele oder wenige Regelungsräume voneinander abgegrenzt werden, ist demgegenüber für die Höhe der Kontrollkosten von relativ geringer Bedeutung.

Ein höherer Grad der umweltpolitischen Feinsteuerung wird indes zu einem beträchtlichen Anstieg der Administrationskosten führen, wenn eine problemgerechte Differenzierung umweltpolitischer Maßnahmen erst auf der Grundlage umfassender Informationen möglich wird. Bei inhomogenen Standortverhältnissen dienen solche Informationen nicht nur zur Geringhaltung der Opportunitätskosten, sondern sie sind auch eine wichtige Voraussetzung für die Legitimierung und Akzeptanz unterschiedlicher Regelungsintensitäten. Nachteilig betroffene Betriebe werden mit Recht eine Begründung dafür verlangen, warum für sie andere Regelungsimpulse gelten als für Betriebe in ihrer

²³ Zum Konzept eines solchen Emissions-Immissions-Koeffizienten vgl. grundlegend MONTGOMERY (1972) sowie TIETENBERG (1985).

Umgebung. Der erhöhte administrative Aufwand für die Festsetzung betriebsindividueller Regelungsimpulse kann weitgehend eingespart werden, wenn im Geltungsbereich der umweltpolitischen Maßnahme auf eine kleinräumige Differenzierung von Auflagen, Steuersätzen etc. verzichtet wird.

Eine besonders starke Verringerung der Administrations- und Kontrollkosten kann durch die Ausweitung des Regelungsraumes auf das gesamte Staatsgebiet erreicht werden, wenn es gelingt, dabei durch den gleichzeitigen Wechsel des Adressaten das Flaschenhalsprinzip zu nutzen. Diese Option wurde bereits in den vorhergehenden Kapiteln am Beispiel der Reglementierung des Mineralstickstoffs auf der Ebene der Düngemittelhersteller und -importeure diskutiert. Im Europäischen Binnenmarkt käme als Regelungsraum für solche Maßnahmen wahrscheinlich nur das Gesamtgebiet der EG in Betracht, denn der Versuch, Mineralstickstoffpreise innerhalb dieses Gebietes zu differenzieren, kann durch Güterströme über die Binnengrenzen hinweg unterlaufen werden (vgl. Kapitel 6).

Bei großräumigen Umweltproblemen bietet die Wahl eines möglichst großen Regelungsraumes nicht nur im Hinblick auf die Administrations- und Kontrollkosten, sondern auch im Hinblick auf die Konsensfindungskosten Vorteile. Umweltpolitische Maßnahmen finden bei den betroffenen Landwirten größere Akzeptanz, wenn sich die Maßnahmen nicht nur gegen sie, sondern gleichermaßen gegen ihre Mitbewerber im In- und Ausland richten. Bei grenzüberschreitenden Umweltproblemen führt deshalb der Verzicht auf ein international abgestimmtes Vorgehen zu hohen Konsensfindungskosten innerhalb eines Landes, es sei denn, man wählt als umweltpolitisches Instrument die Subvention. Andererseits ist darauf hinzuweisen, daß die internationale Abstimmung ebenfalls Konsensfindungskosten verursacht, die - wie die jüngere Geschichte internationaler Umweltabkommen zeigt - zuweilen prohibitiven Charakter annehmen können.

Bei kleinräumig differenzierten Umweltproblemen läßt sich die Frage, wie der Zuschnitt von Regelungsräumen die Höhe der Konsensfindungskosten beeinflußt, beim derzeitigen Stand des Wissens kaum befriedigend beantworten. Einerseits ist zu erwarten, daß eine kleinräumige zwischenbetriebliche Differenzierung von Maßnahmen die Zahl der Streitfälle erhöht, weil sich im konkreten Einzelfall immer wieder Beispiele finden lassen, in denen die zwischenbetriebliche Differenzierung berechnete Kritik hervorruft. Andererseits wird aber in den Fällen, in denen offensichtlich zwischenbetriebliche Unterschiede hinsichtlich der Immissionswirksamkeit der Emissionen bestehen, auch eine Gleichbehandlung aller Emittenten erhebliche Widerstände hervorrufen.

Um den optimalen Zuschnitt des Regelungsraumes zu bestimmen, müssen die vorgetragenen Überlegungen über die Beeinflussung der verschiedenen Kostenkomponenten zusammengefügt werden. Dabei ist nach dem Marginalprinzip zu entscheiden, ob die Kosten umweltpolitischer Maßnahmen bei einer schrittweisen Vergrößerung des Regelungsraumes per Saldo positiv oder negativ beeinflußt werden. Simultan ist zu berücksichtigen, daß die Kostenverläufe (Opportunitäts-, Administrations- und Kontroll- sowie Konsensfindungskosten) durch die Konstellation der drei anderen Aktionsparameter (Ansatzstelle, Adressat, Instrument) erheblich beeinflußt werden können. Die Herausforderung für die politische Praxis besteht darin, die hier abgeleiteten Handlungsanweisungen vor dem Hintergrund einer vollkommen unzureichenden empirischen Datenbasis in stark vereinfachter Vorgehensweise umzusetzen.

5.4 Die Wahl des Instrumentes

In diesem Kapitel ist zu untersuchen, wie die verschiedenen Instrumente, die für die Etablierung umweltpolitischer Regelungsimpulse zur Verfügung stehen, unter dem Aspekt der Opportunitätskosten, der Administrations- und Kontrollkosten sowie der Konsensfindungskosten zu beurteilen sind.

Dabei beschränken wir uns auf die unmittelbar mengen- oder preisstuernden Instrumente und klammern die eher indirekt wirkenden Instrumente wie z. B. Forschungsförderung, Beratung, Haftungsrecht etc. aus (vgl. Kapitel 4.4)²⁴.

Hinsichtlich der **Opportunitätskosten** lassen sich zwischen den verschiedenen direkt wirkenden Instrumenten (Auflagen, Abgaben, Subventionen, Lizenzen) nur geringfügige Unterschiede feststellen. Der Staat kann die Unternehmen zu einer Verringerung ihrer

²⁴ Für einen Überblick über umweltpolitische Instrumente vgl. SIEBERT (1987). Die Bedeutung der eher indirekt wirkenden Instrumente für den praktischen Umweltschutz sollte nicht gering geschätzt werden. Hervorzuheben ist hier insbesondere der Ausbau von Forschung und Beratung. Gelingt es z. B. durch eine entsprechend ausgerichtete Forschung, neue Produktionstechniken zu entwickeln, die sowohl umweltfreundlicher als auch rentabler sind, können sich weitergehende umweltpolitische Eingriffe unter Umständen erübrigen. Wie hoch der Wirkungsgrad umweltpolitischer Strategien ist, die ausschließlich auf eine verbesserte Beratung der Landwirte abzielen, hängt vor allem davon ab, ob die Emissionsvermeidung im wirtschaftlichen Eigeninteresse der Landwirte liegt. Ist das nicht der Fall, wird man auf weitergehende umweltpolitische Maßnahmen nicht verzichten können. Der Beratung kann dabei dann nur eine ergänzende Funktion zukommen. Grundsätzlich lassen sich die eher indirekt wirkenden Instrumente wie z. B. Forschung und Beratung ebenfalls mit den drei anderen Aktionsparametern kombinieren, unter Anwendung der hier vorgestellten Methodik diskutieren und in umweltpolitische Strategien integrieren.

