Institut für Umweltsystemforschung

ERMITTLUNG VON (MISS)-ERFOLGSFAKTOREN für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie IN AGRARINTENSIVREGIONEN

Dissertation zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften im
Fachbereich Mathematik / Informatik der Universität Osnabrück

vorgelegt von

Britta Kastens
aus
Dannenberg/ Elbe

Osnabrück, 27. Juni 2007

GUTACHTER:

Frau Prof. Dr. Claudia Pahl-Wostl, Institut für Umweltsystemforschung, Lehrstuhl Stoffstrommanagement an der Universität Osnabrück

Herr Dr. Jens Newig, Institut für Umweltsystemforschung, Lehrstuhl Stoffstrommanagement an der Universität Osnabrück

Eingereicht am: 27. Juni 2007
Verteidigt am: 10. Oktober 2007

DANKSAGUNG

Großer Dank gilt Prof. Dr. Claudia Pahl-Wostl für die interessante Themenstellung, die gewährten Freiheiten während meiner Arbeit sowie für die zahlreichen Anregungen und wertvollen Diskussionen. Mein besonderer Dank gilt auch Dr. Jens Newig, der mich über den Zeitraum der Dissertation engagiert betreut hat und dessen fachliche Ideen und Beiträge eine große Bereicherung waren. Beiden Gutachtern sei für eine immer offene Tür und die stete Bereitschaft gedankt, sich für meine Belange Zeit zu nehmen.

Ich danke meinen deutschen und österreichischen Kollegen von PartizipA für eine interessante und erfolgreiche Projektzeit, die gute Zusammenarbeit und die schönen Runden bei norddeutschen und Wiener Schmankerln.

Dr. Pieter Bots, Christiane Döll und Dr. Alexandra Tietz danke ich für den regen und hilfreichen Austausch über DANA.

Allen meinen Gesprächs- und Interviewpartnern sei für ihre bereitwilligen Auskünfte und die Überlassung hilfreicher Informationen gedankt.

Ich danke außerdem Martin Zumbrägel für die Untersuchung technischer Maßnahmen zur Wirtschaftsdüngerverwertung im Rahmen seiner Diplomarbeit.

Mein Dank gilt Irene Brink für ihre Unterstützung bei Verwaltungsfragen und Büroangelegenheiten sowie auch meinen anderen Kolleginnen und Kollegen für ein angenehmes Arbeitsklima, die anregenden Diskussionen und viele schöne Stunden außerhalb des Instituts. Insbesondere sind Karin Berkhoff, Dirk Günther, Oliver Fritsch, Ilke Borowski, Nicola Isendahl und Sabine Möllenkamp zu nennen.

Meinen Korrekturlesern ein herzliches Dankeschön für Ihre Unterstützung.

Für ihre tiefe Freundschaft und den steten Rückhalt danke ich Melanie Raudzis, Britta Münnekhoff und Verena Meister.

Mein besonderer Dank gilt meiner Familie. Meinen Eltern, Ursula und Jürgen Kastens danke ich für ihre fortwährende Unterstützung auf meinem privaten und beruflichen Weg. Ebenso danke ich Jochen Kastens, der mir besonders in den letzten Jahren als Landwirt und großer Bruder mit Rat und Tat zu Seite stand sowie Christa Peters, die auf zahlreichen Spaziergängen für Ablenkung gesorgt hat und ein offenes Ohr für mich hatte. Von ganzem Herzen danke ich Dr. Lars Padeken für seine Liebe und Zuneigung. Sein in mich gesetztes Vertrauen und seine Zuversicht haben einen großen Anteil daran, dass wir auch diese Doktorandenzeit gemeistert haben.

INHALTSVERZEICHNIS

I. ZUSAMMENFASSUNG III

II. ENGLISH SUMMARY VII

III. ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS XI

IV. ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS XI

V. ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS ZUM ANHANG XII

1 EINLEITUNG 1

1.1 AUSGANGSLAGE UND PROBLEMSTELLUNG 1

1.2 AUFBAU DER ARBEIT 6

2 KONZEPTIONELLE BEZÜGE UND THEORETISCHE AUSGANGSPUNKTE 9

2.1 IMPLEMENTATIONSFORSCHUNG 9

2.2 INSTITUTIONELLE DIMENSIONEN VON UMWELTPOLITIK 13

2.3 ERFOLGSFAKTOREN VON UMWELTPOLITIK 15

2.3.1 Systemische Faktoren 17

2.3.2 Situative Faktoren 21

3 METHODISCHER ANSATZ 25

3.1 DATENERHEBUNG UND DATENANALYSE 25

3.2 EXKURS: DIE DYNAMIC ACTOR NETWORK ANALYSIS (DANA) 30

3.2.1 DANA als Teil der Akteursanalyse 30

3.2.2 Erfahrungen aus der Anwendung mit DANA 32

4 HAUPTERKENNTNISSE UND DISKUSSION 37

4.1 UNTERSUCHUNGSREGION 37

4.2 UNTERSUCHUNGSSCHWERPUNKTE DER EINZELVERÖFFENTLICHUNGEN 38

4.3 ERFOLGSFAKTOREN IM KONTEXT DER WRRL IMPLEMENTATION 40

4.3.1 Systemische Faktoren 40

4.3.2 Situative Faktoren 51

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK 61

5.1 DIE UMSETZUNG DER WRRL IN AGRARINTENSIVREGIONEN 61

5.2 IMPLEMENTATION VON UMWELTRICHTLINIEN IM MEHREBENENSYSTEM DER EU 62

5.3 KRITISCHER RÜCKBLICK UND WEITERER FORSCHUNGSBEDARF 64

6 LITERATUR 67

7 ANHÄNGE 79

7.1 ANHANG 1: INTERVIEWLEITFADEN ZUR ERSTEN ERHEBUNGSRUNDE 79

7.2 ANHANG 2: INTERVIEWLEITFADEN ZUR ZWEITEN ERHEBUNGSRUNDE 82

7.3 ANHANG 3: LISTE DER INTERVIEWPARTNER 86

7.4 ANHANG 4: ERLÄUTERUNGEN ZUR DYNAMIC ACTOR NETWORK ANALYSIS (DANA) 87

8 EINZELARTIKEL 107

I. ZUSAMMENFASSUNG

Die diffuse Nitratbelastung aus der Landwirtschaft gilt als eines der zentralsten Probleme im Gewässerschutz. Trotz umfangreicher technischer und rechtlicher Maßnahmen auf nationaler und internationaler Ebene ist es bisher nicht gelungen, die nitratbedingten Umweltprobleme ganzheitlich zu lösen. Dies gilt insbesondere für Regionen mit intensiver Viehhaltung. Die Lösungsdefizite sind sowohl auf die sozioökonomischen Bedingungen der Landwirtschaft als auch auf Schwächen in der Implementation europäischer Gesetzgebung zurückzuführen. Als eine der Hauptursachen für die defizitäre Umsetzung von europäischen Umweltrichtlinien gilt die so genannte „Mehrebenenproblematik“.

Mit der im Jahr 2000 in Kraft getretenen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist erstmals ein rechtliches Gesamtkonzept auf europäischer Ebene geschaffen worden, das auch für die Nitratproblematik weitgreifende Konsequenzen haben kann. Bis zum Jahr 2015, so schreibt die Richtlinie vor, muss flächendeckend und für nahezu alle europäischen Gewässer der „gute Zustand“ erreicht werden. Zudem folgt die WRRL einem prozeduralen Politikstil, der den Mitgliedstaaten durch das Subsidiaritätsprinzip einerseits neue Umsetzungsfreiheiten einräumt, durch die Forderung einer Öffentlichkeitsbeteiligung bei ihrer Umsetzung andererseits aber auch neue Vorgaben für den Implementationsprozess auf unteren Ebenen macht.

Die vorliegende Arbeit geht der Frage nach, wie aussichtsreich eine erfolgreiche Umsetzung der WRRL ist. Bei der Untersuchung von Umsetzungsdefiziten europäischer Umweltrichtlinien hat die Implementationsforschung bislang vor allem die nationale und subnationale Ebene betrachtet. Die regionale und lokale Ebene stand jedoch nur selten im Fokus. Gerade auf diese Ebene richtet sich das Augenmerk der vorliegenden Arbeit. Als Beispiel dient das Einzugsgebiet der Hase, das in einer der intensivsten Veredelungsregionen Deutschlands liegt. Es wird untersucht, welche Neuerungen und Herausforderungen sich durch die WRRL für die Landwirtschaft ergeben, wie die bisherige Umsetzung auf den jeweiligen Ebenen erfolgt ist, welche Faktoren auf den Umsetzungserfolg Einfluss nehmen und welche Folgerungen sich hieraus für die Umsetzung der WRRL in Agrarintensivregionen ergeben.

Methodisch stützt sich die Arbeit auf eine Institutionenanalyse vornehmlich auf Grundlage von Rechts- und Berichtsdokumenten zum Umsetzungsprozess sowie auf Grundlage von 26 Leitfadeninterviews, die auf regionaler und niedersächsischer Ebene geführt

wurden. Weiterhin werden anhand einer Akteursanalyse die Interessen, Ressourcen und Wahrnehmungen der umsetzenden Stellen sowie der von der Nitratproblematik und der WRRL betroffenen Akteure untersucht.

Theoretische und konzeptionelle Grundlagen sind neben der Implementationsforschung die Arbeiten zu den institutionellen Dimensionen der Umweltpolitik sowie der vergleichenden Umweltpolitikforschung. Basierend auf diesen Ansätzen wird der derzeitige Umsetzungsprozess anhand von jeweils drei systemischen und situativen Erfolgsfaktoren untersucht. Systemische Faktoren sind verhältnismäßig stabil und wenig veränderbar. Zu ihnen zählen die Problemstruktur und kontextbezogenen Interaktionsmuster bzw. Politiknetzwerke und die sozioökonomischen Bedingungen sowie kulturell-historische Orientierungen. Situative Faktoren sind im Gegensatz dazu verhältnismäßig instabil und daher noch offen in ihrer künftigen Entwicklung. Zu ihnen gehören der aktuelle Entscheidungsprozess und Partizipation, aktuelle Maßnahmen und finanzielle Mittel.

In Hinblick auf die systemischen Faktoren zeigt die Arbeit, dass mit der WRRL teilweise höhere Standards gegenüber vorangegangenen europäischen Regelungen festgeschrieben werden, aus denen sich spätere Reduzierungserfolge des Nährstoffs ableiten lassen. Jedoch eröffnen der prozedurale Charakter der EU-Gewässerschutzpolitik und rechtliche Unklarheiten regulative Interpretations- und Handlungsspielräume, die bei der Erfolgsbewertung des Umsetzungsprozesses auf unteren politischen Ebenen von entscheidender Bedeutung sein werden. Die Möglichkeit der Inanspruchnahme von Ausnahmen zur Zielerreichung ist nur ein Beispiel für diese Handlungsspielräume. Weiterhin hat insbesondere die einheitliche Operationalisierung von Nitratgrenzwerten bei der Umsetzung der WRRL in Deutschland zu erheblichen Schwierigkeiten geführt, die auch bei der Aufstellung flussgebietsbezogener Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme Hemmnisse erwarten lassen. Umsetzungshindernisse ergeben sich zudem auf regionaler Ebene. Zu den generellen strukturellen Problemen der diffusen Nitratbelastung, z.B. in Hinblick auf eine geringe öffentliche Aufmerksamkeit und die Schwierigkeit klarer Verursacherzuordnung, kommt hier die politische Brisanz, die das Thema Nitrat in der Region innehat. Große sozioökonomische Abhängigkeiten von der Landwirtschaft und eine hohe Identifikation der regionalen Bevölkerung mit diesem Wirtschaftssektor haben die Landwirtschaft in eine machtvolle Position gerückt. Gleichzeitig ist die regionale Akteurskonstellation durch einen *lock-in*-Effekt gekennzeichnet. Soziale und kognitive Geschlossenheiten im Akteursnetzwerk führen dazu, dass man sich bei der Umsetzung der WRRL vorwiegend an bestehenden Wirtschaftsstrukturen und ihren bisherigen, fest etablierten Lösungsmechanismen zur Nitratproblematik orientiert. Dem Erhalt und Weiterentwicklungspotenzial der regionalen

Landwirtschaft wird im Umsetzungsprozess klare Präferenz gegenüber ökologischen Zielen eingeräumt.

Neben den verhältnismäßig stabilen Einflussdeterminanten wurden auf regionaler Ebene drei situative Faktoren identifiziert, die einerseits das Potenzial haben, die regionalen Umsetzungshemmnisse zu mindern und dadurch eine erfolgreiche flächendeckende Nitratreduzierung zu unterstützen, deren tatsächliche Entwicklung andererseits aber noch offen ist. Erstens ergibt sich durch die Öffentlichkeitsbeteiligung, die im Zuge der WRRL-Umsetzung erfolgen muss, die Möglichkeit eine stärkere Balance zwischen ökologischen und sozioökonomischen Interessen herzustellen. Das bedeutendste Beteiligungsinstrument in Niedersachsen sind die Gebietskooperationen, die als regionale Beteiligungsinstrumente und so auch an der Hase alle Interessenvertreter vor Ort einbinden sollen, um Umsetzungsschritte und Maßnahmen zur Zielerreichung zu entwickeln. Diese Gremien können insbesondere von regionalen Umweltverbänden genutzt werden, um das bislang verhältnismäßig geschlossene Akteursnetzwerk zum Thema Nitrat in der Haseregion aufzubrechen und ökologische Dimensionen der Nitratbelastung stärker in den Vordergrund zu stellen. Zweitens zeigen sich Biogastechniken zur Wirtschaftsdüngerverwertung als hoffnungsvolle Innovation zur Lösung der Nitratproblematik. Für den Umsetzungsprozess vorteilhaft sind die Techniken, da sie mit der bislang verfolgten Strategie zur Nitratreduzierung konform sind und daher auch auf Akzeptanz bei den Politikadressaten stoßen dürften. Aufgrund der noch unsicheren ökonomischen Rentabilität der Anlagen ist es derzeit kaum möglich, sich ausschließlich auf diese Techniken zur Zielerreichung der WRRL zu verlassen. Drittens ergeben sich verschiedene Optionen zur Maßnahmenfinanzierung. Hier ist nicht nur die Suche nach möglichst kreativen Finanzierungsmechanismen entscheidend, sondern auch die Frage, ob die Maßnahmenfinanzierung zu einer öffentlichen Aufgabe wird oder ob die Verursacher mehr als bisher in die finanzielle Verantwortung genommen werden sollen. Das Gesamtspektrum von Finanzierungsmöglichkeiten wird nur dann ausreichend erfasst, wenn auch die Frage einbezogen wird, welchen Beitrag die Sektoren leisten können, die als Hauptverursacher von Gewässerbelastungen gelten.

Abschließend kann man festhalten, dass sich zahlreiche Umsetzungshemmnisse ergeben, deren Ursachen sowohl auf europäischer als auch auf subnationaler und regionaler Ebene liegen. Dennoch kann weder für die Haseregion noch für Agrarintensivregionen allgemein von einem voraussichtlichen Misserfolg der Umsetzung ausgegangen werden. Mit den situativen Faktoren zeigt sich die Entwicklungsoffenheit der Umsetzung, so dass durchaus Potenziale für die Lösung der nitratbedingten Gewässerbelastungen gegeben sind. Die Verfehlung der Nitratziele schließt die Erreichung der Umweltziele in anderen Bereichen nicht aus und auch die Inanspruchnahme von Ausnahmen und damit

einhergehende Abschwächung der Umweltziele ist nicht mit einer vollständigen Umsetzungsverfehlung gleichzusetzen.

Eklatant ist jedoch die Frage der Finanzierung von Maßnahmen. Hier sind nicht nur eine stärkere Orientierung am Verursacherprinzip, sondern auch mehr Unterstützung von europäischer Ebene sowie eine größere gesellschaftliche Aufmerksamkeit gefragt.

In Hinblick auf die neue Generation europäischer Richtlinien und ihr Potenzial zur Lösung von Umweltproblemen ergeben sich weitere Schlussfolgerungen. Die Untersuchung zur WRRL bestätigt frühere Implementationsstudien, die zu dem Ergebnis kamen, dass es bei den neueren Richtlinien trotz bzw. gerade durch die stärkere Integration unterschiedlicher Politikbereiche und die Orientierung an prozeduralen Steuerungsmechanismen zu erheblichen Umsetzungsschwierigkeiten im europäischen Mehrebenensystem kommt. Zwar sind prozedurale Instrumente als Ergänzung der traditionellen Instrumente von größter Bedeutung, sie werden letztere jedoch nicht ersetzen können. Die Ergebnisse dieser Arbeit zur Mehrebenendiskussion lassen erkennen, dass das das Verhältnis und Zusammenspiel der verschiedenen Skalen im Umsetzungsprozess europäischer Umweltpolitik künftig erhöhte Aufmerksamkeit erhalten wird. Neben der nationalen und subnationalen Ebene wird die regionale und lokale Ebene von ebenso großer Bedeutung für den Umsetzungserfolg sein.

Die Frage nach den geeigneten Skalen für Umsetzungsentscheidungen und -maßnahmen bietet wesentliche Ansätze im Rahmen künftiger Forschung. Weiterer Forschungsbedarf entsteht zudem durch neue nationale wie internationale Regionalstudien, durch die Zukunft des Gewässerschutzes im Zuge der Föderalismusreform wie auch im Kontext der aktuellen Klimawandeldiskussion.

II. ENGLISH SUMMARY

Diffuse nitrate pollution from agriculture is considered to be one of the most central problems in water protection. In spite of extensive technical and legislative measures at the national and international level, all attempts have failed to solve the nitrate related problems holistically. This is particularly true for regions with intensive livestock farming. Shortfalls are ascribed not only to the socio-economic conditions prevailing in agriculture but also to the failure to implement European legislation. One main reason for the deficient implementation of European directives is deemed to be the so-called "multi-level problem".

The Water Framework Directive (WFD), which came into force in the year 2000, was the first holistic legislative concept established at European level that can have a far-reaching effect on the problem of nitrate pollution. The directive demands that virtually all European waters, area-wide, achieve "good status" by the year 2015. Moreover, the WFD follows a procedural policy style, which on the one hand and according to the subsidiarity principle, grants member states new implementation leeway and, on the other, sets new demands for the implementation process at lower levels.

The dissertation at hand addresses the question of how promising the successful implementation of the WFD is. In the analysis of implementation deficits of European directives, research has so far mainly considered national and sub-national levels; regional and local scales have seldom taken centre stage. Particularly on these lower scales the dissertation is focussed. The Hase river catchment, which is located in one of Germany's most intensive livestock areas, serves as an example. An investigation is made into which innovations and challenges agriculture faces as a result of the WFD, how implementation processes have been implemented until now, which factors influence successful implementation and what the consequences of implementation of the WFD will be for intensive farming regions.

Methodologically, the dissertation is based upon an institutional analysis based on the investigation of legislative and official report documents according to the implementation process as well as based on 26 in-depth interviews conducted at the regional and Lower Saxon level. Moreover, by means of an actor analysis the interests, resources and perceptions of both the organisations in charge and the actors affected by the nitrate problem and the WFD are investigated.

The theoretical and conceptional background is provided by implementation research, studies on institutional dimensions in environmental politics and research into comparative environmental politics. Based on these approaches, the current implementation process will be investigated along three systemic and three situative success factors. Systemic factors are relatively stable and only slightly changeable. The implementation structure, problem structure, context-related interaction patterns/networks, socio-economic conditions and cultural-historic orientations pertain to these factors. In contrast, situative factors are relatively instable and thus more open in their future development. These factors include the current decision-making process and participation, actual measures and financial means.

As to the systemic factors, this dissertation shows that the WFD, compared to former European regulation, sets higher standards in part, from which the later success in reducing nitrate concentrations can be derived. And yet the procedural character of the WFD and regulative uncertainties give way to interpretation and action leeway, which will be pivotal to judgement on implementation success at lower levels. The possibility to draw on exemptions for the achievement of the WFD's goals is only one example of action leeway. Moreover, the consistent operationalisation of nitrate limits in particular has led to major difficulties during implementation in Germany, from which restraints can be expected for the preparation of river basin management plans and the program of measures. Implementation restraints also upraise at the regional level. The political explosiveness of the nitrate issue in the region add to the general structural problems of diffuse nitrate pollution in terms of the lack of public awareness and the difficulty to clearly determine polluters. Large socio-economic dependencies from agriculture and a high identification of the regional population with this economic sector have placed agriculture in a powerful position. At the same time, the regional actors' constellation is characterised by a lock-in effect. A social and cognitive closedness within the actors' network lead to a situation in which implementation of the WFD is mainly oriented along existing economic structures and the strategies employed and established until now to solve the nitrate problem. The preservation and development potential of regional agriculture is clearly preferred to ecological goals.

Besides relatively stable influence determinants, three situative factors are identified on the regional level. On the one hand, these factors have the potential to reduce regional implementation restraints and thus support the successful area-wide reduction of nitrate concentrations. On the other hand, the actual development hand off these factors remains unknown. First, the possibility to attain a greater balance between ecological and socio-economic interests arises from public participation, which has to be established in the implementation of the WFD. The most important participatory instrument

in Lower Saxony are area co-operations which, as instruments of regional involvement and thus also in the Hase catchment, must include representatives of all interest groups to develop implementation steps and measures for goal achievement. These can particularly be used by environmental NGOs to break up the relatively closed actors' network in the Hase region and to move the ecological dimension of nitrate pollution to the fore. Second, biogas techniques for manure processing appear to be hopeful innovations to solve the nitrate problem. For the implementation process, these techniques are beneficial, since they conform to the strategies followed so far for nitrate reduction; they will therefore be accepted by the regional addressees of the WFD. Due to the still uncertain efficiency of the plants, it is to date virtually impossible to exclusively rely on such techniques to achieve the WFD's goals. Third, there are different options available for funding measures. The crucial aspect in this context will be the search for as many creative financial mechanisms as possible, and the question whether financing measures should become a public task or whether financial responsibility should increasingly lie with the polluters. The whole spectrum of financial options will only be covered once the question of the extent to which sectors considered to be the main sources of water pollution can contribute to funding, has been included.

In conclusion, one can state that various implementation restraints occur. The cause of these restraints can be found at all scales – European, sub-national and regional. Nevertheless, failed implementation cannot be assumed for either the Hase catchment or for regions with intensive agriculture in general. The situative factors show the open development of implementation, demonstrating that chances do exist to solve the nitrate problem. Furthermore, the failure to meet nitrate goals does not rule out the achievement of environmental goals in other areas; also, the application of exemptions must not be equated to a complete breach of regulations.

The question of how to fund measures, however, is striking. In this respect, not only stronger orientation towards the polluter-pays-principle is required – more support is also needed at European level, as well as an attention in society. With regard to the new generation of European directives and their potential for solving environmental problems further conclusions can be drawn. Investigations into the WFD confirm the results of previous implementation studies.

These ascertained that implementation deficits occur in newer directives within the multi-level system, despite, or perhaps due to, the closer integration of different policy areas and orientation towards procedural steering mechanisms. Although procedural instruments are of great importance in complementing traditional instruments, they are unable to replace them. The results of this dissertation concerning the multi-level

system reveal that the relationship and interaction of the various scales will be given increased attention during the implementation process of European environmental policy. Besides the national and sub-national scale, the regional and local levels will be of equal importance.

The question of suitable scales for implementation decisions and measures also offers pivotal approaches to undertake future research. Further research needs moreover occur with new regional studies at national and international scales, with regard to the future of water protection in the course of the reform of German federalism and the current debate on climate change.

III. ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

d.h.	Das heißt
DüVO	Düngeverordnung
EZG Hase	Einzugsgebiet Hase
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GWRL	EG-Grundwasserrichtlinie
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LWK	Landwirtschaftskammer
MU Nds.	Niedersächsisches Umweltministerium
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NitratRL	EG-Nitratrichtlinie
TrinkwasserRL	EG-Trinkwasserrichtlinie
vgl.	vergleiche
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie
z.B.	zum Beispiel

IV. ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

Abb. 1: Das Einzugsgebiet der Hase 38

Tab. 1: Wesentliche Einflussfaktoren für den Erfolg politischer Programme..... 17

Tab. 2: Schwerpunktmäßig untersuchte Einflussfaktoren in den Einzelartikeln..... 40

V. ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS ZUM ANHANG

Abb. 2: DANA-Oberfläche 88
Abb. 3: Beispiel eines Systemfaktors 88
Abb. 4: Beispiel eines Attributs 89
Abb. 5: Beispiel einer Handlung 89
Abb. 6: Beispiel eines Ziels 89
Abb. 7: Ziel und Zielleiste für einen Faktor, der gesteigert werden soll 89
Abb. 8: Ziel und Zielleiste für einen Faktor, der nicht sinken soll 90
Abb. 9: Semiquantitative Skala in DANA 90
Abb. 10: Wahrnehmungsmodell eines Repräsentanten des NLWKN 92
Abb. 11: Wahrnehmungsgraph Akteur A 94
Abb. 12: Wahrnehmungsgraph Akteur B 94
Abb. 13: Erster Rechenschritt der *Utility* 98
Abb. 14: Erweitertes Wahrnehmungsmodell für Akteur A 100

Tabelle 3: Faktorenrelevanz der Wahrnehmungen 96
Tabelle 4: Multikriterielle Analyse für die Wahrnehmung des Akteurs B 97
Tabelle 5: Zuordnung der semiquantitativen Skala für das Ziel „Viehbestand“ 99
Tabelle 6: Analyseergebnis der S*ingle Goal Strategies* für Akteur A 101
Tabelle 7: Analyse der *Inferred Strategies* 102
Tabelle 8: Analyse der Ziel- und Handlungskonflikte 103
Tabelle 9: Zielleiste für den Faktor „Viehbestand“ bei Akteur A 104
Tabelle 10: Zielleiste für den Faktor „Viehbestand“ bei Akteur B 104
Tabelle 11: Berechnung des Zielkonflikts 104
Tabelle 12: Berechnung des Handlungskonflikts 105

1 EINLEITUNG

1.1 Ausgangslage und Problemstellung

Flussgebiete in Agrarintensivregionen sind oftmals von hydromorphologischen Veränderungen der Flussläufe und damit einhergehenden Biodiversitätsverlusten sowie von starken Stoffbelastungen der Grund- und Oberflächengewässer betroffen. Dabei gilt die Nitratbelastung als eines der dringendsten Probleme des Gewässerschutzes, zumal es schwierig ist, durchführbare Maßnahmen zu ihrer zeitnahen Reduzierung zu finden, die zudem noch die unterschiedlichsten Interessen berücksichtigen (Thyssen 1999; Bratt 2002; BMU 2001; EEA 2003). Der Verursacherbereich der Nitratbelastung wird regelmäßig und fast ausschließlich in der Landwirtschaft gesehen (Nies et al. 2006: 120; SRU 2004: Tz 294). Durch die fortschreitende Industrialisierung und wirtschaftsräumliche Segregationsprozesse haben sich Schwerpunktregionen intensiver Landwirtschaft herausgebildet. Neben dem verstärkten Einsatz mineralischer Dünger zur Pflanzenertragssteigerung hat vor allem der hohe Anfall von Wirtschaftsdünger (Gülle) in Regionen mit intensiver Viehhaltung zu hohen Nitratkonzentrationen in Grund- und Oberflächengewässern geführt (Brouwer et al. 1999: 13; Lange et al. 2006: 25).

Das Problem der Nitratbelastung ist von Landwirtschaft und Politik nicht unberücksichtigt geblieben. Technische Lösungen, z.B. aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse zu Düngeverfahren oder veränderten Futtermitteln, spielten für die Reduzierung zu hoher Nitratkonzentrationen in Gewässern ebenso eine Rolle wie neue rechtliche Regelungen auf nationaler und internationaler Ebene. Diese Ansätze haben bisher aber lediglich zu einer Eindämmung, nicht jedoch zu einer ganzheitlichen Lösung geführt (Flaig et al. 2002: 11ff.).

Die Ursachen für die Lösungsdefizite bei der Nitratproblematik sind unter anderem im Gesamtsystem von Landwirtschaft und Gewässerschutz zu suchen. Intensive landwirtschaftliche Regionen unterliegen nicht nur einem ökologischen, sondern auch einem ökonomischen und politischen Anpassungsdruck (Knickel 2002: 15ff.). So werden landwirtschaftliche Produktionsstrukturen erheblich durch die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) auf europäischer Ebene gesteuert (SRU 2004: Tz. 228). Auch steht der generelle Produktionsdruck, dem landwirtschaftliche Betriebe durch das stark preisorientierte Verbraucherverhalten ausgesetzt sind, oftmals einer ökologischeren Betriebsausrichtung entgegen.

Zudem werden Gewässer auf unterschiedlichste Weise genutzt und auch die Vorstellungen über eine erfolgreiche Gewässerschutzpolitik fallen je nach sozioökonomischen Gesichtspunkten und kultureller Prägung unterschiedlich aus (de Groot u. Lenders 2006: 310). In Agrarintensivregionen ist die Bevölkerung oft nicht nur in hohem Maße wirtschaftlich von der Landwirtschaft abhängig, sondern identifiziert sich meist auch unter kulturell-historischen Aspekten mit diesem Sektor.

Gleichermaßen bedeutsam für den bisher nur geringen Erfolg bei der Reduzierung der Nitratproblematik sind die institutionellen Strukturen europäischer Umweltpolitik. So hat die EU-Kommission zwar Anstrengungen unternommen, dem Gewässerschutz Vorschub zu leisten (Beispiele hierfür sind die Trinkwasserschutz- und die Nitratrichtlinie). Die Vergangenheit hat jedoch gezeigt, dass die Umsetzung[1] europäischer Richtlinien mit erheblichen Problemen behaftet ist (Knill u. Lenschow 2000; CEC 1999; Grant et al. 2000: 70ff.). So musste z.B. die Düngeverordnung[2] (DüVO), die die europäische Nitratrichtlinie[3] von 1991 in deutsches Recht umsetzt, bis zum Jahr 2006 mehrfach novelliert werden, um sie den europäischen Vorgaben anzupassen (vgl. EU 2005a). Für das europäische Gewässerschutzrecht stellt Demmke (2001: 110) fest, dass, bis zum Sommer 2000 in den damals 15 Mitgliedstaaten der EU nahezu keine der Gewässerschutzrichtlinien in der geforderten rechtlichen bzw. materiellen Form umgesetzt wurde. Eine Hauptursache für die defizitäre Umsetzung von europäischen Umweltrichtlinien wird in der so genannten „Mehrebenenproblematik“ (Traulsen 2005: 619; Benz 2000: 102f.) gesehen: Eine europäische Richtlinie durchläuft bis zu ihrem Ziel, der tatsächlichen Umweltverbesserung, verschiedenste Entscheidungsebenen. Dabei eröffnen die Richtlinien in der Regel Handlungs- und Entscheidungsspielräume, die es ermöglichen, die europäische Politik besser an die nationalen und subnationalen Bedingungen anzupassen. Gleichzeitig steigt jedoch auch die Wahrscheinlichkeit von Fehlinterpretationen im mehrstufigen Umsetzungsprozess. Diese Hindernisse zeigen sich vor allem in Staaten mit föderalen Strukturen, wie sie z.B. in Deutschland gegeben sind (Knill 2005: 171; Ciavarini Azzi 2000: 58). Durch den Einfluss politischer und wirtschaftlicher Akteure wird die Umsetzung zudem zu einem Aushandlungsprozess zwischen staatlichen und privaten Akteuren, die seinen Ausgang jeweils in ihrem Sinne zu gestalten versuchen (Knill 2005: 174). Auch wird die europäische Umweltpolitik oft als überbürokratisch und bürgerfern angesehen (Weiler 1999: 324ff.), was insbesondere die

---

[1] Die Begriffe Umsetzung und Implementation werden im Folgenden synonym verwendet.

[2] Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) i.d.F. v. 14. 01. 2006, BGBl. I, S. 20.

[3] Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG), ABl. EG Nr. L 375, S. 1.

Umsetzung der Richtlinien auf regionaler bzw. lokaler Ebene erschwert. Zuletzt wurde gerade das europäische Gewässerschutzrecht lange kritisiert, da es von einer Vielzahl differenzierter und bei weitem nicht immer komplementärer Normen geprägt war, was zu einer starken Zersplitterung dieses Rechtsbereichs geführt hat (Breuer 2000: 542; Appel 2001: 129).

Mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)[4], die im Dezember 2000 in Kraft getreten ist, hat für die europäische Gewässerschutzpolitik eine neue Ära begonnen. Die WRRL setzt in mehrerer Hinsicht neue Maßstäbe. Die Richtlinie schreibt vor, dass bis zum Jahr 2015 für fast alle europäischen Gewässer ein „guter Zustand" zu erreichen ist (Art. 4 WRRL). Der Gewässerschutz wird dabei an den hydrologischen Einheiten von Flussgebieten und nicht mehr an administrativen nationalen oder subnationalen Grenzen orientiert (Art. 3 WRRL). Schließlich sollen neue prozessorientierte Steuerungsansätze der WRRL die Umsetzung in den Flussgebieten und ihren Teileinzugsgebieten erleichtern und hierdurch zu einem effektiven Gewässerschutz beitragen. So folgt die Richtlinie beispielsweise dem Subsidiaritätsprinzip, nach dem Entscheidungen auf einer Ebene getroffen werden sollten, „die einen möglichst direkten Kontakt zu der Örtlichkeit ermöglicht, in der Wasser genutzt oder durch bestimmte Tätigkeiten in Mitleidenschaft gezogen wird" (Präambel 13 WRRL). Die WRRL ermöglicht damit eine gewisse Flexibilität in der Umsetzung auf unteren Ebenen, die eine Anpassung an geographische, ökologische und sozi-ökonomische Bedingungen auf regionaler Ebene erlauben und dabei auch die Anwendung von Ausnahmen für die Erreichung der WRRL-Ziele zulassen. Der prozedurale Charakter der Richtlinie zeigt sich jedoch nicht nur in den Spielräumen, die sich für verschiedene politisch-administrative Entscheidungsebenen ergeben. Die Richtlinie eröffnet auch weitreichende Beteiligungsmöglichkeiten. Mit der WRRL schreibt in der europäischen Umweltpolitik erstmals eine materielle Richtlinie verbindlich Partizipationsinstrumente vor (Art. 14 WRRL). Die Umsetzung auf unteren Ebenen wird damit von regionalen und lokalen nicht-staatlichen Akteuren geprägt sein, die ihre Ansprüche und Interessen am Gewässer geltend machen und den Ausgang der Umsetzung entscheidend beeinflussen.

Wie aussichtsreich ist unter den genannten Aspekten eine erfolgreiche Umsetzung der WRRL? Dieser Frage wird in der vorliegenden Arbeit nachgegangen.

Wenn von Umsetzungserfolg die Rede ist, so muss zunächst definiert werden, was mit dem Begriff Umsetzung konkret gemeint ist und woran sich der Erfolg messen soll.

---

[4] Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserwirtschaft, ABl. EG L 327, S. 1.

Unter Umsetzung oder Implementation wird die Durchführung von rechtsverbindlichen Entscheidungen oder allgemeiner die Umsetzung eines zuvor formulierten politischen Programms in die Praxis verstanden (Windhoff-Héritier 1987: 86; Jänicke et al. 1999: 61; Hill u. Hupe 2002: 6). Dabei wird unterschieden zwischen rechtlich-politischer Umsetzung im Sinne der Anwendung und Durchsetzung eines politischen Programms durch administrative Akteure und der Umsetzung im Sinne ihrer Befolgung durch die Politikadressaten.[5] Aufgrund des frühen Stadiums, in dem sich die Umsetzung der WRRL befindet, konzentriert sich die Fragestellung dieser Arbeit auf den zuerst genannten Implementationsbegriff, wobei hier, anders als Effizienz- und Gleichheits- (*Equity*-) Kriterien[6], ausschließlich die Effektivität als Erfolgsmaßstab der rechtlich-politischen Umsetzung betrachtet wird. Effektivität bezieht sich auf die Zielerreichung, also die tatsächlich erzielten Wirkungen eines politischen Programms. Analytisch ist hierfür eine weitere Unterscheidung nach *Output*-, *Outcome*- und *Impact*ebene zu treffen, womit festgelegt wird, auf welche Implementationsphase sich die Effektivitätsuntersuchung bezieht[7]:

- Auf der *Output*ebene werden die politischen Programme bzw. Entscheidungsinhalte betrachtet. Unterschieden wird hierbei nach Politikformulierung und Politikdurchsetzung im Sinne der Operationalisierung.
- Auf der *Outcome*ebene werden die Reaktionen der Politikadressaten mit einbezogen und die Veränderungen bei den Zielgruppen untersucht.
- Auf der *Impact*ebene geht es schließlich um die letztlich bewirkten Veränderungen im System im Sinne tatsächlicher Umweltverbesserungen (Biermann u. Dingwerth 2004: 10; Underdal 2002: 7).

Die folgende Untersuchung definiert die effektive Umsetzung der WRRL folgendermaßen: Das Ziel der Richtlinie, der „gute Zustand“ der Gewässer, ist bis zum Jahr 2015 erreicht. Der Fokus liegt damit auf der dritten Ebene, der *Impact*ebene. Diese Definition ist jedoch keineswegs so eindeutig, wie zunächst dargestellt, denn das Ziel des guten Zustands ist in der WRRL nicht präzise definiert. Es lässt sich insofern nur ableiten, dass der gute Zustand dann nicht erreicht ist, wenn kein ökologisches Gleichgewicht

---

[5] Im Englischen wird hierfür üblicherweise der Begriff *compliance* gewählt.

[6] Die Bestimmung der Effizienzbewertungen beziehen ökonomische Aspekte ein und stellen das Kosten- Nutzen-Verhältnis von umweltpolitischen Maßnahmen in den Vordergrund. Bei *Equity*kriterien geht es um Fragen der Ergebnis- und Verteilungsgerechtigkeit (siehe Kern u. Bratzel 1994: 8).

[7] Die Unterscheidung der Implementationsphasen erfolgt hier im Sinne der Regimeforschung, wird in der politikwissenschaftlichen Literatur jedoch nicht einheitlich getroffen (Näheres siehe Börzel 2000b: 3f. sowie Hill u. Hupe 2002: 44f).

besteht. Hierfür wiederum muss es ursächliche Faktoren geben. In Agrarintensivregionen ist die Nitratbelastung der Gewässer ein entscheidendes Umweltproblem, so dass hier die erfolgreiche Umsetzung der WRRL auf die Reduzierung zu hoher Nitratkonzentrationen abzielt.

Exemplarisch wird das in der nordwest-niedersächsischen Region Weser-Ems gelegene Einzugsgebiet der Hase (im Folgenden: EZG Hase) betrachtet. Seit Mitte der 1980er Jahre gelten die diffusen Belastungen durch Nitrat und damit einhergehende Trink- und Grundwasserbelastungen sowie Eutrophierungsprozesse von Oberflächengewässern als zentrale Umweltprobleme in der Region (Raderschall 1995; Forschungszentrum Jülich 1991). Als Ursache hierfür wird die Spezialisierung der regionalen Betriebe auf eine flächenunabhängige Tierhaltung gesehen, die zum Ausbau einer intensiven Tierveredelung führte und mit einem hohen Anfall von Wirtschaftsdünger einhergeht (Nischwitz 1996; Berlekamp et al. 2000; Klohn u. Windhorst 2001). Trotz umfangreicher, vorwiegend in Wasserschutzgebieten angesiedelter Maßnahmen sind die Nitratkonzentrationen im Einzugsgebiet der Hase nach wie vor ein erhebliches Umweltproblem (NLWKN 2005: 33, 39).

Es wurde bereits auf das noch frühe Umsetzungsstadium der WRRL hingewiesen, so dass heute noch keine abschließende Beurteilung der Effektivität der Umsetzung erfolgen kann. Gerade die ökologischen Wirkungen von Maßnahmen zur Reduzierung von diffusen Nährstoffeinträgen sind ein langfristiger Prozess, der vermutlich weit über die von der WRRL gesetzten Frist des Jahrs 2015 hinausgehen wird. Es lässt sich zum jetzigen Zeitpunkt aber bereits untersuchen, welche Weichen mit der WRRL und ihrer bisherigen Umsetzung gestellt werden und welche Faktoren die effektive Umsetzung der WRRL beeinflussen. Die beschriebenen Ausführungen ergeben die Hauptfragestellung dieser Arbeit:

Welche Faktoren beeinflussen die Umsetzung der WRRL auf dem Weg zu einem flächendeckenden Gewässerschutz im Sinne einer Reduzierung nitratbedingter Gewässerbelastungen in Agrarintensivregionen? Aus dieser leiten sich vier Unterfragen ab:

1. Welche Neuerungen und Herausforderungen ergeben sich durch die WRRL für die Landwirtschaft in Bezug auf die Reduzierung von nitratbedingten Gewässerverunreinigungen?
2. Welche Umsetzungsstrategien werden für die WRRL auf europäischer Ebene verfolgt und wie erfolgt die bisherige Umsetzung der WRRL in Deutschland, Niedersachsen und im EZG Hase?

3. Welche Faktoren sind auf den verschiedenen Ebenen bestimmend für den Umsetzungserfolg der WRRL?
4. Welche Folgerung ergibt sich hieraus für die Erreichung der europäischen Gewässerschutzziele in Agrarintensivregionen?

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des Projekts PartizipA („Partizipative Modellbildung, Akteurs- und Ökosystemanalyse in Agrarintensivregionen“)[8], das im Zeitraum von Oktober 2003 bis März 2007 am Institut für Umweltsystemforschung der Universität Osnabrück durchgeführt wurde. Anhand des EZG Hase wurden Möglichkeiten für einen flächendeckenden Gewässerschutz am Beispiel der Nitratproblematik untersucht. Zentraler Bestandteil des Projekts war ein Akteursforum, an dem 14 Vertreter regionaler Organisationen aus den Bereichen Land-, Wasser- und Forstwirtschaft, Raumordnung und Naturschutz teilnahmen. In Zusammenarbeit mit den Akteuren wurden unter Berücksichtigung der sozialen, ökonomischen und ökologischen Bedingungen in der Region unterschiedliche Landnutzungsmaßnahmen zur Nitratreduzierung diskutiert und bewertet. Zudem erfolgte unterstützend eine Akteurs- und Institutionenanalyse zur Region sowie ihrer übergeordneten politischen Verhältnisse. Diese projektbezogene Analyse bildet die Grundlage dieser Arbeit.

1.2 Aufbau der Arbeit

Die Arbeit ist als kumulative Dissertation verfasst, bestehend aus dem hier vorliegenden Rahmen und den anhängenden Einzelveröffentlichungen. Im folgenden Kapitel 2 wird auf die theoretischen und konzeptionellen Bezüge der Arbeit eingegangen. Hierzu gehört neben der Einführung in die Implementationsforschung (Kapitel 2.1) eine Darstellung der institutionellen Dimensionen internationaler Umweltpolitik (Kapitel 2.2). Zudem werden Faktoren vorgestellt, die in der Literatur zur Erklärung umweltpolitischen Erfolgs herangezogen werden (Kapitel 2.3). Kapitel 3 erläutert das methodische Vorgehen in der Arbeit zur Datenerhebung und Datenanalyse. In einem Exkurs wird hierbei die *Dynamic Actor Network Analysis* (DANA) als eine angewandte Technik zur Akteursanalyse vorgestellt (Kapitel 3.3). Kapitel 4 gibt zunächst einen Überblick über die Einzelveröffentlichungen, die im Rahmen der Dissertation entstanden sind (Kapitel 4.1) und stellt die Untersuchungsregion vor (Kapitel 4.2). Sodann werden die Haupterkenntnisse der Arbeit dargelegt und diskutiert (Kapitel 4.3). Die Schlussfolgerungen greifen

[8] Siehe www.partizipa.net, das Projekt wurde im Rahmen der Sozial-ökologischen Forschung vom BMBF gefördert (Förderkennzeichen: 07 VPS 10, Laufzeit: 01.10.2003 – 31.03.2007).

die wesentlichen Erkenntnisse auf, stellen diese in einen größeren Forschungskontext und geben schließlich einen Ausblick über die gewählten Fragestellungen und Erkenntnisse hinaus (Kapitel 5).

Der zweite Teil der Arbeit besteht aus fünf Einzelveröffentlichungen. Die Artikel vertiefen einerseits die konzeptionellen Hintergründe in Bezug auf WRRL und Nitratproblematik. Andererseits werden in den Veröffentlichungen Analyse- und Rechercheergebnisse umfassend dargestellt und in Hinblick auf die einzelnen (Unter)Fragen der Arbeit diskutiert und bewertet. Eine Auflistung der Einzelartikel und ihre Einordnung in den Gesamtkontext der Arbeit erfolgt in Kapitel 4.1.

2 KONZEPTIONELLE BEZÜGE UND THEORETISCHE AUSGANGSPUNKTE

Drei wesentliche Forschungsbereiche bilden die Grundlage der Arbeit: Der erste Forschungsbereich ist die Implementationsforschung und führt theoretisch in das Thema der Arbeit ein. Die wissenschaftlichen Ansätze zu den institutionellen Dimensionen von Umweltpolitik als zweiten Forschungsbereich sind von Interesse, da sie in der Literatur bereits für die WRRL untersucht wurden und entsprechende Ableitungen für die vorliegende Arbeit erlauben. Der dritte Forschungsbereich ist die vergleichende Umweltpolitikforschung und befasst sich mit den Erfolgsfaktoren von Umweltpolitik. Dieser letzte Ansatz erlaubt einen detaillierten Blick auf die Einflussfaktoren von Umweltpolitik und macht Ableitungen für die Umsetzung der WRRL möglich. Die Ansätze stehen nicht unabhängig voneinander, sondern weisen teilweise enge Bezüge zueinander auf. Sie dienen in der Arbeit nicht dazu, eine bestimmte Theorie empirisch zu überprüfen oder eine eigene zu entwickeln. Vielmehr werden die unterschiedlichen Forschungsansätze und Theoriebezüge genutzt, um die bisherigen Umsetzungsschritte der WRRL zu verstehen, empirische Ergebnisse in den größeren Zusammenhang einzuordnen und verallgemeinernde Aussagen für den Forschungskontext zu versuchen.

2.1 Implementationsforschung

Durch die Wahrnehmung von Umsetzungsproblemen sozial- und umweltpolitischer Programme in den USA ist die Implementationsforschung bereits in den 1970er Jahren zu einem eigenen Forschungsfeld geworden. Pressman und Wildavsky (1984 [1973]) gelten als dessen „Gründungsväter“ (Hill u. Hupe 2002: 44). Anhand eines auf bundesstaatlicher Ebene erlassenen Arbeitsmarktprogramms in den USA zeigten Pressman und Wildavsky erstmals 1973 auf, dass das Vorhandensein mehrerer politischer Entscheidungsebenen den Umsetzungsprozess erheblich erschweren kann, obwohl die Programme prinzipiell weite politische Unterstützung fanden (ebd.).

Grundsätzlich kristallisierten sich zwei gegenläufige Ansätze zur Implementationsforschung heraus. Forscher wie Pressman und Wildavsky (ebd.), Sabatier und Mazmanian (1979) sowie Van Meter und Van Horn (1975) folgten einem *top-down*-Ansatz. Die defizitäre Befolgung zentraler Vorgaben durch die Vollzugsbehörden sowie die Einflussnahme politischer Entscheidungsträger, gesellschaftlicher Interessengruppen und Politikadressaten wurde von den Autoren als Ursache dafür identifiziert, dass die

Implementationsresultate zum Teil deutlich von den politischen Erwartungen abwichen (Knill 2005: 166f.). Ihre Vorschläge für eine bessere Umsetzung der politischen Programme zielten entsprechend auf die klare Festlegung von Verantwortlichkeiten, eine Reduzierung der an der Umsetzung beteiligten Akteure und die stärkere Zentralisierung von Politikentscheidungen in Form von klar und detailliert formulierten Politikzielen ab.

Im Gegensatz hierzu resultieren aus Sicht der Vertreter des *bottom-up*-Ansatzes (Lipsky 1971; Elmore 1979; Hjern 1982) Umsetzungsdefizite gerade aus zu strikt gesetzten Regeln auf höherer zentraler Skala, da diese Ebene nur indirekten Einfluss auf die Beziehungen in Verhandlungsprozessen auf unteren Ebenen und auf das Wissen und die Problemlösungsfähigkeit lokaler administrativer Stellen hat (Elmore 1979: 605). Probleme würden auf zentraler Ebene zu breit und zu abstrakt wahrgenommen, was zu unklaren Politikformulierungen führe, da keine ausreichenden Kenntnisse darüber beständen, welche Mechanismen zur Erreichung der Politikziele erforderlich seien (ebd.: 613f.). Grundlage für den Umsetzungserfolg ist aus Sicht der Autoren daher, alle relevanten Akteure in den Umsetzungsprozess einzubinden, um den unmittelbaren Interaktionen zwischen umsetzenden Stellen und lokalen Politikadressaten gerecht zu werden und die Umsetzung selbst als einen Lernprozess zu begreifen. Die Gelegenheit zur Adaption muss gegeben sein, um Modifizierungen der Programme vorzunehmen und Partizipationsstrukturen zu schaffen, die die Umsetzung auf eine breite Informationsbasis stellen und die Kooperation wie Kommunikation zwischen den verschiedenen Ebenen ermöglichen (Lipsky 1971).[9]

Beide Ansätze finden sich in der Implementationsforschung zur europäischen Umweltpolitik wieder.[10] Dabei galt zunächst die klassische zentrale Vorgabe und Rigidität umweltpolitischer Ziele sowie ihre Durchsetzung über so genannte *command-and-control*-Instrumente als veraltet (Berman 1980: 210f.). Andererseits wurden auch die fehlenden Durchsetzungs- oder Sanktionsmöglichkeiten der EU-Kommission bemängelt (Mendrinou 1996: 18; Szukala 2004: 304).