Emissionen anregen, indem er Emissionen mit Abgaben belastet, die Verringerung von Emissionen durch Subventionen belohnt oder die Höhe der Emissionen durch Auflagen oder handelbare Lizenzen begrenzt.

Auflagen und Lizenzen sind dabei im Grunde nicht als unterschiedliche Instrumente einzuordnen. Die Auflage wie auch die Lizenz regulieren die Emissionsmenge unmittelbar. Der Unterschied besteht in der Größe des Regelungsraumes. Während die Lizenz in einem größeren Regelungsraum handelbar ist, wird der Regelungsraum bei der Auflage so eng geschnitten, daß nur noch ein Betrieb je Regelungsraum existiert. Bei derart eng geschnittenen Regelungsräumen ist ein zwischenbetrieblicher Transfer von Emissionsrechten ausgeschlossen, und die gewünschte Emissionsverminderung läßt sich betriebsindividuell aussteuern. Als Instrument bietet sich hierfür die Auflage an, weil das Mengenziel auf diese Weise unmittelbar erreicht wird. Prinzipiell ließe sich dieses Mengenziel zwar auch auf mittelbare Weise durch eine betriebsindividuelle Festlegung von Abgabesätzen oder Subventionen erreichen, doch würde dieser Umweg unnötig hohe Administrationskosten für die Berechnung der voraussichtlichen einzelbetrieblichen Anpassungsreaktionen hervorrufen.

Vergleichen wir die Wirkung von Lizenzen, Abgaben und Subventionen nun für größer geschnittene Regelungsräume, so gilt für alle drei Instrumente, daß das Ausmaß der Emissionsverminderung in jedem einzelnen Betrieb nach Maßgabe der einzelbetrieblichen Schadensvermeidungskosten kalkuliert und festgelegt wird. Weil die Schadensvermeidungskosten von Betrieb zu Betrieb unterschiedlich ausfallen, sind zwischenbetriebliche Unterschiede hinsichtlich der Anpassungsreaktionen und der Emissionsverringerung zu erwarten. Weil aber die Schadensvermeidungskosten nicht durch die Wahl des umweltpolitischen Instrumentes beeinflußt werden, fallen auch die Anpassungsreaktionen der Betriebe und deren Umweltwirkungen unabhängig vom gewählten Instrument aus. Die Instrumente sind deshalb hinsichtlich der von ihnen verursachten Opportunitätskosten gleichwertig. Diese grundsätzliche Feststellung ist allerdings wie folgt zu modifizieren.

- Aufgrund der unmittelbaren Mengenregulierung ermöglicht die Lizenz eine sofortige, exakte Erreichung des Mengenzieles. Im Falle von Abgaben und Subventionen wird der gewünschte Umwelteffekt dagegen mit Hilfe einer iterativen "Justierung" der Abgabe- bzw. Subventionssätze zu erreichen versucht. Weil die einzelbetrieblichen Grenzkosten der Schadensvermeidung auch unter Inkaufnahme hoher Administrationskosten in der Regel nicht exakt vorhergesagt werden können, entsteht das Problem einer zeitweiligen Über- oder Untersteuerung. Insofern ergibt sich hin-

sichtlich der Opportunitätskosten und der Administrations- und Informationskosten ein gewisser Vorteil der Lizenzlösung (vgl. CROPPER und OATES 1992)²⁵.

- Abgaben, Lizenzen und Subventionen haben unterschiedliche Wirkungen auf die Einkommens- und Vermögensverteilung, und diese Verteilungswirkungen verursachen Allokationswirkungen. Werden Abgaben erhoben, bleiben die Verfügungsrechte implizit bei der Allgemeinheit. Im Falle von Subventionen werden die Verfügungsrechte implizit den Emittenten zuerkannt. Bei Lizenzen bleiben die Verfügungsrechte im Falle einer Versteigerung der Lizenzen bei der Allgemeinheit, im Falle der unentgeltlichen Ausgabe in Höhe der gegenwärtigen Emissionen bei den Emittenten. Je nach Verteilungsziel sind Kombinationsformen denkbar.
- Der betriebswirtschaftliche Anreiz zur Reduzierung der Emission besteht bei der Abgabenlösung darin, daß zusätzliche Ausgaben vermieden werden. Bei der Subventions- und zum Teil auch bei Lizenzlösung besteht er darin, daß zusätzliche Einnahmen realisiert werden. Sofern Unternehmer auf einen Anstieg der Ausgaben anders reagieren als auf einen gleich hohen Entgang von Einnahmen, ergeben sich unterschiedliche Allokations- und Umweltwirkungen.

Auch hinsichtlich der **Administrations- und Kontrollkosten** weisen die verschiedenen Instrumente nur geringfügige Unterschiede auf. Wird der landwirtschaftliche Betrieb als Adressat der Umweltpolitik gewählt, müssen im gesamten Geltungsbereich eines Umweltgesetzes die Emissionswerte aller Betriebe ermittelt werden, sei es für die Kontrolle einzelbetrieblicher Auflagen oder Emissionslizenzen oder als Bemessungsgrundlage für Abgaben oder Subventionen.

Die Entscheidung zugunsten der Subvention kann jedoch insofern zu Einsparungen an Administrations- Kontrollkosten führen, als in der Regel nicht alle Emittenten am Subventionsprogramm teilnehmen und deshalb - im Unterschied zu den drei anderen Alternativen - auch nur ein Teil der Emittenten kontrolliert werden muß. Praktische Relevanz erlangen solche Überlegungen z. B. bei der Frage, ob Veränderungen der Stallgebäude, die auf Verringerung der Ammoniakemission abzielen, durch Subventionen, Auflagen oder Abgaben angeregt werden sollen. Solche Kosteneinsparungen durch die Wahl des

²⁵ Subventionen sind in dieser Hinsicht besonders ungünstig zu beurteilen. Bei steigenden Anforderungen des Umweltschutzes oder steigenden Schadensvermeidungskosten kann die umweltpolitisch gebotene Erhöhung der Subventionssätze unter Umständen finanzpolitischen Erwägungen zum Opfer fallen. Bei sinkenden Schadensvermeidungskosten kommt die gebotene Absenkung der Subventionssätze wegen der Widerstände betroffener Personengruppen erfahrungsgemäß nicht oder nur sehr zögernd in Gang.

Instrumentes "Subvention" lassen sich jedoch nicht in allen Fällen realisieren. Der Versuch, die Emissionen mit Hilfe von Subventionen zu verringern, kann nämlich dadurch unterlaufen werden, daß andere Unternehmen ihre Produktion als Folge der umweltpolitischen Maßnahme erhöhen. Der Anreiz hierfür entsteht dadurch, daß die subventionierte Emissionsrückführung auf den Produktmärkten Spielräume schafft, die von Produzenten, die nicht an dem Subventionsprogramm teilnehmen, mit emissionsträchtiger Mehrproduktion ausgefüllt werden. Entscheidend ist nun, ob diese Mehrproduktion im Hinblick auf das Schutzziel der Umweltpolitik ebenfalls immissionswirksam ist. Das hängt vom Standort der emissionsträchtigen Mehrproduktion, von der räumlichen Ausdehnung des Schutzgutes der Umwelt und vom Diffusionsverhalten des Schadstoffes im Umweltmedium ab (vgl. Kapitel 5.3). Ist infolge der umweltpolitischen Maßnahme eine Erhöhung immissionsträchtiger Produktion durch andere Unternehmen zu erwarten, muß der Staat gleichzeitig mit der Subventionierung auch eine Lizenzierung der Gesamtemission innerhalb eines Regelungsraumes vornehmen. Diese Politik wäre dann vergleichbar mit einer unentgeltlichen Ausgabe von Lizenzen in Höhe der Gesamtemission im status quo und einem anschließenden Rückkauf eines Teils der Emissionsrechte. Es müßten dann alle Emittenten kontrolliert werden, und der oben genannte Vorteil der Subvention hinsichtlich der Administrations- und Kontrollkosten bestünde nicht mehr.

Deutliche Unterschiede zwischen den Instrumenten sind im Hinblick auf die **Konsensfindungskosten** zu erwarten. Diese Unterschiede sind im wesentlichen darauf zurückzuführen, daß mit der Wahl und Ausgestaltung des Instrumentes eine implizite Zuweisung von Verfügungsrechten entweder an die bisherigen Emittenten oder an die Allgemeinheit vorgenommen wird (s. o.). Weil sich Kostensteigerungen unter den Bedingungen der EG-Agrarpolitik nur bedingt auf den Erzeugerpreis überwälzen lassen, führen Auflagen und Abgaben bei den betroffenen Landwirten zu einer Einkommensminderung. Subventionen führen dagegen bei Landwirten, die sich für die Inanspruchnahme der Subventionen entscheiden, trotz der ihnen abverlangten, einkommensmindernden Gegenleistungen zu einem Netto-Einkommenszuwachs²⁶. Die Einkommenswirkungen von Lizenzen werden durch die Ausgabemenge und den Ausgabepreis bestimmt. Angesichts der beträchtlichen Unterschiede in der Einkommenswirkung gerät die Wahl des Instrumentes in besonderer Weise zum Objekt des Verteilungskampfes um Vermögenswerte und Einkommenspotentiale. Welches Instrument sich dabei am konsensfähigsten

²⁶ Die Emissionsvermeidung wird von den Landwirten innerhalb des Regelungsraumes wie jedes andere Gut mit zunehmenden Grenzkosten angeboten. Die Höhe der Subvention muß sich an den Grenzkosten der letzten Einheit "Emissionsvermeidung" orientieren, die für die Erreichung des vorgegebenen Umweltqualitätszieles erforderlich ist. Alle anderen Einheiten "Emissionsvermeidung" erzielen Anbieterrenten, weil die Subvention die Kosten der Emissionsvermeidung überschreitet.

erweist, hängt teilweise von verfügungsrechtlichen Vorfestlegungen ab, im übrigen aber von der politischen Durchsetzungsfähigkeit der beteiligten gesellschaftlichen Gruppen.

Zur Erleichterung der Entscheidung in diesem Interessenkonflikt wird bisweilen vorgeschlagen, den von einer Auflage oder Abgabe betroffenen Emittenten einen finanziellen Ausgleich ihrer Einkommenseinbußen bzw. eine Rückerstattung der gezahlten Steuern in Form pauschaler flächenbezogener Transferzahlungen zu gewähren. Solche Transferzahlungen werden mitunter auch als umweltpolitisches Instrument angesehen. Dieser Auffassung ist entgegenzuhalten, daß die Transferzahlungen - abgesehen von den oben genannten Allokationswirkungen der Umverteilung - keine direkten, aussteuerbaren Allokationswirkungen haben und infolgedessen für die Erreichung des Umweltzieles unerheblich sind (vgl. SCHEELE und ISERMAYER 1989, S. 196).

Als wesentliches Ergebnis unserer Überlegungen bleibt festzuhalten, daß zwischen den verschiedenen umweltpolitischen Instrumenten erhebliche Unterschiede hinsichtlich der Konsensfindungskosten, aber nur geringfügige Unterschiede hinsichtlich der Opportunitätskosten sowie der Administrations- und Kontrollkosten bestehen. Dieses Ergebnis steht in deutlichem Gegensatz zu der weit verbreiteten Auffassung, die Auflage unterscheide sich von den anderen Instrumenten durch hohe Treffgenauigkeit und hohe Administrations- und Kontrollkosten (vgl. z. B. WEIMANN 1990, S. 185ff.). Jene Auffassung wird häufig dadurch zu untermauern versucht, daß man die einzelbetriebliche Auflage mit der Mineralstickstoffabgabe beim Düngemittelhersteller bzw. -importeur vergleicht. Übersehen wird dabei, daß sich die beiden Optionen nicht nur hinsichtlich des umweltpolitischen Instrumentes, sondern auch hinsichtlich Ansatzstelle, Adressat und Regelungsraum unterscheiden. Auf diese Weise werden den umweltpolitischen Instrumenten Wirkungen zugeschrieben, die gar nicht auf die Wahl des Instrumentes, sondern auf die Konstellation der drei anderen Aktionsparameter zurückzuführen sind.

6 Die Kombination der Aktionsparameter in umweltpolitischen Strategien zur Lösung der Stickstoffproblematik

Nachdem zunächst für jeden der vier Aktionsparameter die für das Stickstoffproblem relevanten Gestaltungsalternativen herausgearbeitet und unter dem Aspekt der Opportunitäts-, Administrations-, Kontroll- und Konsensfindungskosten bewertet wurden, ist nun abschließend zu untersuchen, welche Kombination der Aktionsparameter für die Lösung verschiedener Teilprobleme des Stickstoffproblems optimal ist.

Bei der Kombination der Aktionsparameter ist zu beachten, daß durch die Wahl eines Parameters teilweise Vorfestlegungen hinsichtlich der Wahl der übrigen Parameter vorgenommen werden. Von besonderer Bedeutung erweist sich hierbei die Wechselwirkung zwischen Adressat, Ansatzstelle und Regelungsraum: Soll aus Gründen der Administrierbarkeit auf eine unmittelbare Reglementierung der Emittenten (d.h. der landwirtschaftlichen Betriebe) verzichtet und auf andere Adressaten Bezug genommen werden, muß als Ansatzstelle ein marktfähiges Produkt gewählt werden, dessen Handelsvolumen mit der Höhe der Emissionen korreliert ist (z. B. Mineralstickstoff). Durch die Wahl eines marktfähigen Produktes als Ansatzstelle wird es aber außerordentlich schwierig, einen Regelungsraum durchzusetzen, der kleiner ist als der durch Zollgrenzen nach außen abgeschirmte EG-Binnenmarkt. Der Versuch einer Abgrenzung kleinerer Regelungsräume würde zur Herausbildung interregionaler Preisunterschiede für das als Ansatzstelle gewählte Produkt führen, und diese Preisunterschiede würden unkontrollierbare Produktströme über die Regelungsraumgrenzen hinweg auslösen. Das eigentliche Ziel der Abgrenzung kleinerer Regelungsräume, nämlich die unterschiedlich starke Zurückführung von Emissionen in verschiedenen Regionen, würde auf diese Weise unterlaufen.