---

[9] Einen breiten Literaturüberblick zu den beiden Richtungen der Implementationsforschung und ihren Mischformen bieten Hill u. Hupe (2002) sowie Pülzl u. Treib (2006).

[10] Auch in Deutschland hat sich die Implementierung von politischen Programmen bereits früh als Forschungsgegenstand entwickelt. Hier war es vor allem der DFG-Forschungsverbund „Implementation politischer Programme“, der Ende der 1970er/Anfang 1980er Jahre anhand der Wohnungs-, Finanz- und Luftreinhaltepolitik so genannte Vollzugsdefizite identifizierte. Anhand einzelner Fallstudien wurden Programmtypen, Implementationsstrukturen und Adressaten klassifiziert, die zu Umsetzungsproblemen führen können und dabei sowohl *top-down* als auch *bottom-up*-Elemente beinhalteten (Mayntz 1980; Mayntz 1983: 9ff.; vgl. auch Börzel 2002: 7f.).

Die hiermit verbundenen Implementationsprobleme in der europäischen Umweltpolitik hat auch die EU-Kommission selbst erkannt. So erklärte die EU-Kommission 1999:

> "Die Probleme bei der Durchführung des Umweltrechts der Gemeinschaft, die bereits in früheren Berichten hervorgehoben wurden, bestehen im wesentlichen immer noch: Schwierigkeiten der Mitgliedstaaten bei der Umsetzung und Anwendung dieses Rechts, begrenzte Kapazität der Kommission zur Kontrolle der Umsetzung" (EU 1999).

Ein wesentlicher Schritt seitens der EU den Implementationsproblemen entgegenzuwirken wurde Anfang der 1990er Jahre mit der Möglichkeit geschaffen, durch den Europäischen Gerichtshof Geldstrafen gegenüber solchen Mitgliedstaaten zu verhängen, die Richtlinien nicht oder nur unzureichend umgesetzt hatten. Zur gleichen Zeit kam eine neue Generation von europäischen Richtlinien auf, die nunmehr lediglich den Handlungsrahmen und allgemeine Verfahrensregeln auf zentraler Ebene festlegten, es im Sinne des Subsidiaritätsprinzips aber weitgehend den einzelnen Mitgliedsstaaten überließen, mit welchen Mitteln die Umweltziele im Einzelnen verfolgt werden (Moss 2005: 4). Begleitet wurde die neue Richtliniengeneration von einem grundsätzlichen Paradigmenwechsel der europäischen Umweltpolitik (Hilp 2003; Heinelt 2001; Heinelt et al. 2002; Jordan 2000; Jordan u. Jeppesen 2000): Anstelle von *command-and-control*-Ansätzen wurde das Gewicht nun auf neue Steuerungsformen gelegt, die „Verfahrensregelungen, eine stärkere Öffentlichkeitsbeteiligung, höhere Transparenz, freiwillige Selbstverpflichtungen, marktwirtschaftliche Anreize und flexible Umweltziele, die auf nationale und regionale Besonderheiten stärker Rücksicht nehmen" (Moss 2005: 4), in den Vordergrund stellten.

Kritikfrei ist dieser Paradigmenwechsel jedoch nicht geblieben. Die Vorteile einer besseren Anpassung von europäischen Regelungen an nationale, subnationale wie auch lokale Gegebenheiten sind überschattet von den Schwierigkeiten, die sich durch die nunmehr eröffneten Handlungsspielräume auf den verschiedenen Ebenen ergeben (Flynn 2000; Flynn u. Kröger 2003). Angelehnt an die in den USA gewonnenen Erkenntnisse von Pressman und Wildavsky (siehe oben) wurde unter dem Stichwort der „Mehrebenenproblematik" auch für die EU-Politik auf Implementationsdefizite hingewiesen, die sich daraus ergeben, dass europäische Direktiven bei ihrer Implementierung verschiedene Skalen durchlaufen (Benz 2005; Hooghe u. Marks 2003; Scharpf 2001). Unterschiedliche Machtverteilungen, sich überschneidende Verantwortlichkeiten und der Einfluss politischer und privater Interessen, so das Argument, lassen nicht nur die Wahrscheinlichkeit von Fehlinterpretationen steigen, sondern eröffnen den für die Umsetzung Verantwortlichen auch Möglichkeiten, die zu implementierenden Direktiven zu vereiteln bzw. in ihrem (politischen) Sinne zu gestalten (Demmke 2001: 83).

Dass die generelle Problematik der Umsetzung von Richtlinien im komplexen Mehrebenensystem der EU durch den neuen Steuerungsansatz noch verstärkt werden kann, ist gerade für die europäische Umweltpolitik belegt (Knill u. Lenschow 1999; Glachant 2001; Dimitrakopoulos u. Richardson 2001; Flynn u. Kröger 2003). So wird darauf hingewiesen, dass mit der Kontextorientierung neuerer europäischer Richtlinien eine stärkere Ergebnisoffenheit eintritt, die eher Umsetzungsverwirrung schafft, statt einen Anreiz dazu zu geben, die auf europäischer Ebene anvisierten Umweltziele zu erreichen. Die offenen Strukturen führen zudem meist zu mehr Unklarheiten bei der Richtlinieninterpretation und lassen eine Anfälligkeit für Kompromisslösungen erkennen (Knill u. Lenschow 2000). Unabhängig von den gewählten Steuerungsmechanismen scheinen die Umsetzungsprobleme also nach wie vor ungelöst.

Die Ausführungen zur Implementationsforschung in diesem Kapitel sollen genutzt werden, um zu untersuchen, was mit der WRRL als auf europäischer Ebene formulierter Richtlinie geschieht bzw. geschehen kann, wenn sie auf nationale, subnationale und vor allem auch regionale Gegebenheiten trifft. Dies ist insbesondere lohnend, da sich die Implementationsforschung zur europäischen Umweltpolitik überwiegend darauf konzentriert, welche Wirkung Richtlinien auf die nationalstaatliche und sub-nationale Ebene haben; nur selten wird Bezug zur regionalen Ebene genommen (Ausnahmen sind z.B. Committee of the Regions 2006; Flynn 2000 sowie Lundqvist 2004 mit direktem Bezug zur WRRL)[11]. Die unterschiedlichen Ansätze zur Implementationsforschung wurden in diesem Kapitel herausgestellt, um zu verdeutlichen, dass es keine „einzig wahre“ Umsetzungsstrategie gibt, sondern Implementation von vielen Faktoren beeinflusst ist. Die WRRL setzt selbst bei einem kombinierten Ansatz von *top-down* und *bottom-up* an, anhand dessen untersucht werden soll, welche positiven und negativen Einflüsse sich durch diese Kombination für die Umsetzung auf regionaler Ebene ergeben.

[11] Zwar existiert durchaus Literatur zu Implementation und Steuerung im europäischen Mehrebenensystem mit unmittelbarem Blick auf die regionale Ebene. Diese bezieht sich jedoch in erster Linie auf Regionalisierungsprozesse und Wirkungen der europäischen Strukturpolitik (siehe z.B. Benz 1999; Benz u. Eberlein 1999) und ließ sich nicht auf die vorliegende Arbeit anwenden.

2.2 Institutionelle Dimensionen von Umweltpolitik

Institutionen, im sozialwissenschaftlichen Sinn, sind Spielregeln menschlichen Handelns (North 1990: 3; Young 2002: 5), wobei regelmäßig eine Unterscheidung zwischen formellen und informellen Institutionen getroffen wird. Formelle Institutionen sind kodifizierte Regelsysteme und Prozesse, die über offiziell anerkannte Wege entwickelt, kommuniziert und durchgesetzt werden. Hierzu gehören neben Gesetzen, Verordnungen und Politikmaßnahmen auch administrative Strukturen und Verfahrensregeln (Göhler 1997: 29). Informelle Institutionen hingegen sind die üblicherweise ungeschriebenen Regeln einer Gesellschaft, wie z.B. Leitbilder und etablierte Verhaltensmuster, deren Entwicklung, Kommunikation und Durchsetzung sich außerhalb offizieller Sanktionierungskompetenz vollziehen (ebd.: 28; Helmke u. Levitsky 2004: 727). Klar von den Institutionen abzugrenzen sind Organisationen im Sinne von Akteuren oder Akteursgruppen, die sich im Rahmen der institutionellen Arrangements bewegen (Young 2002: 5). Das Verhalten von Akteuren wird von Institutionen determiniert, die ihrerseits von Akteuren entwickelt und umgesetzt werden. Dabei widmet sich vor allem der Ansatz des neuen Institutionalismus weniger den formellen Strukturen und legalen Konstitutionen, sondern fokussiert vor allem auf die sozialen Strukturen, die die Politikfelder beeinflussen (Goodin 1996; Hall u. Taylor 1996).

Im Kontext der Umweltpolitikforschung haben institutionelle Hürden als Ursache von Implementationsdefiziten besondere Aufmerksamkeit erhalten. Ein Ansatz der europäischen Umweltpolitikforschung befasst sich mit der Passfähigkeit (*fit*) von Umweltrichtlinien mit den bestehenden institutionellen Arrangements in den Mitgliedstaaten. Mangelnde institutionelle Passfähigkeit (*misfit*) wurde insbesondere dort nachgewiesen, wo neue politische Steuerungsansätze der europäischen Ebene in Mitgliedstaaten Eingang finden sollen, deren etablierten politischen Strukturen und Verfahren eher von traditionellen Steuerungsinstrumenten geprägt waren (Favoino et al. 2000: 48ff.; Börzel 2000a: 225 u. 241ff.). Indem in diesen Ländern kaum Erfahrungen mit den neuen Steuerungsansätzen der EU vorhanden waren, kam es zu erheblichen Schwierigkeiten bei der Umsetzung der Richtlinien. Vielmehr standen die Kontextorientierung der neuen Richtlinien und die damit verbundene Flexibilität und Anpassungsfähigkeit den bestehenden institutionellen Gefügen entgegen und führten bereits bei der Zielformulierung zu erheblichen Konflikten (Knill u. Lenschow 2000: 23ff.).

Der Begriff des institutionellen *fits* findet sich auch in der Forschung zur Leistungsfähigkeit internationaler Umweltregimes. *Fit* bzw. *misfit* beziehen sich hierbei jedoch

nicht wie im oben genannten Fall zur europäischen Umweltpolitik auf das *fit* zwischen institutionellen Regelungen im Verhältnis von Steuerungsansätzen zu bestehenden Institutionensystemen, sondern auf das räumliche *fit* zwischen den betroffenen Naturräumen und den Institutionen, die das menschliche Handeln in und mit diesen Naturräumen leiten (Young 2002; Young 2005).

Beide *fit*-Begriffe haben bereits wissenschaftliche Anwendung auf die WRRL gefunden. Anhand der Flussgebietseinheiten von Elbe und Rhein wurde empirisch belegt, dass die Umsetzung der WRRL in Deutschland zumindest teilweise institutionelle Hindernisse im Sinne beider der oben genannten *fit- bzw. misfit*-Formen erwarten lässt (Moss 2003a, b; Moss 2005). So stellt die WRRL einen institutionellen Wandel „von oben“ dar, der in seinem Politikstilansatz traditionelle *command-and-control*, wie auch neue prozessorientierte Steuerungselemente vereint. Letztere kann für die bislang hierarchisch und stark regelorientierte deutsche Wasserwirtschaft eine erhebliche Herausforderung darstellen. Auch der sich aus der WRRL ergebene sektorübergreifende Abstimmungsbedarf im Gewässerschutz sowie die Forderung nach weiten Partizipationsstrukturen entspricht nicht den hergebrachten institutionellen Strukturen deutscher Wasserwirtschaft, die bisher eine hohe sektorale Arbeitsteilung aufwies und wenig Erfahrung mit kollaborativen Mechanismen hat. Weiterhin werden durch den flussgebietsbezogenen Ansatz der WRRL hydrologische „Naturräume zu politischen Handlungsräumen“ (Fichter 2003: 177; Fichter u. Moss 2004: 75) und führen zu räumlichen *misfits* zwischen administrativen und hydromorphologischen Bezugsräumen, da die Umsetzung der WRRL in Deutschland vornehmlich an administrativen Grenzen orientiert bleibt. In ihrer Konsequenz führen beide Formen von *misfits* nicht nur zu einen hohem Koordinationsaufwand bei der Umsetzung der WRRL, sondern z.B. auch zu einer neuen Verhandlungsbasis bei der Frage der Finanzierung von Maßnahmen zur Zielerreichung. Dabei entsteht die Notwendigkeit, neue Finanzierungswege zu identifizieren und die erforderlichen Mittel zur Umsetzung zudem möglichst gerecht zu verteilen (Moss 2003c: 165).

Neben den institutionellen *fits* und *misfits* ist in der Institutionenforschung zu internationalen Umweltregimes zudem der Begriff des institutionellen *interplay* geprägt. Dieser verweist auf die Interaktionen der verschiedenen Institutionen gleicher politischer Skala (*horizontal interplay*) bzw. unterschiedlicher Hierarchien (*vertical interplay*) (King 1997; Young 2002). Auch dieser Aspekt wurde bereits in der politikwissenschaftlichen Forschung zur WRRL aufgegriffen. Hierbei geht es jedoch weniger um die Verdeutlichung institutioneller Hürden, sondern vielmehr um die Darstellung von Chancen für die Umweltpolitik, die sich aus institutionellem *interplay* ergeben können. So betrachtet Röhring (2003; 2004) das institutionelle *interplay* von europäischer Landwirtschafts-

politik und WRRL. Dieses ergibt sich zum einen mit den in der WRRL selbst genannten Bezügen zur Nitratrichtlinie und Pflanzenschutzrichtlinie und zum anderen mit der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), die mit der Agenda 2000 nicht nur einen parallelen institutionellen Wandel zur WRRL vollzieht, sondern auch neue Kontroll- und Fördermechanismen eröffnen kann.

Hiermit sind sowohl horizontale als auch vertikale Interaktionsverflechtungen verbunden[12]: So ermöglicht z.B. die GAP durch ihre so genannte zweite Säule[13] Finanzierungsmöglichkeiten von Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL.[14] Auch die Interaktion von Landwirtschaft und Gewässerschutz, die sich durch die in manchen Bundesländern etablierten kooperativen Vereinbarungen in Trinkwasserschutzgebieten entwickelt haben, ist ein Beispiel institutionellen horizontalen *interplays* (Röhring 2003: 265ff.). Vertikales *interplay* erfolgt im Rahmen der Umsetzung von GAP und WRRL zwischen den Umsetzungsebenen.

Die Ansätze zu institutionellen *fits* und institutionellem *interplay* wurden in der bisherigen Literatur vor allem in Bezug zu Nationalstaaten bzw. großen Flusseinzugsgebieten gesetzt. Die Phänomene können jedoch auch auf untersten Ebenen des Flussgebietsmanagements ihre Entsprechung finden und werden daher in der vorliegenden Arbeit für die Umsetzung der WRRL in Niedersachsen und im EZG Hase aufgegriffen.

2.3 Erfolgsfaktoren von Umweltpolitik

Eine Vielzahl von Studien befasst sich mit Faktoren, die Einfluss auf den Erfolg von Umweltpolitik nehmen können. Neben der Implementationsforschung hat hierzu vor allem die vergleichende Umweltpolitikforschung, die den relativen Erfolg von Umweltpolitik in verschiedenen Nationalstaaten untersucht (Kern u. Bratzel 1994: 13f.), einen wesentlichen Beitrag geleistet. Tab. 1 enthält eine literaturbasierte Liste von Faktoren, die Einfluss auf den Politikerfolg nehmen können. Dabei wird regelmäßig zwischen strukturellen bzw. systemischen und situativen Faktoren unterteilt (Mazmanian u. Sabatier 1980; Feick u. Jann 1988: 199, Kern u. Bratzel 1996: 288). Systemische Faktoren

[12] Die Bezüge zwischen WRRL und GAP wurden auch an anderer Stelle intensiv diskutiert (EU 2005b: 22; WWF 2005: 18ff.). Siehe auch das Projekt: „Wasserrahmenrichtlinie trifft Gemeinsame Agrarpolitik - Chancen für die Zukunft (GAP & WRRL)“ unter www.ecologic.de.

[13] Während die so genannte erste Säule der GAP die Preis- und Marktpolitik in der europäischen Landwirtschaftpolitik regelt, dient die zweite Säule der Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums.

[14] Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20. September 2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER), Abl. L 277 S. 1.

gelten als relativ stabil. Zu ihnen gehören die Implementationsstruktur[15], die Problemstruktur und kontextbezogenen Interaktionsmuster bzw. Politiknetzwerke, die demographische Zusammensetzung, sozioökonomische Bedingungen, kulturell-historische Orientierungen und das massenpolitische Verhalten. Situative Faktoren sind im Gegensatz dazu verhältnismäßig instabil und in ihrem Entwicklungsergebnis offen. Zu diesen Faktoren zählen die öffentliche Aufmerksamkeit, aktuelle Entscheidungsprozesse und Öffentlichkeitsbeteiligung, aktuelle Regierungskoalitionen, aktuelle Maßnahmen, finanzielle Mittel und der aktuelle Problemdruck. Abhängig vom Untersuchungskontext sind die einzelnen Faktoren mehr oder weniger relevant und auch die Frage, inwiefern sich bei den situativen Faktoren Instabilitäten ergeben können und welche Auswirkungen dies für den Erfolg umweltpolitischer Programme hat, ist jeweils empirisch zu überprüfen (Kern u. Bratzel 1994: 23).

Wie bereits eingangs deutlich gemacht, gibt es bisher nur wenig Literatur zum Erfolg von Umweltpolitik auf regionaler Ebene und auch die hier genannten Faktoren beziehen sich vor allem auf den Umsetzungserfolg auf nationaler und subnationaler Ebene. Sie erlauben dennoch, mit einigen Modifizierungen, eine Anknüpfung zur regionalen Ebene. Die Unterteilung in systemische und situative Faktoren dient hier als Heuristik, um eine Unterscheidung zu treffen zwischen einerseits Faktoren, die den Rahmen vorgeben, innerhalb dessen der Umsetzungsprozess der WRRL erfolgt und andererseits Faktoren, die im regionalen Kontext Möglichkeiten für den Umsetzungserfolg bieten. In den weiteren Ausführungen werden nur solche Faktoren berücksichtigt, die in direkter Beziehung zum Untersuchungskontext stehen. Sie sind in Tab. 1 mit einem Stern gekennzeichnet. Andere Faktoren, wie z.B. die demographische Zusammensetzung ließen bei der Untersuchung in Niedersachsen und im EZG Hase keinen Bezug zur Nitratproblematik erkennen oder wurden, wie im Fall des öffentlichen Problemdrucks, der in der Regel auf verstärkte Medienpräsenz aufgrund von Umweltskandalen basiert, nicht beobachtet (vgl. Kastens u. Newig 2007).

[15] Feick und Jann (1988: 201) sprechen vom Policy-Profil als Ergebnis der Politikformulierung im Sinne der Inhalte des Gesetzes oder der Richtlinie und dem Policy-Stil als der prozessorientierten Dimension der Politik, die z.B. der Implementationsphase zu Grunde liegt. Im gegebenen Kontext war es sinnvoll, diese beiden Begriffe zusammenfassend als Implementationsstruktur zu bezeichnen.

Systemische Faktoren	Situative Faktoren
▪ Implementationsstruktur*	▪ Öffentliche Aufmerksamkeit
▪ Problemstruktur und kontextbezogene Interaktionsmuster/ Politiknetzwerke*	▪ Aktueller Entscheidungsprozess und Partizipation*
▪ Demographische Zusammensetzung	▪ Aktuelle Regierungskoalitionen
▪ Sozioökonomische Bedingungen*	▪ Aktuelle Maßnahmen*
▪ Kulturell-historische Orientierungen*	▪ Finanzielle Mittel*
▪ Massenpolitisches Verhalten	▪ Aktueller Problemdruck

Tabelle 1: Wesentliche Einflussfaktoren für den Erfolg politischer Programme (nach Mazmanian u. Sabatier 1980; Feick u. Jann 1988: 199, Kern u. Bratzel 1996: 289ff.; vgl. auch Kastens u. Newig 2007). Faktoren, die im weiteren Text Berücksichtigung finden, sind mit einem Stern markiert.

2.3.1 Systemische Faktoren

Implementationsstruktur

Aus den jeweils gewählten Strategien, die ein politisches Programm verfolgt, ergeben sich Konsequenzen für den weiteren Umsetzungsprozess, die seinen Erfolg mitbestimmen werden. So macht es z.B. einen Unterschied, ob bei Immissionen oder Emissionen angesetzt wird und ob eher so genannte *end-of-pipe*-Lösungen oder Vorsorge und Modernisierung verfolgt werden (Jänicke 1996: 19). Bei der Untersuchung der Implementationsstruktur ist zwischen den Inhalten des politischen Programms und dem Politikstil zu unterscheiden, dem das Programm zu Grunde liegt.

In Bezug auf den Inhalt von umweltpolitischen Regelungen besteht in der Literatur ein Plädoyer für konsistente Regelungen, wo Ziele eindeutig und konsistent festgelegt und der Umsetzungsprozess präzise strukturiert sind (Vedung 1997: 219; Hogwood u. Gunn 1997: 222). So wurde mehrfach empirisch belegt (Demmke 1997: 50; Ciavarini Azzi 2000: 52 sowie Falkner et al. 2005: 286 mit weiteren Quellen), dass vage Formulierungen und mangelnde Konsistenz und Klarheit in Richtlinientexten die Umsetzung in den Mitgliedstaaten erheblich erschweren. Dies gilt insbesondere bei einem hohen Komplexitätsgrad der Direktiven, wie z.B. der FFH-Richtlinie[16] (Ciavarini Azzi 2000: 52) oder der WRRL (Demmke 2001: 158ff.). Falkner et al. (2005: 288) haben zudem anhand verschiedener Richtlinien der europäischen Sozialpolitik nachgewiesen, dass vage Formulierungen und die Vieldeutigkeit der Direktiven in den Mitgliedstaaten

[16] Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, ABl. L 206, S. 7.

sogar dazu genutzt wurden, die Grenzen der Interpretationsspielräume des Richtlinientexts auszuloten und die Norm in einer Form umzusetzen, die vor allem den eigenen Verhältnissen und politischen Interessengruppen angemessen war.

Für den Politikstil wird unter Aufweichung einer strikten *top-down*-Ausrichtung der Implementationsforschung (vg. Kap. 2.1) von vielen Autoren betont, dass die Umsetzung politischer Programme eine inkrementelle Komponente besitzt, die diese zu einem evolutionären Lernprozess macht (Majone u. Wildavsky 1978). Ein erkanntes Problem äußert sich in einem von höherer Ebene formulierten politischen Programm und stößt dann auf untere Ebenen, wo implementierende Stellen mit eigenen Kompetenzen agieren. Entsprechend bedarf das Programm sowohl ausreichend langer Anpassungszeiträume für Politikadressaten und muss flexibel sein, um Lernprozesse bei der Umsetzung zu eröffnen (Jänicke 1996: 18; Goggin et al. 1990: 40). Unter dem Stichwort der „adaptiven Implementation“ (Demmke 2001: 86) müssen nicht nur veränderte Entwicklungen im öffentlichen Sektor (wie z.B. die stärkere Internationalisierung von Politik und Recht) berücksichtigt werden, sondern auch die Nutzung von Innovationen und Implementationskapazitäten im privaten Sektor Beachtung finden (ebd.). In Hinblick auf den Implementationserfolg europäischer Direktiven wird oft auf die neuen Steuerungsmechanismen hingewiesen, die sich durch den weitgehenden Verzicht auf *command-and-control*-Instrumente zu Gunsten prozeduraler Steuerungsmechanismen oder marktwirtschaftlicher Anreize äußern. Dieser neue Steuerungsansatz verlangt jedoch in der Regel auch, auf die Festlegung substanzieller umweltpolitischer Ziele zu verzichten (Knill u. Lenschow 1999: 7). Sabatier und Mazmanian (1979: 484) fordern, dass politische Programme für ihren Erfolg auf einem kausalen Ansatz basieren, der Verhaltensänderungen der Politikadressaten eng mit der gewünschten Zielerreichung verknüpft. Dies bedarf einer Ausrichtung der Programme auf die institutionellen Gegebenheiten der Orte, wo die Ziele letztlich erreicht werden sollen. Andernfalls kann es, wie bereits in Kap. 2.2 dargelegt, zu Umsetzungsschwierigkeiten durch institutionelle *misfits* kommen.

Problemstruktur und kontextbezogene Interaktionsmuster/ Politiknetzwerke

Die Problemstruktur bemisst sich zunächst an der Dringlichkeit wie auch dem politischen Schwierigkeitsgrad des zu bewältigenden Umweltproblems. Umweltprobleme, die einem hohen ökologischen Problemdruck unterliegen und für die eine breite Betroffenheit vorliegt, sind leichter zu politisieren (Jänicke 1996: 13f.). Im Gegensatz hierzu sind Umweltprobleme langsamer Degeneration, wie z.B. die Flächenversiegelung oder Biodiversitätsverluste, oft nur indirekt erkennbar und dadurch schwerer auf die politi-

sche Agenda zu bringen (Tews 2005: 72). Gleiches gilt für Probleme, für die keine technischen Standardlösungen vorhanden sind (Jänicke u. Jörgens 2000: 612f.; Mazmanian u. Sabatier 1989: 23; Vedung 1997: 224).

Für die Problemstrukturen ist weiterhin bedeutsam, welche Interaktionsmuster und Politiknetzwerke bestehen, die zu verfestigten Akteursinteressen und -präferenzen geführt haben (Underdal 2002: 15), denn die Problemstruktur bietet Handlungsoptionen wie -restriktionen, die sich aus der Anzahl, der gesellschaftlichen Bedeutung und den verfügbaren Optionen der Verursacher(allianzen) ergeben (Jänicke 1996: 14). Je diverser und größer z.B. die Gruppe der Politikadressaten ist, desto schwieriger kann es sein, klare Regelungen für alle zu treffen (Mazmanian u. Sabatier 1989: 23). Gleichermaßen können Bündnisfähigkeiten und daraus resultierende Lobbymächte (für oder gegen eine Umweltpolitik) den Umsetzungsprozess fördern oder erschweren (Jänicke 1996: 15). Ausgehend davon, dass umweltpolitische Programme stets auch das Ergebnis wahrgenommener Umweltprobleme sind (Dimitrov 2006: 163), wird der Umsetzungsprozess auch davon geprägt sein, wie Akteure die umzusetzende Politik und das zu behebende Problem wahrnehmen und bewerten und wie stark ihr eigenes Interesse an der Zielerreichung ist. Vedung (1997: 238ff.) betont, dass eine ablehnende Haltung der Politikadressaten gegenüber dem Programm den Implementationsprozess erschweren wird, da weitaus mehr Ressourcen zur Zielerreichung aufgewendet werden müssen. Eine ablehnende Haltung von Politikadressaten kann auch eine Motivation für die umsetzenden Stellen sein, Programmmodifizierungen durchzuführen, um die Implementierung zu erleichtern. Dieses Phänomen kann insbesondere auf unteren Umsetzungsebenen auftreten, wo die wirtschaftliche und politische Nähe zwischen umsetzenden Stellen und Politikadressaten verhältnismäßig groß ist (Flynn 2000: 78).

Sozioökonomische Bedingungen und kulturell-historische Orientierungen

In Bezug auf die ökonomischen Bedingungen wird häufig auf die Wirtschaftsleistung und Wirtschaftsstruktur des jeweiligen Staates verwiesen (Jänicke 1996: 20). Dabei ist empirisch belegt, dass das Wohlstandsniveau eines Staates sowohl zu negativen als auch positiven Umweltentwicklungen führen kann. So finden technische Standardlösungen in Ländern mit hoher Wirtschaftsleistung eher Anwendung als in Ländern mit geringerer Wirtschaftsleistung (ebd.). Grundsätzlich hängt der Erfolg politischer Programme, die auch auf technologische Innovationen abzielen, davon ab, wie weit der Stand der erforderlichen Technik bereits vorangeschritten ist (Mazmanian u. Sabatier 1989: 31). Bei bereits umfangreich angewandter Technik ist ein höherer Optimierungsgrad zur Erreichung von Umweltzielen schwerer, da umfassendere Strategien eingesetzt

werden müssen, die meist auch fundamentaler in die vorherrschende Wirtschaftsstruktur eingreifen.

Die kulturell-historische Komponente systemischer Handlungsbedingungen kann sich ebenfalls auf die Umsetzung umweltpolitischer Programme auswirken. Während historische Hintergründe als Erfolgsdeterminante noch verhältnismäßig greifbar sind, wird der Kulturbegriff in der Literatur oftmals sehr unscharf verwendet (vgl. hierzu Feick u. Jann 1988: 210). In der Umweltpolitikforschung wird in der Regel von beständigen gesellschaftlichen Einstellungen, Werten und Ideologien als qualitativen Deutungsmustern von Umweltpolitik gesprochen (Jänicke 1996: 23; Barrett 2004: 253; Dimitrakopoulos u. Richardson 2001: 348f.). Sie werden zwar häufig als Begründung für den relativen Implementationserfolg in einigen Staaten gegenüber anderen Staaten herangezogen, sind jedoch keineswegs alleinige Erklärungskomponente, zumal regelmäßig auch innerhalb der Staaten große kulturelle Unterschiede bestehen, die kaum generalisierende Aussagen zulassen (ebd.: 349). Jedoch können kulturelle Faktoren eine Erklärung dafür sein, warum bestimmten umweltpolitischen Entscheidungsalternativen Präferenz gegenüber anderen eingeräumt wird (Elkins u. Simeon 1979: 142 zitiert nach Kern u. Bratzel 1996: 291).

Kulturelle Faktoren entwickeln sich im historischen Kontext. Gewachsene Strukturen oder lang währende politische Ausrichtungen können in dem Maße identitätsprägend sein, dass Veränderungen von den betreffenden Akteuren als negative Entwicklung empfunden und somit ablehnt werden. Grabher (1995 [1993]) zeigt anhand einer Studie zum Ruhrgebiet, dass es insbesondere in Regionen mit stark etablierten Wirtschaftsstrukturen schwierig ist, auf veränderte Rahmenbedingungen zu reagieren und sich diesen anzupassen. Wirtschaft und politisch-administratives System dieser Regionen tendieren dazu, nur Anpassungsoptionen zu berücksichtigen, die die bestehenden Strukturen reproduzieren, so dass auch Innovationen fast ausschließlich entlang des wirtschaftlichen Leitsektors orientiert werden. Während sich das regionale Wirtschafts- und Sozialsystem immer stärker an den gegebenen Bedingungen orientiert, büßt es gleichzeitig die Fähigkeit ein, sich veränderten Umweltbedingungen anzupassen (ebd.: 265).

In Bezug auf die systemischen Faktoren stellt sich zunächst für die Implementationsstruktur die Frage, welche Neuerungen sich aus den Vorgaben der WRRL hinsichtlich diffuser Nitratbelastung ergeben und ob die Qualitätsziele für Nitrat inhaltlich sehr oder weniger präzise formuliert sind. Weiterhin ist in Hinblick auf den Politikstil des europäischen Gewässerrechts zu untersuchen, welche Handlungs- und Interpretationsspielräume sich aus den Vorgaben der WRRL und ihrer Folgedokumente, vor allem der Grundwasserrichtlinie (GWRL) als Tochterrichtlinie der WRRL und den *CIS*-

Guidance-Dokumenten, ergeben und wie diese auf unteren Umsetzungsebenen genutzt werden. Die Problemstruktur ist für die vorliegende Arbeit von Relevanz, da die üblicherweise komplexe Problemstruktur diffuser Nitratbelastung durch die bestehenden Akteurskonstellationen auf niedersächsischer und regionaler Ebene noch erschwert werden können. Neben der grundsätzlichen Identifizierung der Akteure, die bei der Nitratproblematik und im Umsetzungsprozess der WRRL eine Rolle spielen, ist zu untersuchen, wie die Nitratproblematik von diesen wahrgenommen wird, welche Interessen die Akteure bei der Umsetzung der WRRL verfolgen und wie groß ihr jeweiliger Einfluss auf den Umsetzungsprozess sein wird. Zudem wird zu untersuchen sein, welche Rolle die Landwirtschaft sowohl im historischen Kontext als auch für die heutigen sozioökonomischen Bedingungen im EZG Hase hat. Dies beinhaltet auch die Frage, welche Art von Verfahren und Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratbelastung im EZG Hase bisher Anwendung gefunden haben, die über den Stand der Technik zur Nitratreduzierung und die Etablierung spezifischer Handlungsstrategien Auskunft geben. Im Gegensatz zu den historischen Hintergründen des EZG Hase werden die kulturellen Faktoren, v. a. aufgrund seiner begrifflichen Unschärfe und schwierigen Operationalisierung, nicht explizit untersucht. Es sollen lediglich Hinweise aus der Literatur zur Region aufgegriffen werden, die verdeutlichen, ob sich im Zuge der historischen regionalen Entwicklung auch eine Identifikation der Bevölkerung mit der Landwirtschaft ergeben hat.

2.3.2 Situative Faktoren

Aktueller Entscheidungsprozess und Öffentlichkeitsbeteiligung

Der Einbezug nicht-staatlicher Akteure in die Umsetzung umweltpolitischer Programme wird regelmäßig damit begründet, dass Partizipation sowohl eine bessere Legitimität von Entscheidungen (Dryzek 1990; Renn et al. 1995) als auch eine gesteigerte Effektivität im Sinne der Zielerreichung (Beierle u. Cayford 2002; Heinelt et al. 2002) unterstützen kann. Legitimität und Effektivität sind dabei nicht immer klar trennbar. So weist Newig (2005: 95f.) darauf hin, dass als legitim empfundene Entscheidungen eher auf Akzeptanz stoßen werden und daher im Ergebnis leichter umsetzbar sind als Entscheidungen, die als illegitim wahrgenommen werden. Faire und transparente Beteiligungsverfahren tragen zu einer gesteigerten Akzeptanz von Entscheidungen seitens der Politikadressaten bei und minimieren das Risiko von Umsetzungsverzögerungen durch gerichtliche Verfahren (Tyler 1990; Joss u. Brownlea 1999). Im Gegenzug werden eher solche Entscheidungen als legitim angesehen, die zu einer tatsächlichen Verbesserung

der Umweltqualität führen, während „bloße Alibi-Maßnahmen“ (Newig 2005: 96) den Eindruck illegitimer Entscheidung erwecken können. Im Weiteren wird hier vornehmlich die Frage der Effektivität von Beteiligungsstrukturen zur Umsetzung der WRRL betrachtet.

Die kollaborativen Verfahren zur Umsetzung von Umweltpolitik sind ein eigenes Forschungsfeld (vgl. Koontz et al. 2004).[17] Eine ausführliche Darstellung der Literatur würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Wesentlich ist, dass trotz mancher Kritik an der Partizipation (Cooke u. Kothari 2001), eine Vielzahl von Autoren den Einbezug nicht-staatlicher Akteure an der Umsetzung politischer Programme als entscheidendes Erfolgskriterium wertet (Coglianese 1997; Lee u. Abbot 2003; deLeon u. deLeon 2002). Die EU-Kommission selbst bestätigt die Schlüsselrolle der Öffentlichkeitsbeteiligung und Einbindung von privaten Akteuren für den politischen Umsetzungsprozess (CEC 2001; EU 2002). Davon ausgehend, dass die Akteure mit der größten Problemnähe auch das beste Verständnis für die Probleme entwickeln (Steele 2001: 437; Thomas 1995: 10), können umsetzende Stellen insbesondere von lokalem Wissen profitieren und so z.B. auch Datenunsicherheiten beheben bzw. Kenntnislücken schließen (López Cerezo u. González García 1996; Pellizzoni 2003; Yearley et al. 2003). Weiterhin kann die Beteiligung Zielkonflikte minimieren und Möglichkeiten eröffnen, durch Aushandlungs- und Argumentationsprozesse zu Problemlösungen zu gelangen, die zuvor von den umsetzenden Stellen unberücksichtigt geblieben waren.

Aktuelle Maßnahmen

Aktuelle Maßnahmen als Faktoren für den Erfolg von Umweltpolitik sind in der Literatur kaum näher benannt. Bei Feick und Jann (1988: 199) werden aktuelle Maßnahmen in Kontrast zu den traditionellen, also bisher angewandten Problemlösungen, gesetzt. Hiermit können politische oder technische Innovationen gemeint sein, die neue Möglichkeiten zur Problemlösung eröffnen. Jänicke (1997: 7) verweist auf die Erkennung von neuen *win-win*-Konstellationen, bei denen Maßnahmen sowohl ökologischen als auch ökonomischen Interessen dienen. In der vorliegenden Arbeit bieten insbesondere technische Innovationen das Potenzial solcher *win-win*-Lösungen zwischen Landwirtschaft und Gewässerschutz.

[17] Neben einer Vielzahl von Studien zur Partizipation in der Umweltpolitik allgemein, haben sich einige Autoren auch schon mit der Öffentlichkeitsbeteiligung der WRRL befasst (siehe z.B. Mostert 2003; Newig et al. 2005; Pahl-Wostl u. Hare 2004; Jonsson 2005; Tippett et al. 2005).

Finanzielle Mittel

Finanzielle Mittel bzw. generell Ressourcen im Sinne finanzieller und auch personeller Ausstattung werden als unabdingbare Erfolgskriterien für die Umsetzung gesehen (Mazmanian u. Sabatier 1989: 26; Demmke 2001: 86). Dabei bestehen enge Bezüge zur Problemstruktur. Underdal (2002: 15) verweist darauf, dass Umweltbelastungen mit einer komplexen Problemstruktur weitaus aus mehr Ressourcen zu ihrer Lösung benötigen als weniger komplexe Umweltprobleme. Unzureichende Ressourcen als Ursache von Implementationsschwierigkeiten sind insbesondere für die regionale und lokale Ebene belegt: So zeigt Demmke (1997: 55) in seiner Untersuchung zur Umsetzung europäischer Umweltnormen, dass die personelle Besetzung zwar auf nationaler Ebene zumeist noch ausreichend ist, insbesondere die regionale und lokale Umsetzungsebene jedoch einen erheblichen Mangel an Personal wie auch technischen und finanziellen Ressourcen aufweisen (siehe Flynn 2000: 77f. mit weiteren Quellen). Werden finanzielle Mittel von zentraler Ebene bereit gestellt, erhöht sich die Wahrscheinlichkeit einer unmittelbaren Implementation auf den unteren Ebenen (Goggin et al. 1990: 75). Regelmäßig bedarf jedoch die erfolgreiche Implementation sowohl einer Verteilung der Kostenlast auf alle Umsetzungsebenen als auch des Einbezugs möglicher nichtstaatlicher Finanzierungsquellen (ebd.: 131).

Insgesamt lässt sich für die situativen Faktoren festhalten, dass diese im Gegensatz zu systemischen Faktoren stärker einzelfallbezogen sind. Ihre jeweilige Bedeutung ist daher empirisch eng an den Untersuchungskontext gelegt. Für diese Arbeit werden drei situative Faktoren als bedeutungsvoll angenommen: Der aktuelle Entscheidungsprozess und die Öffentlichkeitsbeteiligung sind wesentlich, da konkrete Beteiligungsmechanismen auch von der WRRL gefordert werden, denen in Niedersachsen auf verschiedenen administrativen und Einzugsgebietsebenen nachgekommen wird und die insbesondere mit Blick auf die regionale bzw. lokale Ebene untersucht werden sollen. Aktuelle Maßnahmen als situative Faktoren werden in der Literatur nicht näher spezifiziert und hier in Bezug zu technischen Innovationen gesetzt, durch die sich *windows of opportunity* für die bessere Erreichung der WRRL-Ziele ergeben. Zuletzt gelten Ressourcen als ein unabdingbares Kriterium beim Umsetzungserfolg. Dabei wird in erster Linie auf die Verfügbarkeit der finanziellen Ressourcen abgestellt und der Frage nachgegangen, inwieweit sich neue Optionen ergeben, die für die Finanzierung von Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL genutzt werden können.

3 METHODISCHER ANSATZ

3.1 Datenerhebung und Datenanalyse

Eine Datengrundlage dieser Arbeit bildete die Studie der Fachliteratur über den gesamten Zeitverlauf der Arbeit (Monographien, Sammelbände und Zeitschriften). Weiterhin erfolgte eine Auswertung von Richtlinien, Gesetzen und Verordnungen (vor allem WRRL, GWRL, NitratRL, DüVO und Nds. Wassergesetz) sowie offizieller Dokumente und Reporte der jeweiligen politischen Ebenen zum Umsetzungsprozess der WRRL (z.B. *CIS-Guidance*-Dokumente, Berichte zur Bestandsaufnahme, Berichte der LAWA). Regelmäßige Internetrecherchen und der Besuch von Webseiten wesentlicher Einrichtungen (z.B. EU-Kommission, EEA, BMU, MU Nds., DBV und www.wasserblick.net) sowie die Verfolgung von Pressemitteilungen zum Themenkontext begleiteten die Literaturstudie. Wo erforderlich, wurde ergänzend graue Literatur herangezogen.

Zur Gewinnung weiterer Daten wurden im EZG Hase und teilweise auf niedersächsischer Ebene 26 leitfadengestützte Interviews mit 32 Vertretern regionaler und überregionaler Organisationen sowie sieben Landwirten geführt.[18, 19] Die Auswahl der Interviewpartner erfolgte in einem ersten Schritt auf Grundlage eines Gesprächs mit der Landwirtschaftskammer Weser-Ems, mit der die relevanten Akteure für das Thema „Landwirtschaftliche Nitratbelastung im Kontext der WRRL“ identifiziert wurden. Die Interviews wurden in zwei Phasen durchgeführt. Da das Projekt PartizipA in Hinblick auf das gegründete Akteursforum auf den Landkreis Osnabrück abzielte, erfolgte die erste Interviewphase im Frühjahr und Sommer 2004 auch ausschließlich mit Interviewpartnern aus diesem Landkreis. Mit Rücksicht auf den einzugsgebietsbezogenen Ansatz der WRRL wurde der Blickwinkel sowohl im Projekt als auch in der vorliegenden Arbeit ausgedehnt und das EZG Hase als Untersuchungseinheit gewählt, so dass der Kreis der Interviewpartner in einer zweiten Interviewphase im Sommer 2005 auf die anderen

[18] Drei weitere Interviews (mit einer Naturschutzbehörde, einem Naturschutzverband sowie einem Landwirt) kamen nicht zustande.

[19] Weiterhin wurden Besuche an der Hase und die Teilnahme an Gremien zur Öffentlichkeitsbeteiligung bei der Umsetzung der WRRL in Niedersachsen genutzt, um ein besseres Verständnis für die regionale Situation zu erhalten.

niedersächsischen Landkreise[20] sowie auf überregionale Organisationen erweitert wurde.[21] Die Auswahl dieser Interviewpartner erfolgte über das Schneeballverfahren sowie ein Screening von regionalen Medienberichten.

Ziel der Interviews war es

- die institutionellen Prozesse und Strukturen in Zusammenhang mit dem Gewässerschutz und der operationalen Umsetzung der WRRL in der Region und auch auf höheren Skalen (Bundesland Niedersachsen, Bundesebene, europäische Ebene) aus Sicht der Akteure zu determinieren.
- die Interessen und Ressourcen der jeweiligen Organisationen zum Thema „landwirtschaftliche Nitratbelastung im Kontext der WRRL“ zu erfassen, um das Einflusspotenzial der Akteure in Bezug auf das Themenfeld zu erkennen.
- die Einstellungen und Wahrnehmungen der Akteure bzw. Akteursgruppen zur Nitratproblematik und zur Umsetzung der WRRL zu erheben, um Einstellungen und Argumente und die daraus folgenden Handlungsstrategien der Akteure besser zu verstehen.

Während die erste Interviewphase explorativ geführt wurde, um die generellen Zusammenhänge von regionaler Landwirtschaft, Gewässerschutz und WRRL zu verstehen und das zu untersuchende Themenfeld weiter einzugrenzen, wurde die zweite Interviewphase stärker auf die operationale Umsetzung der WRRL ausgerichtet, indem vor allem auch Aspekte der Öffentlichkeitsbeteiligung im Zuge der Richtlinienumsetzung thematisiert wurden. Die Interviews wurden mit Tonband aufgezeichnet bzw., wo dies nicht möglich war, protokolliert. Alle Interviewaufzeichnungen wurden transkribiert und Gesprächszusammenfassungen zur Validierung an die Interviewpartner verschickt[22]. In allen Fällen wurden die Daten durch schriftliche Dokumente des Politikfelds und der Organisationen geprüft und ergänzt.

Zu beachten ist die zeitliche Differenzierung der Datengewinnung in den zwei Interviewphasen. So resultiert ein fundierteres Wissen einzelner Akteure der zweiten Phase gegenüber den Interviewpartnern der ersten Erhebung zu bestimmten Themengebieten nicht zwangsläufig aus einem Informationsvorsprung, sondern

---

[20] Der Flächenanteil des Landkreises Steinfurt in Nordrhein-Westfalen am Einzugsgebiet der Hase beträgt unter 4% und das EZG Hase wird im Zuge der Umsetzung der WRRL federführend von niedersächsischer Seite bearbeitet. Entsprechend wurde die Arbeit auf Niedersachsen beschränkt.

[21] Die Leitfadenfragebögen zu beiden Interviewphasen finden sich in Anhang 1 und 2.

[22] Die zu Beginn geführten explorativen Interviews wurden nur teilweise validiert.

ggf. aus einer bereits vorangeschrittenen Klärung zuvor bestehender Unklarheiten. Dies wurde bei der Analyse entsprechend berücksichtigt.

Zur Erkenntnisgewinnung wurde eine Institutionen- und Akteursanalyse vorgenommen. Die Institutionenanalyse orientierte sich an der Regelanalyse nach v. Prittwitz (2000). Unterschieden wird nach den Aufgaben, die eine Institution erfüllen soll, den Regelungsbereich, den die Institution erfasst, die Regelstruktur, die der Institution zu Grunde liegt sowie der Leistung, die die Institution erbringen kann (ebd.: 16ff.). Erster Schritt der Institutionenanalyse war die literaturbezogene Aufarbeitung der Nitratproblematik, der Vorgaben der WRRL und ihrer Bedeutung für die Landwirtschaft. Hierzu wurden die wichtigsten Institutionen der europäischen, deutschen, niedersächsischen und regionalen Ebene kartiert und in einer Matrix nach den Kategorien informell bzw. formell sowie wasserwirtschaftlich bzw. landwirtschaftlich klassifiziert (vgl. Bakker et al. 1999: 14ff.). Die Institutionenanalyse wurde im Rahmen der Interviews vertieft. Zudem erfolgte die Untersuchung der formellen Institutionen anhand einer Analyse der eingangs genannten Rechtsakte und offiziellen Dokumente. Thematisch wurde hierzu unterteilt in erstens, den Neuerungen des Wasserrechts im Verhältnis zum bisherigen Umweltrecht auf europäischer, deutscher und niedersächsischer Ebene, zweitens, der Operationalisierung der Nitratziele in den verschiedenen Bundesländern und drittens, den Verfahren bei der Umsetzung der WRRL. Um der zeitlichen Entwicklung des Implementationsprozesses der WRRL gerecht zu werden, ist die Analyse zu nitratbezogenen Umweltzielen und Umsetzungsschritten im zeitlich letzten Drittel der Arbeit noch einmal vertieft worden. Dies erwies sich als vorteilhaft, um auch neuere Institutionen zu berücksichtigen, wie die erst im Januar 2007 verabschiedete GWRL und die Entwicklung der *CIS-Guidance*-Dokumente. Des Weiteren konnten so auch die Ergebnisse des weiter vorangeschrittenen Umsetzungsprozesses in Niedersachsen einbezogen werden. Untersucht wurden die bis Ende 2006 erfolgten Umsetzungsschritte, also die Bestandsaufnahme, das Monitoring und die partizipativen Prozesse nach WRRL.

Bilden institutionelle Schwierigkeiten oft den Kern von Umweltproblemen, so sind es doch die auf verschiedenen Ebenen handelnden Akteure, die als Träger und Adressaten von Institutionen deren Wirksamkeit bestimmen (Moss 2005: 15). Innerhalb der regionalen Perspektive und teilweise auf niedersächsischer Ebene erfolgte daher eine Akteursanalyse:

> „Stakeholder analysis is an approach, a tool or set of tools for generating knowledge about actors – individuals and organizations – so as to understand their behaviour, intentions, interrelations and interests; and for assessing the influence and resources

> they bring to bear on decision-making or implementation processes" (Varvasovszky u. Brugha 2000, S. 341).