Angesichts der großen Bedeutung, die die Wahl des Adressaten für die Größe des Regelungsraumes haben kann, bietet es sich im Interesse der Übersichtlichkeit an, die umweltpolitischen Strategien zur Lösung des Stickstoffproblems in zwei Kategorien einzuteilen. In die eine Kategorie fallen Strategien, die auf eine unmittelbare Reglementierung landwirtschaftlicher Betriebe verzichten und sich unmittelbar an Unternehmen des vor- oder nachgelagerten Bereiches wenden. Diese Strategien sind **nicht kleinräumig differenzierbar**, d.h. sie müssen mit dem sehr großen Regelungsraum der Europäischen Gemeinschaft und darüber hinaus auch mit einem eng begrenzten Spektrum von Ansatzstellen operieren. In die andere Kategorie fallen Strategien, die **kleinräumig differenzierbar** sind, weil sie eine unmittelbare Reglementierung der einzelnen landwirtschaftlichen Betriebe vorsehen. Diese Strategien beinhalten keine Vorfestlegungen hinsichtlich der Wahl des Regelungsraumes und der Ansatzstelle.

6.1 Landwirtschaftliche Betriebe als Adressaten kleinräumig differenzierbarer Strategien

Für Stickstoffprobleme, bei denen sich ein besonders hohes Schutzbedürfnis lediglich auf ein kleinräumiges Gebiet erstreckt, sollten kleinräumig differenzierbare Strategien entwickelt werden (vgl. Kapitel 5.3). Diese Empfehlung gilt insbesondere für den Trinkwasserschutz, zum Teil aber auch für den Schutz bestimmter Oberflächengewässer

und eutrophierungsgefährdeter Biotope. Werden jedoch die Wasserschutzgebiete unter dem Aspekt der Vorsorge immer weiter ausgedehnt, verbessert sich die relative Vorteilhaftigkeit globaler Lösungsstrategien, die in Kapitel 6.2 behandelt werden. Bei welchem Flächenanteil der Wasserschutzgebiete Kostengleichheit zwischen den beiden Strategien besteht, läßt sich in Ermangelung hinreichender empirischer Datengrundlagen gegenwärtig nicht beantworten.

Entscheidet man sich für die Abgrenzung kleinerer Regelungsräume, so impliziert dies die einzelbetriebliche Kontrolle von Emittenten innerhalb der Regelungsräume. Es besteht keine Vorfestlegung hinsichtlich der Ansatzstelle. Die Frage, welche Ansatzstelle für die Lösung der o.g. Teilprobleme optimal ist, kann nach den in Kapitel 5.1 erzielten Ergebnissen nicht allgemeingültig, sondern nur in Kenntnis der standörtlichen Voraussetzungen geklärt werden. Zwar ist im allgemeinen davon auszugehen, daß ein relativ ursachennaher Parameter wie z. B. der Stickstoffbilanzüberschuß eine kostengünstigere Problemlösung ermöglicht als etwa der Ansatz an dem ursachenferneren Parameter "Viehbesatz". Unter dem Aspekt der Administrationskosten hängt jedoch die Eignung des Parameters "Stickstoffbilanzüberschuß" erheblich davon ab, wie verbreitet die Buchführung bei den Landwirten in der Region ist und welche rechtliche Handhabe zur Sanktionierung fehlender oder unkorrekter Aufzeichnungen besteht. Unter Umständen ist das Problem der Trinkwasserverschnitzung in einer Region auf sehr wenige Ursachen eingrenzbar, so daß z. B. die Regulierung problematischer Fruchtfolgen, der Gülleausbringung oder des Viehbesatzes eine kostengünstigere Problemlösung ermöglicht als die Regulierung des einzelbetrieblichen Stickstoffbilanzüberschusses. Angesichts der großen Bedeutung der standörtlichen Voraussetzungen empfiehlt es sich, die Auswahl der in kleinräumigen Schutzgebieten anzuwendenden Ansatzstellen nicht zentral, sondern dezentral zu regeln.

In gleicher Weise sollte beim Gewässerschutz auch das Problem des effizienten Zuschnittes der Regelungsräume nach Maßgabe der Standortbedingungen dezentral gelöst werden. Auf Grundlage der in Kapitel 5.3 geführten Diskussion ist bei inhomogenen Standortbedingungen mit unterschiedlicher Immissionswirksamkeit von Emissionen eine Offset-Politik zu empfehlen. Bei einem solchen Verfahren wird zunächst eine relativ kleinräumige Abgrenzung von Regelungsräumen innerhalb des Wassereinzugsgebietes vorgenommen und dann im Einzelfall über die Verlagerung der Emissionen über Regelungsraumgrenzen hinweg entschieden. Bei sehr homogenen Standortbedingungen, d.h. im Fall einer weitgehend identischen Immissionswirksamkeit aller innerhalb des Wasserschutzgebietes auftretenden Nitratemissionen, sollte demgegenüber auf eine kleinräumige Differenzierung von Regelungsräumen innerhalb eines Wassereinzugsgebietes verzichtet werden, um eine effiziente Anpassung der Emittenten zu ermöglichen.

Umfaßt ein Regelungsraum mehr als einen Betrieb, kommen für die Wahl des umweltpolitischen Instrumentes Abgaben, Lizenzen oder Subventionen in Betracht. Nach der in Kapitel 5.4 geführten Diskussion ist die Lizenz im Vergleich zur Abgabe als die kostengünstigere Alternative anzusehen. Für die Lizenz spricht auch, daß sie sich besonders elegant als Offset-Politik gestalten läßt, sofern im Lauf der Zeit neue Erkenntnisse gewonnen werden, die eine allzu starke regionale Kumulation der Emissionen problematisch erscheinen lassen. Insbesondere bei einem kleinen Geltungsbereich der umweltpolitischen Maßnahme ist fallbezogen zu prüfen, ob sich nicht die Subvention aufgrund des Administrationskostenvorteils als kostengünstigstes Instrument erweist (vgl. Kapitel 5.4).

6.2 Düngemittelhersteller und -importeure als Adressaten kleinräumig nicht differenzierbarer Strategien

Die Wahl eines Adressaten aus dem vor- oder nachgelagerten Bereich kann zu erheblichen Vorteilen im Bereich der Administrations- und Kontrollkosten führen, bringt jedoch Vorfestlegungen hinsichtlich der Ansatzstelle und des Regelungsraumes mit sich. Wie hoch die dadurch bedingten Nachteile im Bereich der Opportunitätskosten sind, hängt wesentlich von der Natur des Umweltproblems ab.

Die Vorfestlegung auf einen EG-weiten Regelungsraum bedeutet keinen Nachteil, wenn davon auszugehen ist, daß die Reduzierung der Emissionen an allen Standorten der Europäischen Gemeinschaft einen ungefähr gleich hohen Beitrag zum angestrebten Umweltziel leistet. Diese Prämisse ist bei den Teilproblemen "Schutz der Ozonschicht" und "Klimaschutz" weitgehend erfüllt. Solche globalen Umweltprobleme erfordern einen möglichst großen Regelungsraum, so daß der hier diskutierte EG-weite Zuschnitt des Regelungsraumes vorteilhaft erscheint.