Akteursanalysen gewinnen mehr und mehr an Relevanz im Management von Umweltressourcen (Hjortsø et al. 2005: 149; Brugha u. Varvasovszky 2000: 239) und auch die Umsetzung der WRRL erfolgt nicht im menschenleeren Raum. Gewässermanagement bedarf daher auch der Berücksichtigung ökologischer wie soziökonomischer Ziele im Rahmen unterschiedlicher, oft konfligierender, Bewirtschaftungsinteressen (Pahl-Wostl 2002: 395).

Der Akteursbegriff kann sowohl im individuellen als auch im kollektiven Sinn verwendet werden. Die vorliegende Arbeit verwendet einen kollektiven Akteursbegriff. Zu den Akteuren werden hier Organisationen gezählt, die als zuständige Stellen die WRRL umsetzen oder die als Stakeholder von der Umsetzung der WRRL betroffen sind. Ein Stakeholder ist:

> „An individual or group influenced by – and with the ability to significantly impact (either directly or indirectly) – the topical area of interest" (Glicken 2000: 307).

In der Akteursanalyse wurden die wichtigsten Akteure im Kontext von WRRL und Landwirtschaft identifiziert und ihre Interessen und Ressourcen in Bezug auf den Umsetzungsprozess der Richtlinie untersucht. Darüber hinaus wurden auch kognitive Aspekte berücksichtigt. Ein wichtiger Ansatz, der auf die kognitive Akteursdimension abstellt, ist die *frame analysis* (Schön u. Rein 1994; Elliott et al. 2003; Lewicki et al. 2003). Im Verlauf des *framings* werden Wahrnehmungen und Perspektiven, mit denen ein Problem erfasst und bewertet wird, explizit gemacht. Wissen und Erfahrungen werden somit in einen bedeutungsvollen Kontext gesetzt (Weick 1995; Dewulf et al. 2004). Um festzustellen, wie die jeweiligen Akteure die Nitratproblematik und die Umsetzung der WRRL „framen" und welchen Einfluss dies auf das Umsetzungsergebnis haben wird, wurden die unterschiedlichen Problemwahrnehmungen der Akteure analysiert. Die Analyse kognitiver Elemente bezieht sich grundsätzlich auf individuelle Akteure. Für die vorliegende Untersuchung wurden die Interviewpartner jedoch aufgefordert, nicht aus ihrer persönlichen Position, sondern als Repräsentanten ihrer Organisation zu sprechen und insofern auch darzustellen, wie die Nitratproblematik und die Umsetzung der WRRL aus Sicht ihrer Organisation wahrgenommen wird. Insofern wurden auch die Akteurswahrnehmungen nicht auf den individuellen Gesprächspartner, sondern auf die gesamte Organisation bezogen.

Der Bezug kognitiver Aspekte auf die Gesamtorganisation ist auch in der *frame analysis* nicht unüblich (vgl. z.B. Dewulf et al. 2004). Die Analyse kognitiver Aspekte erlaubt Rückschlüsse auf Wahrnehmungsmuster, die individuelle Akteure

gemeinsam haben und/oder in denen sich diese unterscheiden. Akteure haben aufgrund ihrer Erfahrungen, die sich z.B. aus dem beruflichen, sozialen oder kulturellen Hintergrund ergeben, verschiedene Vorstellungen und Problemwahrnehmungen, die sich letztlich in unterschiedlichen Einstellungen zum Thema wiederfinden. Van Eeten (1999: 5) weist darauf hin, dass Akteure in Bezug auf eine konkrete Situation gemeinsame Positionen einnehmen können, so dass sich subjektive Akteurswahrnehmungen gruppenspezifisch einordnen lassen (vgl. auch Dehnhardt u. Nischwitz 2003: 3). Die Literatur zur *frame analysis* spricht hier von *collective frames*, die sich z.B. aus einem gemeinsamen sektoralen Zusammenhang oder anderen sozialen Interaktionen ergeben (Williams u. Benford 2000; Molina Guzmán 2003). In dieser Arbeit wurden die Organisationen in sektorspezifische Akteursgruppen im Sinne von landwirtschaftlichen, wasserwirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Akteursgruppen eingeteilt. In den weiteren Ausführungen wird der Begriff „Akteur“ verwendet, wenn auf die jeweiligen Organisationen Bezug genommen wird. Der Begriff „Akteursgruppe“ findet Anwendung, wenn auf die sektorspezifischen Charakteristika abgestellt wird.

Zur Auswertung der Akteursanalyse wurde zunächst das computergestützte Tool *Dynamic Actor Network Analysis* (DANA) verwendet. Die Technik erwies sich jedoch im Verlauf der Auswertung als nicht umfassend nutzbar. Aus diesem Grund wurde zusätzlich eine qualitative Auswertungsstrategie in Anlehnung an Meuser und Nagel (1991) vorgenommen, die explizit für transkribierte qualitative Interviews konzipiert wurde. Nach einer Paraphrasierung der Transkripte wurden die Textsequenzen in thematische Einheiten gebündelt und verschiedenen Überschriften, wie z.B. „Einschätzung der Nitratproblematik“ oder „Wahrnehmung des Partizipationsprozesses“ zugeordnet. Die Textpassagen der einzelnen Interviews wurden nach den Überschriften geordnet in eine Tabelle aufgenommen und in einem letzten Schritt zur Vergleichbarkeit und Interpretation begrifflich verallgemeinert.

Obgleich im Gegensatz zur Technik nach Meuser und Nagel die Auswertung mit DANA für die eigene Arbeit nur sehr begrenzt nutzbar war, wurden wesentliche Erkenntnisse über DANA gewonnen, die im folgenden Exkurs vorgestellt werden sollen.

3.2 Exkurs: Die Dynamic Actor Network Analysis (DANA)

3.2.1 DANA als Teil der Akteursanalyse

Für Akteursanalysen gibt es in der Literatur keine einheitlichen Vorgaben zum methodischen Vorgehen. Vielmehr richten sich Auswertung und Dokumentation nach den jeweiligen Anforderungen der Untersuchungsziele. Eine Möglichkeit ist die computergestützte Analyse. In der vorliegenden Arbeit wurde mit der *Dynamic Actor Network Analysis* (DANA) ein von Pieter Bots an der Technischen Universität Delft entwickeltes Softwaretool gewählt, das auf die Portraitierung von Akteurswahrnehmungen und -beziehungen in Kausalmodellen (*causal maps*) abzielt (Bots et al. 2000; 1999; Bots 2004). *Causal maps* repräsentieren die Wahrnehmung von Akteuren in einem bestimmten Zusammenhang und finden insbesondere im Rahmen von Managementprozessen, der *Policy*-Analyse, der Wissensermittlung und bei Entscheidungsprozessen intensive Anwendung (Nadkarni u. Shenoy 2001: 479).

DANA fokussiert auf die subjektive Wahrnehmung von Akteuren zu einem Problem oder einer Situation. Dabei ist ein Akteur als „handelnde Einheit“ definiert, die sowohl eine individuelle Person als auch einen kollektiven Akteur im Sinne einer Organisation sein kann (Bots et al. 2000: 2). Bei der Analyse mit DANA in der vorliegenden Arbeit wurden, entsprechend der Definition in Kap. 3.1, Akteure mit Organisationen gleichgesetzt. Des Weiteren wird für den konzeptionellen Hintergrund von DANA betont, dass Akteure hinsichtlich eines zu lösenden Problems in Beziehung zueinander stehen:

> “Actors (…) are interdependent because they cannot attain their goals by themselves, but need the resources of the other actors to do so. Without the cooperation of other actors their ambitions cannot be realized. Interdependency is based on the distribution of various resources between actors, the goals they pursue and their perceptions of resource dependencies“ (ebd.: 3).

DANA macht diese Interdependenzen explizit und bietet die Basis für eine vergleichende Analyse von Wahrnehmungen. Hervorzuheben ist, dass die Anwendung von DANA stets nur einen ersten Schritt der Akteursanalyse darstellen kann. Die regelmäßige Rückkehr zu den Originaldaten wie auch weitere empirische Erforschung der Ursache-Wirkungszusammenhänge sind unerlässlich, um die Wahrnehmungsmuster zu vervollständigen (Hermans 2005: 133).

In der vorliegenden Arbeit wurde DANA zur Unterstützung der Akteursanalyse mit der Erwartung genutzt, dass so eine schnellere, strukturierte Aufarbeitung der Interviewdaten erfolgen kann und erste Analyseschritte nicht manuell durchgeführt werden müssen. Dabei wurde DANA gewählt, da dies zum Untersuchungszeitpunkt das einzig bekannte computergestützte Analysetool war, das explizit auf die Wahrnehmungen von Akteuren abzielt. Bei der Analyse standen drei Aspekte im Vordergrund:

- In Bezug auf die Nitratproblematik im EZG Hase war von Interesse, welche Aspekte die Akteure als ursächlich für die Nitratbelastung ansehen und wem die Verantwortlichkeiten für die Belastungen zugeschrieben werden.
- In Hinblick auf die Umsetzung der WRRL in Niedersachsen und im EZG Hase wurde gefragt, welche Position die Akteure zur Richtlinie allgemein einnehmen, welche Ziele der Umsetzung die Akteure verfolgen und wie und durch wen diese erreicht werden können.
- Für die Lösung der Nitratbelastung im Kontext der WRRL sollten Handlungsoptionen identifiziert werden, die aus Sicht der Akteure wichtig erscheinen. Insgesamt sollten Gemeinsamkeiten sowie Unterschiede bzw. Konflikte in den jeweiligen Akteurswahrnehmungen abgeleitet werden.

Die Akteursanalyse in DANA erfolgt in zwei Schritten. Zuerst wird die Wahrnehmung eines jeden Akteurs in Form von *causal maps* oder Wahrnehmungsgraphen qualitativ dargestellt. Im zweiten Schritt, der eigentlichen Anwendung des Analysetools, werden die qualitativen Angaben von DANA in quantitative Werte umgesetzt (Näheres siehe Anhang 3). In dieser semiquantitativen Form erlauben die Daten eine automatisierte Auswertung z.B. nach den Häufigkeiten genannter Faktoren, akteursspezifischen Idealstrategien und Konflikten zwischen den Akteurswahrnehmungen. Die graphische Aufbereitung der Akteurswahrnehmung sowie die mit DANA geführten semiquantitativen Auswertungen ermöglichen eine erste Analyse der Akteurswahrnehmungen und tragen vor allem dazu bei, die Perspektiven der Akteure besser zu verstehen und einordnen zu können. Die folgenden Ausführungen dienen als genereller Erfahrungsbericht zur Anwendung von DANA in dieser Arbeit. Eine ausführliche Erläuterung zu DANA und seinen beiden Analyseschritten findet sich in Anhang 3. Dort finden sich für künftige Anwender zudem Hilfestellungen zum korrekten Aufbau der Wahrnehmungsgraphen und zum besseren Verständnis des Analysetools.

3.2.2 Erfahrungen aus der Anwendung mit DANA

Die Anwendung von DANA kann zur Unterstützung von Akteursanalysen gewinnbringend sein. Mit Hilfe der *causal maps* erfolgt eine transparente Darstellung der einzelnen Akteurswahrnehmungen und auch die Ergebnisse der Analysen sind illustrativ dargestellt und leicht interpretierbar. Neben den Vorzügen von DANA müssen jedoch auch seine Anwendungsvoraussetzungen und derzeitigen Schwächen bedacht werden. Erkenntnisse hierzu beziehen sich auf zwei Bereiche: Die Forschungsfrage und Datenerhebung einerseits und den technischen Rahmen und die Dokumentation von DANA andererseits.

Forschungsfrage und Datenerhebung

DANA wurde in der vorliegenden Arbeit als Technik verwendet, um strategische Informationen über die Akteure zu erhalten, die sonst deutlich aufwändiger und auch weniger systematisch aufbereitet werden müssten. Die leitenden Fragestellungen der Analyse in dieser Arbeit waren grundsätzlich geeignet für eine Anwendung von DANA. Sie stellten gezielt auf die Wahrnehmungen der Akteure ab und unterschieden nach den Zielen, die ein Akteur in einer bestimmten Situation verfolgt, Handlungen, für die der Akteur eine Zielerreichung bzw. -verfehlung annimmt und Faktoren, die aus Sicht des Akteurs das Ziel beeinflussen. Jedoch haben sich offene Leitfadeninterviews für die Analyse mit DANA als nur begrenzt anwendbar erwiesen. DANA erfolgt in seiner Anwendung stark analytisch bietet dabei eine Vielfalt von Möglichkeiten, Akteurswahrnehmungen so präzise wie möglich darzustellen. So können allein für die Ziele über 20 Möglichkeiten gewünschter Veränderung gewählt werden (von ein Faktor „soll besonders stark maximiert werden“ über „soll in seinem Status quo erhalten bleiben“ bis „soll stark minimiert werden“ bzw. „soll nicht ansteigen“ oder „soll nicht minimiert werden“). Auch wird über Pfeilverbindungen in den Wahrnehmungsgraphen ausgedrückt, wie stark ein Faktor auf einen anderen wirkt. Der hohe Konkretisierungsgrad ist grundsätzlich positiv, da Systemzusammenhänge transparent gemacht werden und die Wiedergabe der erhobenen Daten kaum Interpretationsspielraum lässt und damit authentisch bleibt. Die starke Konkretisierung erfordert jedoch auch eine sehr stringente Fragestruktur. In ersten Probeinterviews wurde festgestellt, dass ein dem Tool angepasster Aufbau des Interviewleitfadens einen erheblichen Zeitaufwand bei der Befragung mit sich bringt. Zudem führte die stringente und DANA-angepasste Befragung zum Verlust solcher Informationen, die zwar nicht in DANA abgebildet werden können, für den Untersuchungskontext jedoch

wichtige Aspekte darstellten. So waren Interviewaussagen wie „Die Nitratbelastung ist in anderen Regionen deutlich höher als bei uns“ oder auch „Zu früheren Zeiten war die Nitratbelastung in dieser Region deutlich intensiver“, wesentlich im Gesamtkontext der Analyse. Sie stellen jedoch keine konkreten Handlungs-, Ziel- oder Systemaussagen dar, die in DANA abgebildet werden können. Zu Gunsten einer breiten Informationsbasis wurde daher eine sehr offene Fragestrategie angewendet, die die stringente und detaillierte Abfragung von Zielen, Handlungen und Einflussfaktoren im Interview deutlich aufgeweichte. Mithin mussten hierdurch Schwierigkeiten in der Dateneingabe sowie Einschränkungen in den Analysemöglichkeiten (die nun weniger detailliert ausfielen) in Kauf genommen werden. Weil die Aussagekraft der jeweiligen Interviews sowie deren Eignung für die Eingabe in DANA zudem stark divergierten, konnten auch nicht alle Akteure in DANA erfasst werden.

Für die Datenerhebung lässt sich festhalten, dass eine umfassende Akteursanalyse und das Verständnis für Begründungszusammenhänge der Wahrnehmungen nur erreicht werden können, wenn auch Aspekte abgefragt werden, die sich ggf. nicht in DANA abbilden lassen. Gefragt sind Erhebungsmethoden, die die Aufnahme der Daten in DANA einerseits und die Ergänzung der Analyse um weitergehende Wahrnehmungen andererseits erlauben, indem sie sowohl einen standardisierten als auch einen offenen Befragungsteil enthalten. Für die zügige und systematische Datenerhebung können z.B. Fragebogentechniken eine geeignete Methode sein, denn sie erlauben für die spätere Analyse eine präzise Dateneingabe. Ergänzende Informationen lassen sich dann mittels offener Leitfadenfragen erheben. Für die Kopplung von standardisierter und offener Erhebungstechnik ist jedoch von einem höheren Zeitaufwand bei der Befragung auszugehen.

Die Erfahrungen mit den Interviews haben zudem gezeigt, dass die Gesprächspartner meist Schwierigkeiten hatten, ihre Sichtweise in klaren Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen auszudrücken. Gerade auf die Stringenz der Wenn-Dann-Beziehungen von DANA konnten sich die Gesprächspartner nur schwer einlassen. Stattdessen zeigten sie die Tendenz, deutlich „weicher“ zu antworten, Ziele vage zu formulieren und Handlungen kaum konkreten Personen zuzuordnen. Ein Beispiel für diesen Aspekt personenneutraler Handlungen ist die häufige Aussage „Man müsste mehr Geld zur Verfügung stellen“ oder „Es muss mehr Aufklärungsarbeit geleistet werden“. Auf die Nachfrage, wessen Aufgabe dies im Speziellen sei, konnten die Gesprächspartner die Verantwortlichkeiten meist nicht näher präzisieren und blieben bei allgemeinen Aussagen oder nannten eine Fülle von Akteuren, die in DANA nicht mehr ergebnisorientiert hätten dargestellt werden können.

Andere Aussagen wiederum machten deutlich, dass die Themen „Nitratproblematik“ und „Umsetzung der WRRL“ oft als zu komplex wahrgenommen werden, um sie in einfachen Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen auszudrücken. Es stellt sich die grundsätzliche Frage, inwieweit die modellhafte Darstellung rationaler „Wenn-Dann-Beziehungen“ in DANA (Bots et al. 2000: 3; Bots et al. 1999: 2) tatsächlich der Realität entspricht. Viel typischer scheinen ungeordnete Wirkungskonzepte zu sein, die nur schwer in klare kausale Beziehungen zu fassen sind und als solche auch nur selten ausgedrückt werden. Um diese Schwierigkeit zumindest methodisch abzufangen, kann es hilfreich sein, die Struktur der Wahrnehmungsgraphen oder sogar DANA selbst im Interview einzuführen. So können die *causal maps* gemeinsam mit den Gesprächspartnern unmittelbar in DANA oder mit Hilfe von Kartenmethoden erstellt werden, deren Ergebnisse dann später in DANA übertragen werden. Hierdurch wird erreicht, dass die Interviewpartner im Gespräch ein Verständnis für das Konzept von DANA entwickeln und ihre Antworten stärker systematisieren als in offenen Leitfadeninterviews und ohne Kenntnis der späteren Auswertungsmethode.

Technischer Rahmen und Dokumentation

Die Anwendung von DANA erfordert zwar keine fundierten Kenntnisse zur Akteursanalyse und Akteurstheorien, denn mit Zielen, Handlungen und abhängigen Systemfaktoren spiegelt das Konzept die wesentlichen Aspekte einer Akteursanalyse wider. Um den Nutzen von DANA richtig einschätzen zu können und Ergebnisse zu interpretieren, ist jedoch ein Grundwissen zu den Konzepten und theoretischen Bezügen einer Akteursanalyse unabdingbar.

Ein großes Hemmnis für die Anwendung von DANA liegt in seiner noch sehr begrenzten Dokumentation zur korrekten Aufstellung der Graphen wie auch dem Analysetool. Der kleine Anwenderkreis der Software ermöglicht derzeit nur begrenzte Austauschmöglichkeiten über Anwendung und Ergebnisse.[23] Bisherige Dokumentationen zu DANA (vgl. Hermans 2005; 2004; Tolsma 2004; Sukardi 2005) beziehen sich vornehmlich auf Beispiele graphischer Aufarbeitung von Akteurswahrnehmungen mit zumeist älteren DANA-Versionen, die sich nicht ohne weiteres auf die aktuelle Version übertragen lassen. Für das Analysetool, also die Anwendung des zweiten Analyseschritts in DANA, gibt es nahezu keine Doku-

[23] An dieser Stelle sei nochmals Dr. Pieter Bots, Christiane Döll und Dr. Alexandra Tietz für ihre Unterstützung gedankt. Trotz begrenzter Zeitressourcen waren sie regelmäßig bereit, Hilfestellungen und Anregungen zu DANA zu geben.

mentation. Insbesondere hierzu sind jedoch weitere Erläuterungen erforderlich, denn zur Kontrolle von Plausibilität und Korrektheit der Analyseergebnisse ist z.B. ein Verständnis der Rechenwege erforderlich, da sich diese nicht intuitiv erfassen lassen. Gefragt ist jedoch auch eine Dokumentation der grundsätzlichen Regeln zur Aufstellung der Wahrnehmungsgraphen. In der vorliegenden Arbeit wurden die erstellten Wahrnehmungsgraphen durch Pieter Bots überprüft. Trotz verschiedener früherer Testläufe, die durchgeführt wurden, um ein Verständnis für DANA zu entwickeln, mussten die Wahrnehmungsgraphen im Anschluss an die Prüfung von Pieter Bots umfassend geändert werden, um sie der Syntax von DANA anzupassen. Diese Korrekturen erfolgten nach Validierung der Daten durch die Interviewpartner. Da der Zeitraum zwischen ursprünglichen Interviews und Datenkorrektur zu lang war, konnten die Daten kein zweites Mal von den Gesprächspartnern geprüft werden. In einigen Punkten, wie z.B. der reinen Umformulierung von Faktoren, stellte dies kein Problem dar. Andere Aspekte mussten jedoch komplett umgestellt oder sogar selbst ergänzt werden, um sie DANA anzupassen und weichen dadurch stärker von den Ursprungsinterviews ab.

Zuletzt bestehen noch technische Schwierigkeiten bei DANA, indem einzelne Analysen derzeit nicht anwendbar sind. Die Möglichkeiten zur Behebung dieser Probleme sind vornehmlich an die Zeitressourcen von Pieter Bots geknüpft, der die Modifikationen und Entwicklungen von DANA außerhalb seiner gegebenen Forschungsaktivitäten weiterführt.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass DANA zwar eine nützliche Unterstützung der Gesamtanalyse bieten kann, denn die Erstellung der Wahrnehmungsmodelle und ihre Analyse helfen auf innovative Art, erhobene Daten präzise aufzuarbeiten sowie Problem- und Wahrnehmungsstrukturen besser zu verstehen und bieten so eine geeignete Basis für weitere Interpretationen. Entgegen der ursprünglichen Erwartung ist jedoch der Aufwand für die Anwendung im Vergleich zu klassischen Auswertungsmethoden keinesfalls geringer. So sind für eine umfassende Akteursanalyse sowohl Erhebungen von Einzelaspekten zur umfassenden Darstellung der *causal maps* in DANA als auch Erhebungen zusätzlicher Informationen erforderlich. Letztere eignen sich ggf. nicht für eine Übertragung in DANA, können aber für den Gesamtkontext der Forschungsfrage wichtig sein. Für die Kopplung der Erhebung von DANA-tauglichen und von zwar DANA-ungeeigneten, jedoch zur Analyse wichtigen Informationen, während der Interviews darf der Zeitaufwand nicht unterschätzt werden. Darüber hinaus empfiehlt es sich, das Konzept von DANA bereits während der Erhebung einzuführen, um die Daten möglichst DANA-konform zu gestalten. Bedacht werden muss, dass sich Inter-

viewpartner ggf. nur schwer oder auch gar nicht auf die Darstellung klarer Ursache-Wirkungszusammenhänge einlassen können. Auch ist für die Anwendung von DANA eine ausreichende Einarbeitungsphase einzuplanen, da Dokumentationen für die korrekte Aufstellung der Wahrnehmungsgraphen und zum Analysetool kaum vorhanden sind. Anwender müssen sich daher für detaillierte Informationen vornehmlich auf den Anwenderkreis stützen, der jedoch sehr klein ist und nur begrenzte Möglichkeiten zum Erfahrungsaustausch bietet.

4 HAUPTERKENNTNISSE UND DISKUSSION

4.1 Untersuchungsregion

Das ca. 3000 km² große Einzugsgebiet der Hase umfasst die niedersächsischen Landkreise Osnabrück, Vechta, Cloppenburg und Emsland sowie den Kreis Steinfurt in Nordrhein-Westfalen (vgl. Abb. 1). Die Hase entspringt im Teutoburger Wald und mündet in Meppen in die Ems. Sie stellt mit 168 km Fließstrecke das längste Seitengewässer der Ems dar (Berkhoff et al. 2004). Das EZG Hase gehört damit zur Flussgebietseinheit Ems und ist eine von 32 Bearbeitungsgebieten, die die kleinste hydromorphologische Umsetzungsebene der WRRL in Niedersachsen bilden. Den größten Flächenanteil im Einzugsgebiet hat der Landkreis Osnabrück (38%) (ebd.).

Das EZG Hase ist stark landwirtschaftlich geprägt. Ackerbau und Grünlandnutzung machen nahezu 80% der Flächennutzung aus (Bezirksreg. Weser Ems u. NLWK 2004: 4f.). Der vorherrschende Wirtschaftszweig ist die intensive Tierhaltung, was mit den geschichtlichen Hintergründen der Region Weser-Ems begründet ist: So entwickelte sich die Prosperität der Landwirtschaft in den 1950er Jahren, als sich neue Absatzmärkte für Lebensmittel im Ruhrgebiet und die Möglichkeiten des Futterimports aus Übersee ergaben. Hierdurch wurde eine flächenarme bzw. -unabhängige Schweine- und Geflügelhaltung mit erheblichen Bestandssteigerungen möglich (Nischwitz 1996: 21ff.). Mit steigendem Wirtschaftswachstum ergaben sich zudem Fühlungsvorteile durch die vor- und nachgelagerten Wirtschaftsbereiche der Lebensmittelindustrie (ebd.). Noch heute liegt die Bruttowertschöpfung der Land- und Forstwirtschaft in der Region mit ca. 3,4% deutlich über dem niedersächsischen Durchschnitt (2,2%), einzelne Landkreise, wie z.B. Vechta und Cloppenburg, liegen mit mehr als 6% sogar noch höher (NLS 2005).

Einhergehend mit der großen wirtschaftlichen Bedeutung der Landwirtschaft besteht auch ein starkes Identifikationspotenzial der Bevölkerung mit dem vorherrschenden Wirtschaftszweig.[24] Das Gebiet verdankt seinen Bekanntheitsgrad nicht nur dem wirtschaftlichen Erfolg als „Silicon Valley der Agrarwirtschaft“ (Windhaus 2004: 24).

[24] Verstärkt wurde diese regionale Identität zudem durch eine historisch bedingte religiöse Einzelstellung. Anders als die umliegenden Landkreise mit vorwiegend evangelischer Glaubenrichtung, ist die Region konfessionell an das katholische Bistum Münster gebunden (Kuropka 1982: 17ff.; Nischwitz 1996: 21).

Die Spezialisierung der regionalen Betriebe auf eine flächenunabhängige Tierhaltung und die hiermit verbundene Güllewirtschaft ging einher mit einer Intensivierung menschlicher Eingriffe in den natürlichen Stoffhaushalt (Nischwitz 1996: 54) und hat vor allem seit den 1980er Jahren zu verstärkter Kritik an der intensiven Tierhaltung geführt. Stoffverlagerungen durch den hohen Anfall von Wirtschaftsdünger, die sich durch den Eintrag von Nitrat, Nitrit, Kalium und Pestiziden in Trink- und Grundwasserbelastungen niederschlugen sowie Eutrophierungen der Oberflächengewässer durch die Anreicherung von Phosphat, Nitrat und Ammoniak zählen zu den zentralen Umweltproblemen, denen sich die intensive Tierveredlung stellen muss (ebd.: 55).

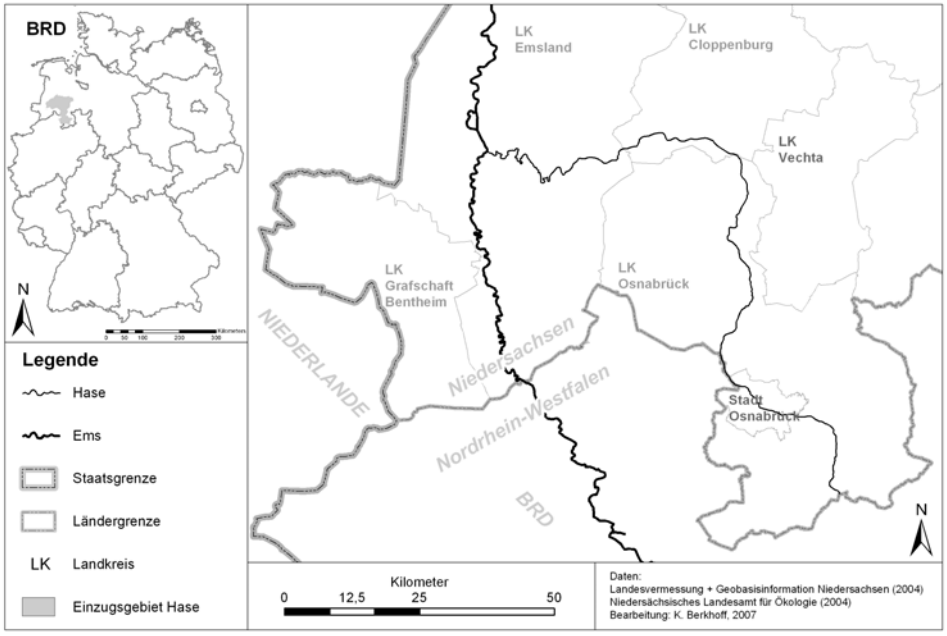


Abb. 1: Das Einzugsgebiet der Hase

4.2 Untersuchungsschwerpunkte der Einzelveröffentlichungen

Die Darstellung und Diskussion der Haupterkenntnisse dieser Arbeit orientiert sich an der Gliederung der in Kapitel 2.3 erläuterten Einflussfaktoren für den Erfolg von Umweltpolitik. Die meisten der untersuchten Faktoren betrafen das EZG Hase. Wo für die Ableitung allgemeiner Aussagen erforderlich, wurden auch die europäische, nationale und niedersächsische Ebene in die Untersuchung einbezogen. Dies ist für die Implementationsstruktur und die aktuellen Entscheidungsstrukturen und Öffentlichkeitsbeteiligung der Fall. Tab. 2 setzt die untersuchten Erfolgsfaktoren zu den jeweiligen Umsetzungsebenen in Bezug und ordnet sie den Einzelveröffentlichungen zu, die

im Rahmen dieser Arbeit entstanden sind. Die Tabelle bezieht sich dabei auf die folgend aufgelisteten Einzelartikel. Die Begriffe in den Klammern nennen die Kurztitel der Artikel, die in den weiteren Ausführungen zum Verweis genutzt werden:

I. Kastens, Britta / Newig, Jens (2005): Die aktuelle Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Konsequenzen und Perspektiven für die Landwirtschaft am Beispiel Niedersachsens. In: Berichte über Landwirtschaft 3: 463-482. [„Konsequenzen und Perspektiven“]

II. Kastens, Britta / Newig, Jens (2007): The Water Framework Directive and Agricultural Nitrate Pollution: Will Great Expectations in Brussels be Dashed in Lower Saxony? Erscheint in: European Environment 17 (4): 231-246. [“Great Expectations”]

III. Kastens, Britta / Newig, Jens (2008): Will Participation Foster the Successful Implementation of the WFD? The Case of Agricultural Groundwater Protection in Northwest Germany. Erscheint in: Local Environment. [“Participation”]

IV. Kastens, Britta / Newig, Jens (2007): Auf dem Weg zu einem flächendeckenden Gewässerschutz? Die Umsetzung der WRRL in Bezug auf landwirtschaftliche Nitratbelastungen. Erscheint in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 30 (4). [„Rechtliche Aspekte“]

V. Kastens, Britta / Newig, Jens / Pahl-Wostl, Claudia: (o. J.): Network Closedness and its Consequences for Implementing Sustainable Policies for Agriculture at the Regional Scale. Eingereicht bei: Agriculture and Human Values. Juni 2007. [„Closedness“]

Erfolgsfaktoren	Untersuchte Umsetzungs-ebene	Einzelveröffentlichungen				
Systemische Faktoren		**Kons. und Perspekt.**	**Great Expect.**	**Partici-pation**	**Rechtl. Aspekte**	**Closed-ness**
Implementations-struktur	EU; Bund; Nds.; EZG Hase	X	X		X	
Problemstruktur u. kontextbezogene Interaktionsmuster/ Politiknetzwerke	EZG Hase		X	X		X
Sozioökonomische Bedingungen und kulturell-historische Orientierungen	EZG Hase		X	X		
Situative Faktoren		**Kons. und Perspekt.**	**Great Expect.**	**Partici-pation**	**Rechtl. Aspekte**	**Closed-ness**
Aktuelle Maßnahmen	EZG Hase		X			
Finanzielle Mittel	EZG Hase		X			
Aktueller Entscheidungs-prozess u. Öffent-lichkeitsbeteiligung	Nds., EZG Hase		X	X		X

Tabelle 2: Schwerpunktmäßig untersuchte Einflussfaktoren in den Einzelartikeln bezogen auf die jeweils untersuchte Umsetzungsebene

4.3 Erfolgsfaktoren im Kontext der WRRL Implementation

4.3.1 Systemische Faktoren

Implementationsstruktur

Bei der Implementationsstruktur haben [„Konsequenzen und Perspektiven“], [„Great Expectations“] und [„Rechtliche Aspekte“] die europäischen Regelungen in Hinblick auf die Klarheit und Konsistenz der Ziele und den Politikstil der WRRL sowie ihre Umsetzung auf unteren Ebenen untersucht. Für die europäischen Gewässerschutzziele muss zwischen den für Oberflächengewässer und den für das Grundwasser festgelegten Umweltzielen unterschieden werden.

Hinsichtlich der Oberflächengewässer stellen die Einzelartikel heraus, dass weder in der WRRL noch empfehlend in den *CIS-Guidance*-Dokumenten explizite Grenzwerte für Nitrat festgelegt werden [„Konsequenzen und Perspektiven“], [„Rechtliche Aspekte“]. In Deutschland bleibt es aufgrund der Rahmengesetzgebungskompetenz den Bundesländern überlassen, Grenzwerte näher zu determinieren. Ergebnis der Untersuchung zu den nitratspezifischen Zielfestlegungen ist, dass die Bundesländer sehr unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe angesetzt haben. Dabei sind diese Unterschiede so groß, dass eine Vergleichbarkeit der länderspezifischen Bewertungsverfahren z.B. in Bezug auf ihren ökologischen Anspruch kaum möglich ist [„Rechtliche Aspekte“]. Die Operationalisierung zu Nitrat ist verhältnismäßig komplex, da sich die Abschätzung der Belastungen entsprechend Art. 10 WRRL nicht nur an Immissions-, sondern auch an Emissionszielen orientiert. Diese Verknüpfung von Qualitätszielen mit Landnutzungserfordernissen ist ein wesentlicher Schritt zur umfassenden Bewertung von Belastungssituationen und daher positiv zu bewerten. Für die Emissionsbewertung bestehen mit einer Arbeitshilfe sowie themenbezogenen Arbeitspapieren, die die Bundesländer bei der Umsetzung der WRRL unterstützen sollen, bundesweite Vorschläge vonseiten der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Die LAWA schlägt für die Emissionsbewertung jedoch allein sechs unterschiedliche Verfahrensmöglichkeiten vor. In ihrem Komplexitätsgrad divergierend, sind diese schwer vergleichbar und wurden zudem von den Ländern meist noch modifiziert. Bedenkt man nun, dass die Festlegung der Zielwerte bundeslandsspezifisch und nicht flussgebietsbezogen vorgenommen wurde, so ist schon jetzt absehbar, dass es bei den Koordinierungsverpflichtungen, die sich aus der WRRL ergeben, zu großen Schwierigkeiten kommen wird.

Die hohe Diversität in den Bewertungsvorgehen hätte, so die Erkenntnis von [„Rechtliche Aspekte“], durchaus vermieden werden können, da auf Bundesebene Möglichkeiten bestanden, zumindest Orientierungswerte für Nitrat zu fixieren. Sie ergaben sich zum einen bei der bundesweiten Aufstellung der Referenzbedingungen für 24 unterschiedliche, in Deutschland vorherrschende Fließgewässertypen. Diese Referenzbedingungen legen anhand von biologischen, hydromorphologischen und abiotischen Qualitätskomponenten für jeden Fließgewässertyp den sehr guten ökologischen Zustand fest (Anhänge II Nr. 1.3 u. V Nr. 1.2 WRRL). Werte für den jeweiligen natürlichen Nitratgehalt wurden allerdings nicht aufgenommen. Zum anderen ist die rechtzeitige Erarbeitung von Orientierungswerten zu immissionsbezogenen Nitratgehalten in Oberflächengewässern vonseiten der LAWA nicht erfolgt.

Auch bei den Bewertungsverfahren für Grundwasserkörper kommt [„Rechtliche Aspekte“] zu dem Ergebnis, dass die Vorgehensweise der Länder sehr unterschiedlich und praktisch nicht vergleichbar sind. Als Ursachen hierfür kommen mehrere Aspekte in

Betracht. Zunächst gibt die WRRL auch für Nitratgehalte in Grundwasserkörpern keine konkreten Werte vor, verweist jedoch mit Art. 17 WRRL auf die Grundwasserrichtlinie (GWRL), die für Nitrat einen Grenzwert von 50 mg/l und damit eine klare Qualitätsnorm festlegt (Anhang 1 GWRL). Dieser Wert ist nicht neu, da er sich bereits als Orientierungswert in der NitratRL und als Grenzwert in der TrinkwasserRL findet. Er gilt nun aber, und dies ist ein Novum, flächendeckend und verbindlich für alle Grundwasserkörper. Die GWRL wurde jedoch mit großer Verspätung, und erst nachdem die Aufstellung der Bewertungsverfahren in den Bundesländern erfolgt war, verabschiedet. Zudem bestanden lange Zeit Unklarheiten über eine Ausnahmeregelung zur Verbindlichkeit des Grenzwerts für Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, die erst Ende 2006 ausgeräumt werden konnten (Rechenberg 2006). Hieraus ergaben sich entsprechende Rechtsunsicherheiten, die das länderspezifische Verfahren begünstigt haben dürften. Zuletzt führt nun ein rechtstechnisches Versehen bei der Formulierung zur Bewertung des Grundwasserzustands in der gültigen Fassung der GWRL zu Inkonsistenzen zwischen WRRL und GWRL. Wie [„Rechtliche Aspekte“] darlegt, entstehen hieraus nicht nur Verfahrensunsicherheiten bei der Ermittlung von Nitratvergleichswerten auf Ebene der Bundesländer, sondern es ergibt sich ggf. auch die Notwendigkeit der Verfahrenskorrektur. Insbesondere im Kontext der Maßnahmenplanung kann das länderspezifische Vorgehen bei der Bewertung von Nitratgrenzwerten zum Tragen kommen: So kann die Festlegung eines weniger strikten Zielwertes in einem Oberlieger-Bundesland zur Zielerreichung innerhalb eines Einzugsgebiets führen, obwohl in einem Unterlieger-Bundesland desselben Einzugsgebiets aufgrund strengerer Grenzwertsetzung bereits Maßnahmen zur Nitratreduzierung erforderlich wären. Damit steigt die Wahrscheinlichkeit von Konflikten zwischen beiden Ländern über die Zurechenbarkeit von Verantwortlichkeiten, da die Maßnahmen eigentlich bereits im Oberlauf des Flusses hätte einsetzen müssen (vgl. [„Rechtliche Aspekte“]).

Ein weiterer Aspekt zur Beurteilung der Frage, inwiefern die Implementationsstruktur Einfluss auf die erfolgreiche Umsetzung der WRRL nimmt bezieht sich auf den Politikstil der WRRL und seine institutionelle Passfähigkeit mit den bisher in Niedersachsen angewandten Steuerungsmechanismen. Die Frage nach der institutionellen Passfähigkeit wurde in den Einzelveröffentlichungen nicht explizit aufgegriffen, ergibt sich jedoch implizit aus den gewonnenen Erkenntnissen. Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass die WRRL Elemente traditioneller wie auch neuerer Steuerung miteinander vereint. Zu ersteren gehören der feste Zeitplan für die Umsetzung und die Berichtspflichten an die EU Kommission. Beide Aspekte können als umsetzungsfördernd bewertet werden und sind in Niedersachsen bisher auch nicht verfehlt worden. Das stringente Zeitlimit wird zwar von den umsetzenden Stellen als große Herausforderung gesehen, führt

jedoch auch dazu, dass viele Umsetzungsschritte bereits frühzeitig bedacht und teilweise sogar vor Fristerreichung in die Entwicklung des weiteren Umsetzungsprozesses einbezogen wurden. Dies gilt z.B., wie [„Rechtliche Aspekte“] und [„Participation“] herausstellen, für die schon heute recht intensiv geführte Diskussion um angemessene Maßnahmen zur Nitratreduzierung wie auch für die bereits frühzeitig eingeführten partizipativen Instrumente zur Umsetzung der WRRL. Bei der Maßnahmenplanung in Niedersachsen ist einschränkend festzuhalten, dass zumindest bisher die Möglichkeit der Aufnahme von Maßnahmen in das Landeswassergesetz versäumt wurde. So hat die LAWA empfohlen, flächendeckend Gewässerrandstreifen in den Landeswassergesetzen festzulegen, was für eine effektive Nitratreduzierung geeignet gewesen wäre [„Rechtliche Aspekte“]. Die Berichtspflichten, denen die Mitgliedstaaten bei der Umsetzung der WRRL unterliegen, bieten nicht nur eine Kontrollmöglichkeit der EU bei der nationalen Umsetzung. Sie ermöglichen auch eine Form der Selbstkontrolle und Evaluation der erreichten Ziele bis zur untersten Umsetzungsebene, was zu einem transparenteren Prozess führt und zudem dadurch verstärkt wird, dass mehrere Planungszyklen ein iteratives Vorgehen ermöglichen.

Zu den prozeduralen Aspekten der WRRL gehören das der Richtlinie zu Grunde liegende Subsidiaritätsprinzip, die Etablierung von Pilotprojekten sowie die Ausnahmeregelungen zur Zielerreichung. Auch die geforderten partizipativen Instrumente zählen zu den prozeduralen Elementen der WRRL. Sie werden unter Kap. 4.5.1 behandelt. Das *Subsidiaritätsprinzip* hat den Vorteil, die Umsetzung an die nationalen und subnationalen Gegebenheiten anpassen zu können und damit flexibler zu gestalten. Es ist jedoch auch Ursache für das oben beschriebene länderspezifisch sehr unterschiedliche Vorgehen bei den Nitratbewertungsverfahren und daher zumindest bezüglich der Operationalisierung der Nitratziele als kritisch zu sehen [„Great Expectations“], [„Rechtliche Aspekte“]. Aufgrund des Subsidiaritätsprinzips bleibt es zudem den Mitgliedstaaten überlassen, auf welche Art und Weise Gewässermanagement in den Flussgebieten umgesetzt wird. In Deutschland sind keine Flussgebietsbehörden eingerichtet worden, die die Umsetzung ggf. stärker hätten koordinieren können. Bei den oben dargestellten Schwierigkeiten zur Operationalisierung der Nitratwerte zeigen sich die Anpassungshindernisse, die im Sinne Moss’ (2003; 2005) (vgl. Kap. 2.2) als institutionelle räumliche *misfits* zu interpretieren sind.

Prozessunterstützend können sich die *Pilotprojekte* auswirken, die auf niedersächsischer Ebene initiiert werden (vgl. [Konsequenzen und Perspektiven“] und [„Rechtliche Aspekte“]). Die Durchführung von Pilotprojekten ist zwar nicht rechtlich in der WRRL verankert, sie werden aber im Rahmen der Umsetzung von der EU-Kommission gefördert. Allein im EZG Hase wurden bzw. werden drei Projekte zur Umsetzung der WRRL

durchgeführt. Eines von ihnen befasst sich mit der Reduzierung der Nitratbelastung und soll unter Einbezug der Stakeholder frühzeitig Ergebnisse zur Bewirtschaftungsplanung liefern.[25] Die Pilotprojekte ermöglichen nicht nur Lernprozesse, die, wie Jänicke (1996: 18) und Goggin et al. (1990: 40) deutlich machen, für einen erfolgreichen Umsetzungsprozess wichtig sind, sie dienen auch der Übertragbarkeit. So kann Niedersachsen von den Erfahrungen der Pilotprojekte aus anderen Bundesländern und Mitgliedstaaten profitieren und im Gegenzug eigene Erkenntnisse an diese weiterreichen.

Spielräume eröffnet der prozedurale Politikstil der WRRL zudem durch die *Ausnahmeregelungen* der WRRL (Art. 4 Abs. 4 u. 5 WRRL). Sie dienen in erster Linie dazu, die Umsetzung den nationalen und subnationalen Bedingungen anzupassen und zu hohe finanzielle Belastungen bei der Umsetzung abzufedern, indem z.B. bei besonders schwerwiegenden Umweltproblemen längere Zeithorizonte für die Zielerreichung eingeräumt werden. In Bezug auf die erfolgreiche Nitratreduzierung als Umsetzungserfolg sind die Ausnahmeregelungen der WRRL dann als kritisch zu beurteilen, wenn die flächendeckende Reduzierung von Nitrat aus ökonomischen Gründen nur mit großer zeitlicher Verlängerung ermöglicht oder mit der Festlegung weniger strenger Umweltziele gar nicht erreicht wird. Dies ist gerade für das EZG Hase nicht unwahrscheinlich, denn auch vonseiten der umsetzenden Stellen wird grundsätzlich eine intensive Anwendung von Ausnahmen verfolgt, die sich darauf begründet, dass die Umsetzung der WRRL einerseits nicht zu Lasten der Landwirtschaft und andererseits vor allem kooperativ mit den wirtschaftenden Akteuren und möglichst ohne weitere gesetzliche Vorgaben erfolgen soll (vgl. [„Great Expectations“ und [„Closedness“]).

Problemstruktur u. kontextbezogene Interaktionsmuster/ Politiknetzwerke

Die Problemstruktur diffuser Nitratbelastung ist, wie [„Great Expectations“] zeigt, durch einen hohen Komplexitätsgrad gekennzeichnet. Insbesondere diffuse Grundwasserbelastungen sind in der öffentlichen Wahrnehmung kaum thematisiert und dadurch schwer auf die politische Agenda zu bringen (BMU 2001: 35). Lange Zeithorizonte für potenzielle Lösungen erschweren die zeitnahe Bestätigung positiver Wirkungen von Maßnahmen zur Nitratreduzierung. Für die Behebung der Nitratbelastung speziell im EZG Hase ergibt sich zudem ein starker Kostendruck, da die Finanzierung von Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL derzeit ungeklärt ist. Eine Möglichkeit wäre, die Verursacher der Nitratbelastung zu verpflichten, zumindest einen Teil der Kosten zu übernehmen. Das Problem ist jedoch, dass eine quantitative Zuweisung der Belastungen auf einzelne Landwirte bei diffusen Verunreinigungen kaum möglich ist.

[25] Es handelt sich um das Pilotprojekt Lager Hase, siehe auch: http://www.nlwkn.niedersachsen.de/master/C11039080_N11038368_L20_D0_I5231158.html.

[„Great Expectations“] und [„Closedness“] analysieren zudem das regionale Akteursnetzwerk einschließlich der Interessen, Ressourcen und Wahrnehmungen von insgesamt sieben Akteure, die für das Thema landwirtschaftlicher Nitratbelastung und WRRL als wesentlich identifiziert wurden: Zu den landwirtschaftlichen Vertretern gehören neben der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK) mit dem Standort Weser-Ems sowie seinen Landwirtschaftsämtern in den Landkreisen der Landvolkverband (Bauernverband Niedersachsen) und die Unterhaltungsverbände. Wesentliche Akteure der regionalen Wasserwirtschaft sind der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), die unteren Wasserbehörden der Landkreise sowie die Wasserversorger. Als weitere Stakeholdergruppe sind die Umweltverbände zu nennen.

Ein Ergebnis der Akteursanalyse ist, dass insbesondere die landwirtschaftlichen Akteure über umfangreiche Ressourcen verfügen, die es ihnen erlauben, die Diskussion um die Nitratproblematik und die Umsetzung der WRRL in der Region mitzusteuern. Zudem besteht, mit Ausnahme der Umweltverbände, zwischen nahezu allen wasserwirtschaftlichen und landwirtschaftlichen Akteuren eine enge Verbindung, die Ausdruck darin findet, dass sich die Organisationsvertreter in der Regel der Landwirtschaft „verpflichtet“ fühlen und in den Interviews klar angaben, dass der regionalen Landwirtschaft bei der Umsetzung von Maßnahmen zur WRRL kein wirtschaftlicher Schaden entstehen dürfe. Aus Sicht der landwirtschaftlichen wie wasserwirtschaftlichen Akteure wird immer wieder betont, dass Gewässerschutzmaßnahmen nicht zu ökonomischen Nachteilen für die landwirtschaftlichen Betriebe führen dürften bzw. in einem solchen Fall des finanziellen Ausgleichs bedürften. Darüber hinaus stellen Beratung, Betriebsoptimierungen und technische Maßnahmen die favorisierten Lösungen dar. Der Erfolg der Umsetzung der WRRL orientiert sich im EZG Hase vornehmlich daran, dass der Gewässerschutz die intensive Veredelungswirtschaft nicht in Frage stellen darf. Einzig die Umweltverbände nehmen deutlich Kritik an den regionalen landwirtschaftlichen Strukturen und betonen die externen Umweltkosten, die nicht nur im Gewässerschutz, sondern auch global durch den Export von Futtermitteln auftreten. Jedoch haben diese Organisationen sich vor allem im Zuge der WRRL bislang fast ausschließlich mit den biologischen und hydromorphologischen Parametern im Gewässerschutz befasst, das Thema Nitratbelastung jedoch kaum behandelt[26] (vgl. [„Great Expectations“] und [„Closedness“]).