Schwieriger ist die Einschätzung der Wirkungen, die durch die Vorfestlegung im Bereich der Ansatzstelle entstehen. Wie oben ausgeführt, kommen wegen des Wechsels des Adressaten lediglich handelbare Güter als Ansatzstellen in Betracht. Es liegt nahe, in diesem Zusammenhang vor allem eine Reglementierung des Handels mit Mineralstickstoff zu erwägen, obwohl grundsätzlich auch andere Ansatzstellen in Frage kommen (z. B. Produkte des ökologischen Landbaues, Qualitätsweizen, Importfuttermittel). Die Ansatzstelle Mineralstickstoff ist im Vergleich zu anderen Alternativen, insbesondere dem einzelbetrieblichen Stickstoffbilanzüberschuß, als relativ ursachenfern anzusehen. Diese Ursachenferne betrifft aber insbesondere die Problembereiche "Trinkwasserschutz" und "Eutrophierung von Biotopen durch luftgetragenes Ammoniak", die

zu einem erheblichen Teil auf Emissionen aus der Tierhaltung zurückzuführen sind und zumindest in den "hot spots" nicht bzw. nur zu sehr hohen Kosten durch eine Reglementierung des Mineralstickstoffeinsatzes zu lösen sind.

Für das Teilproblem "Gefährdung der Ozonschicht durch Lachgas" scheint das Argument der Ursachenferne weniger relevant zu sein, insbesondere wenn man das komplexe Stoffwechselgeschehen in den Agrarökosystemen in die Überlegungen mit einbezieht. In den Böden der mitteleuropäischen Landwirtschaft hat sich in den zurückliegenden Jahrzehnten ein zunehmender Stickstoffüberschuß gebildet, der nach wie vor durch beträchtliche jährliche Bilanzüberschüsse vergrößert wird. Jedes hier gebundene Stickstoffmolekül wird im Zuge der Anreicherungs-, Umsetzungs-, Verlagerungs- und Abbauprozesse des Agrarökosystems, die sich durch Bewirtschaftungsmaßnahmen nur sehr bedingt steuern lassen, mit einer gewissen - wenn auch geringen - Wahrscheinlichkeit irgendwann einmal als Schadstoff in die Umwelt emittiert. So gesehen ist jede Verringerung des Eintrages von Stickstoff in das Agrarökosystem - unabhängig von Art und Herkunft dieses Stickstoffes - als Beitrag zur Verringerung der globalen Stickstoffemissionen zu werten. Zu dieser Argumentation ist jedoch zu bemerken, daß gerade bezüglich Lachgas noch erhebliche Unsicherheiten hinsichtlich des Emissionsgeschehens und seiner Umweltwirkungen bestehen.

Möglicherweise ist eine EG-weite Reglementierung des Mineralstickstoffs ebenfalls für das Teilproblem der luftgetragenen Ammoniakemissionen die effizienteste Lösung, auch wenn die gewählte Ansatzstelle zunächst relativ ursachenfern erscheint. Hierzu sind folgende Überlegungen vorzutragen (vgl. auch WEINSCHENCK 1989). Eine umweltpolitische Strategie zur Verringerung der Ammoniakemissionen muß zwei Ziele erreichen, nämlich erstens eine Begrenzung des ausgebrachten Wirtschaftsdüngers je Flächeneinheit und zweitens die Realisierung zahlreicher produktionstechnischer Maßnahmen, die die Ammoniakemission auf dem Weg vom "Kuhschwanz" über das Güllesilo bis zur Einarbeitung in die landwirtschaftlichen Nutzflächen verringern. Das erste Ziel läßt sich durch die Begrenzung des Viehbesatzes je Hektar und/oder die Begrenzung des Stickstoffbilanzüberschusses je Hektar erreichen, sofern durch entsprechende Kontrollen verhindert werden kann, daß die Landwirte entlegene Flächen lediglich pro forma anpachten und die Gülle weiterhin im Übermaß auf hofnahen Flächen ausbringen. Das zweite Ziel kann aber durch die beiden genannten Ansatzstellen nur zu geringem Teil erreicht werden, sondern erfordert die Realisierung vielfältiger produktionstechnischer Anpassungsmaßnahmen in den landwirtschaftlichen Betrieben (vgl. ISERMEYER 1992). Solche Ansatzstellen lassen sich nur unter Inkaufnahme sehr hoher Administrations- und Kontrollkosten zum Gegenstand einer umfassenden umweltpolitischen Reglementierung machen. Auf diese umfassende Reglementierung kann aber verzichtet werden, wenn es

gelingt, das betriebswirtschaftliche Interesse der Landwirte darauf zu richten, möglichst viel Stickstoff in der Gülle zu behalten. Dieses Ziel wiederum erfordert die folgende Doppelstrategie: Erstens ist eine wirksame Begrenzung der Gülleausbringung je Flächeneinheit vorzunehmen (s.o.), um durch die Verknappung der Gülle überhaupt erst die Voraussetzung dafür zu schaffen, daß die Landwirte den gesamten in der Gülle enthaltenen Stickstoff als wertvolles Düngemittel ansehen können. Darauf aufbauend läßt sich dann zweitens durch eine Verteuerung des Mineralstickstoffes das Interesse der Landwirte an der Vermeidung einer vorzeitigen Emission gasförmiger Stickstoffverbindungen aus der Gülle steigern.

Während durch die Wahl des Adressaten Vorfestlegungen hinsichtlich der Ansatzstelle und des Regelungsraumes erfolgen, sind solche Vorfestlegungen hinsichtlich des Instrumentes nicht zu erkennen. Prinzipiell können auch bei einem EG-weiten Zuschnitt des Regelungsraumes sowohl unmittelbar mengensteuernde als auch unmittelbar preissteuernde Instrumente in Betracht gezogen werden, so daß die Focussierung der öffentlichen Diskussion auf die Abgabe ("Stickstoffsteuer") recht willkürlich erscheint. Nach der in Kapitel 5.4 geführten Diskussion ist unter Opportunitätskostenaspekten eher der Lizenz der Vorzug zu geben, weil dieses Instrument eine exaktere quantitative Ansteuerung des Umweltqualitätszieles ermöglicht und weil es bei einer Änderung der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen nicht permanent nachjustiert werden muß.

Die Ausgabe von Produktions- und Handelslizenzen an Düngemittelhersteller und -importeure stößt in erster Linie auf verteilungspolitische Bedenken, weil die Quotenrente im Falle einer unentgeltlichen Ausgabe der Lizenzen bei einer kleinen Zahl von Handels- und Industrieunternehmen verbliebe. Diesen Bedenken wäre dadurch Rechnung zu tragen, daß die Lizenzen nicht verschenkt, sondern versteigert werden. Gegen diesen Vorschlag wird eingewandt, daß es den wenigen Unternehmen in diesem Lizenzmarkt nicht schwer fallen würde, ihre Gebote untereinander abzusprechen und auf diese Weise dem Staat zumindest einen Teil der Quotenrente vorzuenthalten. Dieser Einwand ist aber insofern wenig überzeugend, als die Unternehmen ihre Möglichkeit zur Ausschaltung des Wettbewerbs, wenn sie denn tatsächlich bestünde, bereits jetzt realisieren könnten. Die Realisierung von Monopolrenten ist im wesentlichen eine Frage der Marktform, die durch die Wahl des umweltpolitischen Instrumentes nicht verändert würde.