Ein weiteres Ergebnis von [„Closedness“] ist, dass die Nitratproblematik regional zwar

[26] Eine Ausnahme bilden zu einem gewissen Grad die Fischereiverbände, die mit eigenen finanziellen Mitteln und aus Interessen der Habitatverbesserung für Fische, Maßnahmen zur Nitratreduzierung der Oberflächengewässer unternommen haben.

von allen anderen Akteuren durchaus wahrgenommen und auch die Landwirtschaft als Hauptverursacher nicht in Abrede gestellt wird. Gleichwohl wird die Landwirtschaft am Ende der Verursacherkette gesehen, indem in erster Linie dem Verbraucher die ursächliche Schlüsselrolle für die Nitratproblematik zugeschrieben wird. Kritisch ist hierbei, dass die Gründe der regionalen Nitratbelastung damit zu einem erheblichen Teil auf Faktoren bezogen werden, die sich außerhalb des eigenen regionalen Systems befinden, womit sich die Lösung der mit den Belastungen einhergehenden Umweltprobleme scheinbar dem regionalen Einfluss entzieht. Verstärkend kommt hinzu, dass viele Akteure das regionale Nitratproblem „verharmlosen“, indem sie die Bedeutung der Nitratbelastung zu früheren Zeiten oder in anderen, noch intensiver belasteten Gebieten hervorheben. Damit werden die regionalen Umweltprobleme schwer politisierbar (vgl. Kap. 2.3.1), denn zunächst muss vermittelt werden, dass auch innerhalb des regionalen Systems mehr Verantwortlichkeiten bestehen als derzeit von vielen Akteuren angenommen.

[„Closedness“] setzt die einflussreiche Position der Landwirtschaft zudem in das Verhältnis zum Konzept der sozialen und kognitiven Geschlossenheit von Netzwerken (Schaap u. van Twist 1997). Die soziale Geschlossenheit im Hase EZG ergibt sich aus dem Netzwerk von wasser- und landwirtschaftlichen Akteuren, die das Thema Nitrat bislang in einem exklusiven Kreis und ohne Einbindung z.B. von Umweltverbänden behandelt haben. Die kognitive Geschlossenheit äußert sich in einer kollektiven Wahrnehmung zur Nitratproblematik und ihrer Lösungsmöglichkeiten im Zuge der WRRL-Umsetzung. Ursache für die kognitive Geschlossenheit ist die ökonomische und politische Bedeutung der Landwirtschaft in der Region. Die Abhängigkeiten von der Landwirtschaft sind so dominant, dass trotz im Detail bestehender Wahrnehmungsunterschiede der Großteil der Akteure die Nitratproblematik übereinstimmend „framen“. Als ursächlich für die stabilen Wahrnehmungs- und Netzwerkstrukturen ist zudem der bisherige Umgang mit der Nitratproblematik zu sehen. Dieser stützt sich einerseits auf technische Maßnahmen und andererseits auf die seit 1992 etablierten Trinkwasserkooperationen. Bei den Kooperationen verpflichten sich Landwirte vertraglich gegenüber den Wasserversorgern zu gewässerschonenden Landnutzungsänderungen und erhalten hierfür eine finanzielle Gegenleistung sowie eine Düngeberatung (MU Nds. 2002). Während der NLWKN die finanziellen Mittel verwaltet, ist die Landwirtschaftkammer mit der Düngeberatung beauftragt und das Landvolk als politische Vertretung der Landwirte in das Konzept eingebunden. Die Trinkwasserkooperationen haben auch zu starken Vertrauensverhältnissen zwischen den einbezogenen Organisationen geführt. Damit war einerseits die Reduzierung der Nitratbelastung in Gewässern bislang ein exklusives Thema zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft, das aus Sicht der

bisher involvierten Organisationen auch keiner Einbindung weiterer Akteure, wie z.B. der Umweltverbände, zu bedürfen scheint, um erfolgreicher zu sein. Andererseits dürften die Kooperationen dazu geführt haben, dass nun insbesondere auf solche Maßnahmen gebaut wird, wie sie in den Trinkwasserkooperationen erfolgt sind. Die Konsequenz daraus ist, dass die regionale Internalisierung externer Umweltkosten nicht als Option diskutiert wird, um die Gewässerbelastungen zu beheben, denn den Trinkwasserkooperationen liegt ein finanzielles Konzept zu Grunde, dass den Gewässerschutz als gesamtgesellschaftliche Aufgabe betrachtet, der aus öffentlichen Geldern zu finanzieren ist (vgl. [„Closedness“]).

Eine stärkere Bündelung der Ressourcen von Umweltverbänden weist nun jedoch auf Veränderungen hin, die die bestehenden Netzwerkstrukturen aufzubrechen vermögen. Die niedersächsischen Umweltverbände haben im Zuge der WRRL-Umsetzung eine Kommunikations- und Kooperationsplattform initiiert (www.wassernetz.org). Für jedes Bearbeitungsgebiet und so auch für das EZG Hase wurden Experten ernannt, die als Bindeglied zwischen Wasserbehörden und Bürgern bei der Umsetzung der Richtlinie fungieren und zudem die Zusammenarbeit zwischen Umweltschutz und Wasserwirtschaft stärken sollen. Der mögliche Einfluss, der sich hieraus für die regionale Umsetzung der WRRL ergibt, wird als ein situativer Faktor unter Kapitel 4.5.1 näher behandelt.

Sozioökonomische Bedingungen und kulturell-historische Orientierungen

Die sozioökonomischen Bedingungen des EZG Hase bieten, so das Ergebnis von [„Great Expectations“] und [„Participation“], eher schwierige Ausgangsbedingungen für eine erfolgreiche Umsetzung der WRRL. Die Haseregion gilt als eine der wichtigsten landwirtschaftlichen Gebiete Deutschlands. Hiermit ist die Region nicht nur in erheblichem Maße ökonomisch von der Landwirtschaft abhängig, sondern auch bzw. damit einhergehend politisch sehr von diesem Sektor geprägt. Noch heute wird jeder zweite Euro im industriellen Sektor der Region in der Lebensmittelverarbeitung verdient (ML Nds. 2005: 6).

Darüber hinaus besteht historisch bedingt, wie von Nischwitz (1996: 21) beschrieben, aufgrund der autonomen Entwicklung der Landwirtschaft eine starke Identifikation der regionalen Bevölkerung mit der vorherrschenden Wirtschaftsstruktur. Aus den historischen Entwicklungen und der hohen Identifikation mit der regionalen Landwirtschaft lässt sich noch nicht ableiten, dass die von Grabher (1995 [1993]) für das Ruhrgebiet aufgezeigten Anpassungsschwierigkeiten an veränderte Umweltbedingungen auch für das EZG Hase zutrifft. Hierzu hätte es einer intensiveren Untersuchung der landwirtschaftlichen Verflechtungen und der regionalen Identität bedurft. Tendenzen der Anpassungshemmnisse werden (auch in Verbindung mit den oben dargestellten Akteurskons-

tellationen und -wahrnehmungen) jedoch deutlich, denn die WRRL trifft hier auf eine Region, in der man die Umsetzung vor allem entlang der bestehenden Wirtschaftsstrukturen und ihrer bisherigen Lösungsmechanismen zur Nitratproblematik orientiert. Neben dem Trinkwasserkooperationskonzept haben vor allem technische Maßnahmen und, z.B. mit der überbetrieblichen Verbringung von Wirtschaftsdünger, *end-of-pipe*-Lösungen einen hohen Stellenwert. Diese Lösungsmechanismen sind fest etabliert und es ist sehr wahrscheinlich, dass auch für die Umsetzung der WRRL Entscheidungsalternativen eher zu Gunsten dieser Maßnahmen getroffen werden (vgl. auch Elkins u. Simeon 1979: 142 zitiert nach Kern u. Bratzel 1996: 291 in Kap. 2.3.1). Allerdings ist der Stand der angewandten Technik bereits weit vorangeschritten und ein weiterer Optimierungsgrad dürfte immer schwerer erreichbar sein [„Great Expectations“].

Zusammenfassend nehmen die systemischen Erfolgsfaktoren sowohl positiven als auch negativen Einfluss auf den Umsetzungserfolg der WRRL. Mit Blick auf die theoretischen Bezüge zur Implementationsstruktur bestätigen sich die Erfahrungen der Fallstudien von z.B. Demmke (1997: 50) und Falkner et al (2005: 286), dass unpräzise Formulierungen und mangelnde Konsistenz in Richtlinientexten die Umsetzung in den Mitgliedstaaten erheblich erschweren können. Anzeichen dafür bietet die Frage nach der Klarheit von Nitratzielwerten in der europäischen Gesetzgebung als erster Untersuchungsschwerpunkt zur Implementationsstruktur. Zwar ist die Festlegung eines konkreten flächendeckenden Nitratgrenzwerts von 50 mg/l durch die GWRL als Gewinn für den Gewässerschutz zu beurteilen. Jedoch haben fehlende Nitratgrenzwerte für Oberflächengewässer in Deutschland zu einer Zersplitterung bei der Operationalisierung der Nitratzielwerte geführt. Zudem führt ein rechtstechnisches Versehen in der GWRL zu Inkonsistenzen zwischen WRRL und GWRL und damit zu Verfahrensunsicherheiten auf unteren Umsetzungsebenen. Die Konsequenz sind Schwierigkeiten, die sich in Hinblick auf das Harmonisierungsbestreben der EU ergeben dürften und durch räumliche *misfits* noch verstärkt werden. Je unterschiedlicher die Vorgehen innerhalb der Länder sind, desto stärker ist zudem auf unteren Ebenen von späteren Koordinationshemmnissen auszugehen, die sich letztlich auch in der tatsächlichen Nitratreduzierung widerspiegeln dürften, indem ungleiche Zielfestlegungen auch in unterschiedliche Dringlichkeiten bei den Bewirtschaftungszielen münden. Darüber hinaus ist eine möglichst zügige und leicht erfassbare Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Zielfestlegungen und Bewertungsverfahren auch im Rahmen der Berichterstattung von hoher Bedeutung. Für die vorliegende Arbeit bedeuten die Vergleichschwierigkeiten, dass das niedersächsische Vorgehen bei der Operationalisierung von Nitratwerten in Hinblick auf seinen Anspruch kaum bewertet werden kann. Hierzu hätte es eines Ländervergleichs bedurft, der Aufschluss darüber gibt, welches Bundesland streng oder weniger streng bei den Ver-

fahren vorgegangen ist. Die Grenzwerte auf zentraler Ebene der EU zu erstellen wäre kaum möglich gewesen, denn diese hätten entsprechend der erarbeiteten Referenzbedingungen für alle in Europa vorkommenden Gewässertypen festgelegt werden müssen. Große Unterschiede in den bundeslandsspezifischen Vorgehensweisen hätten dennoch vermieden werden können, indem die nationale Ebene, z.B. mit der LAWA, Vorgaben zu Nitratwerten getroffen hätte. Selbst unverbindliche Werte hätten die Möglichkeit einer stärkeren Orientierung an einheitlichen Maßstäben geboten und ein übereinstimmendes Vorgehen in Deutschland wahrscheinlicher gemacht.

In Bezug auf den Politikstil als zweiten Untersuchungsschwerpunkt bei der Implementationsstruktur stellten sich die WRRL-Elemente traditioneller Steuerung, wie z.B. die stringente Fristsetzung und die Berichtspflichten, bisher als positiv heraus. Da das wasserwirtschaftliche System in Deutschland bislang von Mechanismen traditioneller Steuerung geprägt war, ergeben sich hier keine institutionellen *misfits (*vgl. Börzel 2000a; Knill u. Lenschow 2000 sowie Kap. 2.2). Die Ansätze zur prozeduralen Steuerung sind hingegen differenzierter zu betrachten. Das Subsidiaritätsprinzip hat den Vorteil, die Umsetzung an die nationalen und subnationalen Gegebenheiten anpassen zu können. Positiv ist auch die europäische Umsetzungsunterstützung durch Pilotprojekte, mit denen sich für Niedersachsen und das EZG Hase nicht nur Lernprozesse eröffnen, sondern auch konkrete Erkenntnisse für die Umsetzung, insbesondere für die Maßnahmenplanung, ergeben. Eine höhere Flexibilität in der Richtlinienumsetzung erlaubt die Anpassung an die politischen wie ökologischen Strukturen auf unteren Umsetzungsebenen, birgt jedoch auch die Gefahr der beispielsweise von Knill und Lenschow (1999), Dimitrakopoulos und Richardson (2001) sowie Flynn und Kröger (2003) genannten Umsetzungshemmnisse, die sich in weiter Normeninterpretation und der Anfälligkeit für Kompromisslösungen äußern. Kompromisslösungen können dabei insbesondere auf Bundeslands- und regionaler Ebene zum Tragen kommen, wo explizit über Maßnahmen zur Zielerreichung und die Inanspruchnahme der Ausnahmeregelungen zur Zielerreichung entschieden wird.

Während die Implementationsstruktur auf den unterschiedlichen Umsetzungsebenen betrachtet wurde, sind die Problemstruktur, kontextbezogene Interaktionsmuster und sozioökonomische wie historische Rahmenbedingungen systemische Faktoren, die vornehmlich auf die regionale Ebene bezogen wurden. Diffuse Nitratbelastung ist im Sinne der Literatur ein typisches Beispiel für ein Umweltproblem mit schwieriger Problemstruktur (vgl. Kap. 2.3.1). Mit Blick auf das EZG Hase erfolgt die Umsetzung der WRRL in einer Region, die sich in erheblichem Maße auf den landwirtschaftlichen Sektor einschließlich seiner vor- und nachgelagerten Bereiche stützt. Dies machen die sozioökonomischen und historischen Bedingungen wie auch die Interessen und Wahr-

nehmungen der regionalen Akteure deutlich. Die regionale Akteurskonstellationen ist durch einen *lock-in*-Effekt gekennzeichnet, der sich in starker Abhängigkeit nahezu aller regionalen Akteure von der Landwirtschaft widerspiegelt und den regionalen Umsetzungserfolg der WRRL aus ihrer Sicht daran misst, der intensiven Veredelungswirtschaft weitere Entwicklungspotenziale zu erhalten. Die Landwirtschaft muss gleichzeitig als Hauptverursacher der Nitratbelastung gelten, wird als solcher von den regionalen Akteuren jedoch nur bedingt wahrgenommen. Vielmehr erfolgt in Hinblick auf die Nitratproblematik eine externalisierte Lösungsorientierung. Damit kann es schwer werden, die regionalen Umweltprobleme als politisches Ziel zu definieren, denn zunächst muss vermittelt werden, dass auch innerhalb des regionalen Systems mehr Verantwortlichkeiten bestehen als derzeit von vielen Akteuren angenommen. Bei der Reduzierung der landwirtschaftlichen Gewässerbelastungen durch Nitrat bestehen zwar etablierte Lösungsstrategien. Inwieweit diese jedoch ausreichen, um die Ziele der WRRL zu erreichen, ist fraglich, denn trotz der Erfolge in der Nitratreduzierung, die mit Hilfe der bisherigen Maßnahmen unbestreitbar eingetreten sind, bedarf es allein für eine flächendeckende Erreichung des Grundwassergrenzwerts von 50 mg/l Nitrat weiterer Ansätze.

Sind auch die systemischen Ausgangsbedingungen für eine Zielerreichung nach WRRL auf regionaler Ebene nicht ideal, so bestehen doch Faktoren, die sich in ihrer Entwicklung entscheidend positiv auf die Umsetzung auswirken können. Drei dieser situativen Faktoren sind für den Umsetzungsprozess der WRRL in Niedersachsen und dem EZG Hase identifiziert worden: Erstens besteht Ergebnisoffenheit durch die derzeitigen Beteiligungsmechanismen, zweitens ergibt sich aus technischen Innovationen zur Wirtschaftsdüngerverwertung das Potenzial, der Nitratproblematik zu begegnen und drittens ist die Diskussion um die Finanzierung von Maßnahmen derzeit noch nicht abgeschlossen. Die situativen Faktoren sind Untersuchungsgegenstand des folgenden Kapitels.

4.3.2 Situative Faktoren

Aktueller Entscheidungsprozess und Öffentlichkeitsbeteiligung

Der Einfluss der Verhandlungs- und Beteiligungsstrukturen auf den Umsetzungserfolg der WRRL in Niedersachsen und im EZG Hase wird schwerpunktmäßig in [„Participation“] sowie partiell in [„Great Expectations“] behandelt. Ein Ergebnis ist, dass im Zuge der niedersächsischen WRRL-Umsetzung bereits eine Vielzahl von partizipativen Instrumenten deutlich vor der vorgegebenen Frist eingerichtet wurde. Eine frühe Initiierung von Partizipationsinstrumenten erleichtert nicht nur die Einhaltung von Fristen. Sie bietet auch die Möglichkeit, Bevölkerung wie Stakeholder frühzeitig für die Ziele der europäischen Gewässerpolitik zu sensibilisieren.

In Hinblick auf die Möglichkeiten zur Mitentscheidung der Umsetzungsschritte nichtstaatlicher Akteure wurden Partizipationsinstrumente untersucht, die auf administrativer Ebene und den verschiedenen Einzugsgebietsebenen[27] etabliert wurden. Als Ergebnis lässt sich festhalten, dass die meisten der Instrumente keine tatsächlichen Mitbestimmungsmöglichkeiten an einem kooperativen Planungsprozess von Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL bieten. Sie finden, wie der Beirat, entweder auf zu übergeordneter Ebene, befassen sich, wie die erweiterten Fachgruppen, mit rein technischen Umsetzungsfragen oder binden, wie im Fall der Regionalveranstaltungen, eine zu hohe Teilnehmerzahl ein (vgl. [„Participation“]). Die aktive Planung von Maßnahmen sowie die Mitgestaltung der Stakeholder am regionalen Umsetzungsprozess ist Aufgabe der 30 Gebietskooperationen, die seit Ende 2005 niedersachsenweit eingerichtet wurden. Auch für das EZG Hase wurde eine solche Gebietskooperation etabliert. Die Annahme in der Literatur, dass viele Probleme vor allem im regionalen bzw. lokalen Kontext zu lösen sind, da hier einerseits die größte Problemnähe besteht und andererseits für umsetzende Stellen die Möglichkeit gegeben ist, von lokalem Wissen zu profitieren (Steele 2001: 437; Thomas 1995: 10, vgl. auch Kap. 2.3.2), wird von den umsetzenden Stellen auch für die Gebietskooperationen angenommen. Innerhalb dieser Institutionen, das stellt [„Participation“] heraus, werden die wesentlichsten Planungsentscheidungen zur regionalen Umsetzung der WRRL erfolgen (vgl. auch [„Great Expectations“]).

[27] Für die Umsetzung der WRRL in Niedersachsen wurden drei Arbeitsebenen gebildet. Während sich die A-Ebene auf die gesamte Flussgebietseinheit, wie beispielsweise die Elbe oder Ems, bezieht, bezieht sich die B-Ebene auf die mittlere Einzugsgebietsebene (z.B. Obere, Untere und Mittlere Ems) und die C-Ebene auf unterste Teileinzugsgebietsebene, die so genannten Bearbeitungsgebiete, zu denen auch die Hase gehört.

[„Participation“] zeigt auch die Hürden auf, die sich bisher bei den Gebietskooperationen gezeigt haben. Basierend auf den empirischen Ergebnissen und unterstützt durch die Partizipationsliteratur werden drei Kernaspekte identifiziert, die für den Erfolg der Beteiligung im EZG Hase von entscheidender Bedeutung sind, derzeit aber noch eine Entwicklungsoffenheit zeigen: Erstens geht es um die Ernsthaftigkeit des Prozesses vonseiten der umsetzenden Stellen, zweitens bedarf es der klaren Bereitschaft der nichtstaatlichen Akteure, die Arbeitsfähigkeit der Kooperationen zu erhalten und alle Finanzierungsoptionen zu diskutieren und drittens ergeben sich Optionen durch die Einbindung der Umweltverbände. Der erste Aspekt steht im engen Zusammenhang mit dem Grad der tatsächlichen Mitbestimmungsmöglichkeit der Stakeholder am Umsetzungsprozess. So verpflichten sich die Mitglieder der Gebietskooperationen laut Erlass des Umweltministeriums zur aktiven Mitarbeit, wobei sich nach Aussage des Ministeriums für die Teilnehmer einerseits eine eigenverantwortliche Mitgestaltung des Umsetzungsprozesses vor Ort ergibt, andererseits auch konkrete Arbeitsaufträge von den umsetzenden Stellen an die Stakeholder gestellt werden sollen (MU Nds. 2005: 2f.). Die Entscheidungsbefugnis in letzter Instanz bleibt jedoch beim Ministerium. Unmut gab es bei den beteiligten Organisationen, da mit dem Letztentscheidungsrecht die Befürchtung verbunden war, das Ministerium könne die in den Kooperationen ausgehandelten Entscheidungen aushebeln. Die glaubhafte Vermittlung der umsetzenden Stellen, dass die Einbindung nicht-staatlicher Akteure ernst gemeint ist und im Prozess noch Entscheidungsoffenheit besteht, wird in der Literatur als grundlegende Voraussetzung für den Partizipationserfolg gesehen (Diduck u. Sinclair 2002: 579; Hartley 2006: 122) und gilt insbesondere für die Gebietskooperationen.

In Hinblick auf den zweiten Aspekt wurden räumliche *misfits* (Moss 2003a, b, Young 2002) identifiziert, die im EZG Hase zu einer unausgewogenen Repräsentativität der Stakeholdergruppen geführt haben und den Umsetzungsprozess erschweren können. Da sich Verwaltungs- und Flussgebietsgrenzen nicht deckten, sind für das Einzugsgebiet der Hase allein vier niedersächsische Landkreise (sowie Osnabrück als kreisfreie Stadt) zu beteiligen. Ähnliches gilt für eine Vielzahl der Verbände, die in aller Regel ebenfalls nach Kreis- oder gar Gemeindegrenzen organisiert sind. Die Vorgabe des Niedersächsischen Umweltministeriums, die Teilnehmerzahl der Kooperationen aus Gründen der Erhaltung einer arbeitsfähigen Größe auf zehn Personen zu begrenzen und gemeinsame Vertreter zu ernennen (MU 2005: 4), wurde von vielen Organisationen abgelehnt, da insbesondere bei dieser regionalen Beteiligung auch aus ökonomischer Sicht von weitreichenden Entscheidungen für den Umsetzungsprozess der WRRL auszugehen ist. Der Teilnehmerkreis wurde daher ausgedehnt, befindet sich nun jedoch mit regelmäßig 15-20 Teilnehmern an der Grenze für eine konstruktive und kooperative Arbeit. Zudem

bezieht sich die erweiterte Teilnehmerzahl fast ausnahmslos auf Umweltverbände, denen es durch das oben genannte Kompetenznetzwerk bereits gelungen ist, Vertreter für jedes Bearbeitungsgebiet zu nennen. Sie bleiben mit einem, höchstens zwei Personen repräsentiert [Participation“], [„Great Expectations“].

Auch die Befürchtungen vieler nicht-staatlicher Akteure, im Rahmen der Maßnahmen finanzielle Verantwortung übernehmen zu müssen (vgl. Kap. 4.3.1) und daher z.B. im Fall entstehender ökonomischer Nachteile auf einen umfassenden finanziellen Ausgleich zu bestehen, kann ein Kernproblem in den Gebietskooperationen werden. Zu Gunsten der ökonomischen Interessen kann die Beteiligung in Entscheidungen mit kleinstem gemeinsamen Nenner münden, der im Fall des EZG Hase durch eine ausschließlich öffentliche Finanzierung von Maßnahmen und die intensive Inanspruchnahme von Ausnahmen zur Zielerreichung der WRRL gekennzeichnet ist [„Participation“]. In solchen Fällen dürften Instrumente traditioneller Steuerung anstelle partizipativer Entscheidungen die effektiveren Mechanismen zur Erreichung der Umweltziele sein (Coglianese 1999, zu den Finanzierungsoptionen siehe auch den letzten Abschnitt in diesem Kapitel).

Neben der Ernsthaftigkeit des Prozesses sowie eines klaren *Commitments* vonseiten der Teilnehmer ist vor allem die Rolle der Umweltverbände wesentlich, um innerhalb des Verhandlungsprozesses zu einer stärkeren Balance zwischen ökologischen und ökonomischen Interessen zu gelangen. Gleichzeitig sind es insbesondere die landwirtschaftlichen Akteure, die von Maßnahmen betroffen sein werden und deren Akzeptanz für ggf. weniger favorisierte Nitratreduzierungsmaßnahmen auch von der Struktur und dem Fortgang des Beteiligungsprozesses abhängen wird [„Participation“].

Einfluss der Umweltverbände in den Gebietskooperationen

Mit den Gebietskooperationen, so das Ergebnis von [„Great Expectations“] und [„Participation“], ergeben sich explizit für die regionalen Umweltverbände neue Möglichkeiten, die bislang verhältnismäßig geschlossenen Akteurskonstellationen aufzubrechen und die ökologische Dimension der Nitratbelastung stärker in den Vordergrund zu stellen. Eine starke ökologische Orientierung bei der Umsetzung der WRRL wird sich auch positiv auf die Reduzierung der Nitratkonzentrationen auswirken. Die Chancen für Umweltverbände lassen sich im Wesentlichen aus vier neuen Rahmenbedingungen ableiten: Erstens legt die GWRL mit 50mg/l für Nitrat einen fixen Grenzwert fest. Daraus resultiert, dass der Fokus auf die Nitratreduzierung räumlich ausgeweitet wird und nicht mehr nur unter Nutzungsaspekten, wie z.B. der Trinkwassergewinnung zu betrachten ist. Zweitens verlangt die WRRL eine ökosystemare Betrachtung, so dass, stärker als zuvor, die Wechselbeziehungen zwischen Oberflächen- und Grundwasser und insofern

auch biologische und hydromorphologische Qualitätskomponenten einbezogen werden. Gerade hier haben die Umweltverbände wesentliche Kompetenzen, die nutzbar gemacht werden können. Drittens ist durch den flussgebietsbezogenen Ansatz bei partizipativen Instrumenten ein weiterer Kreis an Stakeholdern einzubeziehen als es bisher bei den Trinkwasserkooperationen der Fall war. Die Chance, bestehende Netzwerkstrukturen aufzubrechen, ist insbesondere bei neu etablierten Partizipationsprozessen gegeben (Mostert 2003: 185) und die Umweltverbände sind explizit in die Umsetzung der WRRL einzubeziehende Interessenvertreter in den Gebietskooperationen (MU 2005: 5). Viertens und letztens ist es den niedersächsischen Umweltverbänden im Zuge der WRRL bereits gelungen, ein gemeinsames Netzwerk aufzubauen und Experten für jedes Bearbeitungsgebiet zu ernennen. Wie Whelan und Lyons zeigen (2005), sind gerade bei Umweltverbänden wissenschaftliches und technisches *Know-how* eine wesentliche Ressource, um ihre Glaubhaftigkeit in partizipativen Prozessen zu stützen und durch Weitergabe von Informationen und Daten aktiv am Entscheidungsprozess teilzunehmen. Durch das Expertennetzwerk zur WRRL können einerseits Wissen und Kompetenzen gebündelt und andererseits die kommunikative Verbindung zwischen umsetzenden Behörden, Öffentlichkeit und den eigenen Verbänden intensiviert werden. Dabei sind es unter den gesamten Akteuren der Region die Umweltverbände, die ausschließlich Umweltinteressen bei der Umsetzung verfolgen, mit anderen Worten – als Anwälte der Natur auftreten. Diese Rolle macht es ihnen unter den neuen Bedingungen möglich, den bestehenden und vorwiegend sozioökonomischen Interessen der Landwirtschaft mit ökologischen Interessen entgegenzutreten und beide Interessensschwerpunkte zu einer ausgewogeneren Balance zu führen [„Great Expectations“], [„Participation“].

Aktuelle Maßnahmen: Biogastechniken zur Wirtschaftsdüngerverwertung

Die Betrachtung von innovativen Techniken zur Nitratreduzierung ist für die Haseregion entscheidend, da technische Lösungen neben den kooperativen Maßnahmen in Trinkwasserschutzgebieten seit jeher vorherrschend waren, um der Nitratproblematik zu begegnen und daher auch auf Akzeptanz der landwirtschaftlichen Akteure stoßen werden. Ein Ergebnis von [„Great Expectations“] ist, dass sich aus Sicht vieler regionaler Akteure insbesondere mit der Biogastechnologie neue Möglichkeiten ergeben, dem hohen Anfall von Wirtschaftsdünger damit verbundenen hohen Nitratkonzentrationen Herr zu werden. Betrachtet werden in solche Anlagen, die durch additive Techniken die feste und flüssige Phase von Wirtschaftsdünger separieren und diesen so transportwürdiger machen (Teilaufbereitung). Außerdem werden Anlagen berücksichtigt, die ausschließlich zum Zwecke der Wirtschaftsdüngerverwertung gebaut werden, um nach einer Separierung die flüssige (nitrathaltige) Phase zu reinem Wasser aufzubereiten bzw. zu einer Nitrataufbereitung gelangen, bei der eine schadlose Freisetzung des molekularen Stick-

stoffs in die Atmosphäre erzielt wird (Totalaufbereitung).[28] Mit Erhöhung der Transportfähigkeit von Dünger besteht jedoch das Risiko der Verbreitung von Tierseuchen und es ist eher mit einer Problemverschiebung denn -lösung zu rechnen, da auch weiter entfernte Regionen an Kapazitätsgrenzen bei der Gülleaufnahme gelangen können. Im Gegensatz hierzu wären die Totalaufbereitungsverfahren für das EZG Hase eine Optimallösung. Mit dieser Technik würde die Nitratproblematik quasi außer Kraft gesetzt und auch die Anpassung an striktere (evtl. gesetzlich eingeführte) Nitratgrenzwerte gelänge problemloser. Von den Totalaufbereitungsverfahren können also *win-win*-Lösungen erwartet werden, die sowohl ökologischen als auch ökonomischen Interessen dienen und daher besonders erfolgversprechend für die Umsetzung sind (Jänicke 1997: 7). Dass diese Techniken ernsthaft verfolgt werden, zeigt der Aufbau einer Pilotanlage im EZG Hase. Einzuwenden ist jedoch, dass die Totalaufbereitungstechniken bisher noch Zukunftsmusik sind, da vor allem die ökonomische Rentabilität noch große Unsicherheiten birgt. Entsprechend dürften diese Technologien zumindest mittelfristig für die Erreichung der WRRL-Ziele kaum das ausreichende Potenzial haben, so dass sich die Region bei der Zielerreichung der Nitratreduzierung auch nicht auf Maßnahmen stützen können wird, die derzeit nur im Pilotstadium existieren.

Finanzielle Optionen im Zuge der Maßnahmenumsetzung zur WRRL

Die Ressourcenfrage hat sich in der vorliegenden Arbeit als eine der schwerwiegendsten herausgestellt. Der Verweis vieler Autoren der Implementations- und Umweltpolitikforschung, dass ausreichende personelle, insbesondere aber auch finanzielle Mittel für den Umsetzungserfolg unabdingbar sind (vgl. Kap. 2.3.2), findet insbesondere für die Umsetzung der WRRL seine Bestätigung und gilt speziell für die Finanzierung von Maßnahmen. Die Ressourcenausstattung umsetzender Stellen ist, wie in [„Konsequenzen und Perspektiven“] und in [„Great Expectations“] dargestellt, in Niedersachsen sehr begrenzt. So bestehen neben eingeschränkten personellen Kapazitäten vor allem Datenlücken, die z.B. während der Bestandsaufnahme die Einrichtung neuer Messstellen erfordert hätten, aus finanziellen Gründen jedoch nicht geschlossen wurden. Die zuständigen Behörden sehen sich nun der Schwierigkeit gegenüber, dass geschätzte Belastungen den Zielgruppen schwerer vermittelbar sind und somit mehr Überzeugungsarbeit zu leisten ist als es bei eindeutiger Datenlage der Fall gewesen wäre. Einerseits ist das Schließen von Datenlücken zur Nitratbelastung für die Aufstellung der Maßnahmenprogramme unabdingbar, um Personal und Finanzmittel gezielt einzusetzen. Andererseits ist es verständlich, dass bei der Abwägung, ob öffentliche Mittel für Messstellen oder zur Maßnahmenfinanzierung verwendet werden sollten, letzteren die Präferenz einge-

[28] Für einen Überblick zu den Techniken siehe Morris et al. 2003; Burton u. Turner 2003

räumt wurde, zumal erst diese zu einer tatsächlichen Verbesserung der Gewässerqualität führen.

Möglichkeiten, finanzielle Mittel insbesondere für die Umsetzung von Maßnahmen freizusetzen, werden in [„Great Expectations“] betrachtet. Dabei ist ein Ergebnis, dass zwar auf europäischer Ebene, z.B. durch die GAP, Fördermöglichkeiten bestehen, die Hauptlast der Finanzierung jedoch bei den Bundesländern liegen wird. Auf niedersächsischer Ebene ist nun zu entscheiden, ob die Maßnahmenfinanzierung durch öffentliche Gelder oder, zumindest teilweise, auch durch Mittel nicht-staatlicher Akteure getragen werden soll. Anzeichen dafür, dass die Maßnahmenfinanzierung vordergründig eine öffentliche Aufgabe sein soll, lassen sich aus der geplanten Erhöhung der Abwassergebühren (MU Nds. 2006) sowie der Diskussion schließen, den Wassercent, aus dem bisher die Maßnahmen der Trinkwasserkooperationen finanziert wurden, teilweise umzuwidmen und auf die Fläche zu übertragen [„Great Expectations“]. Andererseits stellt [„Great Expectations“] auf Basis der empirischen Untersuchungen heraus, dass der Umfang der benötigten finanziellen Ressourcen durch öffentliche Gelder kaum zu decken ist. Dies ergibt sich auch daraus, dass das Land Niedersachsen z.B. den Gebietskooperationen jährlich Gelder in Höhe von 15 000 € zur Verfügung stellt, die jedoch kaum den benötigten finanziellen Rahmen für Maßnahmen decken werden (Newig 2007: 95).

Dennoch wird, wie in Kapitel 4.2 dargelegt, vonseiten der umsetzenden Stellen die Kofinanzierung von Maßnahmen durch die Stakeholder nicht ausgeschlossen. Zudem wird von der WRRL die Anwendung des Verursacherprinzips betont. Der Hinweis von Goggin et al. (1990: 131, vgl. Kap. 1.1.2), dass sich die Umsetzungsfinanzierung, um erfolgreich zu sein, über alle Skalen erstrecken und auch nicht-staatliche Akteure einbeziehen muss, findet sich im gegebenen Fall bestätigt. Im Fall des EZG Hase kann eine stärkere Internalisierung der durch die Landwirtschaft verursachten externen Umweltkosten den Verzicht auf finanzielle Kompensierung bei solchen Maßnahmen bedeuten, die nur geringe bzw. noch tragbare finanzielle Belastungen der landwirtschaftlichen Betriebe mit sich bringen – wobei noch zu verhandeln wäre, wo die Tragbarkeit jeweils liegt. Für alle Optionen im Rahmen der Maßnahmenfinanzierung ist zudem, dies wird auch von den Akteuren betont (vgl. [„Great Expectations“]), die Suche nach Synergieeffekten entscheidend. Ein klassisches Beispiel ist der Anbau von Zwischenfrüchten, der einerseits Nitratemissionen verringert, andererseits jedoch auch z.B. die Habitatqualität für Wildtiere aufwertet. Aus Maßnahmensicht sind Synergien vorteilhaft, um mehr als einem Umweltproblem zu begegnen. Aus Kostensicht ergeben sich hieraus Möglichkeiten der gemeinsamen Finanzierung. Dabei ist die gemeinsame Finanzierung durch die öffentliche Hand und Stakeholder ebenso denkbar wie die Teilung der Kostenlast durch die Stakeholder allein [„Great Expectations“].

Zusammengefasst wurden drei situative Faktoren als ausschlaggebend für die regionale Ebene identifiziert. Der erste bezieht sich auf die Instrumente zur Öffentlichkeitsbeteiligung im Zuge der niedersächsischen WRRL-Umsetzung. Hier zeigt sich, dass bereits eine Vielzahl von partizipativen Instrumenten deutlich vor der vorgegebenen Frist eingerichtet wurde. Eine frühe Initiierung von Partizipationsinstrumenten impliziert nicht nur, dass die Einhaltung von Fristen erleichtert wird, sondern auch die Möglichkeit, Bevölkerung wie Stakeholder frühzeitig für die Ziele der europäischen Gewässerpolitik zu sensibilisieren. Jedoch ergaben sich vor allem zu Beginn der Gebietskooperationen Schwierigkeiten. So führten räumliche *misfits* zu einer unausgewogenen Repräsentativität der Stakeholdergruppen. Zudem scheint sich vor allem das niedersächsische Umweltministerium gegenüber den Beteiligten noch bewähren zu müssen, um die Langfristigkeit der Kooperationen zu gewährleisten. Hier darf nicht der Eindruck entstehen, dass von den Teilnehmern zwar entscheidende Vorarbeit geleistet wird, ihre Mitentscheidungsrechte im Gegenzug jedoch weitgehend unberücksichtigt bleiben.

Im Verlauf der regionalen Beteiligung wird sich zudem entscheiden, inwieweit eine Balance zwischen ökologischen und sozioökonomischen Interessen für das EZG Hase erfolgt. Mit den Gebietskooperationen ergeben sich für die regionalen Umweltverbände Möglichkeiten, das bislang verhältnismäßig geschlossene Akteursnetzwerk in der Haseregion aufzubrechen und die ökologische Dimension der Nitratbelastung stärker in den Vordergrund zu stellen. Nun ist es dabei verhältnismäßig unwahrscheinlich, dass es vor allem bei den landwirtschaftlichen Akteuren zu einem *reframing (*Hanke et al. 2002: 6f.) von stark ökonomischen zu stark ökologischen Problemwahrnehmungen kommt. Dies ist auch nicht zwingend erforderlich. Ausreichend ist bereits, dass sich mit der neuen Position der Umweltverbände in den Gebietskooperationen die Möglichkeit ergibt, ihr *framing* aufzuweiten und dadurch zu neuen Ausgangssituationen bei der Verhandlung von Maßnahmen zu gelangen (Gray 2004: 23; Dewulf 2005: 308f., vgl. auch [„Closedness“]). Wo dies gelingt, müssten z.B. auch die Anwendung von Ausnahmebedingungen oder der Einsatz von Maßnahmen anders verhandelt werden. Eine entsprechende Interessenbalance würde in Bezug auf die Nitratreduzierung zumindest zu einer höheren Zielerreichung führen als dies bei einer Aushandlung unter ausschließlich ökonomischen Intereressen gegeben wäre.

Bei den Biogastechniken zur Wirtschaftsdüngerverwertung als zweiten situativen Faktor hat sich gezeigt, dass insbesondere so genannte Totalaufbereitungsverfahren eine regionale Optimallösung wären. Für den Umsetzungsprozess vorteilhaft sind die Techniken, da sie mit der bislang verfolgten Strategie zur Nitratreduzierung konform sind und daher auch auf Akzeptanz bei den Politikadressaten stoßen (vgl. Kap. 2.3.2). Jedoch stellen die untersuchten Mechanismen zur Wirtschaftsdüngerverwertung aufgrund ihrer

fraglichen ökonomischen Rentabilität derzeit keine tatsächliche Option dar, so dass sich die Region zur Zielerreichung der WRRL kaum auf diese Techniken wird verlassen können. Kritisch sind die Technologien auch im Gesamtkontext der Nachhaltigkeitsdiskussion zu sehen, denn Teil- wie auch Totalaufbereitungsanlagen für Wirtschaftsdünger geben der Landwirtschaft Impulse für eine weitere Intensivierung der bestehenden Betriebsstrukturen. Die Probleme der Intensivlandwirtschaft sind nicht nur auf die Nitratbelastung in Gewässern reduziert, sondern betreffen durch Monokultur, Lebensmittelskandale und soziale Umstrukturierung ländlicher Regionen alle drei Säulen der Nachhaltigkeit. Diese würden durch die Biogastechnologien weiter forciert, so dass es nicht nur aus Sicht des aktuellen Stands der Technik, sondern auch mit Blick auf künftige Generationen mehr bedarf, um die Ziele der WRRL zu erreichen.

Die verschiedenen Optionen zur Maßnahmenfinanzierung stellen die dritte situative Komponente dar. Auf niedersächsischer Ebene ist zu entscheiden, ob die Maßnahmenfinanzierung zu einer öffentlichen Aufgabe werden soll oder auch die Verursacher mehr als bisher in die finanzielle Verantwortung genommen werden sollten. Entscheidend wird hierbei die Frage sein, inwieweit tatsächlich die Bereitschaft besteht, das Verursacherprinzip auch auf die Landwirtschaft anzuwenden. Die Rechtfertigung für die umfassende Anwendung des Verursacherprinzips ergibt sich bereits aus der WRRL. Sie dürfte in Niedersachsen und auf regionaler Ebene jedoch auf erhebliche Akzeptanzprobleme stoßen. Derzeit scheint der niedersächsische Fokus mit der Anhebung der Abwassergebühr und der partiellen Umwidmung des Wassercents eher auf einer Maßnahmenfinanzierung durch die öffentliche Hand zu liegen. Den Gewässerschutz als gesamtgesellschaftliche Aufgabe zu begreifen ist sicherlich nicht falsch und wird teilweise auch notwendig sein, um langfristig finanzielle Ressourcen für Maßnahmen bereitzustellen. So können mit Gebührenanhebung und Gelderumwidmung Mittel für solche Fälle freigesetzt werden, wo es tatsächlich durch Maßnahmen zu starken Einkommenseinschnitten bei den landwirtschaftlichen Betrieben kommt.

Allerdings besteht kaum Grund dafür, gleichzeitig die Frage der Internalisierung externer Umweltkosten aus der Suche nach Finanzierungsmöglichkeiten auszuschließen. Nur wenn in die Auslotung finanzieller Optionen auch die Frage einbezogen wird, welchen Beitrag die Sektoren leisten können, die als Hauptverursacher von Gewässerbelastungen gelten, ist ein umfassendes Spektrum an Finanzierungsmöglichkeiten gegeben. Dabei geht es nicht darum, der Landwirtschaft automatisch die Hauptlast der Finanzierung aufzuerlegen, dies wäre allein schon aus politischen Gründen kaum möglich. Jedoch bedarf es auf niedersächsischer Ebene wie auch im EZG Hase eines stärkeren Verständnisses dafür, dass die Internalisierung externer Umweltkosten diskutiert werden muss, um die WRRL erfolgreich umzusetzen. Die Gebietskooperationen können dafür genutzt

werden, eine stärkere Sensibilisierung zur Kostenverantwortung zu erreichen und die Verteilung der Maßnahmenfinanzierung zwischen öffentlichen Stellen und Stakeholdern auszuhandeln.

Eine erste Chance, auch landwirtschaftliche Akteure stärker in die finanzielle Verantwortung zu ziehen, eröffnet sich mit der Nutzung von Synergieeffekten. Bei Maßnahmen mit Synergieeffekten läge die Kostenlast nicht allein bei der Landwirtschaft, so dass auch das Empfinden seitens der Akteure für eine gerechtere Verteilung gestärkt würde. Hierdurch ist mit größerer Akzeptanz für die Kostenübernahme zu rechnen. Möglichkeiten ergeben sich insbesondere im kleinflächigen Bereich, wo durch viele kleine, weniger kostspielige Maßnahmen, die nicht öffentlich gefördert werden, Beiträge zur flächendeckenden Nitratreduzierung geleistet können.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die vorliegende Arbeit hat am Beispiel der diffusen Nitratbelastung, das eines der zentralsten Umweltprobleme im Gewässerschutz darstellt, Faktoren untersucht, die die Umsetzung der WRRL beeinflussen. Hieraus wurden Schlüsse für die Erreichbarkeit der europäischen Gewässerschutzziele im regionalen Kontext gezogen. Vier Unterfragen leiteten die Untersuchung: Erstens, die Frage nach den nitratbezogenen Neuerungen, die sich für die Landwirtschaft aus der WRRL ergeben, zweitens, welche Umsetzungsstrategien auf europäischer Ebene verfolgt werden und wie die bisherige Umsetzung auf deutscher, länderspezifischer und regionaler Skala erfolgt, drittens, welche Faktoren auf welcher Ebene bestimmend für den Umsetzungserfolg sind und viertens, welche Folgerungen sich hieraus für die Erreichung der europäischen Gewässerschutzziele für Agrarintensivregionen ergeben. Wesentliche Antworten auf diese Fragen finden sich in den vorstehenden Kapiteln, die die folgenden Schlussfolgerungen erlauben.

5.1 Die Umsetzung der WRRL in Agrarintensivregionen

Mit dem Einzugsgebiet Hase wurde exemplarisch eine der intensivsten Veredelungsregionen Deutschlands betrachtet. Für den Umsetzungserfolg der WRRL zeichnet sich für diese Region ein eher pessimistisches Bild ab, das mit dem Interviewzitat eines Repräsentanten des NLWKN verdeutlicht werden soll:

> „Die einzige Verhaltensänderung, die tatsächlich den guten Zustand der Gewässer im Haseraum erreichen ließe, wäre eine Herausnahme der Nutzungen aus diesem Gebiet“.

Die Aussage zeigt nicht nur die Schwere der Nitratbelastung als regionales Umweltproblem, sie zeigt auch, dass die Konsequenzen der Umsetzung erheblich sein können. Starke Einschränkungen der Produktionsstrukturen werden in einer Region, deren Wirtschaftskraft trotz des sich vollziehenden Strukturwandels in der Landwirtschaft nach wie vor erheblich ist, jedoch kaum auf Akzeptanz stoßen.

Dennoch wäre es verfrüht, selbst in dieser Region von einem voraussichtlichen Misserfolg der Umsetzung zu sprechen. Nitratbelastungen sind Beispiel für ein im regionalen Kontext sehr schwieriges und politisch sensibles Thema. Selbst bei Verfehlung des Ziels einer umfassenden Nitratreduzierung, ist der Umsetzungserfolg für andere Bereiche des Gewässerschutzes nicht ausgeschlossen. Etablierte Gewässerschutzmaßnahmen und auch die für das Einzugsgebiet Hase identifizierten entwicklungsoffenen (situati-

ven) Faktoren zeigen, dass regionale Lösungspotenziale für die Nitratproblematik durchaus gegeben sind. Auch um dieses Potenzial auszuschöpfen, bietet die WRRL durch Fristverlängerungen und die Festlegung weniger strenger Umweltziele Ausnahmen, die es ermöglichen, angepasste Umsetzungsstrategien zu entwickeln. In vielen Regionen wird sich die Umsetzung der WRRL bereits aus Kostengründen an diesen Ausnahmeregelungen orientieren. Deshalb ist vor allem die Aufmerksamkeit der EU-Kommission gegenüber regionalen Zielfestlegungen und Bedingungen zur Inanspruchnahme der Ausnahmen wie auch die finanzielle Unterstützung von europäischer Seite gefragt. Gleichwohl bedeutet die Anwendung von Ausnahmen nicht automatisch eine Umsetzungsverfehlung. Weniger strenge Umweltziele können gerade in Agrarintensivregionen noch eine beträchtliche Herausforderung sein, und Fristverlängerungen entbinden nicht von der eigentlichen Zielerreichung. Sie bieten vielmehr die Möglichkeit einer sozial und ökonomisch verträglicheren Umsetzung wie auch die Chance, selbst vor gravierenden Umweltproblemen nicht zu kapitulieren, sondern die Umweltziele schrittweise zu erreichen. Orientiert am ökologischen Endergebnis ist die Erreichung kleinerer und ggf. weniger anspruchsvoller Ziele immer noch der Nichterfüllung von Zielen vorzuziehen. Nichtsdestotrotz bzw. gerade deshalb müssen insbesondere in schwerpunktmäßigen Belastungsregionen schon heute Maßnahmen ergriffen werden, um die Herausforderung einer flächendeckenden Reduzierung der Umweltprobleme zeitlich nicht nur zu verschieben, sondern tatsächlich anzugehen.

5.2 Implementation von Umweltrichtlinien im Mehrebenensystem der EU

Die WRRL ist eines der jüngsten Beispiele der neuen europäischen Richtliniengeneration. Letztere ist gekennzeichnet durch einer stärkere Verflechtung der verschiedenen umweltpolitischen Bereiche untereinander wie auch mit anderen Politikbereichen, z.B. der Landwirtschaftspolitik. Nicht nur die unterschiedlichen Politikressorts sind hierdurch aufgefordert, andere Politikbereiche stärker in ihrer Arbeit zu berücksichtigen, auch nicht-staatliche Akteure werden die von ihnen ausgehenden Belastungen mehr als bisher in einen übergreifenden Kontext stellen müssen. Gestützt durch eine Mischung aus traditionellen und neuen, prozeduralen Steuerungsmechanismen verfolgt die integrative Umweltpolitik vor allem das Ziel, bislang ungelösten Umweltproblemen Herr zu werden. Die neue Richtliniengeneration reflektiert zudem das Wissen um die Defizite, die sich in der Vergangenheit bei der Politikumsetzung im europäischen Mehrebenensystem ergeben haben. Dabei ist die Frage geeigneter Steuerungsmechanismen zur Umsetzung eine wesentliche Herausforderung. Prozedurale Instrumente sind als Ergänzung

zur traditionellen Steuerung von größter Bedeutung, sie werden letztere jedoch nicht obsolet machen. Für den Umsetzungserfolg über alle Ebenen wird es entscheidend sein, das richtige Verhältnis beider Ansätze zu erreichen, um auf europäischer Ebene nicht schon die Weichen für mögliche Rechtsunsicherheiten und Fehlinterpretationen zu stellen, sondern möglichst eindeutig die Ebenen für die jeweils zu treffenden Entscheidungen zu definieren.

Die Mehrebenendiskussion zeigt besondere Aktualität bei der WRRL. Mit den Flussgebietseinheiten als Bezugsraum für die Erreichung von Umweltzielen wird eine neue Skalendimension eingeführt und eine stärkere vertikale und horizontale Koordination erforderlich. Einige Aspekte der WRRL, wie z.B. Maßnahmen zur Erosionsminderung oder des Grundwasserschutzes, haben vornehmlich eine lokale bzw. regionale, andere, wie z.B. Schadstofffrachten in die Nordsee, wiederum eine internationale Dimension. Die künftige europäische Umweltpolitik wird dem Verhältnis und Zusammenspiel dieser verschiedenen Skalen erhöhte Aufmerksamkeit schenken müssen. Neben der nationalen und subnationalen Ebene, die bislang im Fokus der Implementationsforschung stand, scheint dabei die regionale und lokale Ebene von ebenso großer Bedeutung für den Umsetzungserfolg zu sein. So folgt auch aus den prozeduralen Steuerungsmechanismen europäischer Umweltpolitik eine stärkere Verantwortungsteilung zwischen staatlichen und privaten Akteuren, die zur Zielerreichung bereits aus Gründen größerer Akzeptanz bis auf die lokale Ebene führen muss.

Der Einbindung von Interessengruppen und der breiten Bevölkerung auf regionaler und lokaler Ebene kommt hierbei eine besondere Rolle zu. Auf dieser Skala werden die Akteure am Umsetzungsprozess beteiligt, die sowohl oft Teil des Verursacherkreises der Umweltbelastungen als auch von den Maßnahmen zu deren Minderung bzw. Behebung direkt betroffen sind. In Zeiten leerer öffentlicher Kassen werden gerade die Beteiligungsprozesse auf regionaler Ebene nicht zuletzt auch dazu dienen, die Finanzierung von Umsetzungsmaßnahmen auszuhandeln. Die frühzeitige Beteiligung kann den Blick für gemeinsame Gewässerschutzziele wie auch das Bewusstsein schärfen, als Verursacher eine stärkere Verantwortung für die Umsetzung von Maßnahmen zu übernehmen. Vorteilhaft ist die frühzeitige und über den gesamten Umsetzungsprozess angelegte Öffentlichkeitsbeteiligung zudem, da nicht-staatliche Akteure nicht erst bei letztlichen Entscheidungen, sondern bereits bei der Datenaufbereitung und der Festlegung von Zielverfahren ihre Interessen einbringen können. Darüber hinaus ergibt sich eine Langfristigkeit der kollaborativen Verfahren, die dem Vertrauensaufbau zwischen allen Beteiligten Vorschub leistet.

Nicht zu unterschätzen ist jedoch, dass trotz weitreichender Erfahrungen bei Kooperationen und Beteiligungsverfahren im Natur- und Umweltschutz die Partizipation zur Umsetzung einer materiellen EU-Richtlinie, wie sie mit der WRRL gegeben ist, nicht nur für die beteiligten Interessengruppen, sondern auch für die umsetzenden Behörden Neuland ist. Letztere sehen sich vor die Aufgabe gestellt, bei engem Zeit- und Personalbudget neue Entscheidungsprozesse zu initiieren und zu leiten. Dabei kommt insbesondere den Behörden auf regionaler Ebene die neue und oft ungewohnte Rolle zu, als Moderator zwischen umsetzenden Stellen auf höherer Ebene und regionalen bzw. lokalen Interessengruppen zu agieren. Wird die Beteiligung ernst genommen, geht mit der Möglichkeit, den nicht-staatlichen Akteuren einen Teil der – originär behördlichen – Umsetzungsarbeiten zu übertragen auch die Überlassung von Kompetenzen einher. Die Herausforderung besteht für die umsetzenden Stellen darin, Teile ihrer Entscheidungen an die nicht-staatlichen Akteure abzugeben und damit Kontrollverlust in Kauf zu nehmen ohne aber Vertragsverletzungen bei der Erreichung der Umweltziele zu riskieren.

So wesentlich der Diskussionsprozess zwischen umsetzenden Stellen und betroffenen Interessengruppen für die Implementation auch ist, so bedeutsam ist es auch, die Behebung von Umweltproblemen als gesamtgesellschaftliches Thema zu begreifen. Die Erfahrungen zur WRRL bei Erstellung dieser Arbeit wie auch im Projekt PartizipA haben gezeigt, dass die neuen europäischen Forderungen zum Gewässerschutz bei weitem noch nicht die breite Öffentlichkeit erreicht haben. Um eine Norm wie die WRRL erfolgreich umzusetzen, bedarf es daher auch umfassender Partizipationsinstrumente, die den Gewässerschutz stärker im Bewusstsein der breiten Öffentlichkeit verankern. Internetseiten und Broschüren zur Verbreitung des Themas sind zwar ein erster Schritt, der jedoch durch öffentlichkeitswirksame Aktionen ergänzt werden muss, um den Bürger für den Umwelt- und Naturschutz zu sensibilisieren.

5.3 Kritischer Rückblick und weiterer Forschungsbedarf

Die vorliegende Arbeit hat deutlich gemacht, welch erheblichen Einfluss die regionale Ebene im Umsetzungsprozess von Umweltrichtlinien haben kann. Sie leistet damit einen Beitrag zu der bisher noch begrenzten Literatur der Implementationsforschung mit regionalem und lokalem Bezug. Als Grundlage für die Untersuchungen haben sich die drei theoretischen Bezüge der Implementationsforschung, der institutionellen Dimensionen von Umweltpolitik und der Erfolgsfaktoren von Umweltpolitik als fruchtbar erwiesen. Die in der politikwissenschaftlichen Literatur übliche Unterscheidung nach systemischen und situativen Erfolgsfaktoren wurde für die Untersuchung des Implementa-

tionserfolgs der WRRL aufgegriffen und durch Anwendung auf die regionale Ebene erweitert. Obwohl ursprünglich für die nationalstaatliche Ebene konzipiert, sind die einzelnen Erfolgsdeterminanten auf die regionale Ebene übertragbar.

Für die empirischen Erhebungen waren die Leitfadeninterviews ein geeignetes Mittel, den aktuellen Umsetzungsprozess in Niedersachsen und an der Hase nachzuvollziehen und die vorherrschenden Akteurswahrnehmungen zu erkunden. Methodisch wurde dabei im Verlauf der Erhebungen die Entscheidung getroffen, die Gespräche weitgehend offen zu führen und damit von einer intensiven Anwendung der *Dynamic Actor Network Analysis* (DANA) abzusehen. Obwohl die teilweise doppelte Auswertung durch ein automatisiertes Tool einerseits und klassische Methoden andererseits zu einem höheren Aufwand geführt hat, erwies sich diese Entscheidung für die gegebene Untersuchung als dienlich. Fülle und Vielfalt an gewonnenen Informationen und Erkenntnissen in der Arbeit wären im Fall einer absoluten Anwendung von DANA deutlich geringer ausgefallen. Dies gilt insbesondere unter der gegebenen Voraussetzung der noch sehr begrenzten Dokumentationen zu DANA. Die im Rahmen dieser Arbeit gewonnenen und dargestellten Erkenntnisse zur computergestützten Akteursanalyse dienen als erster Schritt zur weiteren Dokumentation und sollen insbesondere solchen Anwendern helfen, die auf eine detaillierte Auseinandersetzung mit Programmiercode und Formeln verzichten möchten.

Großer Gewinn war die Erstellung der Arbeit im Rahmen des interdisziplinären Projekts PartizipA. Trotz bekannter Hürden, die sich im Verlauf interdisziplinärer Arbeit ergeben und auch in PartizipA erfahren wurden, überwogen die Vorteile der Zusammenarbeit. Sie sind insbesondere in Diskussionen über den eigenen Forschungsbereich hinaus zu sehen, die zu einem erweiterten Verständnis für andere Forschungsgebiete wie auch speziell für das Anwendungsthema Land- und Wasserwirtschaft geführt haben. Eine weitere positive Erfahrung ist die Verfassung der Arbeit als kumulative Dissertation. Die Einzelartikel geben die Ergebnisse der Forschungsarbeit fokussiert auf Teilbereiche wieder. Sie bieten dadurch als in sich geschlossene Beiträge dem Leser die Möglichkeit, je nach Interessensbereich Aufschluss über einzelne Themenschwerpunkte der Arbeit zu erhalten.

In der Dissertation wurde die Umsetzung der WRRL zu einem noch verhältnismäßig frühen und damit entwicklungsoffenen Zeitpunkt untersucht. Die endgültigen Auswirkungen der WRRL werden erst mittel- bzw. langfristig sichtbar sein. Doch schon zum jetzigen Zeitpunkt eröffnet sich weiterer Forschungsbedarf. So können weitere und auch vergleichende Regionalstudien im europaweiten Kontext Aufschluss darüber geben, inwieweit die an der Hase beobachtete Situation verallgemeinert werden kann. Die Aus-

führungen der Arbeit zum aktuellen Umsetzungsprozess der WRRL haben zudem gezeigt, dass die Implementationsforschung zur europäischen Mehrebenenpolitik nicht an Aktualität verloren hat. Aus rechts- und politikwissenschaftlicher Perspektive ist interessant, welche Konsequenzen aus der jüngst erfolgten Föderalismusreform für die Implementation europäischer Umweltpolitik und speziell der WRRL zu erwarten sind. Forschungsbedarf ergibt sich außerdem aus der Frage, auf welchen Ebenen Entscheidungsprozesse zur Umsetzung von umweltpolitischen Programmen anzusiedeln sind. Dies ist sowohl im Bereich der Finanzierung von Maßnahmen zur Zielerreichung als auch für Beteiligungsmechanismen eine wichtige Frage, denn beide Aspekte gewinnen bei der Implementation europäischer Umweltpolitik mehr und mehr an Bedeutung. Zuletzt eröffnen sich neue Forschungsperspektiven im Kontext der aktuellen Klimawandeldiskussion. Extremereignisse in Form von Hochwasser und langen Trockenperioden wie auch für die Zukunft prognostizierte geringere Abflussmengen zeigen schon heute die Bedeutung klimatischer Änderungen für die Landwirtschaft. Vor allem in Agrarintensivregionen ist die Frage nach den Perspektiven von Biogastechnologien als klimafreundliche Erdgasalternative von großer Aktualität. Die Frage der Auswirkungen dieser Techniken für den künftigen Gewässerschutz wie auch die Frage nach dem erforderlichen Spektrum weiterer Anpassungsstrategien seitens der Landwirtschaft sind jedoch derzeit noch offen.

6 LITERATUR

Appel, Ivo (2001): Das Gewässerschutzrecht auf dem Weg zu einem qualitätsorientierten Bewirtschaftungsregime. Zum finalen Regelungsansatz der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: ZUR Sonderheft 2001: 129-37.

Bakker, Karen [Hrsg.] (1999): Societal and Institutional Responses to Climate Change and Climatic Hazards: Managing Changing Flood and Drought Risk (SIRCH). Working Paper 3: A Framework for Institutional Analysis. Oxford: SIRCH Working Paper.

Barrett, Susan M. (2004): Implementation Studies: Time for a Revival? Personal Reflections on 20 Years of Implementation Studies. In: Public Administration 82 (2): 249-262.

Beierle, Thomas C. / Cayford, Jerry (2002): Democracy in Practice. Public Participation in Environmental Decisions. Washington, DC: Resources for the Future.

Benz, Arthur (1999): Regionalisierung. Theorie – Praxis – Perspektiven. Opladen: Leske + Budrich.

Benz, Arthur (2000): Politische Steuerung in lose gekoppelten Mehrebenensystemen. In: Werle, Raymund / Schimank, Uwe [Hrsg]: Gesellschaftliche Komplexität und kollektive Handlungsfähigkeit. Frankfurt a. M., New York: Campus, 99-126.

Benz, Arthur (2005): Governance in Mehrebenensystemen. In: Schuppert, Gunnar Folke [Hrsg.]: Governance-Forschung. Vergewisserung über Stand und Entwicklungslinien. Baden-Baden: Nomos, 95-120.

Benz, Arthur / Eberlein, Burkard (1999): The Europeanization of regional policies: patterns of multi-level governance. In: Journal of European Public Policy 6 (2): 329-348.

Berkhoff, Karin / Lautenbach, Sven / Berlekamp, Jürgen et al. (2004): GIS-basierte Ermittlung des Grundwassergefährdungs-Potentials zur Maßnahmenplanung in einer agrarischen Intensivregion. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 104: 39-40.

Berlekamp, Jürgen / Fuest, Stefan / Gläßer, Walter et al. (2000): Trinkwasser aus privaten Hausbrunnen, Situation und Qualitätssicherung. In: Lay, Jan Peter [Hrsg.]: Initiativen zum Umweltschutz, Bd. 19. Berlin: Erich Schmidt Verlag.

Berman, Paul (1980): Thinking About Programmed and Adaptive Implementation: Matching Strategies to Situations. In: Ingram, Helen M. / Mann, Dean E. [Hrsg.]: Why Politics Succeed or Fail. Beverly Hills, London: Sage, 205-227.

Bezirksreg. WE und NLWK [heute: NLWKN] (Bezirksregierung Weser-Ems und Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz) (2004): Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie Oberflächengewässer - Bearbeitungsgebiet Hase. Cloppenburg. URL: http://www.wrrl-kommunal.de/bilder/web/downloads/c-berichte_ow/02_hase/C_Bericht_Hase_041222.pdf (06.06.2007)

Biermann, Frank / Dingwerth, Klaus (2004): Global Environmental Change and the Nation State. In: Global Environmental Politics 4 (1): 1-22.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2001): Umweltpolitik – Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 1 Grundlagen. Paderborn: Bonifatius.

Börzel, Tanja (2000a): Improving compliance through domestic mobilisation? New Instruments and the Effectiveness of Implementation in Spain. In: Knill, Christoph / Lenschow, Andrea [Hrsg.]: Implementing EU environmental policy. New Directions and old Problems. Manchester: Manchester University Press, 222-250.

Börzel, Tanja (2000b): Private Actors on the Rise? The Role of Non-State Actors in Compliance with International Institutions. Bonn: Preprints aus der Max-Planck-Projektgruppe „Recht der Gemeinschaftsgüter“ 2000/14.

Börzel, Tanja (2002): Wenn sich Staaten nicht an die Regeln halten. Gewollte und ungewollte Regelverstöße gegen das EU-Gemeinschaftsrecht. In Projektantrag bei der DFG im Rahmen des Emmy-Noether-Programmes. Heidelberg.

Bots, Pieter W.G. / van Twist, Mark J.W. / van Duin, Ron (1999): Designing a Power Tool for Policy Analysts: Dynamic Actor Network Analysis. Vortrag präsentiert auf der 32. Hawaii International Conference on System Sciences, Maui, 5.- 8. Januar 1999.

Bots, Pieter W.G. / van Twist, Mark J.W. / van Duin, Ron (2000): Automatic Pattern Detection in Stakeholder Networks. Vortrag präsentiert auf der 33. Hawaii International Conference on System Sciences, Hawaii, 4. - 7. Januar 2000.

Bots, Pieter W.G. (2004): Analyzing policy decision networks by cross-comparing perception graphs. Unveröffentlichtes Arbeitspapier, Delft University of Technology, Stand November 2004.

Bratt, Anna-Lena (2002): Farmers’ Choices: Management Practices to Reduce Nutrient Leakage within a Swedish Catchment. In: Journal of Environmental Planning and Management 45 (5): 673-89.

Breuer, Rüdiger (2000): Die Europäisierung des Wasserrechts. In: Natur und Recht 22 (10): 541-49.

Brouwer, Floor / Hellegers, Petra / Hoogeveen, Marga / Luesink, Harry (1999): Managing nitrogen pollution from intensive livestock production in the EU Economic and environmental benefits of reducing nitrogen pollution by nutritional management in relation to the changing CAP regime and the Nitrates Directive, Rapport 2.99.04, The Hague: Agricultural Economics Research Institute (LEI).

Brugha, Ruari / Varvasovszky, Zsuzsa (2000): Stakeholder analysis: a review. In: Health Policy and Planning 15 (3): 239-246.

Burton, Colin H. / Turner, Claire (2003): Manure Management. Treatment Strategies for Sustainable Agriculture. Bedford: Silsoe Research Institute.

CEC (Commission of the European Communities) (1999): Sixteenth Annual Report to the European Parliament on Commission Monitoring of the Application of Community Law. COM (99) 301 (final). Brüssel: Commission of the European Communities.

CEC (2001): European Governance: A White Paper. Brüssel: Commission of the European Communities.

Ciavarini Azzi, Giuseppe (2000): The slow march of European Legislation: The implementation of Directives. In: Neunreither, Karlheinz / Wiener, Antje [Hrsg.]: European Integration after Amsterdam. Institutional Dynamics and Prospects for Democracy. Oxford: University Press, 52-67.

Coglianese, Cary (1997): Assessing Consensus: The Promise and Performance of Negotiated Rule-making. In: Duke Law Journal 46: 1255-1346.

Committee of the Regions [Hrsg.] (2006): Implementation of the Landfill Directive at regional and local Level. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Commission.

Cooke, Bill / Kothari, Uma [Hrsg.] (2001): Participation: the new Tyranny? London, New York: Zed Books.

de Groot, Wouter T. / Lenders, Rob (2006): Emergent Principles for River Management. In: Hydrobiologia 565 (1): 309-316.

Dehnhardt, Alexandra / Nischwitz, Guido (2003): Akteursanalyse. Anhang TN 7 zum Zwischenbericht des Projekts FLUMAGIS - Interdisziplinäre Entwicklung von Methoden und Werkzeugen für das Flusseinzugsgebietsmanagement mit Geoinformationssystemen. URL: http://www.flumagis.de/download/Anhang%206%20TN%207%20Akteursanalyse%20V0.2.pdf (06.06.2007).

deLeon, Peter / deLeon, Linda (2002): What Ever Happened to Policy Implementation? An Alternative Approach. In: Journal of Pubic Administration Research and Theory 12 (4): 467-492.

Demmke, Christoph (1997): Implementation and Enforcement in the Member States: Internal Management of European Environmental Policy. In: Ders. [Hrsg.]: Managing European Environmental Policy: The Role of the Member States in the Policy Process. Maastricht: European Institute of Public Administration (EIPA), 41-79.

Demmke, Christoph (2001): Towards Effective Environmental Regulation: Innovative Approaches in Implementing and Enforcing European Environmental Law and Policy. In: Demmke, Christoph / Unfried, Martin [Hrsg.]: Capacity Building for Integration. European Environmental Policy: The Administrative Challenge for the Member States. Maastricht: European Institute for Public Administration (EIPA), 81-311.

Dewulf, Art / Craps, Marc / Dercon, Gerd (2004): How Issues Get Framed and Reframed When Different Communities Meet: A Multi-level Analysis of a Collaborative Soil Conservation Initiative in the Ecuadorian Andes. In: Journal of Community & Applied Social Psychology 14 (3): 177-192.

Dewulf, Art / Craps, Marc / Bouwen, René et al. (2005): Integrated management of natural resources: dealing with ambiguous issues, multiple actors and diverging. In: Water Science and Technology 52 (6):115-24.

Diduck, Alan / Sinclair, A. John (2002): Public Involvement in Environmental Assessment: The Case of the Nonparticipant. In: Environmental Management 29 (4): 578–588.

Dimitrakopoulos, Dionyssis / Richardson, Jeremy (2001): Implementing EU public policy. In: Richardson, Jeremy [Hrsg.]: European Union. Power and Policy-Making. London, New York: Routledge, 336-373.

Dimitrov, Radoslav (2006): Knowledge, Power, and Interests in Environmental Cooperation. In: Ders. [Hrsg.]: Science and Global Environmental Policy: Regimes and Non-Regimes in World Governance. Lanham: Rowman & Littlefield, 155-178.

Dryzek, John S. (1990): Discursive Democracy. Politics, Policy, and Political Science. Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney: Cambridge University Press.

EEA (European Environment Agency) [Hrsg.] (2003): Europe's Environment: the third Assessment. Environmental Assessment Report Nr. 10, Copenhagen.

Elliott, Michael / Gray, Barbara / Lewicky, Roy J. (2003): Lessons Learned about the Framing and Reframing of Intractable Environmental Conflicts. In: Lewicki, Roy J. / Gray, Barbara / Elliott, Michael [Hrsg.]: Making Sense of Interactable Environmental Conflicts. Frames and Cases. Washington, Covelo, London: Island Press, 409-436.

Elmore, Richard F. (1979): Backward Mapping: Implementation research and policy decisions. In: Political Science Quarterly 94 (4): 601-616.

EU (Europäische Union) (1999): Sechzehnter Jahresbericht über die Kontrolle der Anwendung des Gemeinschaftsrechts (1998). KOM/99/0301, Abl. C 354 vom 07/12/1999 S. 1.

EU (2002): Leitfaden zur Beteiligung der Öffentlichkeit in Bezug auf die Wasserrahmenrichtlinie. Aktive Beteiligung, Anhörung und Zugang der Öffentlichkeit zu Informationen (Übersetzung der englischen Originalfassung). Endgültige, nach dem Treffen der Wasserdirektoren im November 2002 erarbeitete Fassung. Guidance Document Nr. 14, Luxemburg.

EU (2005a): Umwelt: Kommission treibt Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland voran. Pressemitteilung vom 20.12.2005. URL: http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/05/1640&format=HTML&aged=1&language=DE&guiLanguage=en (06.06.2007).

EU (2005b): Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie. Zusammenfassung und Hintergrundpapier. Endgültige, nach dem Treffen der Wasserdirektoren im Juni 2005 erarbeitete Fassung, kein Ort.

Falkner, Gerda / Treib, Oliver / Hartlapp, Miriam / Leiber, Simone (2005): Complying with Europe. EU Harmonisation and Soft Law in the Member States. Cambridge: Cambridge University Press.

Favoino, Marieva / Knill, Christoph / Lenschow, Andrea (2000): New Structures for Environmental Governance in the European Commission: the Institutional Limits of Governance Change. In: Knill, Christoph / Lenschow, Andrea [Hrsg.]: Implementing EU Environmental Policy. New Directions and Old Problems, Manchester: Manchester University Press, 39-61.

Feick, Jürgen / Jann, Werner (1988): "Nations Matter" - Vom Eklektizismus zur Integration in der vergleichenden Policy-Forschung? In: Schmidt, Manfred G. [Hrsg.]: Staatstätigkeit: international und historisch vergleichende Analysen (= PVS Sonderheft 19). Opladen: Westdeutscher Verlag, 196-220.

Fichter, Heidi (2003): Vom Naturraum zum politischen Handlungsraum: Neue Governancefromen in veränderten Raumkontexten. In: Moss, Timothy [Hrsg.]: Das Flussgebiet als Handlungsraum. Münster: LIT, 177-210.

Fichter, Heidi / Moss, Timothy (2004): Regionaler Institutionenwandel durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Dombrowsky, Ines / Wittmer, Heidi / Rauschmayer, Felix [Hrsg.]: Institutionen in Naturschutz und Ressourcenmanagement - Beiträge der Neuen Institutionenökonomik. Ergebnisse eines Workshops am 26. und 27. Juni 2003 am UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH. Leipzig, 72-86.

Flaig, Holger / Lehn, Helmut / Pfenning, Uwe / Akkan, Zerrin / Elsner, Dorothea / Waclawski, Nicole (2002): Umsetzungsdefizite bei der Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers – Materialband. Stuttgart: Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.

Flynn, Brendan (2000): Is Local Truly Better? Some Reflections on sharing Environmental Policy between Local Government and the EU. In: European Environment 10 (2): 75-84.

Flynn, Brendan / Kröger, Laura (2003): Can Policy Learning really improve Implementation? Evidence from Irish Responses to the Water Framework Directive. In: European Environment 13 (3): 150-163.

Forschungszentrum Jülich [Hrsg.] (1991): Intensivlandwirtschaft und Nitratbelastung, Berichte aus der Ökologischen Forschung, Bd. 3. Jülich.

Glachant, Matthieu (2001): The Need for Adaptability in EU Environmental Policy Design and Implementation. In: European Environment 11 (6): 239-249.

Glicken, Jessica (2000): Getting Stakeholder Participation ‘Right’. A Discussion of Participatory Processes and Possible Pitfalls. In: Environment Science & Policy 3 (6): 305–310.

Göhler, Gerhard (1997): Wie verändern sich Institutionen? Revolutionärer und schleichender Institutionenwandel (= Leviathan-Sonderheft 16/1996). In: Ders. [Hrsg.]: Institutionenwandel. Opladen: Westdeutscher Verlag, 21-56.

Goggin, Malcom L. / Bowman, Ann / Lester, James P. / O’Toole, Laurence J. (1990): Implementation Theory and Practice. Toward a Third Generation. Glenview: Harper Collins.

Goodin, Robert E. (1996): Institutions and Their Design. In: Ders. [Hrsg.]: The Theory of Institutional Design, Cambridge: Cambridge University Press, 1-53.

Grabher, Gernot (1995 [1993]): The weakness of strong ties: the lock-in of regional development in the Ruhr area. In: Ders. [Hrsg]: The embedded firm. On the socioeconomics of industrial networks. London, New York: Routledge. 255-277.

Grant, Wynn / Matthews, Duncan / Newell, Peter (2000): The Effectiveness of European Union Environmental Policy. Houndmills, Basingstoke, Hampshire, London: Macmillan Press.

Gray, Barbara (2004): Mediation as Framing. Vortrag präsentiert auf der 18. Annual Conference of the International Association for Conflict Management. 12-15 Juni 2005, Sevilla. URL: http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=729186 (06.06.2007).

Hall, Peter / Taylor, Rosemary C. (1996): Political Science and the Three New Institutionalisms. In: Political Studies 44 (5): 936-957.

Hanke, Ralph / Gray, Barbara / Putnam, Linda L. (2002): Differential Framing of Environmental Disputes by Stakeholder Groups. Academy of Management, Conflict Management Division Meetings, Nr. 13171 (25. Juli 2002). URL: http://ssrn.com/abstract=320364 (06.06.2007).

Hartley, Troy W. (2006): Public perception and participation in water reuse. In: Desalination 187: 115–126.

Heinelt, Hubert [Hrsg.] (2001): European Union Environment Policy and New Forms of Governance. A Study of the Implementation of the Environmental Impact Assessment Directive and the Eco-Management and Audit Scheme Regulation in three Member States. Burlington USA: Ashgate.

Heinelt, Hubert / Getimis, Panagiotis / Kafkalas, Grigoris et al. [Hrsg.] (2002): Participatory Governance in Multi-Level Context. Concepts and Experience. Opladen: Leske + Budrich.

Helmke, Gretchen / Levitsky, Steven (2004): Informal Institutions and Comparative Politics: A Research Agenda. In: Perspectives on Politics 2 (4): 725-740.

Hermans, Leon M. (2004): Dynamic Actor Network Analysis for diffuse Pollution in the Province of North-Holland. In: Water Science and Technology 49 (3): 205-212.

Hermans, Leon M. (2005): Actor Analysis for Water Resources Management. Putting the Promise into Practice. Delft: Technische Universität Delft.

Hill, Michael / Hupe, Peter (2002): Implementing Public Policy: Governance in Theory and Practice. London et al.: Sage.

Hilp, Ulrich (2003): Weißbuch "Europäisches Regieren" und Bürgerbeteiligung - Ein untauglicher Versuch auf dem Weg zu einem Europa aller Bürger? In: Zeitschrift für Gesetzgebung: 119-129.

Hjern, Benny (1982). Implementation Research. The Link Gone Missing. In: Journal of Public Policy 2: 301-308.

Hjortsø, Carsten N. / Møller Christensen, Stig / Tarp, Peter (2005): Rapid Stakeholder and Conflict Assessment for natural Resource Management using Cognitive Mapping: The Case of Damdoi Forest Enterprise, Vietnam. In: Agriculture and Human Values 22 (2): 149-167.

Hogwood, Brian W. / Gunn, Lewis A. (1997): Why ‘perfect implementation’ is unattainable. In: Hill, Michael [Hrsg.]: The Policy Process. A Reader. Wheatheaf, London: Prentice Hall Harvester. 217-225.

Hooghe, Liesbet / Marks, Gary (2003): Unraveling the central State, but how? Types of Multi-Level Governance. In: American Political Science Review 97 (2): 233-243.

Jänicke, Martin (1996): Erfolgsbedingungen von Umweltpolitik. In: Ders. (1996) [Hrsg.]: Umweltpolitik der Industrieländer. Entwicklung - Bilanz - Erfolgsbedingungen. Berlin: Edition Sigma, 9-28.

Jänicke, Martin (1997): The Political System’s Capacity for Environmental Policy. In: Jänicke, Martin / Weidner, Helmut [Hrsg.]: National Environmental Policies. A Comparative Study of Capacity-Building. Berlin et al.: Springer, 1-24.

Jänicke, Martin / Jörgens, Helge (2000): Strategic Environmental Planning and Uncertainty: A Cross-National Comparison of Green Plans in industrialized Countries. In: Policy Studies Journal 28 (3): 612-632.

Jänicke, Martin / Kunig, Philip / Stitzel, Martin (1999): Lern- und Arbeitsbuch Umweltpolitik. Politik, Recht und Management des Umweltschutzes in Staat und Unternehmen. Bonn: Verlag Dietz.

Jonsson, Anna (2005): Public Participation in Water Resources Management: Stakeholder Voices on Degree, Scale, Potential, and Methods in Future Water Management. In: Ambio 34 (7): 495-500.

Jordan, Andrew (2000): The Politics of Multilevel environmental Governance: Subsidiarity and environmental Policy in the European Union. In: Environment and Planning A 32 (7): 1307-1324.

Jordan, Andrew / Jeppesen, Tim (2000): EU Environmental Policy: Adapting to the Principle of Subsidiarity? In: European Environment 10 (2): 64-74.

Joss, Simon / Brownlea, Arthur (1999): Considering the concept of procedural justice for public policy- and decision-making in science and technology. In: Science and Public Policy 26 (5): 321–330.

Kastens, Britta / Newig, Jens (2007): The Water Framework Directive and Agricultural Nitrate Pollution: Will Great Expectations in Brussels be Dashed in Lower Saxony? European Environment 17 (4): 231-246.

Kern, Kristine / Bratzel, Stefan (1994): Erfolgskriterien und Erfolgsbedingungen von (Umwelt-) Politik im internationalen Vergleich: Eine Literaturstudie 1994. URL: http://web.fu-berlin.de/ffu/download/FFUrep94_3.pdf (06.06.2007).

Kern, Kristine / Bratzel, Stefan (1996): Umweltpolitischer Erfolg im internationalen Vergleich. In: Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 19 (3): 277-312.

King, Leslie A. (1997): Institutional Interplay – Research Questions (Draft). A report for Institutional Dimensions of Global Change, International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change, Vermont, URL: http://www.dartmouth.edu/~idgec/html/ publications/publications/pdf/InstitutInterplay.pdf (06.06.2007).

Klohn, Werner / Windhorst, Hans-Wilhelm (2001): Das agrarische Intensivgebiet Südoldenburg - Entwicklung, Strukturen, Probleme, Perspektiven. Edited by Institut für Strukturforschung und Planung in agrarischen Intensivgebieten (ISPA). In: Vechtaer Materialien zum Geographieunterricht, Bd. 2. Vechta: Vechtaer Druckerei und Verlag.

Knickel, Karlheinz (2002): Nachhaltige Nahrungsmittelproduktion: Szenarien und Prognosen für die Landwirtschaft bis 2030 - Handlungsbedarf und Langfriststrategien für die Umweltpolitik (= UBA-Texte 18/2). Berlin: Umweltbundesamt.

Knill, Christoph (2005): Die EU und ihre Mitgliedstaaten. In: Holzinger, Katharina / Knill, Christoph / Peters, Dirk et al. [Hrsg.]: Die Europäische Union. Theorien und Analysekonzepte. Paderborn, München, Wien, Zürich: UTB, 153-180.

Knill, Christoph / Lenschow, Andrea (1999): Governance im Mehrebenensystem: Die institutionellen Grenzen effektiver Implementation in der europäischen Umweltpolitik. Bonn: Preprint aus der Max-Planck Projektgruppe "Recht der Gemeinschaftsgüter" 1999/1.

Knill, Christoph / Lenschow, Andrea (2000) [Hrsg.]: Implementing EU Environmental Policy: New Directions and Old Problems. Manchester: Manchester University Press.

Koontz, Thomas M. / Steelman, Toddi A. / Carmin, JoAnn et al. (2004): Collaborative Environmental Management. What Roles for Government? Washington, D.C.: Resources for the Future.

Kuropka, Joachim (1982): Zur historischen Identität des Oldenburger Münsterlandes. Münster: Aschendorff.

Lange, Ute / Döhler, Helmut / Eurich-Menden, Brigitte et al. (2006): Evaluation of policy measures and methods to reduce diffuse water pollution. UBA-Texte 25/06. Dessau: Umweltbundesamt.

Lee, Maria / Abbot, Carolyn (2003): Legislation: The Usual Suspects? Public Participation under the Aarhus Convention. In: The Modern Law Review 66 (1): 80-108.

Lewicki, Roy J. / Gray, Barbara / Elliott, Michael [Hrsg.] (2003): Making Sense of Interactable Environmental Conflicts. Frames and Cases. Washington, Covelo, London: Island Press.

Lipsky, Michael (1971): Street-level Bureaucracy and the Analysis of Urban Reform. In: Urban Affairs Quarterly (6): 391-409.

López Cerezo, José A. / González García, Marta (1996): Lay Knowledge and Public Participation in technological and environmental Policy. In: Society for Philosophy and Technology 2 (1): Onlineartikel. URL: http://scholar.lib.vt.edu/ejournals/SPT/v2n1/pdf/CEREZO.PDF

(06.06.2007).

Lundqvist, Lennart J. (2004): Integrating Swedish Water Resource Management: A Multi-Level Governance Trilemma. In: Local Environment 9 (5): 413-424.

Majone, Giandomenico / Wildavsky, Aaron (1978): Implementation as Evolution. In: Freeman, Howard E. [Hrsg.]: Policy Studies Review Annual 1978. Beverly Hills: Sage, 103-117.

Mayntz, Renate [Hrsg.] (1980): Implementation politischer Programme. Empirische Forschungsberichte. Königstein/Ts.: Verlagsgruppe Athenäum, Hain, Scriptor, Hanstein.

Mayntz, Renate [Hrsg.] (1983): Implementation politischer Programme II. Ansätze zur Theoriebildung. Opladen: Westdeutscher Verlag.

Mazmanian, Daniel A. / Sabatier, Paul A. (1980): The Role of Attitudes and Perceptions in Policy Evaluation by Attentive Elites: The California Coastal Commissions. In: Ingram, Helen M. / Mann, Dean E. [Hrsg.]: Why Politics Succeed or Fail. Beverly Hills, London: Sage, 107-33.

Mazmanian, Daniel A. / Sabatier, Paul A. (1989): Implementation and Public Policy. Lanham: MD: University Press of America.

Mendrinou, Maria (1996): Non-Compliance and the European Commission's Role in Integration. In: Journal of European Public Policy 3 (1): 1-22.

Meuser, Michael / Nagel, Ulrike (1991): Experteninterviews – vielfach erprobt, wenig bedacht. Ein Beitrag zur qualitativen Methodendiskussion. In: Garz, Detlef / Kraimer, Klaus [Hrsg.]: Qualitativ-empirische Sozialforschung. Konzepte, Methoden, Analysen. Opladen: Westdeutscher Verlag, 441–471.

ML Nds. (Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2005): Die Ernährungswirtschaft in Niedersachsen. Hannover.

Molina Guzmán, Isabel (2003): Contesting the Borders of the Imagined Nation: The Frame of Religious Marginalization in Grassroots Socially Conservative Discourses about Sexuality in Public Education. In: Journal of Communication Inquiry 27 (1): 29-48.

Morris, Jim / Fleming, Ron / MacAlpine, Malcom (2003): Separated Drinking Water From Liquid Manure for Swine. Ontario Pork Project 03/07. Ridgetown/ Ontario. URL: http://www.ridgetownc.on.ca/Research/documents/fleming_waterfrommanurefinalreport.pdf (06.06.2007).

Moss, Timothy [Hrsg.] (2003a): Das Flussgebiet als Handlungsraum. Institutionenwandel durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus raumwissenschaftlichen Perspektiven. Münster: LIT.

Moss, Timothy (2003b): Regional Governance and the EU Water Framework Directive: Institutional Fit, Scale and Interplay. In: Lafferty, William M. / Narodoslawsky, Michael [Hrsg.]: Regional Sustainable Development in Europe. The Challenge of Multi-Level Co-operative Governance. Oslo: ProSus, 207-230.

Moss, Timothy (2003c): Induzierter Institutionenwandel ‘von oben’ und die Anpassungsfähigkeit regionaler Institutionen. Zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. In: Ders. [Hrsg.]: Das Flussgebiet als Handlungsraum. Institutionenwandel durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus raumwissenschaftlichen Perspektiven. Münster: LIT, 129-175.

Moss, Timothy (2005): „Dissecting Institutions“: Bestandteile einer institutionellen Konfiguration am Beispiel der Wasserwirtschaft. In: ICAR Discussion Paper 7/2005. Berlin.

Mostert, Erik (2003): The Challenge of Public Participation. In: Water Policy 5 (2): 179-197.

MU Nds. (Niedersächsisches Umweltministerium) (2002): 10 Jahre Trinkwasserschutz in Niedersachsen. Modell der Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft. Erstellt vom Niedersächsischen Umweltministerium und Niedersächsischen Landesamt für Ökologie. Hannover.

MU Nds. (2005): Erlass des Umweltministeriums vom 15.03.2005. Konzept für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Geschäftsbereich des Niedersächsischen Umweltministeriums - Bildung von Gebietskooperationen. Hannover.

MU Nds. (2006): Ergebnisniederschrift über die Besprechung des Niedersächsischen Umweltministeriums mit den Leitungen und Geschäftsführungen der Gebietskooperationen sowie der erweiterten Fachgruppen OW, GW und der FG WA über die Umsetzung der EG Wasserrahmenrichtlinie am 12.09.2006 in Verden. Referat 21, Hannover.

Nadkarni, Sucheta / Shenoy, Prakash P. (2001): Theory and Methodology - A Bayesian Network Approach to making inferences in Causal Maps. In: European Journal of Operational Research (3): 479-489. 128 (3): 479-498.

Newig, Jens (2005): Erleichtert Öffentlichkeitsbeteiligung die Umsetzung (umwelt-) politischer Maßnahmen? Ein Modellansatz zur Erklärung der Implementationseffektivität. In Feindt, Peter H. / Newig, Jens [Hrsg.]: Partizipation, Öffentlichkeitsbeteiligung, Nachhaltigkeit. Perspektiven der politischen Ökonomie. Marburg: Metropolis Verlag, 89-116.

Newig, Jens (2007): Gewässerschutz am Runden Tisch – am Beispiel der Gebietskooperationen in Niedersachsen. In Integration von Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz – Bilanz der Umsetzung, Konfliktpotenziale, Lösungsansätze (= NNA-Berichte 20/1), Schneverdingen, 92-99.

Newig, Jens / Pahl-Wostl, Claudia / Sigel, Katja (2005): The Role of Public Participation in Managing Uncertainty in the Implementation of the Water Framework Directive. In: European Environment 15 (6): 333-343.

Nies, Volkmar / Rocha, Bettina / Skupien, Alexandra (2006): Auswirkungen der Wasserrahmenrichtlinie und EU-Grundwasserschutzrichtlinie auf die Landwirtschaft. Welche Anforderungen stellen die geplanten Qualitätsnormen zum Schutz des Grundwassers an die landwirtschaftliche Praxis? In: Agrar- und Umweltrecht 36 (4): 120-126.

Nischwitz, Guido (1996): Sozioökonomische, ökologische und rechtliche Rahmenbedingungen für die Veredelungswirtschaft in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre. Vechta: Vechtaer Druckerei und Verlag.

NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2005): Flussgebietseinheit Ems. B-Bericht Mittlere Ems, Stand 16.03.2005.

NLS (Niedersächsisches Landesamt für Statistik) (2005): Bruttoinlandsprodukt, Bruttowertschöpfung, Arbeitnehmerentgelte in den Landkreisen und kreisfreien Städten Niedersachsens 1980,1992, 1994 bis 2003. URL: http://www.nls.niedersachsen.de/html/vgr_kreis.html (06.06.2007).

North, Douglass C. (1990): Institutional Change, and Economic Performance. Cambridge: Cambridge University Press.

Pahl-Wostl, Claudia (2002): Towards Sustainability in the Water Sector - The Importance of Human Actors and Processes of Social Learning. In: Aquatic Sciences 64: 394-411.

Pahl-Wostl, Claudia / Hare, Matt (2004): Processes of Social Learning in Integrated Resources Management. In: Journal of Community & Applied Social Psychology 14 (3): 193-206.

Pellizzoni, Luigi (2003): Uncertainty and Participatory Democracy. In: Environmental Values 12 (2): 195-224.

Pressman, Jeffrey L. / Wildavsky, Aaron (1984 [1973]): Implementation: How great Expectations in Washington are dashed in Oakland. Berkeley, California et al.: Univ. of Calif. Press.

Pülzl, Helga / Treib, Oliver (2006): Policy Implementation. In: Fischer, Frank / Miller, Gerald J. / Sidney, Mara S. [Hrsg.]: Handbook of Public Policy Analysis: Theory, Politics, and Methods. Boca Raton: CRC Press/ Taylor & Francis, 89-107.

Raderschall, Rainer (1995): Diffuse Stoffeinträge aus landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten. In: Zentralblatt für Geologie und Paläontologie (Teil I) (10): 957-968.

Rechenberg, J. (2006): Die vorgeschlagene Grundwasser-Tochterrichtlinie. In: P. Rumm, S. von Keitz und M. Schmalholz [Hrsg.] (2005): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umset-zung. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 215-228.

Renn, Ortwin / Webler, Thomas / Wiedemann, Peter [Hrsg.] (1995): Fairness and Competence in Citizen Participation: Evaluating Models for Environmental Discourse. Technology, Risk and Society, Bd. 10. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher.

Röhring, Andreas (2003): Institutionelle Interaktion zwischen landwirtschaftlicher Flächennutzung und Gewässerschutz. In: Moss, Timothy [Hrsg.]: Das Flussgebiet als Handlungsraum. Institutionenwandel durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus raumwissenschaftlichen Perspektiven. Münster: LIT, 239-288.

Röhring, Andreas (2004): Institutional Interplay - Anwendung eines institutionentheoretischen Untersuchungsansatzes in der raumwissenschaftlichen Forschung am Beispiel von Landwirtschaft und Gewässerschutz. In: Dombrowsky, Ines / Wittmer, Heidi / Rauschmayer, Felix [Hrsg.]: Institutionen in Naturschutz und Ressourcenmanagement - Beiträge der Neuen Institutionenökonomik. Ergebnisse eines Workshops am 26. und 27. Juni 2003 am UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH. Leipzig, 87-99.

Sabatier, Paul A. / Mazmanian, Daniel A. (1979): The Conditions of Effective Implementation: A Guide to Accomplishing Policy Objectives. In: Policy Analysis 5 (4): 481-504.

Scharpf, Fritz W. (2001): Notes toward a Theory of Multilevel Governing in Europe. In: Scandinavian Political Studies 24 (1): 1-26.

Schmalholz, Michael (2001): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie - "Der Schweizer Käse" im europäischen Gewässerschutz? In: Zeitschrift für Wasserrecht 40 (2): 69-102.

Schön, Donald A. / Rein, Martin (1994): Frame Reflection. Toward the Resolution of Intractable Policy Controversies. New York: Basic Books.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2004): Umweltgutachten 2004: Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern, Bd. 1. Baden-Baden: Nomos.

Steele, Jenny (2001): Participation und Deliberation in Environmental Law: Exploring a Problem-solving Approach. In: Oxford Journal of Legal Studies 21 (3): 415-442.

Sukardi, S. (2005): Ten Actors blowing their Trumpets: Understanding a Constellation for the Labour Government to secure the Euro Adoption. Vortrag präsentiert auf der International Conference “The Political und Economic Consequences of European Monetary Integration”. Dunsmuir Lodge, 18-19 August 2005, University of Victoria, B.C. Canada.

Szukala, Andrea (2004): Das Implementationssystem europäischer Politik: Eine Analyse föderaler Konvergenzentwicklung in den Mitgliedstaaten der Europäischen Union. Köln. URL: http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=971655286 (06.06.2007).

Tews, Kerstin (2005): The Diffusion of Environmental Policy Innovations: Cornerstones of an Analytical Framework. In: European Environment 15 (2): 63-79.

Thomas, John C. (1995): Public Participation in Public Decisions. New Skills and Strategies for Public Managers San Francisco: Jossey-Bass Publishers.

Thyssen, Niels H. (1999): Nutrients in European Ecosystems. Environmental Assessment Report, Nr. 4. Copenhagen: European Environment Agency.

Tippett, Joanne/ Searle, Brad / Pahl-Wostl, Claudia / Rees, Yvonne (2005): Social Learning in Public Participation in River Basin Management – early Findings from HarmoniCOP European Case Studies. In: Environmental Science & Policy 8 (3): 287-299.

Tolsma, Ethjel (2004): Rural Development and the fight against HIV/AIDS in Burkina Faso. MSc thesis, Larenstein University of Professional Education, Deventer, The Netherlands. URL: http://home.wanadoo.nl/etolsma2000/researchreport.htm (06.06.2007).

Traulsen, Christian (2005): Bundeskompetenzen zur Umsetzung europäischer Umweltrichtlinien am Beispiel der Umwelthaftungsrichtlinie. In: Natur & Recht 27 (10): 619-625.

Tyler, Tom R. (1990): Why People Obey the Law. New Haven: Yale University Press.

Underdal, Arild (2002): One Question, Two Answers. In: Miles, Edward L. / Underdal, Arild / Andresen, Steinar et al. [Hrsg.]: Environmental Regime Effectiveness. Confronting Theory with Evidence. Cambridge, London: MIT Press, 3-45.

van Eeten, Michael J. G. (1999): Dialogues of the Deaf – Defining New Agendas for Environmental Deadlocks. Delft: Eburon Publishers.

van Meter, Donald S. / van Horn, Carl E. (1975): The Policy Implementation Process. A Conceptual Framework. In: Administration and Society 6 (4): 445-488.

Varvasovszky, Zsuzsa / Brugha, Ruari (2000): How to do (or not to do)… a stakeholder analysis. Health Policy and Planning 15 (3): 338-345.

Vedung, Evert (1997): Public Policy and Program Evaluation. New Brunswick, London: Transaction Publishers.

von Prittwitz, Volker (2000): Institutionelle Arrangements und Zukunftsfähigkeit. In: Ders. [Hrsg.]: Institutionelle Arrangements in der Umweltpolitik. Zukunftsfähigkeit durch innovative Verfahrenskombinationen? Opladen: Leske + Budrich, 13-37.

Weick, Karl E. (1995): Sensemaking in organizations. Thousand Oaks: Sage.

Weiler, Joseph H. H. (1999): The Constitution of Europe. “Do the new Clothes have an Emperor?” and other Essays on European Integration. Cambridge: Cambridge University Press.

Whelan, James / Lyons, Kristen (2005): Community Engagement or Community Action: Choosing Not to Play the Game. In: Environmental Politics 14 (5): 596-610.

Williams, Rhys H. / Benford, Robert D. (2000): Two faces of collective frames: a theoretical consideration. In: Current Perspectives in Social Theory 20:127–151.

Windhaus, Martin (2004): Wasserrahmenrichtlinie im Silicon Valley der Viehhaltung - Projekt Lager Hase. In: Wasser und Abfall (11): 24-27.

Windhoff-Héritier, Adrienne (1987): Policy-Analyse. Eine Einführung. Frankfurt/Main, New York: Campus.

WWF (World Wide Fund for Nature) (2005): EU-Förderung für die Umwelt. Ein Handbuch für den Programmplanungszeitraum 2007 bis 2013. Frankfurt/Main: WWF.

Yearley, Steve / Cinderby, Stefe / Forrester, John / Bailey, Peter / Rosen, Paul (2003): Participatory Modelling and the Local Governance of the Politics of UK Air Pollution: A Three-City Case Study. In: Environmental Values 12 (2): 247-262.

Young, Oran R. (2002): The Institutional Dimensions of Environmental Change: Fit, Interplay, and Scale, Global environmental accord. Cambridge, Mass. et al.: MIT Press.

Young, Oran R. (2005): Institutional Dimensions of Global Environmental Change. Science Plan. IHDP Report Nr. 9. Bonn: IHDP.