Die Subvention wäre in der hier diskutierten Strategie eher negativ zu beurteilen. Die in Kapitel 5.4 erläuterte Möglichkeit, durch die Wahl dieses Instrumentes Kostenvorteile im Bereich der Administrationskosten zu erzielen, ist hier nicht gegeben. Es müssen in jedem Fall alle Düngemittelhersteller und -importeure kontrolliert werden, weil anson-

sten die subventionierte Verringerung der Düngemittelproduktion bzw. des Düngemittelimports in einem Unternehmen durch Mehrproduktion bzw. Mehrimport in einem anderen Unternehmen ausgeglichen würde und der Instrumenteneinsatz umweltpolitisch wirkungslos bliebe. Es ist davon auszugehen, daß die Subvention in der hier vorliegenden Konstellation allein schon aufgrund verteilungspolitischer Bedenken als umweltpolitisches Instrument ausscheidet.

6.3 Mischformen

Hinsichtlich der Auswirkungen auf die Landwirtschaft ist es unerheblich, welches Instrument im Rahmen der in Kapitel 6.2 diskutierten Strategie gewählt wird. In allen Fällen wird die umweltpolitische Maßnahme für den einzelnen Landwirt ausschließlich dadurch spürbar, daß die Preise für Mineralstickstoff steigen. Weil die Möglichkeit einer Überwälzung dieser Preissteigerung auf die Verbraucher wegen der staatlichen Regulation der Agrarmärkte weitgehend ausgeschaltet ist, führen die Preissteigerungen für Mineralstickstoff insbesondere in den Marktfruchtbaubetrieben zu Einkommensenkungen. Insbesondere seitens dieser Betriebe wird daher gefordert, im Rahmen einer umweltpolitischen Strategie die Stickstoffabgabe in zweifacher Hinsicht zu ergänzen: Erstens solle nicht der gesamte Mineralstickstoff mit einer Abgabe belastet werden, sondern nur der Teil, der nicht durch die Ernteerträge entzogen wird. Zweitens solle auch eine Belastung des Wirtschaftsdüngers erfolgen, weil dieser ebenfalls zu den umweltgefährdenden Stickstoffemissionen beitrage. Aufbauend auf dieser Grundüberlegung werden dann verschiedene Vorschläge entwickelt, wie die staatlichen Einnahmen aus der Stickstoffabgabe bzw. aus der Versteigerung der Stickstofflizenzen als Transferzahlungen in den Agrarsektor zurückzuschleusen sind.

Zu solchen Erweiterungsvorschlägen ist grundsätzlich zu bemerken, daß jeder Versuch, eine betriebsindividuelle Differenzierung von Rückzahlungen vorzunehmen oder ergänzende Abgaben auf Wirtschaftsdünger zu erheben, die Administrations- und Kontrollkosten sprunghaft ansteigen läßt. Der Kostenvorteil einer Strategie der Globalsteuerung würde durch die Kombination mit einer einzelbetrieblich differenzierten Maßnahme zunichte gemacht. Wenn der Gesetzgeber zu der Auffassung gelangt, aus Gründen der Verteilungsgerechtigkeit könne auf eine einzelbetriebliche Differenzierung der umweltpolitischen Strategie nicht verzichtet werden, muß er sich die Frage stellen, warum er dann nicht gleich zur ursachennäheren Ansatzstelle "Stickstoffbilanzüberschuß" übergeht anstatt an den relativ ursachenfernen Ansatzstellen "Mineralstickstoff" und "Dungeinheiten" festzuhalten. Der Ansatz am Stickstoffbilanzüberschuß ist konsequenterweise im Entwurf der Düngemittelanwendungsverordnung vorgesehen.

Diese Abwägung wird durch das Fehlen relevanter empirischer Daten erheblich erschwert. Ohne Zweifel fallen die Administrations- und Kontrollkosten bei der Strategie "Verteuerung des Mineralstickstoffes auf der Vorleistungsebene und flächendeckende Transferzahlung nach Maßgabe des Viehbesatzes" (Mischform) immer noch wesentlich geringer aus als bei der Strategie "Flächendeckende Reglementierung des einzelbetrieblichen Stickstoffbilanzüberschusses". Die Höhe dieses Kostenunterschiedes ist derzeit allerdings kaum abschätzbar. Noch schwieriger dürfte es nach den in Kapitel 5.1 vorgetragenen Überlegungen sein, die Differenz der durch die beiden konkurrierenden Strategien verursachten Opportunitätskosten quantitativ zu bemessen.

6.4 Fazit

Ziel dieses Beitrags war es, die vielfältigen umweltpolitischen Handlungsoptionen zur Lösung der Stickstoffproblematik in einen theoretisch konsistenten Rahmen einzuordnen und zu bewerten. Bei der Suche nach effizienten Lösungen wurde deutlich, daß die optimale Ausgestaltung und Kombination der Aktionsparameter nicht losgelöst von den stofflichen Grundlagen und standörtlichen Voraussetzungen des jeweiligen Teilproblems der Stickstoffproblematik gesehen werden kann. Auf der Grundlage der theoretischen Überlegungen konnten bereits eine Reihe von Politikoptionen als ineffizient ausgeschlossen werden. Häufig reicht jedoch in solchen Fällen, in denen mehrere Strategien als potentiell effiziente Politikoptionen aus der theoretischen Analyse hervorgehen, der gegenwärtige empirische Kenntnisstand nicht aus, um eine wissenschaftlich abgesicherte Empfehlung für die Abwägungsentscheidung zwischen den in Frage kommenden Strategien geben zu können.²⁷

Angesichts des ökologischen Problemdruckes und der zum Teil fundamentalen Probleme bei der Beschaffung der erforderlichen empirischen Informationsgrundlagen wird die Politik nicht umhin kommen, eine Reihe solcher Entscheidungen auf der Grundlage äußerst unvollständiger Informationen zu treffen. Dabei spielen persönliche Einschätzungen und Bewertungen eine entscheidende Rolle. Auf der Grundlage unserer theoretischen Überlegungen und der uns vorliegenden empirischen Informationen sind wir zu den folgenden Schlußfolgerungen gelangt:

²⁷ Entsprechend ist es auch ein Anliegen dieses Artikels, auf der Grundlage einer umweltökonomischen Analyse der Stickstoffproblematik Ansatzstellen für Lösungsbeiträge anderer Forschungsdisziplinen herauszuarbeiten und den Bedarf an empirischen Informationsgrundlagen zu präzisieren.

Sofern sich als Reaktion auf die jüngsten agrarpolitischen Entscheidungen keine deutliche Verringerung des Gesamtstickstoffeinsatzes in der europäischen Landwirtschaft einstellt und der Stickstoffeintrag den Stickstoffentzug auch künftig in der Mehrzahl der Regionen beträchtlich überschreitet, sollte mit dem Ziel eines flächendeckenden Ressourcenschutzes (Schutz des Ozonmantels der Erde, Schutz des Erdklimas, vorsorgender Grundwasserschutz) eine EG-weite Beschränkung des Einsatzes von Mineralstickstoff erwogen werden. Adressaten dieser Politik sollten die Produzenten und Importeure von Mineralstickstoff sein. Die Frage, ob die Erhebung einer Abgabe oder die Versteigerung von Lizenzen vorteilhafter ist, läßt sich ohne eingehendere Untersuchungen der Gestaltungsmöglichkeiten, der finanzwissenschaftlichen Implikationen und der Marktstrukturen in diesem Sektor nicht abschließend beantworten.

Ein Konzept für einen flächendeckenden Ressourcenschutz sollte darüber hinaus in jedem Fall eine wirksame Begrenzung der Dungeinheiten je Flächeneinheit beinhalten. Ziel dieser Maßnahme wäre es, durch die Verringerung der regionalen Viehdichte den im Wirtschaftsdünger enthaltenen Stickstoff wieder in den Bereich positiver Grenzerträge zu führen und damit das wirtschaftliche Interesse der Landwirte an einer Vermeidung gasförmiger Stickstoffemissionen zu mobilisieren. Die mit der einzelbetrieblichen Kontrolle verbundenen, hohen Administrations- und Kontrollkosten können dadurch verringert werden, daß diese umweltpolitische Maßnahme nur in Regionen mit hohen Viehdichten zum Einsatz gebracht wird. Mit dem Ziel einer Reduzierung der Opportunitätskosten sollte ein zwischenbetrieblicher Gülletransfer grundsätzlich gestattet werden. Gülleaufkommen und -verbleib müßten dann im Rahmen eines Güllekatasters zentral erfaßt und stichprobenartig kontrolliert werden. Mit Hilfe stichprobenartiger Kontrollen wäre ebenfalls sicherzustellen, daß Landwirte, die zur Verbesserung ihres Dungeinheiten-Flächen-Verhältnisses entlegene Flächen anpachten, ihren Wirtschaftsdünger auch tatsächlich anteilig auf diese Flächen ausbringen.

Über diesen vorsorgenden Ressourcenschutz hinaus sollte dem erhöhten Schutzbedürfnis besonders sensibler bzw. besonders gefährdeter Standorte durch verschärfte umweltpolitische Eingriffe in räumlich eng abgegrenzten Gebieten Rechnung getragen werden. Angesichts der oft heterogenen Standortbedingungen sind die Spielräume für eine vollkommen freie Anpassung der Unternehmen nach Maßgabe ihrer Emissionsvermeidungskosten innerhalb dieser Gebiete gering. Es empfiehlt sich daher eine sehr kleinräumige Abgrenzung von Regelungsräumen und eine fallweise Entscheidung über regionale Verlagerungen des Emissionsgeschehens im Rahmen einer Offset-Politik. Die Entscheidungen hinsichtlich der Ansatzstelle sollten nach Möglichkeit dezentral getroffen werden, um auch hier eine Berücksichtigung der standörtlichen Verhältnisse zu ermöglichen.

7 Zusammenfassung

Ziel des vorliegenden Beitrages ist es, einen systematischen Ansatz für die Beurteilung umweltpolitischer Strategien zur Verringerung umweltgefährdender Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft vorzustellen und auf verschiedene Teilprobleme der Stickstoffproblematik anzuwenden.

Zu diesem Zweck wird zunächst kurz auf die stofflichen Grundlagen der Stickstoffproblematik eingegangen. Dabei wird herausgearbeitet, daß das Stickstoffproblem verschiedene Teilprobleme umfaßt, die sich hinsichtlich ihrer stofflichen Voraussetzungen und ihrer räumlichen Dimensionen beträchtlich voneinander unterscheiden: Trinkwasserschutz, Schutz von Oberflächengewässern, vorsorgender Gewässerschutz, Arten- und Landschaftsschutz, Schutz des Erdklimas, Schutz der Ozonschicht.

Anschließend wird das Stickstoffproblem ökonomisch eingeordnet. Unter Bezugnahme auf die Theorie öffentlicher Güter wird auf den hohen Öffentlichkeitsgrad der hier relevanten Umweltgüter hingewiesen. Dieser hohe Öffentlichkeitsgrad bedingt, daß die Umweltprobleme allein durch die Zuteilung von Verfügungsrechten nicht zu lösen sind. Weil sich unter den gegebenen stofflichen Voraussetzungen keine funktionsfähigen Märkte für die Umweltressourcen herausbilden können, ist eine Etablierung kollektivpolitischer Allokationsmechanismen erforderlich. Allerdings läßt sich der Öffentlichkeitsgrad für einzelne Nutzergruppen erheblich reduzieren, so daß die Voraussetzung für eine effiziente Umsetzung der Umweltpolitik durch Marktmechanismen geschaffen werden kann.

Im nächsten Schritt der Analyse werden die verschiedenen Aktionsparameter der Umweltpolitik herausgearbeitet. Dabei wird von der gängigen Vorgehensweise der umweltökonomischen Literatur abgewichen, die im allgemeinen die konkrete Ausgestaltung der Umweltpolitik ausschließlich als ein Problem der adäquaten Instrumentenwahl diskutiert. Es wird gezeigt, daß die Umweltpolitik bei jeder Maßnahme eine Entscheidung über vier Aktionsparameter treffen muß: Technologische Ansatzstelle (z. B. Immission, Emission, Stickstoffbilanzüberschuß, Produkt, Produktionsprozeß, Produktionsmittel), Adressat (z. B. Landwirte, Vorleistungsindustrie, Importeure), Regelungsraum (z. B. regional eingegrenzte Regelungen, nationale, EG-weite oder globale Regelungen), umweltpolitisches Instrument (z. B. Auflage, Lizenz, Abgabe, Subvention).

Für jeden der vier Aktionsparameter wird sodann eingehend untersucht, welche Ausgestaltungsalternativen im Rahmen einer umweltpolitischen Strategie zur Lösung des Stickstoffproblems in Betracht kommen und wie effizient diese Alternativen sind. Die

Beurteilung orientiert sich an dem Ziel, politisch vorgegebene Umweltqualitätsziele zu minimalen gesellschaftlichen Kosten zu erreichen. Dabei erweist sich eine Unterteilung der Gesamtkosten in Opportunitätskosten, Administrations- und Kontrollkosten sowie Konsensfindungskosten als vorteilhaft.

Nach diesen partialanalytischen Untersuchungen werden die vier Aktionsparameter schließlich so zusammengefügt, daß umweltpolitische Strategien zur effizienten Lösung der verschiedenen Teilprobleme der Stickstoffproblematik entstehen. Bei der Analyse von Kombinationsmöglichkeiten sind Vorfestlegungen zu beachten, bei der durch die Ausgestaltung eines Aktionsparameters das Spektrum möglicher Ausgestaltungsvarianten anderer Aktionsparameter eingeengt wird. Dies gilt in besonderem Maße für Strategien, die ohne einzelbetriebliche Kontrolle der Landwirte auszukommen trachten, deshalb an marktgängigen Produkten ansetzen und aufgrund fehlender Kontrollierbarkeit interregionaler Güterströme auf den sehr großen Regelungsraum "Europäische Gemeinschaft" festgelegt sind. Vor diesem Hintergrund werden für die Diskussion umweltpolitischer Strategien zwei Kategorien gebildet, die sich hinsichtlich der Wahl des Adressaten und der dadurch festgelegten räumlichen Differenzierbarkeit von Regelungsimpulsen unterscheiden.

Aus der systematischen theoretischen Analyse lassen sich bereits viele Hinweise über die Eignung unterschiedlicher umweltpolitischer Strategien für die verschiedenen Teilprobleme der Stickstoffproblematik ableiten. Bei einigen Teilaspekten kann jedoch derzeit keine wissenschaftlich abgesicherte Empfehlung über die relative Vorteilhaftigkeit konkurrierender Strategien abgeleitet werden, weil die empirische Datenbasis vollkommen unzureichend ist. Die Politik wird auch künftig nicht umhin kommen, eine Reihe diesbezüglicher Entscheidungen auf der Grundlage äußerst unvollständiger Informationen zu treffen.