7 ANHÄNGE

7.1 Anhang 1: Interviewleitfaden zur ersten Erhebungsrunde (Frühjahr/ Sommer 2004)

Interviewpartner:
Organisation:
Termin:
Gesprächsdauer:

A) Zur Person

- Kurze Vorstellung

B) Zur Nitratproblematik und ihren Lösungsansätzen allgemein

- Gibt es ein Nitratproblem im Landkreis Osnabrück und welche Bereiche sind in Bezug auf Nitrat besonders austragsgefährdet?
- Inwiefern sollte, wenn überhaupt, eine Verhaltensänderung der Landwirtschaft in Bezug auf Nitrat erfolgen?
- Wie sehen die Landwirte die Situation?
- Was oder wer kann Verhaltensänderungen in der Landwirtschaft Osnabrücks lenken?
- Welche Funktion hat Ihre Organisation in Bezug auf Landwirtschaft und Nitrat?
- In welchen Bereichen und wie stark hat Ihre Organisation Einfluss auf Verhaltensänderungen bei den Landwirten und was sind die Mittel? Wo liegen die Grenzen?
- Was ist Ihr persönlicher Einfluss?
- Wie ist der Kontakt mit anderen Einrichtungen/ Organisationen, wie ist der Kontakt zwischen den einzelnen Organisationen generell, wo gibt es Interessenkonflikte?

- Wie schätzen Sie die derzeitigen Kontrollen ein (Erfolgskontrollen bei Verringerungsmaßnahmen, Verhaltenskontrollen bei Landwirten, z.B. in Bezug auf die gute fachliche Praxis beim Düngen)?
- In welchem Rahmen lässt sich mit der jetzigen Definition von guter fachlicher Praxis Gewässerschutz betreiben, inwiefern sind Änderungen erforderlich?

C) Zur Wasserrahmenrichtlinie

- Wie bzw. wo sehen Sie die Rolle Ihrer Organisation in Bezug auf die WRRL?
- Gibt es konkrete Aufgaben bei der Umsetzung der WRRL, die Ihre Organisation heute oder später übernehmen kann?
- An welchen Faktoren könnte die Umsetzung der WRRL in Niedersachsen und im LK Osnabrück scheitern?
- Wie wichtig ist aus Ihrer Sicht die Einbindung der Landwirte bei der Umsetzung der WRRL und wie groß ist das derzeitige Interesse? Wie viel Bekanntheitsgrad hat die WRRL bei den Landwirten bereits?
- Was muss in Bezug auf die Landwirtschaft gegeben sein, um die WRRL umsetzen zu können?
- Wenn Sie eine Informationsveranstaltung zur WRRL organisieren müssten, wen würden Sie einladen und was würden Sie den Landwirten sagen, was auf sie in Zukunft zukommt?
- Die Zusammenarbeit zwischen Landwirtschaft und Gewässerschutz ist derzeit besonders stark in den Schutzgebieten ausgeprägt und dabei inhaltlich sehr erfolgreich. Woran liegt das?
- Ließe sich das Konzept der Trinkwasserschutzgebietskooperationen für die WRRL auch auf die Fläche übertragen?
- Wie schätzen Sie das Potenzial von Kooperationen für eine gelungene Umsetzung der WRRL ein? Was könnte man ggf. verbessern?
- Wie groß ist das Potential für Ausnahmeregelungen bei der WRRL?
- Wer hat Einfluss auf die Umsetzung der WRRL im Landkreis Osnabrück bzw. im Hasegebiet? Wer sollte ggf. noch mehr Einfluss erhalten?

D) Agrarreform/ Entwurf zur Novelle der Düngeverordnung

- Wo sehen Sie Abknüpfungspunkte zwischen WRRL und Agrar-Reform?
- Wie ist die Sichtweise der Landwirte auf die Agrarreform? Welche einzelnen Aspekte stehen besonders im Vordergrund und warum?
- Das BMVEL plant im Entwurf zur Novelle der Düngeverordnung zum Teil erhebliche Verschärfungen der jetzigen Rechtslage. Welche Folgen hat dies für die Landwirte?

E) Abschlussfragen

- Wo sehen Sie die Landwirtschaft in dieser Region in 15 Jahren?
- Gibt es weitere Gesprächspartner, die Sie zum Thema empfehlen können?
- Haben Sie Fragen zum Interview?

Vielen Dank für Ihre Auskünfte.

7.2 Anhang 2: Interviewleitfaden zur zweiten Erhebungsrunde (Sommer 2005)

Interviewpartner:
Organisation:
Termin:
Gesprächsdauer:

A) Zur Person

- Kurze Vorstellung

B) Zur Rolle der Organisation im Umsetzungsprozess der WRRL und zur WRRL allgemein

- Wie viele Personen sind innerhalb Ihrer Organisation mit Fragestellungen zur WRRL befasst, wie viele Personen nehmen an den Beteiligungsprozessen teil?
- Was ist Ihre formelle Rolle in Bezug auf WRRL? Was wird von Seiten des MU und von Seiten der Gruppe, die Sie vertreten, von Ihnen erwartet?
- Nicht-Behörden: Wie wird Ihre Organisation durch die zuständigen Behörden in die Umsetzung der WRRL eingebunden? Sind Sie damit zufrieden?
- Wie informieren Sie sich zur WRRL bzw. zu Fragen der Gewässerschutzpolitik?
- Welche Entscheidungen zur WRRL fällen Sie persönlich im Rahmen Ihrer Organisation? Wenn Sie keine Entscheidungen fällen, geben Sie Empfehlungen für die Entscheidungsfindung?
- Wie sehen Sie Ihren eigenen (persönlichen) Einfluss auf die Diskussionen/ Empfehlungen im Umsetzungsprozess der WRRL?
- Welche Erfahrungen gibt es in Ihrer Organisation zu Kooperationen im Gewässerschutz?
- Was hat sich diesbezüglich ihm Rahmen der WRRL geändert und welche Erwartungen hat Ihre Organisation für künftige Kooperationen?
- In welcher Form ändert sich durch die WRRL die Arbeit in Ihrer Organisation in Bezug auf Kooperationen?

- Wie schätzen Sie das Potenzial von Kooperationen für eine gelungene Umsetzung der WRRL ein? Was könnte man ggf. noch konkret verbessern?
- Die Zusammenarbeit zwischen Landwirtschaft und Gewässerschutz ist derzeit besonders stark in den Schutzgebieten ausgeprägt und dabei inhaltlich sehr erfolgreich. Woran liegt das?
- Ließe sich das Konzept der Trinkwasserschutzgebietkooperationen für die WRRL auch auf die Fläche übertragen?
- Welche finanziellen, personellen und technischen Mittel bräuchte man, um die WRRL sach- und fristgerecht umzusetzen?

C) Allgemeine Aspekte zu Landwirtschaft und Gewässerschutz

- Wo liegen Ihrer Meinung nach die Hauptprobleme im Themenfeld WRRL und Landwirtschaft in Niedersachsen/ im EZG der Hase?
- Was würden Sie Landwirten sagen, was mit der WRRL in Zukunft auf sie zukommt?
- Umweltminister Sander hat in einer Rede beim NLWKN im März dieses Jahres betont, „Wir müssen die Wasserrahmenrichtlinie so umsetzen, wie es für Niedersachsen angemessen ist“. Was wäre, beschrieben an konkreten Beispielen, unangemessen für landwirtschaftliche Intensivregionen wie das EZG Hase und was wäre angemessen?
- An welchen Faktoren könnte die Umsetzung der WRRL in Niedersachsen und insbesondere in einer viehstarken Region wie dem EZG Hase scheitern?
- Was sind die Grundvoraussetzungen, um die WRRL umsetzen zu können?
- Das Landvolk schrieb im Mai letzten Jahres in einer Pressemitteilung in Bezug auf die bevorstehende GWRL: „50 Milligramm sind eine harte Nuss“. Wie will man diese Nuss knacken?
- Was oder wer kann Verhaltensänderungen in der Landwirtschaft in Niedersachsen bzw. im EZG Hase lenken?
- Welche Rolle nimmt Ihre Organisation und welche nehmen Sie persönlich hierbei ein?
- Wie schätzen Sie die derzeitigen Kontrollen ein (Erfolgskontrollen bei Verringerungsmaßnahmen von Gewässerbelastungen, aber auch Verhaltenskontrollen bei Landwirten, z.B. in Bezug auf die gute fachliche Praxis beim Düngen)?

- Wird sich an fachlichen und rechtlichen Grundlagen etwas ändern müssen? Inwieweit ist z.B. eine Änderung der Definition der guten fachlichen Praxis oder ein verschärftes Düngerecht erforderlich für einen erfolgreichen Gewässerschutz?
- Wie groß ist das Potential für Ausnahmeregelungen bei der WRRL? Inwieweit werden diese wichtig für die Landwirtschaft im EZG Hase? Wo liegen Risiken?
- Wo werden die größten Schwierigkeiten beim Monitoring liegen?

D) Beteiligung im Rahmen der WRRL

- Was sind die Hauptanliegen Ihrer Organisation in Bezug auf die Einbindung von Interessengruppen und den Bürgern in der Gewässerbewirtschaftung? Folgende Liste enthält verschiedene Ziele von Öffentlichkeitsbeteiligung. Bitte priorisieren Sie diese Ziele (das wichtigste Ziel erhält eine 1, das zweitwichtigste eine 2 usw.):
  - Vertrauensbildung zwischen Interessengruppen und Verwaltung
  - Minderung von Konflikten
  - Verbesserung der Umsetzung von Entscheidungen durch Diskussionen und gesteigerte Akzeptanz
  - Schaffung eines größeren öffentlichen Bewusstseins beim Gewässerschutz.
  - Wahrung bzw. Repräsentation der Interessen nicht-staatlicher Akteure
  - Förderung der Transparenz von Entscheidungsverfahren, u.a. durch Zugang zu Informationen.
  - Verbesserung der behördlichen Informationsbasis
  - Eigene Ergänzung
- Inwieweit unterscheiden sich die Forderungen zur Öffentlichkeitsbeteiligung vonseiten der Interessenvertreter von den tatsächlich anvisierten Formen (Gebietskooperationen, Gebietsforen und dem Beirat)?
- Hat Ihre Organisation hier mehr erwartet? Wurde und wenn ja, inwiefern wurde auf Ihre Wünsche eingegangen?
- Die Gebietskooperationen werden eher empfehlenden Charakter haben, aber dennoch sollen - mehr oder weniger - verbindliche Entscheidungen getroffen werden. Wie kann man hier eine Verbindlichkeit erreichen?
- Wie sollte mit abzusehenden Interessenkonflikten in den Gebietskooperationen umgegangen werden?

- In den Gebietskooperationen werden für ehrenamtliche Teilnehmer voraussichtlich keine Aufwandsentschädigungen zur Verfügung gestellt. Wie können diese Interessenvertreter zur Mitarbeit motiviert werden?
- Die Entscheidungsstrukturen sind bei den Gebietskooperationen flussgebietsbezogen. Welche Konsequenzen hat dies für den Beteiligungsprozess und wie muss man mit evtl. Schwierigkeiten umgehen?
- Wie viel Bekanntheitsgrad hat die WRRL bei den verschiedenen Interessenvertretern bereits?
- Umweltminister Sander hat Anfang April dieses Jahres in einer Rede zur Umsetzung der WRRL die Notwendigkeit geäußert, „die Interessengruppen im Naturschutz stärker als bisher zusammenzuführen und Konflikte mit denen abzubauen, die die Natur nutzen“. Welche Konflikte müssen hier vordergründig abgebaut werden? Wie lassen sich die Interessengruppen näher zusammenführen?

E) Abschlussfragen

- Was sind mögliche Entwicklungen der Umsetzung der WRRL in den nächsten 15 Jahren?
- Wie wird sich die Landwirtschaft im EZG Hase in den nächsten 15 Jahren entwickeln?
- Gibt es Fragen? Habe ich aus Ihrer Sicht wichtige Aspekte übersehen, die noch anzumerken wären?

Vielen Dank für Ihre Auskünfte.

7.3 Anhang 3: Liste der Interviewpartner

1. Niedersächsisches Umweltministerium (2)[29]
2. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Zweigstelle Cloppenburg (3)
3. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Zweigstelle Meppen (1/2)
4. Niedersächsisches Ministerium für Landwirtschaft (1/2)
5. Landkreis Cloppenburg, Abteilung für Wasserwirtschaft (1)
6. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg, Geschäftsbereich Landwirtschaft (1/3)
7. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Bezirksstelle Osnabrück (1/3)
8. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Hannover, Geschäftsbereich Landwirtschaft (1/5)
9. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Hannover, Geschäftsbereich Forstwirtschaft (1/2)
10. Wasserbeschaffungsverband Osnabrück-Süd (1)
11. Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband (OOWV) (1/2)
12. Unterhaltungsverband Mittlere Hase (1)
13. Landvolkverband Osnabrück (1)
14. Landvolkverband Vechta (1)
15. Wassernetz Niedersachsen-Bremen (2)
16. Landwirte (7)

[29] Die erste Zahl in Klammern verweist auf die Anzahl der geführten Interviews in der jeweiligen Organisation, die zweite Zahl auf die Anzahl der Interviewpartner. Wo keine zweite Zahl genannt ist, wurden die Gespräche mit nur einer Person geführt. Den Gesprächspartnern wurde namentliche Anonymität zugesichert.

7.4 Anhang 4: Erläuterungen zur Dynamic Actor Network Analysis (DANA)

Die Ausführungen in diesem Anhang sollen dazu dienen, künftigen Nutzern von DANA weitere Hilfestellungen für die Anwendung zu geben. Die Einführung der wesentlichen Elemente von DANA wurde zu einem Großteil der Internetseite http://www.dana.tudelft.nl/ entnommen und durch eigene Beispiele ergänzt. Die Anregungen zur korrekten Aufstellung der Wahrnehmungsgraphen und die Erläuterungen zum Analysetool einschließlich der Rechenschritte erfolgen auf Basis mündlicher Hinweise von Pieter Bots sowie eines von ihm erstellten Arbeitspapiers (Bots 2004). Viele der mündlichen Hinweise werden hier erstmals dokumentiert. Da sich der Anwenderkreis von DANA weitgehend auf Forscher aus dem gesellschaftswissenschaftlichen Bereich begrenzt, sollen die Analyseschritte hier zudem erstmals so dargestellt und aufbereitet werden, dass sie auch ohne fundiertes Verständnis über die einzelnen Rechenschritte im Programm nachvollziehbar sind.

Die wesentlichen Elemente von DANA

Die Oberfläche von DANA besteht aus fünf Fenstern (siehe Abb. 2). Ausgangspunkt der Analyse mit DANA ist ein Problemeigner (dargestellt durch das Symbol), also ein Akteur, der ein spezifisches Themen- oder Problemfeld auf bestimmte Weise wahrnimmt. Das Themen- oder Problemfeld ist in der Sprache von DANA eine Problemarena (dargestellt durch das Symbol). Die jeweiligen Akteure in den einzelnen Arenen sind im oberen linken Feld der DANA-Oberfläche abgebildet.[30] Für jeden Akteur wird in der jeweiligen Problemarena ein Wahrnehmungsmodell[31] im unteren linken Fenster der DANA-Oberfläche erstellt. Die einzelnen Wahrnehmungsmodelle können für vergleichende Analysen verwendet werden, die mit dem Fenster zur Analysewahl ausgewählt werden (mittleres Feld in Abb. 2). Das Auswahlfenster enthält zudem eine Kurzerklärung zu jeder Analyse. Die Analyseergebnisse erscheinen im unteren rechten Fenster. Zudem besteht die Möglichkeit, Arenen, Akteure und die Faktoren der Wahrnehmungsmodelle mit Kommentaren zu versehen (Fenster oben rechts in Abb. 2).

---

[30] Für das obere linke Fenster der Oberfläche besteht zudem die Möglichkeit in einen so genannten *Dictionary*-Modus umzuschalten, in dem die einzelnen Elemente der Wahrnehmungsgraphen aufgelistet sind.

[31] Die Begriffe Wahrnehmungsmodell, Kausalmodell und Wahrnehmungsgraph werden im Folgenden synonym verwendet.

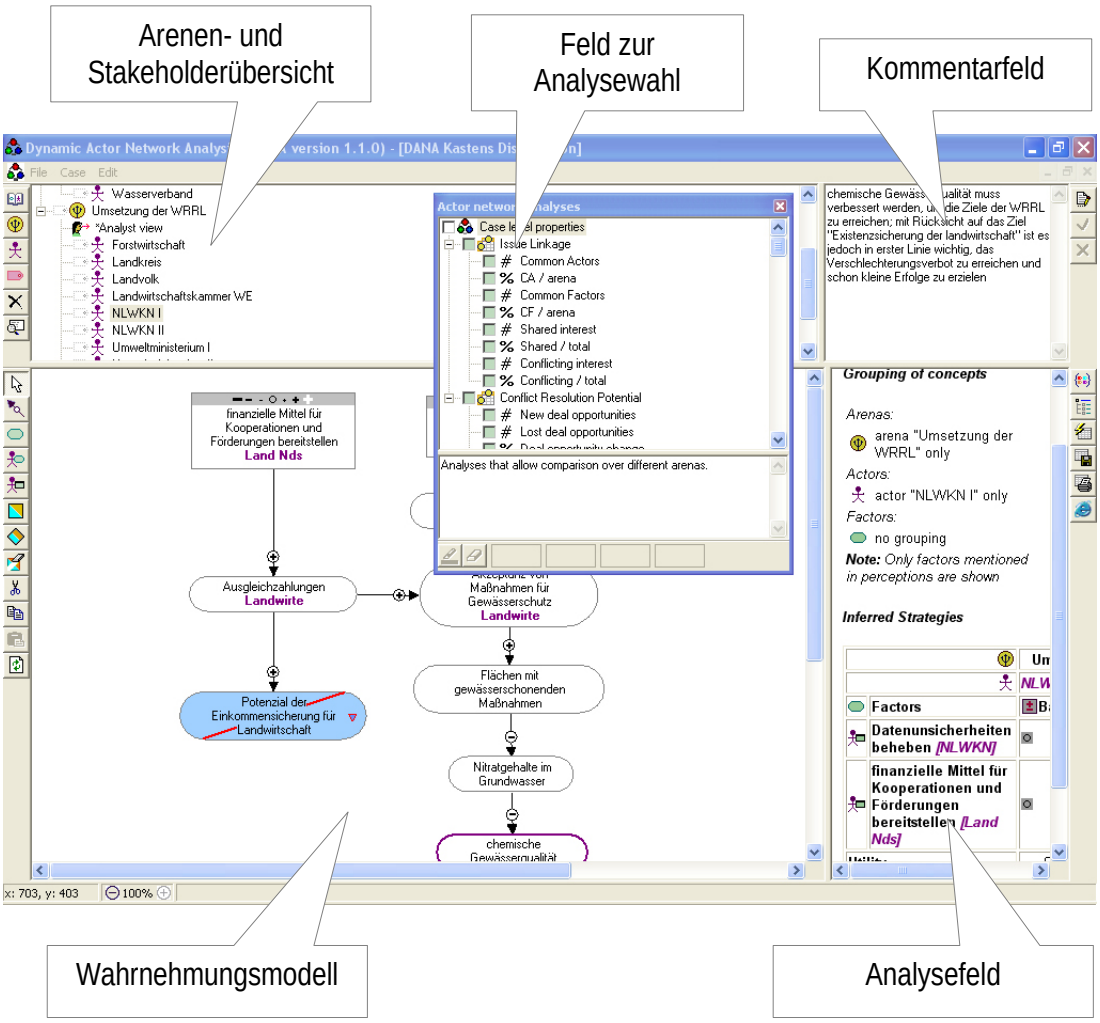


Abb. 2: DANA-Oberfläche

Die Wahrnehmungsgraphen vermitteln, welche Punkte der jeweilige Akteur innerhalb der Problemarena für relevant erachtet. Vier Arten von Faktoren[32] werden unterschieden:

- allgemeine Systemfaktoren (*Factors*):

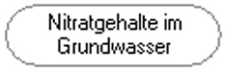


Abb. 3: Beispiel eines Systemfaktors

[32] Darüber hinaus lässt sich darstellen, ob der Akteur von Änderungen der Faktoren durch externe Einflüsse ausgeht. Auf solche so genannten *prospects* wurde in den Interviews nicht bzw. in zu allgemeiner Form verwiesen, so dass sie in die Analyse keinen Eingang gefunden haben.

- Faktoren mit konkretem Akteursbezug (*Attributes*):

Abb. 4: Beispiel eines Attributs

- Faktoren, die Handlungen ausdrücken (*Actions*):

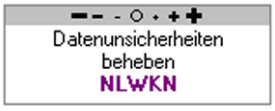


Abb. 5: Beispiel einer Handlung

- Faktoren, für die Ziele (*Goals*) definiert werden (indem eine gewünschte Veränderung für den Faktor angegeben wird):

Abb. 6: Beispiel eines Ziels

Die gewünschte Änderung eines Zielfaktors wird qualitativ anhand einer Zielleiste festgelegt. Das oben angegebene Ziel „Implementationserfolg für WRRL“ entspricht dabei folgender Festlegung in der Leiste:

Abb. 7: Ziel und korrespondierende Zielleiste für einen Faktor, der gesteigert werden soll

Die Intensität und Richtung der gewünschten Änderung wird in der Zielleiste qualitativ in Plus- und Minussymbolen sowie *Smileys* und *Frowneys* und im Faktor selbst durch farbliche Markierung sowie ein dreieckiges Symbol[33] ausgedrückt. Grundsätzlich gilt bei einer roten Markierung sowie einem Dreieck mit nach oben gewandter Spitze: der Akteur wünscht, dass der Faktor steigen soll. Bei einer blauen Markierung und einem Dreieck mit nach unten gewandter Spitze gilt: der Akteur wünscht, dass der Faktor sinken soll. Je größer das Dreieck, desto stärker soll der Faktor steigen bzw. sinken (die

[33] Das Dreieck dient dazu, die gewünschte Änderung des Faktors auch im Druck mit Graustufen unterscheiden zu können.

Festlegung erfolgt mit Hilfe der Vorzeichen: , , , , , , . Je intensiver die Farbe des Faktors, desto mehr Freude bzw. Unmut wird mit der Änderung verbunden (diese Festlegung erfolgt mit Hilfe des Smileys: , , , , , , .

Ein roter Querstrich durch den Faktor markiert, dass der Faktor nicht steigen bzw. sinken soll, z.B. soll im folgenden Beispiel der Faktor „Potenzial der Einkommenssicherung für Landwirtschaft“ nicht sinken:

Abb. 8: Ziel und korrespondierende Zielleiste für einen Faktor, der nicht sinken soll (vgl. auch Abb. 10 sowie die Erläuterungen unten).

Die in der Zielleiste mit , , , , , , bzw. , , , , , , ausgedrückten Veränderungen sind für die spätere Analyse in DANA semiquantitativen Werten zugeordnet, die standardmäßig in den DANA *case options* vorgegeben sind, jedoch verändert werden können (siehe Abb. 9).

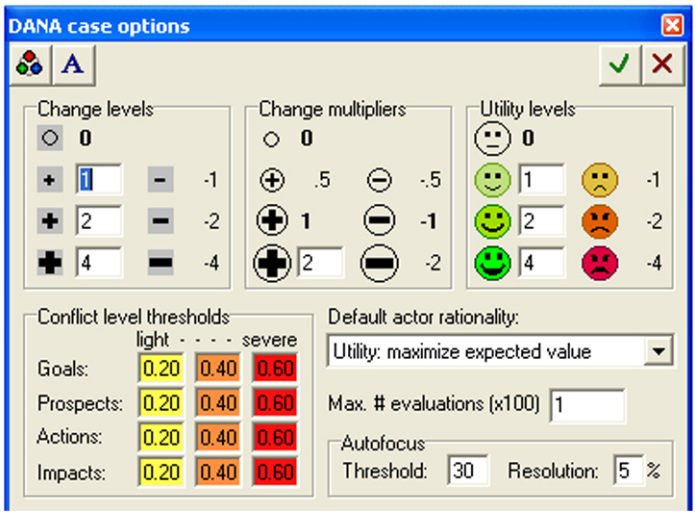


Abb. 9: Semiquantitative Skala in DANA

In einem Wahrnehmungsgraphen sind die unterschiedlichen Faktoren durch Wirkungspfeile miteinander verbunden, die ausdrücken, inwiefern und inwieweit der Akteur davon ausgeht, dass ein Faktor eine bestimmte Veränderung in einem anderen Faktor hervorruft. Dabei gilt:

- wenn Faktor A steigt, steigt auch Faktor B (dargestellt durch einen Pfeil mit einem Plus als Multiplikator: ⊕▶)
- wenn Faktor A steigt, sinkt Faktor B (dargestellt durch einen Pfeil mit einem Minus als Multiplikator: ⊖▶).

Das Ausmaß der Wirkung wird durch semiquantitative Multiplikatoren dargestellt (⊖, ⊖, ⊖, ○, ⊕, ⊕, ⊕), denen in den DANA *Case Options* (siehe Abb. 9) ebenfalls Werte (*Change Multipliers*) zugeordnet sind.

Abb. 10 zeigt das Wahrnehmungsmodell eines Repräsentanten des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) in der Arena „Umsetzung der WRRL im EZG Hase“. Zwei Faktoren sind farblich sowie durch Symbole gekennzeichnet und stellen Ziele des Akteurs dar. In diesem Fall soll der Faktor „Implementationserfolg für die WRRL“ steigen (rote Markierung und Pfeilspitze nach oben) und der Faktor „Potenzial der Einkommenssicherung für die Landwirtschaft“ nicht sinken (durchgestrichene blaue Markierung und Dreieck mit Spitze nach unten).

Das zuletzt genannte Ziel ist durch eine einfache Kausalkette aus dem Faktor „Ausgleichzahlungen (für Landwirte)“ und der Handlung des Landes Niedersachsen, „Finanzielle Mittel für Kooperationen und Förderungen bereitstellen“ verknüpft. Die verstärkte Bereitstellung von finanziellen Mitteln durch das Land Niedersachsen führt dabei zu einer höheren Verfügbarkeit von Ausgleichzahlungen für Landwirte. Steigen diese Ausgleichzahlungen, so steigt auch der Faktor „Potenzial der Einkommenssicherung für Landwirtschaft“. Das Ziel wäre insofern (über-)erfüllt, denn die Bereitstellung von finanziellen Mitteln kann nicht nur zum Erhalt der Einkommenspotenziale beitragen, sondern diese sogar steigern. Eine Einschränkung ergibt sich in der Handlung des Landes Niedersachsen selbst. Hier lässt sich mit der *Action Range Bar* (▬ ▬ - ○ + + ✚) darstellen, welchen Handlungsspielraum der handelnde Akteur aus Sicht des Problemeigners hat (von ▬ als starke Verringerung über ○ als keine Änderung der Handlung bis ✚ als starker Steigerung der Handlung im Verhältnis zum Status quo der Handlung). Ein weißes großes Plus in der *Action Range Bar* des Landes Niedersachsen (vgl. Abb. 10) gibt an, dass die Bereitstellung von finanziellen Ressourcen für Kooperationen und Förderungen nicht im vollen Umfang erfolgen kann. Der Interviewpartner hat hier auf die Begrenzung öffentlicher Gelder hingewiesen, die es dem Land erschweren, die

Bereitstellung von finanziellen Mitteln stark zu erhöhen.

Das zweite Ziel, die Steigerung des Faktors „Implementationserfolg für die WRRL“, stellt sich komplizierter dar. Er ist nicht nur durch mehr systemische Faktoren beeinflusst als das erste Ziel, sondern auch an zwei Handlungen geknüpft, die die Zielerreichung bestimmen. Unklar mag auf den ersten Blick erscheinen, dass die Faktoren „Nitratgehalte im Grundwasser“ und „chemische Gewässerqualität“ mit einer negativen Korrelation verbunden sind. Die Syntax ist jedoch insofern korrekt, als sie besagt: Wenn die Nitratgehalte steigen, sinkt die chemische Gewässerqualität, sie setzt also zunächst keine weiteren Bezüge zu vorangegangen Faktoren und deren Pfeilen, d.h., ein Wirkungspfeil bezieht sich ausschließlich auf die beiden Faktoren, die er verbindet.

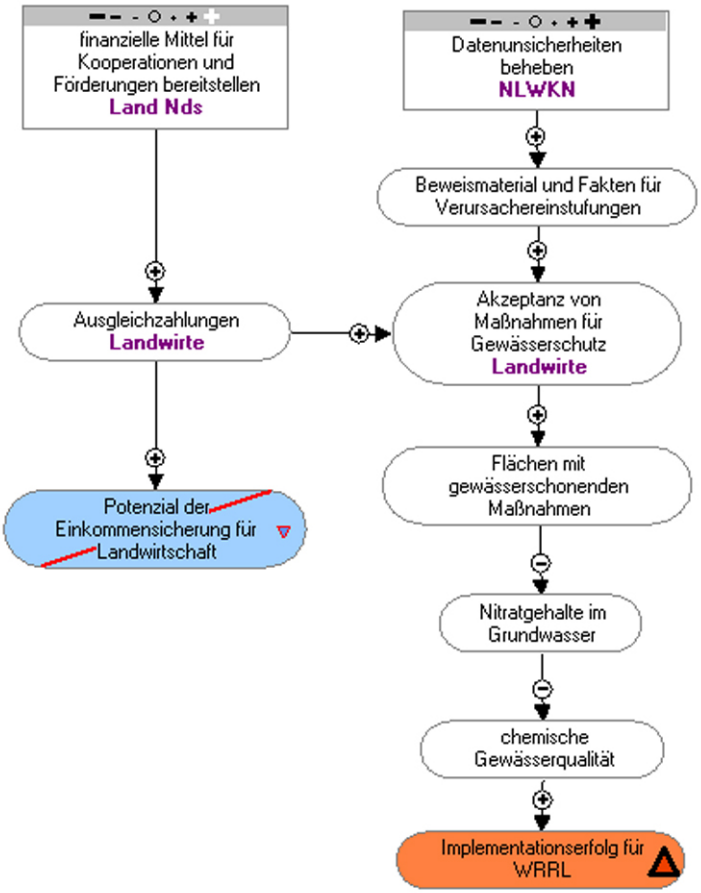


Abb. 10: Wahrnehmungsmodell eines Repräsentanten des NLWKN

Folgende Aspekte sind bei der Aufstellung von Wahrnehmungsgraphen zu beachten:

- Wahrnehmungsgraphen sollten verhältnismäßig überschaubar gehalten werden, um die Graphen selbst wie auch ggf. die späteren Berechnungen durch DANA leichter nachzuvollziehen.

- Faktoren sollten keine wertenden Aussagen (im Sinne von „bessere Gewässerqualität“ oder „weniger Akzeptanz“) erhalten, denn die qualitative Änderung von Systemfaktoren wird über die Pfeilverbindungen, die Änderung von Zielen mit der Zielleiste und die Intensität der Handlungen durch die *Action Range Bar* festgelegt.
- Handlungen sollten mit einem Verb versehen werden, um sie klar als Handlung zu identifizieren.
- Eine Handlung kann nicht als Ziel definiert werden.
- Faktoren, für die ein Ziel definiert wird, können sowohl am Ende als auch inmitten einer Wirkungskette stehen.
- Bei den Pfeilverbindungen können Unsicherheiten definiert werden, die ausdrücken, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Faktor eine Änderung in einem anderen Faktor hervorruft. Die Zuordnung von Wahrscheinlichkeiten hat in der Anwendungspraxis von DANA jedoch keinen Nutzen erbracht.
- Die Regeln zur Aufstellung der eigenen Graphen sollten schriftlich festgehalten werden, um sie langfristig und auch für andere Nutzer nachvollziehbar zu machen.
- Hilfreich ist die intensive Nutzung des Kommentarfelds, in das zu den einzelnen Faktoren die Originalzitate der Interviews eingepflegt werden können. Dies erleichtert die langfristige und auch externe Nachvollziehbarkeit von Benennung und Zuordnung der Faktoren.
- Faktoren, die nicht den Originaldaten entstammen, für die Logik des Wahrnehmungsgraphen jedoch eingefügt werden müssen, sollten farblich kenntlich gemacht werden, um die Validität der Graphen zu gewährleisten.

DANA als Analysetool

DANA bietet Analysemöglichkeiten auf vier verschiedenen Ebenen: der Faktorenebene, der Ebene einzelner Akteure, der Beziehungsebene verschiedener Akteure zueinander sowie auf Ebene verschiedener Arenen. Diese werden anhand des Analysewahlfensters festgelegt (vgl. Abb. 2). Ein Teil der Analysen (v. a. Vergleichanalysen zwischen den Arenen sowie teilweise zwischen den Akteuren) sind bisher aus technischen Gründen nicht durchführbar. Andere Analysen wiederum, z.B. die rein deskriptive Analyse, die ermittelt, wie viele Wirkungspfeile zu den jeweiligen Faktoren führen, waren für die vorliegende Arbeit nicht von Relevanz. Im Folgenden werden die Analysen dargestellt,

die für die Akteursanalyse in der eigenen Arbeit vornehmlich verwendet wurden.

Wahrnehmungsgraphen bestehen aus einer Vielzahl von Systemfaktoren, Attributen, Zielen und Handlungen. Das in Abb. 10 dargestellte Kausalmodell ist dabei ein noch verhältnismäßig leicht zu erfassendes Modell. Häufig sind die Wahrnehmungsgraphen in ihrer Darstellung noch komplexer. Da es in diesem Kapitel darum geht, die Analysen für künftige Nutzer nachvollziehbarer zu machen, werden nicht die Kausalmodelle der eigenen Arbeit verwendet, sondern kleine, übersichtliche Wahrnehmungsgraphen dargestellt, anhand derer die Analysen beispielhaft erläutert werden.[34] Abb. 11 und 12 und zeigen die Wahrnehmungsgraphen des Akteurs A „Landwirt“ und des Akteurs B „Regierung“, die im Folgenden als Beispiele dienen sollen.

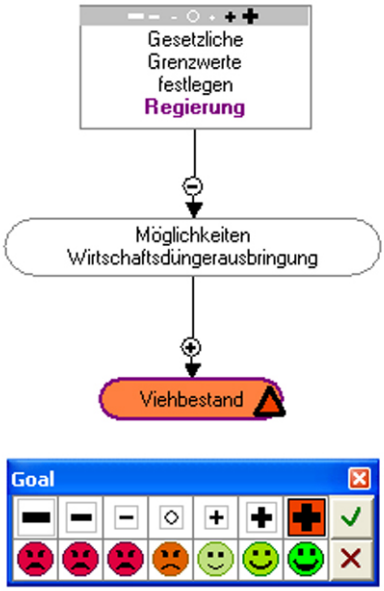


Abb. 11: Wahrnehmungsgraph Akteur A „Landwirt“

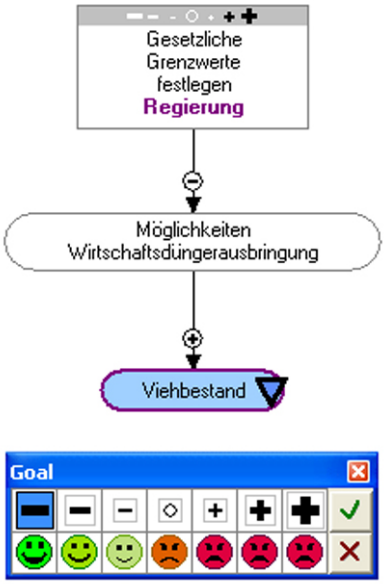


Abb. 12: Wahrnehmungsgraph Akteur B „Regierung“

Beide Wahrnehmungsmodelle gehen von der gleichen Handlung („Gesetzliche Grenzwerte festlegen“ [Regierung]). Zur Vereinfachung wurden die Handlungsoptionen auf der *Action Range Bar* reduziert, so dass für die Regierung im Verhältnis zum Status Quo nur eine mittlere (⊞) bzw. starke (✚) Steigerung der Grenzwertfestlegung erfolgen kann. Beide Akteure nehmen auch den gleichen Kausalzusammenhang für ihre Zielerreichung an: Durch die Verstärkung der Handlung „Gesetzliche Grenzwerte festlegen [Regierung]“ verringert sich der Faktor „Möglichkeiten Wirtschaftsdüngerausbringung“. Auch sehen beide Akteure die gleiche positive Korrelation zwischen diesem

[34] Die Wahrnehmungsgraphen und Analysen zur Dissertation stehen unter http//:www.usf.uos.de/~bkastens/DANA.de.html zum Download bereit.

Faktor und dem Faktor „Viehbestand“: je größer die Möglichkeiten zur Wirtschaftsdüngerausbringung sind, desto stärker steigt der Viehbestand. Bezüglich des Faktors „Viehbestand“ wünscht sich der Landwirt eine eben solche Steigerung, z.B. um sein Einkommen zu sichern oder zu erhöhen, die Regierung jedoch möchte eine Senkung des Viehbestands erreichen, z.B. um eine generelle Umstrukturierung der Landwirtschaft zu erreichen. Die gewünschte Veränderung eines Faktors, ausgedrückt in einem Ziel, wird dabei über die Zielleiste festgelegt, wie sie unter den Graphen dargestellt ist.

Wie bereits erwähnt, sind die Analysen auf verschiedenen Ebenen möglich. Die folgenden Darstellungen beziehen sich

- für die Faktorenebene auf das Analysetool *Relevance of Factors*
- für die Ebene einzelner Akteure auf die Analysetools *Multi Criteria Analysis*, *Single Goal Strategies* und *Inferred Strategies* und
- für die Beziehungsebene verschiedener Akteure auf das Analysetool *Conflict*

Analyse auf Faktorenebene – *Relevance of Factors*

Die Faktorenrelevanz bietet eine erste deskriptive Analyse. Anhand einer Tabelle werden alle genannten Faktoren eines jeden gewählten Akteurs angezeigt. Hieraus kann geschlossen werden, welche Faktoren von mehreren Akteuren als relevant erachtet werden. Die Ergebnisse der Analyse sind in Tab. 3 dargestellt und beziehen sich beispielhaft auf die Anzahl der von beiden Akteuren genannten Systemfaktoren und Ziele. Die Analyse ist hier eher trivial, gibt jedoch bei der üblichen Größe der Kausalmodelle einen ersten schnellen Überblick darüber, welche Modelle gemeinsame Faktoren, Handlungen und Ziele innehaben.

Um die jeweiligen Analysen durchzuführen, müssen vorab Einstellungen vorgenommen werden, die festlegen, auf wen bzw. was sich die Analyse bezieht. *Grouping of Concepts* (siehe Abschnitt über Tab. 1) oberhalb der Analyseergebnisse gibt jeweils an, welche Gruppierung vorgenommen wurde. Im vorliegenden Fall bezieht sich die Analyse der Faktorenrelevanz auf die Arena „Nitratbelastung im Einzugsgebiet der Hase“ und betrachtet alle genannten Akteure sowie alle von den Akteuren genannten Faktoren (*No Grouping* bei *Actors* und *Factors*). Bei den folgenden Analyseergebnissen wird auf die Darstellung des *Grouping of Concepts* aus Platzgründen verzichtet.

Analysis of New case - Grouping of concepts:

Arenas:

arena "Nitratbelastung im EZG Hase" only

Actors:

no grouping

Factors:

no grouping

Note: *Only factors mentioned in perceptions are shown*

Relevance

		Nitratbelastung im EZG Hase			
		Akteur A "Landwirt"		***Akteur B "Regierung"***	
	Factors	**Occurrences**	**Goals**	**Occurrences**	**Goals**
	Gesetzliche Grenzwerte festlegen ***[Regierung]***	1	0	1	0
	Möglichkeiten Wirtschaftsdüngerausbringung	1	0	1	0
	Viehbestand	1	1	1	1

Tabelle 3: Faktorenrelevanz der Wahrnehmungen

Analyse auf individueller Akteursebene – *Multi Criteria Analysis*

Die *Multi Criteria Analysis* berechnet, welche Taktik bezogen auf alle Ziele für den Akteur den größten Nutzen bringt. Dabei ist eine Taktik die Kombination der Handlung mit einem der sieben Optionen der *action range bar*. Mit der Analyse lässt sich einsehen, welche Einzeltaktik für die Erreichung der gewünschten Ziele des Akteurs einen positiven, gar keinen oder sogar einen negativen Effekt hat. Bei der Berechnung des Nutzens wird der Effekt einer Taktik mit der für alle Ziele des Akteurs jeweils definierten gewünschten Änderung abgeglichen. In der *Multi Criteria Analysis* werden alle sieben Optionen des Handlungsspielraumes durchgerechnet, unabhängig davon, ob sie in der *Action Range Bar* inaktiv sind oder nicht. Tab. 4 gibt die Ergebnisse dieser Analyse für den Akteur B „Regierung“ wieder.

Von links nach rechts gelesen wird in der ersten Spalte (*Tactics*) die untersuchte Taktik, d.h. die Handlung „Festlegung von gesetzlichen Grenzwerten“ durch den Akteur Regierung und die jeweilige Handlungsoption dargestellt.

Die zweite Spalte zeigt das Ziel des Akteurs („Viehbestand“), wobei das Histogramm ( ) die gewünschten Änderung im Faktor – korrespondierend zur gewünschten Änderung des Faktors in der Zielleiste angibt (vgl. Abb. 12).

Das Histogramm in der dritten Spalte ( ) zeigt den Effekt an, der sich aus der jeweiligen Taktik für das Ziel ergibt. Die vierte und letzte Spalte weist für die jeweilige Taktik den von DANA errechneten Nutzen aus, den der Akteur in Hinblick auf sein Ziel erwarten kann (E*xpected Utility*).

Für die Berechnung des jeweils erwarteten Nutzen gilt:

$$UtilityTaktik_x = \frac{EffektTaktik_x}{UtilityLevel_{\max}} \qquad \{G\ 1\}$$

Multi-Criteria Analysis

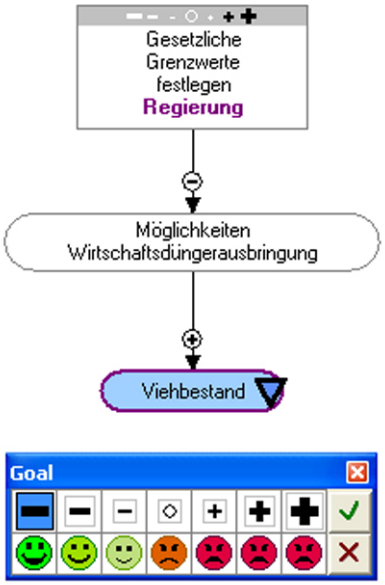
	Nitratbelastung im EZG Hase		
	Akteur B "Regierung"		
Tactics	**Goal**	**Effect**	**Σ Expected utility**
Gesetzliche Grenzwerte festlegen *[Regierung]*	Viehbestand		-1 **Sum: -1**
	Viehbestand		-1 **Sum: -1**
	Viehbestand		-1 **Sum: -1**
	Viehbestand		-0.50 **Sum: -0.50**
	Viehbestand		0.25 **Sum: 0.25**
	Viehbestand		0.50 **Sum: 0.50**
	Viehbestand		1 **Sum: 1**

Tabelle 4: Multikriterielle Analyse für die Wahrnehmung des Akteurs B „Regierung“

Die Berechnung der *Utility* einer Taktik erfolgt in fünf Schritten. Im ersten Schritt wird der Effekt errechnet. Dieser ist ein Vektor aus allen Veränderungen, die eine Taktik mit den Faktoren herbeiführt, bis diese auf ein Ziel treffen. Der in den *Change Levels* zu-

gewiesene Wert der ausgewählten Taktik wird hierzu mit den Werten multipliziert, die nach den *Change Multipliers* (vgl. Abb. 9) dem Grad der Veränderung in den Wirkungspfeilen entsprechen.

Dementsprechend gilt bei Akteur B „Regierung“ für die Berechnung des Effekts z.B. aus einer starken Verringerung bzw. einer mittleren Steigerung der Handlung:



Für ▬ = -4 Für ✚ = 2

-4* (-1)* 1 = <u>4</u> 2* (-1)* 1 = <u>-2</u>

Abb. 13: Erster Rechenschritt der *Utility*

Im zweiten Schritt wird der jeweils als Effekt errechnete Wert wieder in ein qualitatives Symbol umgewandelt, das sich aus den DANA *Case Options* ergibt (vgl. Abb. 9). Der für ▬ errechnete Effektwert von 4 entspricht im *Change Level* der DANA *Case Options* (siehe Abb. 9) einem ✚ (großes Plus). Dieses ✚ wird nun in einem dritten Schritt in die Zielleiste des Faktors „Viehbestand“ konvertiert und damit in einen weiteren qualitativen Wert umgesetzt. Hierzu wird verglichen, wie der Akteur ein ✚ (also eine starke Steigerung des Faktors) für sein Ziel bewertet. Im gegebenen Fall korrespondiert ✚ mit ☹. Das *Smiley*symbol wird im vierten Schritt wieder in einen Zahlenwert umgewandelt und entspricht nach den *Utility Levels* in den DANA *Case Options* dem Wert -4 (vgl. Tab. 5). Dieser Wert wird im fünften und letzten Schritt durch den höchst möglichen *Utility Level* geteilt. Entsprechend ergibt sich für:

▬ (starke Minimierung) -4/4 = 1 und für ✚ (mittlere Steigerung) = 2/4 = 0,5

Der für ✚ errechnete Effektwert von -2 entspricht im *Change Level* der DANA *Case Options* einem ▬ (mittleres Minus), welches in der Zielleiste mit einem ☺ = 2 belegt ist.

Change Levels	-4	-2	-1	0	1	2	4
Symbole der Zielleiste, Faktor „Viehbestand“ Akteur B“							
Utility levels	4	2	1	-2	-4	-4	-4

Tabelle 5: Zuordnung der semiquantitativen Skala für das Ziel „Viehbestand“ bei Akteur B „Regierung“

Bei einer Taktik, die auf mehrere Ziele wirkt, wird zunächst der Nutzen für das erste Ziel berechnet, dann der Nutzen für das zweite Ziel usw. Die jeweils errechneten Nutzenwerte werden summiert und ebenfalls in der letzten Spalte (*Expected Utility*) angegeben. Der Wert des Nutzens liegt bei einem Ziel stets in einem Intervall zwischen -1 und 1, bei zwei Zielen analog zwischen -2 und 2, usw. Ein positiver Wert korrespondiert mit einer Zielerreichung, bei negativen Werten wird das Ziel verfehlt.

Analyse auf individueller Akteursebene – *Single Goal Strategies*

Um zu untersuchen, welche Taktik oder Taktiken aus Sicht des Akteurs den größten Nutzen zur Erreichung jedes einzelnen Ziels bringen, eignet sich die Analyse der *Single Goal Strategies.* Dabei werden alle Handlungen berücksichtigt, die im Wahrnehmungsgraphen einen Einfluss auf die Ziele des Akteurs haben. Gibt es zwei oder mehr Taktiken, die den gleichen größtmöglichen Nutzen bringen, wird nur die Taktik angezeigt, die den geringeren Aufwand mit sich bringt. Bei dieser Analyse wird immer nur ein Ziel betrachtet und es werden nur solche Handlungsoptionen in die Berechnung einbezogen, die in der *Action Range Bar* auf schwarz stehen. Für die Berechnung wurde wiederum der Wahrnehmungsgraph der Regierung gewählt. Um den Mehrwert dieser sowie der folgenden Analyse, der *Inferred Analysis*, darstellen zu können, wird das Wahrnehmungsmodell des Akteurs A „Landwirt“ um eine Handlung, einen Faktor und ein Ziel erweitert (Abb. 14). Zudem wurden im Gegensatz zur Handlung „Gesetzliche Grenzwerte festlegen (Regierung)“ für die zweite Handlung zwei weitere Handlungsoptionen (und) in der *Action Range Bar* aktiviert.

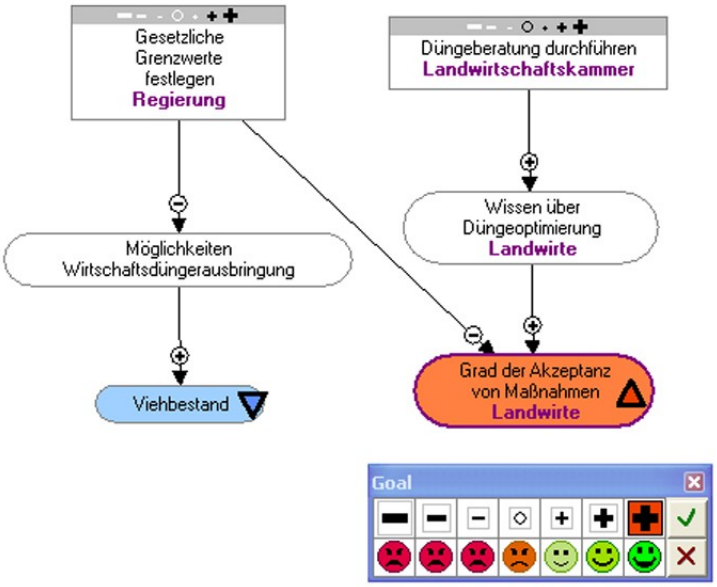


Abb. 14: Erweitertes Wahrnehmungsmodell für Akteur A „Landwirt“ einschließlich der Zielleiste für das neu eingeführte Ziel. Die Zielleiste für den Faktor „Viehbestand“ entspricht den Angaben in Abb. 11.

Die neue Handlung „Düngeberatung durchführen [Landwirtwirtschaftskammer“ führt zu einer Steigerung des Attributs „Wissen über Düngeoptimierung [Landwirte]“ (zum Attributsbegriff vgl. Abb. 4), aus dem sich wiederum eine Steigerung des Faktors (und Ziels) „Grad der Akzeptanz von Maßnahmen [Landwirte]“ ergibt.

Tab. 6 zeigt das berechnete Analyseergebnis der *Single Goal Strategies*. Die Spalte *Tactics* gibt zunächst an, dass eine Kombination aus starker Steigerung (✚) der Handlung „Düngeberatung durchführen [Landwirtschaftskammer]“ und mittlerer Steigerung (+) der Handlung „Gesetzliche Grenzwerte festlegen [Regierung]“ den aus Sicht des Akteurs optimalen Nutzen (dargestellt in *Utility*-Spalte) für das Ziel „Grad der Akzeptanz von Maßnahmen [Landwirte]“ ergibt. Das Ziel „Viehbestand“ ist nur mit einer Handlung verknüpft, dessen optimales Ergebnis bei starker Steigerung erreicht ist.

Single Goal Strategies

		Nitratbelastung im EZG Hase		
		Akteur A "Landwirt"		
	Goal factor	**Goal**	**Tactics**	**Utility**
	Grad der Akzeptanz von Maßnahmen *[Landwirte]*		Düngeberatung durchführen ***[Landwirtschaftskammer]*** Gesetzliche Grenzwerte festlegen ***[Regierung]***	0.50
	Viehbestand		Gesetzliche Grenzwerte festlegen ***[Regierung]***	1

Tabelle 6: Analyseergebnis der *Single Goal Strategies* für Akteur A „Landwirt“

Analyse auf individueller Akteursebene – *Inferred Strategies*

Die umfassendste Analyse auf Einzelakteursebene ist die *Inferred Strategies*. Sie zeigt an, welche Kombination von Taktiken aus Sicht des Akteurs zum besten bzw. schlechtesten Gesamtergebnis führt. Es werden alle Ziele einbezogen, dabei jedoch ausschließlich die Handlungsoptionen betrachtet, die tatsächlich möglich, in der *action range bar* also aktiviert sind. Die Analyse kann somit als Plausibilitätsprüfung für die Wahrnehmungsgraphen verwendet werden. Das von DANA für die *Inferred Strategies* errechnete Ergebnis zeigt Tab. 7. Es werden drei Ergebnisse angezeigt: Erstens gibt die *Base line*-Strategie an, welcher Nutzen sich in Hinblick auf das vom Akteur gewünschte Ziel ergibt, wenn keine Änderung in den Handlungen erfolgt (Status quo). Im gegebenen Fall ergibt sich ein negativer Nutzen von -0,25 (entsprechend der Berechnung der *Utility*, siehe Gleichung 1). Die untere Zeile (*Detailed Analysis*) zeigt das Ergebnis im Detail: Aus der ersten Handlung ergibt sich auf alle Ziele bezogen ein positiver Nutzen von -1, aus der zweiten Handlung ein negativer Nutzen von 0,5. In der Nutzensumme errechnet sich somit ein Wert von -0,5. Die Waage symbolisiert die Unausgewogenheit des Nutzens, der sich aus den beiden Taktiken ergibt. Sie erscheint stets dann, wenn eine Taktik zu einem positiven, eine andere Taktik jedoch zu einem negativen Nutzen führt. Zweitens wird mit der *Ideal*-Strategie errechnet, welche Taktikkombination für den Akteur den größten Nutzen ergibt. Im Beispiel ergibt sich der größte Nutzen, wenn die Handlung „Düngeberatung durchführen [Landwirtschaftskammer]“ stark steigt und eine mittlere Steigerung der Handlung „Gesetzliche Grenzwerte festlegen [Regierung]“ erfolgt. Beide Einzeltaktiken haben, wie die detaillierte Analyse angibt, einen Nutzen von 0,5, in der Summe also 1. Das schlechteste Ergebnis ist, drittens, mit der *Worst*-Strategie angegeben: keine Änderung (sowie eine weitere Taktik, nämlich die Verringerung der Handlung) der ersten Handlung und eine Steigerung (jeglicher Stärke) der

zweiten Handlung liefert in der Summe den geringsten Nutzen. Die *worst*-Strategie liefert in diesem Fall das gleiche Ergebnis wie die *Base*-Strategie[35].

Inferred Strategies

		Nitratbelastung im EZG Hase		
		Akteur A "Landwirt"		
	Factors	**Base**	**Ideal**	**Worst**
	Dünge-beratung durchführen ***[LWK]***			1 (+1)
	Gesetzliche Grenzwerte festlegen ***[Regierung]***			all 2
Utility		-0.50	1	-0.50
Satisfaction		25%	50%	25%
Frustration		50%	0%	50%
Detailed analysis		Grad der Akzeptanz von Maßnahmen *[Landwirte]* -1 Viehbestand 0.50 **Utility: -0.50** +0.50 -1	0.50 0.50 **Utility: 1**	-1 0.50 **Utility: -0.50** +0.50 -1

Tabelle 7: Analyse der *Inferred Strategies* (Taktikkombinationen in Bezug auf ihre Wirkung für alle Ziele, Akteur A „Landwirt“)

Analyse auf der Beziehungsebene zwischen verschiedenen Akteuren: Ziel- und Handlungskonflikte

Eine der wichtigsten Analysen beim Vergleich der Wahrnehmungsmodelle mehrerer Akteure ist die Berechnung von Konflikten. Dabei zeigen Zielkonflikte die Differenz zwischen der von zwei Akteuren gewünschten Änderung eines gemeinsamen Ziels an. Handlungskonflikte ergeben sich dann, wenn sich für die gleiche Handlung (unabhängig davon, ob die gleichen Ziele bestehen) zwischen dem Nutzen (im Sinne der Zielerreichung) für den einen Akteur und dem Nutzen für den anderen Akteur eine Differenz ergibt. Für die Analyse wird auf die beiden Ursprungsmodelle der Akteure A und B

[35] DANA eröffnet zudem die Möglichkeit, den Nutzen für ausgewählte Taktikkombinationen errechnen zu lassen. Diese erscheinen dann als ein viertes Ergebnis in der Tabelle als *Chosen*-Strategie. (Für Anwender, da bisher nicht dokumentiert: Die Auswahl einzelner Taktikkombinationen wird getroffen, indem die Maustaste auf das jeweils gewünschte Vorzeichen in der *Action Range bar* geführt und das Vorzeichen durch Strg + linker Mausklick farblich markiert wird).

zurückgegriffen (vgl. Abb. 11 und 12). Tab. 8 zeigt die Ziel- und Handlungskonflikte, die die beiden Beispielakteure haben.[36] Die beiden Konfliktarten werden in DANA nach unterschiedlichen Formeln berechnet.

Conflict

		Nitratbelastung im EZG Hase							
		Akteur A "Landwirt"				*Akteur B "Regierung"*			
Arenas	**Actors**	**# Goals**	**μ Goal Conflict**	**# Actions**	**μ Act. Conflict**	**# Goals**	**μ Goal Conflict**	**# Actions**	**μ Act. Coflict**
Nitrat-belastun-gen im EZG Hase	*Akteur A "Landwirt"*	1	0	1	0	1	1.4	1	1.8
	Akteur B "Regierung"	1	1.4	1	1.8	1	0	1	0

Tabelle 8: Analyse der Ziel- und Handlungskonflikte zwischen den Akteuren A „Landwirt“ und B „Regierung“

Für einen **Zielkonflikt** gilt:

$$Zielkonflikt = \sum \left| Utility(g1,c) - Utility(g2,c) \right| / 7 \qquad \{G\ 2\}$$

für c = ▬, ▬, ▬, ◇, ▬, ▬, ▬

mit g = Ziel

und *Utility* nach Gleichung 1

Für einen Zielkonflikt werden über die gesamten sieben Zieloptionen die jeweiligen Differenzen zwischen der *Utility* des einen Akteurs und der *Utility* des anderen Akteurs berechnet und die Summe der Differenzbeträge durch sieben (als Gesamtzahl aller Zieloptionen) geteilt. Dabei werden nur die Zieloptionen berücksichtigt, die entsprechend der *Utility Levels* in den DANA *Case Options* eine der folgenden zwei Bedingungen erfüllen:

<u>Bedingung 1:</u>

Der Nutzenwert der Zieloption ist

> = 0 für Akteur A und

< 0 für Akteur B

<u>Bedingung 2:</u>

Der Nutzenwert der Zieloption ist

< 0 für Akteur A und

> = 0 für Akteur B

[36] Weiterhin lassen sich mit DANA so genannte ‚*Prospect*'- und ‚*Impact*'-Konflikte aufzeigen, wobei erstere die Unterschiede in den Wahrnehmungen zweier Akteure zum Einfluss externer Faktoren deutlich machen und letztere die unterschiedlichen Wahrnehmungen zweier Akteure in der Einflussstärke eines gemeinsam wahrgenommenen links (Pfeilverbindung zwischen zwei Faktoren) aufzeigen (Bots 2004: 15).

Beispielsweise ist bei den beiden Beispielakteuren für eine mittlere Senkung des Zielfaktors Bedingung 2 erfüllt, denn für ▬ ist bei Akteur A der *Utility*-Wert = -4 und bei Akteur B = 4. Für ◇ ist keine der beiden Bedingungen erfüllt, da der Nutzenwert für beide Akteure unter Null liegt (-2) (vgl. auch Tabelle 9 und 10).

Utility levels	-4	-4	-4	-2	1	2	4

Tabelle 9: Zielleiste für den Faktor „Viehbestand“ bei Akteur A „Landwirt“ und tabellarische Zuordnung der semiquantitativen Skala entsprechend den DANA *Case Options*

Utility levels	4	2	1	-2	-4	-4	-4

Tabelle 10: Zielleiste für den Faktor „Viehbestand“ bei Akteur B „Regierung“ und tabellarische Zuordnung der semiquantitativen Skala entsprechend de DANA *Case Options*

Die jeweiligen Nutzenwerte der Akteure werden gemäß Gleichung 1 durch den höchsten Nutzenwert (also 4) geteilt und es wird anschließend ihre Differenz errechnet. Beginnend bei Akteur A ergeben sich von links nach rechts gelesen die in Tab. 11 dargestellten Werte:

	Handlungsoptionen						
	▬	▬	▬	◇	+	✚	✚
Akteur A	-4/4	-4/4	-4/4	*	1/4	2/4	4/4
Akteur B	4/4	2/4	1/4	*	-4/4	-4/4	-4/4
Differenz	-2	-1,5	-1,25	*	1,25	1,5	2

Tabelle 11: Berechnung des Zielkonflikts (* Bedingungen für Zielkonflikt nicht erfüllt)

In einem letzten Schritt wird der Betrag jeder Differenz gebildet; die Beträge werden aufsummiert und durch sieben dividiert, um den Zielkonfliktwert zu erhalten (Formel 2): 9,5 : 7 = 1,357 (entspricht aufgerundet 1,4, vgl. Tab. 8).

Ein Handlungskonflikt entsteht, wenn sich eine Differenz ergibt zwischen dem Nutzen, den ein Akteur A aus einer Handlung erwartet und dem Nutzen, den ein Akteur B aus der gleichen Handlung erwartet.

Für einen **Handlungskonflikt** gilt:

$$Handlungskonflikt = \sum \left| \sum_{g1} Utility(g_1, c) - \sum_{g2} Utility(g_2, c) \right| / 7 \qquad \{G\ 3\}$$

für c = ▬, ▬, ▬, ◇, ✚, ✚, ✚

Es wird zunächst die Differenz des jeweiligen Nutzens der von den Akteuren als möglich ausgewiesenen Taktiken errechnet (siehe Tab. 12). Im vorliegenden Beispiel halten beide Akteure zwei Handlungsoptionen für möglich („Festlegung von gesetzlichen Grenzwerten [Regierung]“ mit mittlerer ✚ bzw. starker Steigerung ✚, vgl. auch Abb. 11 und 12).

	Nutzen Akteur A	**Nutzen Akteur B**	**Nutzendifferenz**
„Festlegung von gesetzlichen Grenzweten“ ✚	-1	0,5	1,5
„Festlegung von gesetzlichen Grenzweten“ ✚	-1	1	2

Tabelle 12: Berechnung des Handlungskonflikts

Sodann wird der Betrag der Nutzendifferenz durch die Anzahl der Handlungsoptionen[37] geteilt: 3,5 / 2 = 1,75 (entspricht aufgerundet 1,8, vgl. Tab. 8).

Anhand der DANA *Case Options* (Abb. 9) lässt sich zudem ermitteln, wie schwerwiegend der jeweilige Ziel- oder Handlungskonflikt ist, wo in DANA standardmäßig Konfliktklassen definiert sind (*Conflict Level Thresholds*). Die standardmäßigen Schwellenwerte liegen für einen geringen Konflikt bei 0,2, für einen mittleren Konflikt bei 0,4 und bei einem schweren Konflikt bei 0,6. Für beide hier beispielhaft aufgeführten Fälle liegt also ein jeweils schwerer Ziel- wie auch Handlungskonflikt vor.

[37] Haben zwei Akteure unterschiedlich viele Handlungsoptionen, müssen zwei Rechnungen erfolgen, wobei einmal die Anzahl der Taktiken zu Grunde gelegt werden, die der eine Akteur für möglich hält und bei der zweiten Rechnung die Anzahl der Taktiken zu Grunde gelegt werden, die der andere Akteur für möglich hält. Es kann also sein, dass der Konflikt von Akteur A im Verhältnis zu Akteur B anders ausfällt als der Konflikt von Akteur B im Verhältnis zu Akteur A.

8 EINZELARTIKEL

ARTIKEL I

Kastens, Britta / Newig, Jens (2005): Die aktuelle Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Konsequenzen und Perspektiven für die Landwirtschaft am Beispiel Niedersachsens. In: Berichte über Landwirtschaft 3: 463-482.[38]

[38] Druck mit freundlicher Genehmigung der W. Kohlhammer Deutscher Gemeindeverlag GmbH, Stuttgart.

Die aktuelle Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Konsequenzen und Perspektiven für die Landwirtschaft am Beispiel Niedersachsens

1 Einleitung

Mit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; 52) im Dezember 2000 hat der europäische Gesetzgeber einen wichtigen Schritt in Richtung eines einheitlich geregelten Gewässerschutzes für alle Mitgliedstaaten der Europäischen Union unternommen. Die Richtlinie fordert unter anderem die Verringerung von Nährstoff- und Schadstoffeinträgen zum Schutz der Gewässer. Da ein Großteil der derzeitigen Gewässerbelastungen aus diffusen Quellen der Landwirtschaft (Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor sowie Pflanzenschutzmittel) stammt (vgl. 47, Tz. 585 u. 609 ff.; 48, Tz. 374; 5; 46), bildet deren Minderung bzw. Vermeidung eine der Hauptaufgaben, der sich Wasserwirtschaft und Landwirtschaft gemeinsam stellen müssen.

Der vorliegende Beitrag befasst sich mit dem derzeitigen Stand der Umsetzung der WRRL, wie sie für die Landwirtschaft von Bedeutung ist. Da die Implementierung der Richtlinie in den Bundesländern unterschiedlich gehandhabt wird[i)], konzentrieren sich die Ausführungen auf das agrarisch geprägte Flächenland Land Niedersachsen, das als typisches Beispiel gelten kann. Es wird diskutiert, vor welche Herausforderungen sich die Landwirtschaft gestellt sieht, welche Konsequenzen die Richtlinie für den Wirtschaftszweig hat und wie die Einbindung der Landwirtschaft im Rahmen der Öffentlichkeitsbeteiligung gestaltet ist.

Die Umsetzung der WRRL mit Blick auf die Landwirtschaft ist auch Thema des Projekts „PartizipA“ („Partizipative Modellbildung, Akteurs- und Ökosystemanalyse in Agrarintensivregionen“) an der Universität Osnabrück. Das Projekt hat eine Laufzeit von Oktober 2003 bis September 2006 und wird im Rahmen der Sozialökologischen Forschung vom BMBF gefördert (Näheres siehe unter www.partizipa.net). Zentrales Element des Projekts, das mit dem Einzugsgebiet der Hase eine landwirtschaftliche Intensivregion in Nordwestniedersachsen untersucht, ist ein Akteursforum, in dem staatliche und nicht-staatliche regionale Organisationen vertreten sind. Gemeinsam mit den Teilnehmern aus den Bereichen Wasserwirtschaft, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Raumordnung und Naturschutz sollen Szenarien für mögliche Entwicklungen der sozialen, ökonomischen und ökologischen Bedingungen in der Region entworfen werden. Im Vordergrund stehen dabei der Abbau von Unsicherheiten in Bezug auf die Umsetzung

der WRRL und die Erkundung von Potenzialen zur Erfüllung der Anforderungen sowie ihrer Kosten und Realisierungschancen. Im Vorfeld des Forums wurden Interviews mit Interessenvertretern sowie mit einzelnen Landwirten geführt, um ein Bild der unterschiedlichen Problemwahrnehmungen zu erhalten. Erste Ergebnisse dieser Gespräche fließen in die Überlegungen in diesem Beitrag ein.

2 Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie für die Landwirtschaft

2.1 Flussgebietsbezogener Ansatz

Die WRRL verfolgt einen flächenhaften, flussgebietsbezogenen Ansatz mit dem Ziel, bis zum Jahr 2015 den „guten Zustand“ für alle europäischen Gewässer zu erreichen. Die Richtlinie bezieht dabei alle Gewässer, also Oberflächengewässer (Flüsse und Seen), Grundwasser, den Küstenbereich und Übergangsgewässer (Ästuare) sowie teilweise, etwa in Auenbereichen, gewässerabhängige Landökosysteme ein.

Die größte und wohl wichtigste räumliche Bezugsebene für die künftige wasserwirtschaftliche Planung bilden die zahlreichen (davon allein mehr als 60 internationalen) Flussgebietseinheiten, die den gesamten Festlandbereich der Europäischen Union lückenlos abdecken. So ist das Land Niedersachsen mit den Flussgebieten Elbe, Ems, Weser und Rhein an vier der zehn für Deutschland relevanten Flussgebietseinheiten beteiligt. Neben dieser Haupteinheit für Flussgebiete nennt die Richtlinie in ihren Begriffsbestimmungen (Art. 2 Nrn. 13-16 WRRL) Einzugsgebiete und Teileinzugsgebiete, die, unabhängig von ihrer räumlichen Skala, nach rein hydrologischen Gesichtspunkten definiert werden, wobei Einzugsgebiete direkt ins Meer, Teileinzugsgebiete dagegen in ein Binnengewässer entwässern. Den Begriff Teileinzugsgebiet greift auch die Arbeitshilfe der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zur Umsetzung der WRRL auf. Die LAWA-Arbeitshilfe wird regelmäßig fortgeschrieben und stellt einen rechtlich unverbindlichen Leitfaden dar, der gleichwohl einen länderübergreifenden Konsens über die Interpretation der WRRL in Deutschland zum Ausdruck bringt und daher für die Umsetzung der Richtlinie von recht großer Bedeutung ist (LAWA 2003).

Sie empfiehlt eine Unterteilung in Bearbeitungsgebiete nach weitestgehend hydrologischen Kriterien (33, S. 2), da fast alle Flussgebietseinheiten für die operative Umsetzung der WRRL in der Praxis zu groß sind. In einigen Flussgebietseinheiten wurde darüber hinaus mit so genannten *Betrachtungsräumen* eine Zwischenebene etabliert, welche die einzelnen Teileinzugsgebiete bzw. Bearbeitungsgebiete noch einmal zusammenfasst. Diese letztlich dreistufige Einteilung der Flussgebietseinheiten findet ihre weitge-

hende Entsprechung in der dreiskaligen Berichterstattung. So wurde zum Beispiel die Flussgebietseinheit Ems in drei Betrachtungsräume (davon einer international) und sieben Bearbeitungsgebiete (davon zwei international) eingeteilt. Die mittlere Ebene findet in der LAWA-Arbeitshilfe keine Erwähnung und variiert, ebenso wie die Teileinzugsgebiete, erheblich in ihrer Benennung. Beispielsweise wird die Flussgebietseinheit Elbe in zum Teil internationale Koordinierungsräume und nationale Bearbeitungsgebiete unterteilt, die weitestgehend nach hydrologischen Kriterien definiert wurden und ebenfalls mit den drei Berichtsebenen korrespondieren (18, S. 2).

Die WRRL gibt einen Zeitplan vor, in dem die wesentlichen Umsetzungsschritte bis zur Zielerreichung des guten Zustands aller Gewässer festgelegt sind. Darüber hinaus gibt die Richtlinie zeitliche Angaben für das Flussgebietsmanagement nach 2015 sowie Angaben für Fristverlängerungen vor. Nach der rechtlichen Umsetzung erfolgte bis Ende 2004 zunächst eine flächendeckende *Bestandsaufnahme* gemäß Art. 5 und Anhang II WRRL, deren Ergebnisse bis März 2005 an die Kommission zu berichten sind[ii)]. Im Anschluss erfolgt das *Monitoring* oder *Überwachungsprogramm*, welches ab Ende 2006 anwendungsbereit sein muss. Zu diesem Zeitpunkt beginnt auch die offizielle Öffentlichkeitsbeteiligung im Rahmen der Aufstellung der *Bewirtschaftungspläne*, die einschließlich der *Maßnahmenprogramme* im Jahr 2009 zu veröffentlichen sind. Gleichzeitig beginnt die Umsetzung der dort angezeigten Maßnahmen. Mit der Aufstellung und Veröffentlichung der Bewirtschaftungspläne sowie der Umsetzung der Maßnahmenprogramme ist die erste Umsetzungsphase organisatorisch abgeschlossen. Sämtliche Berichte und Pläne müssen spätestens alle sechs Jahre überarbeitet und fortgeschrieben werden.

2.2 Qualitätsziele im Überblick

Art. 4 i. V. m. Anhang V WRRL nennt die Ziele der Richtlinie. Für alle Gewässer gilt ein *Verschlechterungsverbot* in Bezug auf den aktuellen Zustand, wie es auch für Gebiete aus der FFH-Richtlinie (50) bekannt ist. Als Bezugszeitpunkt ist das Inkrafttreten der WRRL und nicht, wie bei den weiteren Zielen, der Ablauf der Umsetzungsfrist zu betrachten, da Sinn einer solchen Vorschrift der Erhalt des Status quo der Gewässer ist (8, S. 31). Weiterhin müssen alle Gewässer den *guten chemischen Zustand* erreichen. Daneben ist als Ziel für Grundwasserkörper der *gute mengenmäßige Zustand* festgelegt. Für Oberflächengewässer gilt das Ziel des *guten ökologischen Zustands*, für erheblich veränderte und künstliche Gewässer lediglich das *gute ökologische Potenzial* (vgl. Tab. 1).

	Verschlechte-rungsverbot	Guter chemischer Zustand	Guter ökologischer Zustand	Gutes ökologisches Potenzial	Guter Mengen-zustand
Oberflächen-gewässer	X	X	X		
Künstliche/ erheblich veränderte Gewässer	X	X		X	
Grundwasser	X	X			X

Tabelle 1: Die Ziele der WRRL in Bezug auf die Gewässerarten. (eigene Darstellung)

Im Folgenden werden die Ziele und der derzeitige Stand der Umsetzung der WRRL für Fließgewässer und Grundwasserkörper betrachtet. Da Seen dem flussgebietsbezogenen Ansatz nicht eindeutig zuzuordnen sind, bezieht sich die Betrachtung der Oberflächengewässer trotz der allgemeinen Terminologie nur auf Fließgewässer.

2.3 Oberflächengewässer

2.3.1 Kriterien für den guten Zustand

Der gute Zustand für Oberflächengewässer basiert zum einen auf der chemischen Gewässerqualität und zum anderen auf einer fünfstufigen Klassifizierung der ökologischen Gewässerqualität.

Der **gute chemische Zustand** bemisst sich nach EU-weit gültigen Qualitätsnormen für 33 Stoffe bzw. Stoffgruppen, die sich auf der Liste für die so genannten prioritären Stoffe befinden. Die Grenzwerte für die einzelnen Stoffe sind nicht miteinander verrechenbar („K.O.-Kriterium“), d. h. sofern im untersuchten Gewässer der Grenzwert mindestens einer dieser Stoffe überschritten ist, gilt der gute Zustand des Gewässers als nicht erreicht. Die Liste wird nach einem in Art. 16 WRRL geregelten Verfahren aufgestellt und ersetzt die Liste von 129 prioritären Stoffen nach der alten EU-Richtlinie 76/464 zu gefährlichen Stoffen. Die nun gültige Liste ist unterteilt in acht *prioritäre Stoffe*, elf *prioritär gefährliche Stoffe* und 14 *prioritäre gefährliche Stoffe zur Prüfung.* Für die Stoffe bzw. Stoffgruppen der ersten beiden Bereiche mussten seitens der EU-Kommission bis Dezember 2003 neben Grenzwerten auch Vorschläge zur schrittweisen Verringerung bzw. Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten der Stoffkonzentrationen vorliegen. Für die übrigen 14 Stoffe musste bis Ende 2002 eine Zuordnung in die ersten beiden Gruppen erfolgen (61). Da beide Fristen jedoch nicht ein-

gehalten wurden, stehen sowohl die Vorgaben zu Verringerung als auch die Zuordnungen noch aus. Zu den prioritär gefährlichen Substanzen zur Prüfung gehören elf Pflanzenschutzmittelwirkstoffe, von denen jedoch nur noch fünf in Deutschland zugelassen sind. Faktisch relevant sind noch vier, da der fünfte Stoff, das Totalherbizid Diuron, in der Landwirtschaft kaum noch Anwendung findet, sondern in erster Linie auf öffentlichen Wegen und Plätzen eingesetzt wird. Überhöhte Werte von Diuron, wie sie z. B. an der Ems gemessen wurden, sind heute sogar meist auf Punktquellen zurückzuführen (3, S. 10). Qualitätszielüberschreitungen werden für das üblicherweise im Getreideanbau verwendete Herbizid Isoproturon sowie für das Insektizid Chlorpyrifosmethyl beobachtet (ebd.). Konsequenzen für die Landwirtschaft ergeben sich durch diese Grenzwertüberschreitungen zunächst nicht. Denn erst nach endgültiger Festlegung von Qualitätsnormen und nachdem eingehende Untersuchungen im Rahmen der nach der Bestandsaufnahme folgenden Überwachung zu gleichen Belastungsergebnissen führen, muss mit entsprechenden Maßnahmen zur Eintragsminderung bzw. -vermeidung gerechnet werden.

Der **gute ökologische Zustand** orientiert sich gemäß Anhang II WRRL an Referenzbedingungen für ein vom Menschen nahezu unbeeinflusstes Ökosystem. Dazu wurden in Deutschland bundeseinheitlich etwa 20 Fließgewässertypen anhand real existierender Gewässer mit jeweils ähnlichen morphologischen, hydrologischen, physikalisch-chemischen und biozönotischen Gewässermerkmalen bestimmt (22, S. 77)[iii)]. In Zusammenhang mit der ökologischen Bewertung wurde bundesweit eine fünfstufige Klassifizierung festgelegt, wobei den Referenzgewässern die Güteklasse I und damit ein sehr guter ökologischer Zustand zugeordnet wird. Abweichungen von diesem Referenzzustand darf es bis zur Klasse II geben, der noch dem guten ökologischen Zustand entspricht, der bis 2015 erreicht werden muss (62). Die restlichen drei Stufen – der mäßige, der unbefriedigende und der schlechte Status – entsprechen nicht mehr den Zielkriterien der WRRL.

Der gute ökologische Zustand bzw. die Einordnung in die entsprechenden Güteklassen bemisst sich nach verschiedenen Kriterien. Wichtigster Faktor ist die *Biologie.* Dabei wird das Vorkommen von Algen, höheren Wasserpflanzen, wirbellosen Wassertieren und Fischen untersucht. Aufgrund einer lückenhaften Datenlage bereiten in Niedersachsen insbesondere die biologischen Erhebungen Schwierigkeiten. Derzeit werden im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums diverse Forschungsprojekte zu den biologischen Untersuchungen durchgeführt, die in den Jahren 2005 bzw. 2006 abgeschlossen sein sollen.[iv)] Weiterer Bemessungsfaktor des ökologischen Zustands ist die *Hydromorphologie,* bei der Aspekte wie Durchgängigkeit, Wasserhaushalt und die Morphologie des Gewässers geprüft werden (ebd.). Hierzu gehören Beurteilungen zur

Vernetzung von Fließgewässern und Ausmaß von Wasserentnahmen, Abflussregulierungen, Begradigungen und Ufersicherungen. Schließlich werden Daten zu *physikalisch-chemischen Bedingungen* hinzugezogen. Damit sind nicht die prioritären Stoffe gemeint, sondern chemische Qualitätsnormen für zusätzliche relevante Substanzen, die die Mitgliedstaaten nach einem festgelegten Schema abzuleiten haben, um die gute ökologische Qualität zu gewährleisten. Darunter fallen klassische Kenngrößen wie Nährstoffwerte, Sauerstoffgehalt und pH-Wert, aber auch Grenzwerte für Arsen, Chlorverbindungen und Cyanid.[v)]

2.3.2 Die Rolle von Nährstoffbelastungen für das Erreichen des guten ökologischen Zustands

Die Bewertungsmaßstäbe zum guten ökologischen Zustand der Oberflächengewässer sind für die Landwirtschaft vor allem hinsichtlich der Stoffeinträge aus diffusen Quellen (Versickerung und Oberflächenabflüsse von landwirtschaftlich genutzten Flächen, Drainagewasser, Hofabläufe, vgl. 57, S. 1) relevant. Für landwirtschaftlich intensiv genutzte Regionen, wie sie in Niedersachsen, Deutschlands „Agrarland Nr. 1“ (56, S. 238) kennzeichnend sind, ist die Frage nach der Nitratsituation von besonderer Brisanz. Regionen mit hohen Viehdichten weisen im Vergleich zu viehärmeren Gebieten typischerweise deutliche Stickstoffüberschüsse auf (15, S. 16). Bekannte regionale Beispiele sind der Raum Südoldenburg in West-Niedersachsen (Landkreise Vechta und Cloppenburg) sowie das Allgäu (Landkreise Unterallgäu und Ostallgäu) in Bayern. Die Einflussfaktoren für Belastungen sind jedoch generell vielfältiger und reichen von Mängeln bei der Einhaltung der guten fachlichen Praxis über den Zeitrahmen und Art der Bodenbegrünung bis zu natürlichen Standortfaktoren wie Bodenbeschaffenheit, Witterungsverhältnissen und Klima.

Verbindliche Grenzwerte für Nährstoffgehalte in Oberflächengewässern finden sich in der WRRL nicht. Dennoch kann die Einhaltung der biologischen Qualitätskriterien Maßnahmen nach sich ziehen, die auf eine Nährstoffreduzierung abzielen. Dies ist dann der Fall, wenn die Nährstoffbedingungen im Gewässer als ursächlich für die Nichterreichung biologischer Qualitätsziele angenommen werden. Anforderungen hierzu ergeben sich aus der für den guten ökologischen Zustand ergänzenden Betrachtung physikalisch-chemischer Bedingungen. Dazu heißt es in Anhang V, Rn. 1.2.1 WRRL lediglich, „Die Nährstoffkonzentrationen liegen [beim guten Zustand] nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind“. Mangels verbindlicher Grenzwerte in der WRRL werden die Qualitätskriterien häufig durch die chemische Gewässergüteklassifikation der LAWA (31) operationalisiert. Diese Klassi-

fikation folgt entgegen der fünfstufigen WRRL-Klassifizierung einer siebenstufigen Skala mit Wertungen von „anthropogen unbelastet“ bis „sehr hoch belastet“. Eine Anpassung an die Klassen der WRRL führt zu entsprechenden Schwierigkeiten. Für einen guten Gewässerzustand im Sinne der WRRL kommen gemäß der LAWA-Skalierung lediglich die Stufen II (Einhaltung der Zielvorgabe) bzw. II-III (bis zweifacher Wert der Zielvorgabe) in Frage, mit der Folge, dass sich sehr strikte Richtwerte ergeben. So werden bei der Stufe II-III bis zu 6 mg Gesamtstickstoff pro Liter zugelassen, was etwa 22 mg Nitrat pro Liter entspricht. Die eigentliche Zielvorgabe der LAWA (Stufe II) mit 3 mg Gesamtstickstoff (entspricht ca. 11 mg Nitrat) pro Liter ist entsprechend noch anspruchsvoller. Zwar handelt es sich hierbei um rechtlich unverbindliche Richtwerte; gleichwohl ist das Bewertungsverfahren bundesweit anerkannt. So richtet sich die bundesdeutsche Berichterstattung zur Nitratrichtlinie (49) nach dieser Klassifikation (4).

Die einzelnen Bundesländer handhaben die LAWA-Vorgaben bezüglich Nitrat in unterschiedlicher Weise, wie sich an den 2004 abgeschlossenen Bestandsaufnahmen zeigt. So wurden in den niedersächsischen C-Berichten Messwerte für Nitrat teilweise aufgeführt, wobei die LAWA-Güteklasse II als Zielvorgabe für den *guten Zustand* zu Grunde gelegt wurde (2, S. 13). Andere Länder, wie beispielsweise Hessen, legen als Bewertungsmaßstab für Stickstoffkonzentrationen in Oberflächengewässern 11,3 mg Gesamtstickstoff (entspricht ca. 42 mg Nitrat) pro Liter fest. Dies entspricht in der LAWA-Klassifikation einer erhöhten Belastung nach Klasse III. Da dieser eher hoch angesetzte Wert in Hessen nicht überschritten wird, sieht das Bundesland bei der Bestandsaufnahme für Oberflächengewässer auch „keine Veranlassung, die Belastung der Gewässer aus diffusen Quellen genauer zu analysieren“ (21, S. 27).

Die Arbeitshilfe der LAWA zur bundesweiten Harmonisierung der Richtlinienumsetzung nimmt auf die erst wenige Jahre zuvor von der LAWA selbst entwickelte chemische Gewässergüteklassifikation keinen Bezug. Vielmehr wird empfohlen, die Stickstoffbelastungen der Oberflächengewässer von der Belastungssituation des dazugehörigen Grundwasserkörpers abzuleiten (33, S. 30). Das Land Niedersachsen hatte den zum Teil in seinen C-Berichten verwendeten Grenzwert von 3 mg Gesamtstickstoff pro Liter noch im April 2004 auf einem Workshop der LAWA bestätigt (33, S. 41). Wenige Monate später folgte das Land für die Erstellung seiner B- und A-Berichte jedoch dem vorgeschlagenen Vorgehen der LAWA-Arbeitshilfe und nahm damit Abstand von der zuvor erfolgten Orientierung an der chemischen Gewässergüteklassifikation nach LAWA. An diesem Beispiel zeigen sich der stete Wandel und die fortwährende Entwicklung der Umsetzungsarbeiten in den einzelnen Ländern, die letztlich auch die Inkonsistenzen bei den verschiedenen Bestandsberichten erklären.

Ungeachtet des divergierenden Vorgehens innerhalb und zwischen den Ländern und trotz mangelnder Festlegung von Qualitätsnormen seitens der WRRL ergibt sich eine Konsequenz für die Nährstoffeinträge implizit aus den *biologischen Qualitätskomponenten* (Anhang V, Rn. 1.2.1 WRRL) für den guten ökologischen Zustand in Fließgewässern. Da die für den guten Zustand geforderte Artenzusammensetzung und -abundanz unter anderem vom Trophiegrad, also der Nährstoffverfügbarkeit, abhängt, werden im Falle eines nährstoffinduziert mäßigen Zustands in den biologischen Komponenten Maßnahmen ergriffen werden müssen, die eben diese Nährstoffeinträge entsprechend reduzieren. Theoretisch ist so die Möglichkeit gegeben, dass trotz etwaiger Grenzwerte für Nährstoffe in Oberflächengewässern Maßnahmen zur Nitratreduzierung ergriffen werden müssen, sofern die Nitratbelastung als ursächlich für die Nichterreichung des guten ökologischen Zustands erachtet wird.

Zu erwähnen bleibt, dass die Arbeitshilfe der LAWA für die Landwirtschaft allgemeine Signifikanzschwellen potentieller Belastungen angibt. So liegen bei Punktquellen die Belastungsschwellen bei Betrieben mit mehr als 2.000 Mastschweinen oder 40.000 Legehennen. Diese Werte entsprechen denen der tierhaltungsbezogenen Anlagen gemäß IVU-Richtlinie (51). Signifikante Belastungen aus diffusen Quellen werden u. a. in Gebieten mit mehr als 40% Ackerbaufläche oder einem Sonderkulturenanteil über 5% angenommen. Das gleiche gilt für Gebiete mit über 1,5 Großvieheinheiten pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (33, S. 21). Diese Ableitung potenzieller Belastungen aus der Landnutzung fand bei den Bestandsaufnahmen in einigen Ländern Anwendung, so z. B. in Bayern, im Saarland und in Sachsen.

2.3.3 Ausnahmen vom guten ökologischen Zustand

Realistischerweise wird für einige Wasserkörper das Ziel des guten Zustands zu ambitioniert sein und sich nicht oder zumindest nicht im vorgegebenen Zeitrahmen verwirklichen lassen. Für solche Fälle sieht die WRRL Ausnahmeregelungen, die auch miteinander koppelbar sind (10, S. 83), vor.

So können gemäß Art. 4 Abs. 3 WRRL Oberflächengewässer als **künstliche** oder **erheblich veränderte Gewässerkörper** ausgewiesen werden, die statt des guten ökologischen Zustands lediglich das *gute ökologische Potential* erreichen müssen.[vi] Gemäß Art. 2 Nrn. 8 und 9 WRRL sind von dieser Ausnahme Gewässer betroffen, die entweder vom Menschen geschaffen wurden, also künstlich sind, oder „die infolge physikalischer Veränderungen durch Eingriffe des Menschen in ihrem Wesen erheblich verändert sind“. Dass das zu erreichende gute ökologische Potential in seiner Konsequenz erheblich weniger anspruchsvoll als der gute ökologische Zustand ist (6, S. 55), bleibt zu be-

zweifeln. Die Ausweisung künstlicher oder erheblich veränderter Gewässer bietet dezidiert nicht die Möglichkeit der Zielumgehung, „da das gute ökologische Potenzial selbst häufig ein anspruchsvolles ökologisches Ziel darstellt“ (10, S. 25). Die Ausnahme ist vielmehr so zu verstehen, dass in Sonderfällen bestimmte „negative ökologische Auswirkungen zugelassen werden, die sich aus den physikalischen Veränderungen ergeben“ (ebd., S. 29).

Eine gerechtfertigte Anwendung findet diese Ausnahme unter den in der WRRL genannten Bedingungen etwa bei Systemen zum Hochwasserschutz, zur Landentwässerung oder der Wasserregulierung. Nicht zu vergessen ist, dass diese Sonderregelung das Ziel der Erreichung des guten chemischen Zustands unberührt lässt. Die Grenzwerte für die prioritären Stoffe gelten damit unverändert weiter.

Die Ausweisung erheblich veränderter Gewässer spielt in einigen Regionen Niedersachsens eine weit reichende Rolle. So wurden bei der Bestandsaufnahme im Gebiet der mittleren Ems – unter deutlicher Kritik der Umweltverbände (55) – 97 Prozent der Oberflächengewässer vorläufig als erheblich verändert eingestuft. Aufgrund der im großen Umfang erfolgten Flussbegradigungen, Gewässereintiefungen und massiven Uferbefestigungen zu Zwecken des Hochwasserschutzes und der Landwirtschaft ist eine solche Ausweisung nicht ganz unbegründet und auch regional verhältnismäßig begrenzt. In einem von der LAWA (34, S. 37) vorgenommenen Vergleich der anteiligen Ausweisung erheblich veränderter Gewässer liegt Niedersachsen als Ganzes im mittleren Bereich. Während Bayern 50%, Sachsen 26% und Nordrhein-Westfalen fast 22% ihrer Wasserkörper vorläufig als erheblich verändert ausweisen, liegt der Anteil in Niedersachsachen bei 16,7%. Den geringsten Anteil hat Hessen mit 3,6%.

Weitere Ausnahmen, die im Übrigen auch für Grundwasserkörper gelten, sind einerseits Fristverlängerungen und andererseits weniger strenge Umweltziele. Eine vierte Ausnahme bildet die Toleranz vorübergehender Verschlechterungen, z. B. aufgrund höherer Gewalt. In der operativen Umsetzungspraxis Niedersachsen spielt diese Ausnahme jedoch keine Rolle.

Die Fristen für die Verwirklichung der Umweltziele können nach Art. 4 Abs. 4 WRRL bis zum Jahr 2021 bzw. 2027 ausgeweitet werden, etwa wenn die Ziele im Zeitrahmen technisch nicht zu erreichen sind. Die Verlängerung und die Gründe hierfür sind der Kommission lediglich mitzuteilen. Damit wird den Mitgliedstaaten die Möglichkeit zugestanden, den Zeitrahmen für die jeweilige Zielerreichung „ohne ein irgendwie geartetes Genehmigungsverfahren“ (8, S. 36) auszuweiten. Dennoch sind die in Art. 4 Abs. 4 WRRL formulierten Voraussetzungen für die Ausnahmen zwingend, und ihre Nichtbeachtung kann in einem Verfahren vor dem Europäischen Gerichtshof geltend gemacht

und von diesem überprüft werden (ebd.). Ein bewusstes Hinauszögern der Zielerreichung wird somit auch in agrarisch intensiven Gebieten kaum möglich sein.

Die Bedingungen für **weniger strenge Umweltziele** (Art. 4 Abs. 5 WRRL) als weitere Ausnahme für Grund- und Oberflächengewässer sind in der Richtlinie sehr strikt formuliert, wobei die Ziele selbst noch nicht konkretisiert sind. Derzeit spielt diese Ausnahme für die praktische Umsetzung der Richtlinie in Niedersachsen keine Rolle. Grund hierfür ist unter anderem, dass eine langfristige Erfüllung aller Bedingungen nicht sicher gewährleistet ist.

2.3.4 Überwachung und die Maßnahmen zur Zielerreichung

Nach Abschluss der Bestandsaufnahme erfolgt die **Überwachung** - das so genannte Monitoring - des Gewässerzustands gemäß Art. 8 i.V.m. Anhang V WRRL. Hierzu sind bis spätestens Ende 2006 Programme aufzustellen, wobei verschiedene Arten der Überwachung vorgesehen sind, die mit einer Ausnahme sowohl für Oberflächengewässer als auch für Grundwasserkörper Anwendung finden sollen. Zum besseren Verständnis und um Wiederholungen zu vermeiden, werden alle Überwachungsarten zusammengefasst unter diesem Abschnitt dargestellt (vgl. Tab. 2). Sie beziehen sich bei Oberflächengewässern durchgehend auf den Wasserstand und die Menge bzw. Durchflussmenge, den chemischen Zustand sowie den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial; bei Grundwasserkörpern auf den chemischen und mengenmäßigen Zustand.

Überblicksweise Überwachung	**Operative Überwachung**	**Überwachung zu Ermittlungszwecken**
▪ Bei Oberflächengewässern und Grundwasserkörpern ▪ Ergänzung u. Validierung der im Rahmen der Bestandsaufnahme ermittelten Daten und Ergebnisse ▪ Endgültige Bewertung u. Einstufung der WK ▪ Bewertung langfristiger Veränderungen	▪ Bei Oberflächengewässern und Grundwasserkörpern ▪ eingehendere Bestimmung des Zustands von WK, bei denen die Ergebnisse von der überblicksweisen Überwachung ergeben haben, dass die Ziele der EU-WRRL ggf. nicht erreicht werden (diese Ergebnisse sind Planungsgrundlage für das Maßnahmenprogramm) ▪ Feststellung von Veränderungen, die auf die Maßnahmenprogramme zurückgehen ▪ Feststellung langfristiger Trends, die auf menschliche Tätigkeit zurückgehen	▪ Bei Oberflächengewässern ▪ In Fällen, in denen die Ursachen einer Gewässerbelastung unbekannt sind

Tabelle 2: Zwecke und Anwendungsfälle der jeweiligen Überwachungsarten nach Art. 8 i.V.m. Anhang V WRRL. WK = Wasserkörper *Quelle*: *(vgl. 36, S. 22f.).*

Die *überblicksweise Überwachung* wird, vereinfacht dargestellt, dann eingesetzt, wenn der gute Zustand des Oberflächengewässers bei der Bestandsaufnahme festgestellt wurde und nun im Sinne der WRRL erhalten bleiben soll. Dies wird bei den niedersächsischen Fließgewässern nur in geringem Maß der Fall sein, da viele mit der Bestandsaufnahme vorläufig als erheblich verändert ausgewiesen wurden. In diesem Fall greift die *operative Überwachung,* deren Untersuchungen über die der überblicksweisen Überwachung hinausgehen. Wenn in der Bestandsaufnahme die Zielerreichung für einen Oberflächengewässerkörper als unwahrscheinlich oder unsicher eingestuft wird, muss festgestellt werden, ob er als erheblich verändert deklariert werden kann oder nicht. Die operative Überwachung wird auch später durchgeführt, um beispielsweise die Erfolge der *Maßnahmenprogramme* (siehe unten) zu überprüfen. Während die überblicksweise und operative Überwachungen auch für Grundwasserkörper durchgeführt werden, ist für Oberflächengewässer weiterhin eine Überwachung zu Ermittlungszwecken vorgesehen. Sie kommt in Einzelfällen zum Tragen, wenn z. B. unklar ist, wo die Gründe für Grenzwertüberschreitungen liegen oder wie groß das Ausmaß und die Auswirkungen von unbeabsichtigten Verschmutzungen sind. Insbesondere bei den Oberflächengewässern muss das Überwachungsprogramm in Niedersachsen angepasst werden, da einerseits das Datenmaterial bei den aquatischen Lebensgemeinschaften sehr lückenhaft ist und andererseits die Chance genutzt werden soll, das Monitoringkonzept möglichst maßnahmennah zu gestalten (41).

Auf welche Weise der gute Zustand – oder ggf. das gute ökologische Potential – der Gewässer jeweils zu erreichen ist, muss gemäß Art. 11 WRRL für jede Flussgebietseinheit in einem **Maßnahmenprogramm** beschrieben werden. Maßnahmenprogramme sind erstmalig bis Ende 2009 aufzustellen. Hierbei werden nur für solche Gewässerkörper Maßnahmen festgelegt, die aufgrund der Ergebnisse des Monitorings den guten Zustand verfehlen (42).

Die WRRL legt einige Prinzipien fest, die bei den Maßnahmenprogrammen zu berücksichtigen sind. Dabei ist der kosteneffizientesten Maßnahmenkombination Vorrang einzuräumen und es ist dasjenige Instrument zu wählen, welches den besten Erfolg verspricht. So kann eine in der Düngeverordnung festgelegte zeitliche Erweiterung der Ausbringungssperre für Wirtschaftsdünger der Vermeidung von Nitrateinträgen in die Gewässer dienen. Als marktwirtschaftliche Instrumente kämen – um bei dem Beispiel der Verringerung von Nährstoffeinträgen zu bleiben – Steuern auf Wirtschaftsdünger oder auch Förderinstrumente im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen in Frage. Zu den letzteren zählen die so genannten Niedersächsischen Agrar-Umweltprogramme (NAU), bei denen die Landwirte die für ihren Betrieb passenden ökologischen Bewirtschaftungsmaßnahmen aus einem Katalog wählen können und eine entsprechende Ho-

norierung ihrer ökologischen Leistungen erhalten. Beispiele solcher Maßnahmen sind

- das Anlegen von Blühstreifen außerhalb von Stilllegungsflächen
- das Ausbringen von flüssigem Wirtschaftsdünger auf Acker- und Grünland mit besonders umweltfreundlichen Ausbringungsverfahren
- die Anlage von Schonstreifen außerhalb von Stilllegungsflächen
- der Anbau von Zwischenfrüchten oder Untersaaten auf Ackerflächen (53).

Der Zielerreichung nach WRRL zuträgliche Instrumente können aber auch als Beratungs- und Fortbildungsmaßnahmen sowie als Forschungsprojekte aus dem Bereich Information stammen. Die in Niedersachsen etablierte Zusatzberatung für in Wasserschutzgebieten wirtschaftende Landwirte (Kooperationslandwirte) ist eines der prominentesten Beispiele. Eine zunehmend wichtige Rolle spielen Kooperationen zwischen Landwirten und Wasserwirtschaft. Als Kooperationen werden hier Maßnahmen bezeichnet, wie sie bisher in Deutschland aus den Wassergewinnungsgebieten bekannt sind. Sie sind stets durch einen finanziellen Ausgleich der Landwirte für die von ihnen mit der Wasserwirtschaft verhandelten Bewirtschaftungsauflagen verbunden; als Beispiele seien freiwillige Vereinbarungen und der Vertragsgewässerschutz genannt. Ihre Stärke liegt darin, dass Entscheidungen mit großer Transparenz und unter Beteiligung der Landwirte getroffen werden (19, S. 83). Entsprechend deutlich ist auf Seiten der Landwirtschaft der Ruf nach weniger Ordnungsrecht und stattdessen verstärkten Kooperationen, finanziert durch eine möglichst weit reichende Agrarförderung (36, S. 11). OLTMER (45, S. 32) hebt für den Erfolg von Kooperationen hervor, dass es nicht nur finanzieller Mittel als Anreiz zur Teilnahme, sondern auch eines angemessenen ordnungsrechtlichen Rahmens sowie klar definierter und messbarer Umweltziele bedarf. Dies impliziert für Wasserschutzgebiete das Vorliegen entsprechender Schutzgebietsverordnungen; übertragen auf einen flächendeckenden Gewässerschutz im Sinne der WRRL hieße es, ein Mindestmaß ordnungsrechtlicher Anforderungen an die landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweisen zu definieren.