Die Autoren dieses Beitrages schlagen ein zweiteiliges Konzept für die Lösung des Stickstoffproblems vor. Mit dem Ziel eines flächendeckenden Ressourcenschutzes sollte in den hoch konzentrierten Veredelungsregionen eine wirksame Begrenzung der Dungeinheiten je Flächeneinheit durchgesetzt werden. Darüber hinaus sollte - sofern sich infolge der EG-Agrarreform keine deutliche Reduzierung des Mineralstickstoffeinsatzes einstellt - der Mineralstickstoffpreis erhöht werden. Dies kann durch die Erhebung einer Abgabe oder die Versteigerung von Lizenzen für die Herstellung und den Vertrieb von Mineralstickstoff auf der Ebene der Mineraldüngerhersteller und -importeure geschehen. Der zweite Teil des Lösungskonzeptes bezieht sich auf erhöhte Schutzansprüche besonders sensibler bzw. besonders gefährdeter Standorte. Es wird vorgeschlagen, diesen Schutzansprüchen durch eine kleinräumige Abgrenzung von Regelungsräumen und eine

fallweise regionale Verlagerung des Emissionsgeschehens im Rahmen einer Offset-Politik Rechnung zu tragen. Die Entscheidungen über Regelungsräume und Ansatzstellen sollten nach Möglichkeit dezentral getroffen werden, um eine Berücksichtigung der standörtlichen Verhältnisse zu ermöglichen.

8 Literatur

- BECKER, H. (1992): Reduzierung des Düngemittleinsatzes. In: Reihe A: Angewandte Wissenschaft, H. 416.
- BONUS, H. (1981): Emissionsrechte als Mittel der Privatisierung. In: WEGEHENKEL, L. (Hrsg.), Marktwirtschaft und Umwelt, Tübingen 1980, S. 66.
- COASE, R. (1960): The Problem of Social Costs. *Journal of Law and Economics*. p. 1-44.
- CORNES, R. und SANDLER, T. (1986): *The Theory of Externalities, Public Goods, and Club Goods*. Cambridge (Mass).
- CROPPER, M. L. und OATES, W. W. (1992): Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature*. Vol. XXX (1992), pp. 675-740.
- ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE" (1992): Stellungnahmen der Sachverständigen zur öffentlichen Anhörung am 25. und 26. November 1991 zum Thema "Beitrag der Landwirtschaft zu direkt und indirekt wirksamen treibhausrelevanten Spurenstoffen in der Troposphäre und Auswirkungen". Kommissionsdrucksache 12/1-c, Bonn 1991.
- ENDRES, A. (1985): *Umwelt- und Ressourcenökonomik*. Darmstadt 1985.
- HAMPICKE, U. (1991): *Naturschutz-Ökonomie*. Stuttgart 1991.
- HANSMEYER, K.-H. und SCHNEIDER, H.K. (1990): *Umweltpolitik - Ihre Fortentwicklung unter marktsteuernden Aspekten*. Göttingen 1990.
- HENRICHSMEYER, W. und WEINGARTEN, P. (1992): *Quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers im Verursacherbereich Landwirtschaft, Endbericht zum Forschungsvorhaben*, Bonn 1992.
- ISERMAYER, F. (Hrsg.) (1992): *Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft. Ansatzpunkte für eine Verbesserung von Effizienz und Umweltverträglichkeit aus Sicht verschiedener Disziplinen der Agrarforschung*. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 132* (1992).

- KABELITZ, K. (1984): Eigentumsrechte und Nutzungslizenzen als Instrumente einer ökonomisch rationalen Luftreinhaltepolitik. Ifo-Studien zur Umweltökonomie, Bd. 5, München 1984.
- KARL, H. (1986): Exklusive Nutzungs- und Verfügungsrechte an Umweltgütern als Instrumente für eine umweltschonende Landwirtschaft. Bochum 1986.
- KLOEPFER, M. (1989): Umweltrecht. München 1989.
- MONTGOMERY, W. (1972): Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs. *Journal of Economic Theory*, Vol. 5, pp. 395-418.
- NIEDERMEYER, D. (1989): Handelbare Emissionsrechte als Instrument zur Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers durch die Landwirtschaft. Bonn 1989.
- OBERMANN, P. (1984): Nitrat auswaschung und Nitratabbau im Bereich des Grundwassers. In: *Agrarspektrum*, Bd. 7, S. 341-349.
- PEARCE, D. W. und TURNER, K. R. (1989): *Economics of Natural Resources and the Environment*.
- PLACHTER, H (1991): *Naturschutz*. Stuttgart 1991.
- RANDALL, AE. (1987): *Resource Economics*. New York, p. 191 f.
- ROHMANN, U. und SONTHEIMER, H. (1985): Nitrat im Grundwasser - Ursachen - Bedeutung - Lösungswege. Karlsruhe 1985.
- SCHEELE, M. (1987): Politisch-ökonomische Grundlagen einer rationalen Umweltpolitik 'in der Landwirtschaft. In: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, H. 3, S. 267-298.
- SCHEELE, M. und ISERMAYER, F. (1989): Umweltschutz und Landschaftspflege im Bereich der Landwirtschaft - Kostenwirksame Verpflichtung oder neue Einkommensquelle? In: *Berichte über Landwirtschaft* 67 (1989), S. 86-111.
- SCHEELE, M. und SCHMITT, G. (1989): Der Konflikt zwischen Landwirtschaft und Wasserschutz als Allokations- und Verteilungsproblem. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 12 (1989), H. 1, S. 79-93.
- SIEBERT, H. (1978): *Analyse der Instrumente der Umweltpolitik*. Göttingen 1978.
- SIEBERT, H. (1987): *Economics of the Environment*. Berlin and Heidelberg, p. 175.
- SRU (1985): *Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen*. Stuttgart und Mainz (1985).

- SRU (1987): Umweltgutachten 1987. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Bundestagsdrucksache 11/1568, Bonn 1987.
- TIETENBERG, T. (1978): Spatially Differentiated Air Pollutant Emission Charges: An Economic and Legal Analysis. *Land Economics*, Vol. 54, pp. 265-277.
- TIETENBERG, T. (1985): *Emission Trading, an Exercise Reforming Pollution Policy*. Washington 1985.
- WEIMANN, J. (1990): *Umweltökonomik*, Berlin, Heidelberg, New York 1990.
- WEINSCHENCK, G. (1989): Nitratsteuern zur Umwelt- und Marktentlastung. In: NUTZINGER, H. G. und ZÄHRNT, A. (Hrsg.): *Öko-Steuern*. Karlsruhe, S. 147-160.
- WEISSBACH, F. (1993): Nährstoffeintrag und Nährstoffaustrag bei der Bewirtschaftung von Grünland. In: BBA und FAL (Hrsg.), *Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel in Agrarökosystemen (in Vorbereitung)*.
- ZIMMER, Y. (1991): Überlegungen zur nicht-staatlichen Bereitstellung des beschränkt öffentlichen Gutes "bäuerliche Kulturlandschaft" - Ansätze für eine Weiterentwicklung der Theorie der Clubgüter. In: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, Heft 3/91, S. 263-277.