Wenn auch die konkreten Maßnahmen zur Zielerreichung eines guten Zustands oder guten ökologischen Potenzials noch lange nicht feststehen, so wächst doch die Angst niedersächsischer Landwirte vor hohen Kosten (56, S. 239). Neben einer Ausweitung von Gewässerrandstreifen zur Vermeidung von Abflüssen können auch Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung der Gewässerstruktur für die Landwirte kostenverursachend sein, sofern diese Arbeiten von Wasser- und Bodenverbänden bzw. Unterhaltungsverbänden ausgeführt werden. Zur Vereinfachung werden folgend beide Verbandstypen unter dem Begriff Unterhaltungsverbände zusammengefasst.

Dass die Unterhaltungsverbände, deren (zahlende) Mitglieder zumeist Landwirte sind, mit derartigen Aufgaben zu Gunsten der Richtlinienzielerreichung betraut werden, ist bereits absehbar. Sie gelten als das „Bindeglied zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft“ (26, S. 302) und ihre Vor-Ort-Kenntnisse sowie eine Bewirtschaftung ihrer Zuständigkeitsgebiete nach vorwiegend hydrologischen Kriterien macht die Unterhaltungsverbände für die verantwortlichen Behörden zu idealen Partnern bei der Umsetzung der WRRL. So erhielten die Wasser- und Bodenverbände in Schleswig-Holstein – bundesweit einmalig – nach ihrem Zusammenschluss zu Bearbeitungsgebietsverbänden die Federführung bei der Umsetzung der WRRL in den jeweiligen Gebieten (37). Erfahrungen aus Südoldenburg im Projekt „PartizipA“ haben gezeigt, dass die Gewässerunterhaltung, die vorwiegend landwirtschaftlichen Zwecken dient und entsprechend von den Mitgliedern zu finanzieren ist, nicht mehr zwangsläufig den Schwerpunkt im Verbandsalltag bildet. Die Umbenennung einiger niedersächsischer Unterhaltungsverbände in Gewässerpflegeverbände ist Ausdruck dieser veränderten Eigensicht (27, S. 28). Die gemäß Wasserverbandsgesetz (17) weiteren Aufgaben der Verbände wie die Herrichtung, Erhaltung und Pflege von Flächen, Anlagen und Gewässern zum Schutz des Naturhaushalts, des Bodens und für die Landschaftspflege und die Fortentwicklung von Gewässer-, Boden- und Naturschutz (§ 2 Nr. 12 und 13 WBV) erhalten durch die WRRL eine neue Bedeutung. Zu erwarten ist, dass sowohl den über die eigentliche Gewässerunterhaltung hinaus gehenden Handlungen als auch der grundsätzlich zunehmenden Berücksichtigung ökologischer Belange künftig ein deutlich höherer Stellenwert zukommen wird. Mögliche Aufgaben sind Renaturierungen von Fließgewässern oder der Rückbau wasserwirtschaftlicher Anlagen zur Wiederherstellung der typenspezifischen Gewässerstruktur und der Aktivierung des Selbstreinigungspotenzials von Gewässern (24, S. 241). Bereits kurz nach Inkrafttreten der WRRL verwies der Geschäftsführer des Wasserverbandstages e.V. die Länder Bremen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt darauf, dass unter das Gesamtziel der WRRL auch die Gewässerunterhaltung falle. Die Unterhaltungsverbände könnten aufgrund ihrer Erfahrungen Aufgaben übernehmen, um die der WRRL „entsprechenden ökologischen Ziele über ein Qualitätsmanagement zu erreichen“ (59, S. 44). Hierbei sei es jedoch nicht mehr möglich, „den gesamten Kostenbereich von den Flächennutzern allein einzuwerben“. Die Auffassung, dass zusätzliche Kosten bei der Gewässerunterhaltung aufgrund ihres erheblichen Allgemeinwohlbezuges gesamtstaatlich durch Zuschüsse zu finanzieren seien, teilt das Land Niedersachsen gleichwohl nicht. Die Umlage der durch Pflege- und Entwicklungsarbeiten hervorgerufenen Mehrbelastungen auf die Grundstückseigentümer – und dies sind meist Landwirte – wird laut niedersächsischer Landesregierung rechtlich einwandfrei und möglich sein (27, S. 28).

2.4 Grundwasser

2.4.1 Qualitätsanforderungen und Ergebnisse der Bestandsaufnahme

Der gute Zustand des Grundwassers bemisst sich sowohl nach mengenmäßigen Kriterien als auch nach seiner chemischen Qualität.

Um den **guten chemischen Zustand** melden zu können, dürfen nach Art. 4 i.V.m. Anhang V WRRL zum einen keine Anzeichen von Salz- oder anderen Intrusionen gegeben sein (Anhang V, Rn. 2.3.2 WRRL). Derartige Einleitungen werden vor allem in Regionen mit Kaliabbau nachgewiesen (z. B. in der Region nordwestlich von Hannover). Darüber hinaus wird die Tochterrichtlinie Grundwasser (TochterRL), die sich aktuell noch im Entwurfstadium befindet, weitere Grenzwerte für die chemischen Komponenten festlegen. Künftig gilt flächendeckend für Nitrat ein Grenzwert von 50 mg/l und für Pflanzenschutzmittel ein Grenzwert von 0,1 µg/l. Welche Messungsverfahren hierbei zu Grunde gelegt werden müssen und was genau sich hinter der Bezeichnung „flächendeckend“ verbirgt, ist derzeit noch nicht definiert und sorgt für entsprechende Unsicherheiten. Grenzwerte für weitere Substanzen, wie z. B. Arsen, Cadmium, Blei oder Quecksilber, müssen bis Ende 2005 von den Mitgliedstaaten selbst festgelegt werden.

Weiterhin fordert Art. 4 Abs. 1 WRRL eine Umkehr aller signifikanten und anhaltenden Trends einer Steigerung der Schadstoffkonzentration im Grundwasser. Ob derartige Trends vorliegen, wird im Rahmen des Monitorings ermittelt. Art. 17 Abs. 5 WRRL schlägt hierzu vor, dass für alle Schadstoff bei Erreichen von höchstens 75% des jeweiligen Grenzwertes die Maßnahmen zur *Trendumkehr* einzuleiten sind. Im Fall von Nitrat bedeutet dies eine Trendumkehr bei 37,5 mg Nitrat pro Liter. Wann und wie die verbindlichen prozentualen Werte hierfür ermittelt werden, wird noch festzulegen sein; den Mitgliedstaaten bleibt es überlassen, den Referenzzeitpunkt, auf den sich die Trendumkehr bezieht, festzulegen (Anhang V, Rn. 2.4.4 WRRL).

Fest steht, dass die Grenzwertregelungen der TochterRL die Landwirtschaft vor eine große Aufgabe stellen werden. So betont das Landvolk Niedersachsen, dass insbesondere das immissionsbezogene Ziel von 50 mg Nitrat pro Liter für das stark landwirtschaftlich geprägte Bundesland „zu einer harten Nuss“ (29) werde.

Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme bestätigen diese Befürchtungen. So konnte nur bei 43 von 129 Grundwasserkörpern der gute chemische Zustand festgestellt werden; bei den restlichen 86 Grundwasserkörpern machen landwirtschaftliche Nitratbelastungen intensivere Untersuchungen erforderlich (42). Deutlich weniger Probleme bereitet die Erreichung des guten mengenmäßigen Zustands, der in Niedersachsen bei 112 Grundwasserkörpern festgestellt wurde. Je nach Ergebnis der Bestandsaufnahme unter-

liegen die einzelnen Grundwasserkörper der operativen oder der überblicksweisen Überwachung im Rahmen des Monitorings (s. o. Tab. 2). Wie bei den Oberflächengewässern findet die überblicksweise Überwachung pro Planungsperiode einmal für alle Grundwasserkörper statt. Standardmäßig gemessen werden hierbei nach dem entsprechenden CIS-Leitfaden (11, S. 75) unter anderem der Sauerstoffgehalt, die pH-, Nitrat- und Ammoniumwerte. Grundwasserkörper, für die das Risiko besteht, dass die Ziele der Richtlinie nicht erreicht werden, unterliegen anschließend der operativen Überwachung. Bezüglich des guten mengenmäßigen Zustands wird daher eine überblicksweise Überwachung zumeist genügen, während ein Großteil der Grundwasserkörper in Bezug auf die Chemie einer operativen Untersuchung unterzogen werden wird.

2.4.2 Maßnahmen zum Grundwasserschutz nach der WRRL und die Wahrnehmung seitens der Landwirtschaft

Erhöhte Nitratwerte aus diffusen Quellen bilden häufig das Hauptproblem bei landwirtschaftlichen Fragen im Gewässerschutz. Risikogebiete sind hier wie beim Oberflächengewässer die Regionen mit intensiver Tierveredelung (4, S. 27). Aber auch Ackerbaugebiete mit trocken-sandigen Standorten und damit durchlässigen Böden mit geringen Denitrifikationsraten, wie sie für die Gebiete im Osten Niedersachsens typisch sind, weisen häufig überhöhte Nitratwerte auf (13, S. 40 ff.). Dabei mangelt es auch „unter schwierigen standörtlichen und nutzungsspezifischen Randbedingungen“ (32, zitiert nach 14, S. 4) nicht an grundsätzlichen Möglichkeiten einer sachgerechten und Erfolg versprechenden Behandlung des Problemfelds Nitrat. Eine Studie zu den Umsetzungsdefiziten bei der Nitratverringerung im Grundwasser kommt zu dem Ergebnis, dass die Mängel ganz unterschiedlicher Natur sind. So bestehen auf Seiten der Landwirtschaft Potenziale in der Ausweitung von Lagerkapazitäten für Wirtschaftsdünger, aber auch in der Intensivierung von Beratungen hinsichtlich der Nitratproblematik (14, S. 11). Vermisst werden aber auch konkretere Abstimmungen von Fördermaßnahmen und gesetzlichen Rahmenbedingungen sowohl zwischen den einzelnen Fachressorts als auch den unterschiedlichen Verwaltungsebenen (ebd.). Unsicherheiten wurden zudem im Datenbereich festgestellt, da sich die Mehrzahl der Wasserbehörden vor konkreten Abschätzungen der Stickstoff-Bilanzüberschüsse in ihrem Zuständigkeitsbereich scheue (ebd.: 20). Das Schließen von Datenlücken zur Nitratbelastung ist jedoch für die Aufstellung der Maßnahmenprogramme unabdingbar, um Personal und Finanzmittel gezielt für den europäischen Gewässerschutz einsetzen zu können. Auch im Pilotprojekt „Lager Hase“, das sich mit der Umsetzung der WRRL in der veredelungsstarken Region Weser-Ems in Niedersachsen befasste (35), wurden die Ursachen für Umsetzungsdefizite in der Nitratreduzierung diskutiert. Kritik ernteten hier vor allem die Förderinstrumente der niedersächsischen Agrarumweltmaßnahmen, die aufgrund der Vielschichtigkeit an

Nebenbestimmungen und der Praxisferne der Fördervoraussetzungen für Landwirte wenig attraktiv sind (64, S. 36).

Die Regelungen der WRRL zum Grundwasserschutz und die hieraus gegebenenfalls abzuleitenden Änderungen von Wirtschaftspraktiken führen zu großen Unsicherheiten auf Seiten der Landwirtschaft. Denn selbst nach Abschluss der Bestandsaufnahme ist in vielen Fällen noch völlig unklar, an welcher Stelle welche Maßnahmen notwendig sein werden. Fest steht, dass die Maßnahmen letztlich ihre Konkretisierung auf den einzelnen landwirtschaftlichen Flächen finden werden; bei den Landwirten aber entscheiden vor allem „handfeste ökonomische Argumente“ (14, S. 12) über die Akzeptanz von Maßnahmen. Es wird befürchtet, dass die derzeit nur in Wasserschutzgebieten geltenden Bewirtschaftungsauflagen künftig flächendeckend festgeschrieben werden könnten, ohne dass jedoch die in den Schutzgebieten üblichen Ausgleichszahlungen zu gewährt würden (20). Auch die Erfahrungen aus dem Projekt „PartizipA“ lassen erkennen, dass von Seiten der Landwirtschaft die Forderung nach einem möglichst geringen Maß an Ordnungsrecht zu Gunsten von Kooperationen besonders deutlich ist. FLAIG et al. (14, S. 11) begründen dies mit der Tatsache, dass von außen erzwungene Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht den eigenen Kenntnissen und dem hieraus entwickelten eigenen Problembewusstsein entsprächen; sie könnten daher „als Beschränkung der eigenen Handlungsautonomie wahrgenommen“ werden und angesichts der traditionell engen Beziehung des Landwirts zu seinen Flächen zu einer entsprechenden Widerstandshaltung führen. Dieser Befürchtungen ist sich auch die niedersächsische Landesregierung bewusst, die bereits im November 2003 erklärte, dass das Land keine Maßnahmen veranlassen werde, die nicht zuvor mit den Wassernutzern intensiv erörtert worden seien (41).

Pilotprojekte und Forschungsarbeiten auf Bundes- und Landesebene befassen sich seit einiger Zeit mit möglichen Maßnahmenkatalogen im Sinne der WRRL und bemühen sich, einem gemeinsamen Vorgehen der unterschiedlichen Politikbereiche gerecht zu werden. So wurde im Einzugsgebiet der Weser das länderübergreifende Pilotprojekt „Grundwasserschutz für große Räume“ im Modellgebiet Große Aue initiiert (23). Im Rahmen eines projektbegleitenden Arbeitskreises wurden ein gemeinsames Vorgehen von Wasserwirtschaft und Landwirtschaft getestet und mögliche Maßnahmen zur Reduzierung der Grundwasserbelastungen aus diffusen Quellen erarbeitet und bewertet. Die Studie stellt heraus, dass sich der Einsatz von ordnungsrechtlichen Maßnahmen „lediglich zur Festlegung flächendeckender Mindeststandards der guten fachlichen Praxis“ (ebd.: 62) eigne und sonst im Rahmen der WRRL von Gesetzesverschärfungen abzusehen sei. Empfohlen werden stattdessen optimierte Beratungsgrundlagen und striktere Kontrollen (ebd.). Darüber hinaus schlägt die Studie die Gründung von groß-

räumigen „Rahmenkooperationen“ bzw. „regionalen Kooperationen“ für Grundwasserkörper mit höherer Schutzpriorität vor, um so eine Kopplung von kooperativen und Beratungsinstrumenten zu erreichen (ebd.: 70). Das Pilotprojekt „Lager Hase“ (s. o. S. 17), kommt zu ähnlichen Ergebnissen. Vorgeschlagen wird eine Ausweitung von möglicherweise künftig durch die EU geförderten (und damit nicht, wie derzeit üblich, durch den Landwirt finanzierten) Beratungsangeboten zu Düngungsoptimierungen. Auch wird betont, dass für landwirtschaftliche Maßnahmen, die über eine ordnungsgemäße Landwirtschaft hinausgehen, ein Ausgleich zu gewähren sei und den freiwilligen Vereinbarungen hierbei eine entscheidende Rolle zukomme (ebd.: 93 f.). In diesem Zusammenhang wird häufig auf die Erfolge des niedersächsischen Kooperationsmodells beim Trinkwasserschutz verwiesen (ebd.: 84; LV Nds. 2004a). Doch gerade dieser Vergleich offenbart die Schwierigkeit, wenn kooperativen Maßnahmen der Vorzug gegeben werden soll: Im niedersächsischen Modell werden die Maßnahmen in den Trinkwasserschutzgebieten durch den so genannten „Wassergroschen“ finanziert, der von den Wasserversorgern an das Land gezahlt wird. Dass allerdings derartige Schritte flächendeckend umgesetzt werden, um in agrarisch dominierten Regionen den Grundwasserschutz voranzutreiben, ist schon aufgrund der Lage öffentlicher Haushalte zu bezweifeln. Nach Berechnungen des Landvolks wäre für einen – mit in Wasserschutzgebieten vergleichbaren – landesweiten Gewässerschutz ein Betrag in dreistelliger Millionenhöhe notwendig (ebd.).

Was die konkreten Maßnahmen zum Grundwasserschutz betrifft, so kann im Zuge der Richtlinienumsetzung auf die langjährigen Erfahrungen aus Trinkwasserschutzgebieten zurückgegriffen werden. Als landwirtschaftliche Praktiken zum Grundwasserschutz kommen beispielsweise

- Einzelmaßnahmen, wie veränderte Bewirtschaftungsweisen durch Mulchsaat und Zwischenfruchtanbau oder einjährige Flächenstilllegungen,
- mehrjährige Maßnahmen wie reduzierte N-Düngung oder extensive Grünlandbewirtschaftung
- und betriebliche Maßnahmen wie umweltfreundliche Verfahren zur Wirtschaftsdünger- oder Pflanzenschutzmittelausbringung oder die Erweiterung von Lagerkapazitäten für Wirtschaftsdünger

in Betracht (40, S. 44 ff.). Einige dieser Maßnahmen werden heute zwar als Agrarumweltmaßnahmen gefördert (16, S. 37), sind jedoch im Rahmen des europäischen Gewässerschutzes nur als Kofinanzierung[vii)] denkbar, indem die Agrarumweltmaßnahmen nicht nur, wie sonst üblich, durch die EU und die Bundesländer getragen werden, son-

dern unter bestimmten Voraussetzungen zusätzlich eine Kofinanzierung durch den Bund erfolgen kann (vgl. 60, S. 5).

Dass Fördermaßnahmen aufgrund der schwierigen Lage des Landeshaushalts lediglich flankierend in besonders gefährdeten Grundwasserbereichen eingesetzt werden können, betont auch das niedersächsische Umweltministerium und verweist auf die situationsspezifische Frage nach dem richtigen Instrumentenmix vor Ort und die daraus resultierende Notwendigkeit einer gemeinsamen Maßnahmengestaltung aller Betroffenen in der jeweiligen Region (7).

Die bisher – vor allem in Wasserschutzgebieten – sehr erfolgreiche Verringerung von Gewässerbelastungen kann nicht darüber hinweg täuschen, dass die Ausnahmeregelungen nach der WRRL in Niedersachen für die Ziele der Grundwasserkörper eine große Rolle spielen werden. Dass, wie Niedersachsens Umweltminister ankündigte, die „Flexibilität der Richtlinie voll ausgeschöpft“ (44) werden soll, ist vor allem in Hinblick auf die von der TochterRL geforderte Verringerung von Nitratbelastungen absehbar, werden hier doch bei einer zügigen Umsetzung unverhältnismäßig hohe Kosten befürchtet (57, S. 239).

3 Die Beteiligung der Betroffenen und der Öffentlichkeit

Die WRRL setzt von ihrer Anlage her stark auf die kooperative Einbindung der Betroffenen sowie eine weit reichende Information der Öffentlichkeit, verbunden mit entsprechenden Anhörungsmöglichkeiten. So hänge der Erfolg der Richtlinie laut ihrer vierzehnten Begründungserwägung von „Information, Konsultation und Einbeziehung der Öffentlichkeit, einschließlich der Nutzer“ ab. Art. 14 Abs. 1 WRRL unterscheidet zwischen *Information, Anhörung* und *aktiver Beteiligung.* Die vielfältigen Implikationen der Beteiligungsvorschriften der WRRL können hier nur stark gestrafft dargestellt werden; eine ausführlichere Darstellung findet sich an anderer Stelle (39). Damit ergeben sich auch für die Akteure der Landwirtschaft weit reichende Perspektiven, die Umsetzung der Richtlinie mitzugestalten.

Die staatlichen Stellen haben zunächst die Weitergabe von Informationen und die Durchführung von Anhörungen zu gewährleisten. Dies können Faltblätter oder auch das Internet sein. In Niedersachsen erhält man Informationen über die WRRL auf den Internetseiten des Umweltministeriums (www.mu1.niedersachsen.de) sowie des Niedersächsischen Landesbetriebs für Küstenschutz und Naturschutz (www.nlwkn.niedersachsen.de), dessen jeweiligen Außenstellen die Federführung und Koordination der Bearbeitungsgebiete und damit von der Bestandsaufnahme bis zum

Bewirtschaftungsplan die Hauptaufgaben bei der Umsetzung der WRRL obliegen. Auf den Webseiten finden sich neben allgemeinen Grundlagen zur Richtlinie auch einige Informationen zu ersten Umsetzungsergebnissen. Genauere Informationen, beispielsweise auch zu den Bestandsberichten und einzelnen Leitfäden der CIS-Arbeitsgruppen, finden sich auf bundesweiten Webseiten. Zu nennen sind hier vor allem das im Auftrag des Umweltbundesamtes und der LAWA gegründete „offizielle“ Portal der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) (www.wasserblick.net) sowie das Web-Portal der Umweltorganisation Grüne Liga (www.wrrl-info.de).

Eine intensivere Einbindung der Öffentlichkeit bieten Anhörungen, in deren Rahmen die jeweiligen Umsetzungsergebnisse vorgestellt werden.[viii)] Die Richtlinie nennt Fristen in Bezug auf die Anhörung und sieht bei der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne ein dreistufiges Anhörungsverfahren vor, das im Dezember 2006 mit der Veröffentlichung eines Zeitplanes und eines Arbeitsprogramms für die Erstellung des Bewirtschaftungsplanes beginnt und in der Aufstellung der Planentwürfe ihren Abschluss findet. Gemäß Art. 14 Abs. 2 WRRL besteht nach jeder Stufe veröffentlichter Informationen eine Sechsmonatsfrist für schriftliche Stellungnahmen. Die Möglichkeit dazu kann jeder nutzen, wobei gebündelte Stellungnahmen von Interessenvertretern in der Praxis wohl die Regel sein werden. Der Empfehlung des CIS-Leitfadens zur Öffentlichkeitsbeteiligung, bereits wesentlich früher als von der WRRL vorgeschrieben mit der Öffentlichkeitsbeteiligung zu beginnen (9, S. 32), ist Niedersachsen gefolgt. So wurden im Frühjahr 2004 niedersachsenweit sechs übergeordnete Regional- und 23 kleinräumige Gebietsforen durchgeführt, um über die ersten Ergebnisse der Bestandsaufnahmen zu informieren und in der Folgezeit die Gelegenheit zu schriftlichen Stellungnahmen zu geben (39, S. 28).

Die Behörden sind darüber hinaus aufgefordert, die *aktive Beteiligung* interessierter Stellen zu fördern. Dieser Forderung folgen viele Bundesländer mit der Einrichtung von Beiräten oder anderen Gremien, in denen die wichtigsten organisierten Interessenverbände und Fachbehörden vertreten sind. So hat Niedersachsen gemeinsam mit dem Land Bremen im Sommer 2003 einen Beirat zur Umsetzung der WRRL eingerichtet, in dem neben Vertretern der Gebietskörperschaften etwa 40 Fachorganisationen aus Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Naturschutz, aber auch Industrie, Handel und Wissenschaft vertreten sind. Der Beirat tagt zweimal jährlich und ist vor allem Informationsmedium zum Stand der Umsetzung. Ergebnisse und Anregungen aus den Diskussionen der Beiratstreffen können Eingang in den Umsetzungsprozess finden. In Nordrhein-Westfalen sind seit 2001 Vertreter der bedeutendsten Interessengruppen auch an der Steuerungsgruppe des Landesumweltministeriums beteiligt. Diese Beteiligung begann nicht nur deutlich früher als in den anderen Ländern, sie geht auch erheblich wei-

ter als die Beiräte, da die Steuerungsgruppe in NRW das oberste Gremium bei der Umsetzung der WRRL darstellt (63; 25, S. 35). In Niedersachsen sollen zudem auf der Ebene der Bearbeitungsgebiete bzw. Teileinzugsgebiete aktive Beteiligungsgremien zu Oberflächengewässern und zum Grundwasser entstehen. Gegebenenfalls erfolgt eine weitere Unterteilung in projektbezogene thematisch organisierte Arbeitskreise. Diese Gruppen sollen regelmäßigen und aktiven Einfluss auf die weitere Umsetzung der WRRL haben, wobei sich der Teilnehmerkreis an den Teilnehmern des Beirates orientieren wird. Dies wird insbesondere auch den landwirtschaftlichen Interessenvertretern entgegenkommen, die die existierenden Beteiligungsmöglichkeiten teilweise kritisieren. So sehen sich die Landwirtschaftskammern Niedersachsens nicht lediglich als „interessierte Gruppe“, sondern fordern angesichts nahezu flächendeckender Betroffenheit die Möglichkeit zu verantwortlicher Mitgestaltung (1, S. 4 f.).

Wie wichtig eine frühzeitige und möglichst intensive Beteiligung bei der Umsetzung der WRRL ist, verdeutlicht das CIS-Guidance Document, wenn es die Vorteile eines Erfahrungs- und Wissensaustausches betont (9, S. 41). Eine frühzeitige Konflikterkennung und -lösung, Erfolg für die Bewirtschaftungspläne durch mehr Akzeptanz und eine grundsätzliche Stärkung der Beziehungen zwischen den Politikbereichen werden hier hervorgehoben. Auch die Akteure aus der niedersächsischen Umsetzungspraxis der WRRL sehen die Vorteile und Chancen der umfangreichen Beteiligungsmöglichkeiten und versuchen, diese engagiert zu nutzen (64, S. 36). Auch von Seiten des niedersächsischen Umweltministeriums wird es als wünschenswert erachtet, dass sich neben den landwirtschaftlichen Fachbehörden besonders auch die Landwirte frühzeitig einbringen (28).

Gleichwohl birgt eine intensive Beteiligung der landwirtschaftlichen Basis durchaus Herausforderungen. Während sich auf der einen Seite der Aufwand für die Behörden in verträglichen Grenzen halten muss, dürfen auf der anderen Seite die Interessierten durch Umfang und Dichte der Informationen, die sich im Zusammenhang mit der Umsetzung der Richtlinie ergeben, nicht verschreckt werden. Dem Problem, dass die WRRL für viele Landwirte noch „ein Buch mit sieben Siegeln“ (ebd.) darstellt, lässt sich daher nicht allein mit Internetseiten und Zeitschriftenartikeln beikommen. Andererseits kann es nicht Aufgabe der Wasserwirtschaftsbehörden sein, einzelne Landwirte auf die WRRL vorzubereiten. Vielmehr wurden bei den Beteiligungsforen Interessenvertreter der unterschiedlichen regionalen Wirtschaftszweige angesprochen, die dann ihre Erfahrungen an die Basis weitergeben. Allerdings sind auch die Interessenvertreter mit der Informationsfülle oft überfordert, bedürfen das Verständnis der Richtlinie und ihres Umsetzungsprozesses doch eines nicht unerheblichen Zeitaufwands. Das Gespräch mit den Landwirten über die WRRL ist sicher dort am erfolgreichsten, wo lokale oder regi-

onale Arbeitsgruppen den Umsetzungsprozess mit gestalten. So gelangte der projektbegleitende Arbeitskreis im Pilotprojekt „Lager Hase“ trotz stark divergierender Ausgangs- und Erwartungshaltungen der Teilnehmer zu gemeinsam anerkannten Ansätzen im Gewässerschutz (65, S. 24). Allerdings stehen nicht überall Mittel zur Verfügung, um derartige Projekte durchzuführen und auch sind diese Projekte nur ein erster Schritt zur weiteren erfolgreichen Zusammenarbeit. Die landwirtschaftlichen Berufsverbände und Behörden sind mehr denn je gefragt, ihren Mitgliedern das neue europäische Gewässerrecht nahe zu bringen. Die Landwirtschaftskammern und -ämter Niedersachsens haben bereits reagiert und führen zum Teil für ihre Kooperationslandwirte Informationsveranstaltungen zur WRRL durch. Hier ist die Aufgabe der Informationsweitergabe sicher auch gut angesiedelt, denn die landwirtschaftlichen Interessenvertreter sind auch über den Beirat „offiziell“ am Umsetzungsprozess der WRRL in Niedersachsen beteiligt und können den Dialog zwischen Landwirten und Umsetzungsbehörden tragen.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Wenn der niedersächsische Umweltminister Sander davon spricht, die WRRL in Niedersachsen „nicht zu preußisch“ (41) umzusetzen, stellt sich die Frage, ob dies eher Anlass zu Zweifeln am Umsetzungserfolg gibt oder nur die Notwendigkeit der bundeslandeigenen Gegebenheiten widerspiegelt. In Niedersachsen ist absehbar, dass die Landwirtschaft aufgrund ihres hohen Flächenanteils von der neuen Gesetzgebung besonders stark betroffen sein wird. Erfolgreiche Lösungsansätze zur Zielerreichung der WRRL bedürfen daher einer frühzeitigen und intensiven Einbindung dieses Politikbereichs und dabei auch einer umfassende Information der einzelnen Landwirte. Erfahrungen aus dem Trinkwasserschutz, aus Pilotprojekten zur Umsetzung der WRRL und aus dem laufenden Projekt „PartizipA“ zeigen, dass sich landwirtschaftliche Interessenvertretungen wie auch die Landwirte ihrer Verantwortung für den Gewässerschutz durchaus bewusst sind, es oft jedoch an einem einheitlichen Informationsstand mangelt.

Eine zentrale Frage bei der Umsetzung der WRRL bleibt der Umgang mit großen Nitratmengen in intensiv genutzten Agrarregionen. Anforderungen ergeben sich aus den biologischen und physikalisch-chemischen Kriterien für den guten ökologischen Zustand beim Oberflächengewässer sowie über die Grenzwerte der kommenden Grundwasser-TocherRL. Bei allen Unsicherheiten bezüglich der zu treffenden Maßnahmen ist zu erwarten, dass es trotz umfangreicher Anwendung der Ausnahmetatbestände zu Bewirtschaftungsauflagen kommen wird, die über das derzeitige Maß hinausgehen. Ungeachtet allgemeiner Kritik an ordnungsrechtlichen Maßnahmen und überzeugender Argumente für Vertragsgewässerschutz und Beratungsinstrumente sind Verschärfungen im

Düngerecht absehbar.

Um die Ausweitung des kooperativen Gewässerschutzes wird es aufgrund der Lage im öffentlichen Haushalt bescheiden bestellt sein. Eine große Bedeutung wird in diesem Zusammenhang der Verknüpfung von WRRL und Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) zukommen (46; 55; 16). Zwar sind konkrete Auswirkungen aufgrund des frühen Stadiums der Umsetzung beider Regelwerke noch schwer abzuschätzen. Absehbar ist jedoch, dass Kontrollen von landwirtschaftlichen Standards im Rahmen von Cross Compliance der Zielerreichung nach WRRL zuträglich sein werden. Weiterhin ist eine partielle Stützung der Gewässerschutzmaßnahmen durch Finanzierungen aus der zweiten Säule der Agrarpolitik denkbar.

Literatur

1. BAETGE, C.; ASENDORF, R. 2004: EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und Landwirtschaft vom 27.01.2004. URL: http://www.fachverband-feldberegnung.de/pdf/WRRL%20und%20Ldw.pdf (12.06.2004).
2. Bezirksregierung Weser-Ems, 2004: Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Oberflächengewässer – Bearbeitungsgebiet Hase. Stand 27. 02. 2004. URL: http://wasserblick.net/servlet/is/17842/?lang=de (12. 04. 2004).
3. BÖHM, E.; HILLENBRAND, T. und MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., 2002: Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Art. 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland. Kurzfassung. In: http://www.isi.fhg.de/u/Projekte/prior-stoffe.htm (16.10.2004).
4. Bundesregierung, 2004: Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland vom August 2004. 3. Bericht gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. URL: http://www.bmu.de/files/nitratbericht_2004.pdf (23.11.2004).
5. CASPAR, J., 2001: Die EU-Wasserrahmenrichtlinie: Neue Herausforderungen an einen europäischen Gewässerschutz, in: DÖV 54 (13), 529-538.
6. DÖRR, R.-D.; SCHMALHOLZ, M. 2002: Die rechtlichen Grundlagen der Ausnahmen und Spielräume. In: Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung. S. 53 - 74.
7. EBERL, C., 2004: Nachhaltiger Grundwasserschutz – Water4all. Grußwort zum 1. Transnationalen Seminar am 12.03.2004 in Bad Zwischenahn. URL: http://www.mu1.niedersachsen.de/C3167526_N1771377_L20_D0_1598.html (13.12.2004).
8. EPINEY, A.; FELDER, A., 2002: Überprüfung internationaler wasserwirtschaftlicher Übereinkommen im Hinblick auf die Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie. UBA-Texte 17/02. Berlin.
9. EU 2002: Leitfaden zur Beteiligung der Öffentlichkeit in Bezug auf die Wasserrahmenrichtlinie. Aktive Beteiligung, Anhörung und Zugang der Öffentlichkeit zu Informationen (Übersetzung der englischen Originalfassung). Endgültige, nach dem Treffen der

Wasserdirektoren im November 2002 erarbeitete Fassung. Guicance Document No. 8. URL: http://www.wrrl-info.de/docs/Leitfaden_Partizipation.pdf (28.10.2004).

10. –, 2003a: Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (Übersetzung der englischen Originalfassung). Guidance Document No 4. URL: http://www.wrrl-info.de/docs/GuidanceHMWB_German.pdf (28.10.2004).
11. –, 2003b: Monitoring under the Water Framework Directive. Guidance Document No. 7. URL: http://www.wrrl-info.de/docs/Guidance_doc_7_monitoring_klein.pdf (28.10.2004).
12. –, 2003c: Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer (Übersetzung der englischen Originalfassung). Guidance Document No. 10. URL: http://www.wrrl-info.de/docs/REFCOND_Leitlinie_d.pdf (28.10.2004) .
13. FELDWISCH, N; FREDE, H.-G.; HECKER. F., 1999: Verfahren zum Abschätzen der Erosions- und Auswaschungsgefahr. In: H.-G. FREDE und S. DABBERT (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg, S. 22-57.
14. FLAIG, H., Lehn, H.; Pfenning, U.; Akkan, Z.; Elsner, D.; Waclawski, N., 2002: Umsetzungsdefizite bei der Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers. Materialien der Akademie für Technikfolgenabschätzung. Stuttgart. URL: http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2004/1814 (12.03.2004).
15. FREDE, H.-G.; BACH, M., 2004: Wie weit können wir runter? In: DLG-Mitteilungen, 3, S. 13-16.
16. GARBE, V., 2004: EU-Agrarpolitik – Hilfestellung bei der Umsetzung der EU-WRRL? In: Tagungsband zum Grundwasserworkshop des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie am 15. Oktober 2003 in Hildesheim, S. 37-45.
17. Gesetz über Wasser- und Bodenverbände (Wasserverbandsgesetz – WBV) vom 12. Februar 1991 (BGBl. I S. 405) in der Fassung der Bekanntmachung vom 23.05.2002.
18. GRÜNE LIGA, 2004: Informationen zur EG-Wasserrahmenrichtlinie der Grünen Liga e.V., Bundeskontaktstelle Wasser, Ausgabe 9.
19. HEINZ, I. 2003: Co-operative Agreements versus other Instruments. In: Brouwer, F.; I. HEINZ und T. Zabel (Hrsg.): Governance of Water-related Conflicts in Agriculture. Dordrecht, Boston, London. S.68-83.
20. HELMER, H., 2004: EU-Wasserrahmenrichtlinie. Mögliche Auswirkungen auf die Landwirtschaft. URL: http://www.lk-wl.de/rlp/umwelt/wrrl09.htm (12.07.2004)
21. Hessisches Ministerium für Umwelt, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz 2004: Handbuch zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie; Stand Juni 2004. Wiesbaden.
22. HOLM, A.; LIETZ, J., 2004: Fließgewässertypisierung in Schleswig-Holstein – Ein wichtiger Schritt zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg): Jahresbericht 2003, S. 77-84.
23. INGUS, 2003: Grundwasserschutz für große Räume. Pilotvorhaben zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Modellgebiet große Aue – Abschlussbericht Projekt II.
24. INTERVIEWS, E.; KRAEMER, A.; KRANZ, N.; GÖRLACH, B.; DWORAK, T., 2004: Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombination zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Art. 11 der Wasserrahmenrichtlinie. Handbuch. UBA-Texte 02/04.

25. KAMPA, E.; KRANZ, N.; HANSEN, W., 2003: Public Participation in River Basin Management in Germany. Report produced as part of Work Package 4 of the HarmoniCOP Project.
26. KASTENS, B., 2003: Die Wasserrahmenrichtlinie – Neue Chancen durch horizontale Interaktion von Wasserwirtschaft und Naturschutz. In: T. Moss (Hrsg.): Das Flussgebiet als Handlungsraum. Institutionenwandel durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus raumwissenschaftlichen Perspektiven, Stadt- und Regionalwissenschaften, 3, S. 281-311.
27. Landtag Niedersachsen, 2004: Entwurf eines Gesetzes zur Änderung des niedersächsischen Wassergesetzes mit Begründung. Drucksache 15/460.
28. LAND & FORST, 2004: WRRL – Was kommt da auf uns zu? Interview mit Dr. Christian Eberl, Staatssekretär im MU Nds. am 8.4.2004, S. 44f.
29. Landvolk Niedersachsen, 2003: 50 Mikrogramm [sic!] sind eine harte Nuss. Pressemitteilung vom 23. Mai 2003.
30. Landvolk Nds. 2004a: Scheitert der Gewässerschutz am Geldmangel? Pressemitteilung vom 22.04.2004.
31. LAWA, 1998: Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin.
32. –, 2000: Gewässerschützende Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten. Berlin.
33. –, 2003: Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Teil 4: Themenbezogene Arbeitspapiere; Bearbeitungsstand 30.04.2003. URL: http://www.lawa.de/pub/kostenlos/wrrl/Arbeitshilfe_30-04-2003.pdf (16.10.2004).
34. –, 2004: Bestandsaufnahme nach WRRL: Vorgehensweise und Ergebnisse. Bericht zum Workshop LAWA-EUF BONN III am 26. / 27. April 2004 in Siegburg. URL: http://www.wrrl-info.de/docs/Endfassung_BonnIII.pdf (20.12.2004).
35. LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESER-EMS, 2003: Pilotprojekt Lager Hase zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Bericht im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems. Oldenburg. Unveröffentlichte elektronische Version.
36. LÜBBE, E. 2002: Kooperationen im Kontext der aktuellen Agrarpolitik. Vortrag im Rahmen des EU-Workshops Co-operative Agreements (CA) between Water Suppliers and Farmers in the EU am 10. – 12. April 2002 in Dortmund. URL: http://www.infu.uni-dortmund.de/EU-Workshop/ (13.12.2004)
37. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft Schleswig-Holstein, 2004: Gewässerschutz geht alle an. URL:http://www.wasser.sh/de/fachinformation/umsetzung/koop.php?page=umsetzung &sub=kooperation (12.01.2004).
38. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, 2004: Vorläufige Ergebnisse der Bestandsaufnahme der rheinland-pfälzischen Gewässer nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Kapitel 3: Aufgaben. Stand: 05. Oktober 2004. Kapitel 3: Aufgaben. URL:http://www.wrrl.rlp.de/servlet/is/5749/Kap_3_Aufgaben.pdf?command=downloadContent&filename=Kap_3_Aufgaben.pdf (12.01.2005).
39. NEWIG, J., in Druck: Die Öffentlichkeitsbeteiligung nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Hintergründe, Anforderungen und die Umsetzung in Deutschland. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht.
40. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, 2001: Anwenderhandbuch für die Zusatzberatung Wasserschutz. Grundwasserschutzorientierte Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und Methoden ihrer Erfolgskontrolle. Hildesheim.

41. Niedersächsisches Umweltministerium, 2003: Die Wasserrahmenrichtlinie – Umsetzung in Niedersachsen. URL: http://www.mu1.niedersachsen.de/master/C2863207_N11406_L20_D0_I598.html (05.12.2004)
42. –, 2004a: Ergebnisse der Bestandsaufnahme Oberflächengewässer. URL: http://www.mu1.niedersachsen.de/master/C4844287_N4843823_L20_D0_I598.html (05.12.2004)
43. –, 2004b Ergebnisse der Bestandsaufnahme Grundwasser. URL: http://www.mu1.niedersachsen.de/master/C4844515_N4844126_L20_D0_I598.html (05.12.2004).
44. –, 2004c: Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen – Beteiligung der Öffentlichkeit beginnt. Presseinfo Nr. 1/2004 vom 16.01.2004. URL: http://www.mu1.niedersachsen.de/master/C2792005_L20 (05.12.2004)
45. OLTMER, K., 2002: Das Niedersächsische Kooperationsmodell im Vergleich – Erfahrungen aus anderen EU-Ländern. In MU Nds; NLÖ (Hrsg.): 10 Jahre Trinkwasserschutz in Niedersachsen – Modell der Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft. Hannover, Hildesheim. S. 31-35.
46. OSTERBURG, B., 2002: Ausgestaltung der Agrarumweltpolitik zur Umsetzung der WRRL unter besonderer Berücksichtigung der Fördermöglichkeiten im Rahmen der EU-Agrarpolitik. In: NNA-Berichte, H. 2; S. 112-121.
47. Quast et al, 2004:
48. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 2000: Umweltgutachten 2000: Schritte ins nächste Jahrtausend, Sachverständigenrat für Umweltfragen, Stuttgart.
49. – , 2004: Umweltgutachten 2004: Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern, Sachverständigenrat für Umweltfragen, Baden-Baden.
50. Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12.12.1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. (ABl. EG Nr. L 375 vom 31.12.1991, S. 1).
51. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. 05. 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. EG Nr. L /42). Diese Verpflichtung ist jedoch insofern vage, als die Richtlinie keine Angaben darüber macht, unter welchen Voraussetzungen genau von einer Verschlechterung der Gewässerqualität gesprochen werden kann.
52. Richtlinie 96/61/EG des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung vom 24. September 1996, ABl. EG Nr. L 257, S. 26
53. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. 10. 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. (ABl. EG L 327 vom 22. 12. 2000, S. 1).
54. Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen für Niedersächsische Agrar-Umweltprogramme (NAU) 2004 (Nds. MBl. Nr. 34/2004 S. 655).
55. RÖHRING; A., 2003: Die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – eine „Gemeinschaftsaufgabe“ von Gewässerschutz und Landwirtschaft. In: Ländlicher Raum, H. 5; S. 28-31.
56. SCHUMACHER, T., 2004: Flusslandschaften zu Güllekanälen. Pressemitteilung der TAZ-Nord vom 05.11.2004.
57. SPREEN, Holger, 2004: Auswirkungen der Wasserrahmenrichtlinie und ihrer nationalen Umsetzung auf die Landwirtschaft – Einwirkungsmöglichkeiten und Risiken für land-

wirtschaftliche Betriebe und Verbände – In: Agrar- und Umweltrecht, August, S. 237-240.

58. Staatliches Umweltamt Minden, 2004: Flussgebiete NRW – Bestandsaufnahme Weser. Dokumentation der wasserwirtschaftlichen Grundlagen, Stand Juli 2004. S. 1. URL: http://www.weser.nrw.de/WES_Berichtstexte_PDF-Format/WES_T1142_Diffuse_Quellen.pdf (02.11.2004).
59. STEINAECKER, H.-C., 2000: Die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus Sicht der Wasser- und Bodenverbände. Veränderung des Begriffs Gewässerunterhaltung und die Folgen. Vortrag auf dem Symposium der LAWA zur Einführung der Wasserrahmenrichtlinie am 13. – 14. Dezember 2000 in Schwerin. S. 43-48.
60. THOMAS, F.; HARTMANN, E.; LUICK, R.; POPPINGA, O., 2001: Analyse von Agrarumweltmaßnahmen -Abschlussbericht des F+E Vorhabens: „Agrarumweltmaßnahmen in der Bundesrepublik Deutschland -Analyse der Umsetzung aus der Sicht des Natur-, Umwelt- und Ressourcenschutzes: Effektivität, Schwachstellen, weitere Entwicklung“. Kurzfassung. URL: http://www.fh-rottenburg.de/lehre/daten/luick_agrarumweltprog.pdf (16.12.2004).
61. Umweltbundesamt, 2004a: Wasser – Stoffhaushalt Gewässerten - Presseinformation. Letzte Aktualisierung 06.05.2004. URL: http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/stoffhaushalt/wrrl.htm (02.11.2004)
62. –, 2004b: Wasser – Oberflächengewässer. Bewertungsinstrumente der EG-Wasserrahmenrichtlinie. URL: http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s3_4.htm (02.11.2004).
63. VOGT, K., 2003: Stand der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in NRW, in: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Jahresbericht 2003, Essen, S. 42-43.
64. WINDHAUS, M., 2004a: Pilotprojekt Lager Hase – Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in einem Einzugsgebiet mit hoher Veredelungsdichte. In. Grundwasserworkshop des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie am 15. Oktober 2003 in Hildesheim. S. 35-36.
65. – , 2004b: Wasserrahmenrichtlinie im Silicon Valley der Viehhaltung –Projekt Lager Hase. In: Wasser und Abfall, H. 11; S. 24-27.

i) Trotz der vorgeschriebenen flussgebietsbezogenen Bewirtschaftung, die gerade die beste-henden Verwaltungsgrenzen überwinden soll, bilden in Deutschland die Länder die nach wie vor wichtigste Ebene übergeordneter wasserwirtschaftlicher Entscheidungen. Der Bund hat hier gemäß Art. 75 Abs. 1 Satz 1 GG nur die Rahmengesetzgebungskompetenz.

ii) Grundsätzlich wird bei der Bestandsaufnahme mit zunehmenden Aggregierungsgrad nach C , B- und A-Berichten unterteilt. Während A- und B-Berichte bis März 2005 der Kommissi-on vorliegen müssen, dient der detaillierte C-Bericht internen Arbeiten. Die Ergebnisse der niedersächsischen C-Berichte sind unter http://www.wasserblick.net/serv-let/is/16702/?lang=de für jedermann zugänglich.

iii) Im Rahmen der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie (Common Implementation Strategy - CIS), einer europaweit einmaligen Institution zur Förderung und Gewährleistung der kohä-renten Umsetzung der WRRL, wurden insgesamt 14 rechtlich unverbindliche Leitfaden („Guidance Documents“) entwickelt. So finden sich Details zur Bewertung des ökologischen Zustands im Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer der CIS-Arbeitsgruppe 2.3 (12).

iv) Niedersächsisches Umweltministerium, telefonische Auskunft vom 29.10.2004.

v) Siehe auch: Verordnung der Bundesländer zur Umsetzung der Anhänge II und V der EG-WRRL: Chemische Qualitätskomponenten für Umweltqualitätsnormen (QN) zur Einstufung des ökologischen Zustands.

vi) Für die Identifizierung solcher Gewässer und konkrete Schritte zur Herleitung des guten ökologischen Potentials wurde ein weiterer CIS-Leitfaden erstellt (EU 2003a).

vii) In der Regel leistet die EU für Agrarumweltmaßnahmen 50% in den westlichen und 75% in den östlichen Bundesländern als Kofinanzierung. Der verbleibende nationale Anteil muss grundsätzlich von den Bundesländern getragen werden, kann jedoch unter bestimmten Vor-aussetzung zusätzlich vom Bund kofinanziert werden, wobei sich eine Belastung von 60% für den Bund und 40% für das Land ergeben (60, S. 5).

viii) In Niedersachsen regelt dies § 184 a NWG, die Stellungnahmen sind schriftlich bei den Wasserbehörden einzureichen.

Zusammenfassung

Der Beitrag erörtert die Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), ihre Konsequenzen für die Landwirtschaft sowie die Perspektiven, die sich insbesondere aus den Vorgaben für die Öffentlichkeitsbeteiligung ergeben, am Beispiel des Agrarlandes Niedersachsen. Hauptaugenmerk bilden dabei die Minderung bzw. Vermeidung von Gewässerbelastungen aus diffusen Quellen. Neben den so genannten prioritären Stoffen (z. B. Pflanzenschutzmittel) werden insbesondere Nitratbelastungen betrachtet. Eine Analyse der einzelnen Instrumente der WRRL – Bestandsaufnahme, Überwachung, Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne sowie Öffentlichkeitsbeteiligung – zeigt auch, mit welchen Unsicherheiten die Umsetzung der Richtlinie noch verbunden ist. Erste Ergebnisse des Forschungsprojekts „PartizipA“ fließen in die Überlegungen dieses Beitrags ein.

Summary

The current Implementation of the EC Water Framework Directive – Consequences and Prospects for Agriculture taking Lower Saxony as an Example

The article discusses the requirements of the EC Water Framework Directive (WFD), their consequences for agriculture as well as the prospects, which result, in particular, from the provisions regarding public participation. The Land of Lower Saxony, with a strong focus on agriculture, is taken as an example. In this context, the reduction and/or avoidance of water pollution from diffuse sources gets special attention. Apart from the so-called priority substances (e. g. pesticides), nitrate pollutions are being examined, in particular. An analysis of the individual instruments of the WFD – water quality inventories (”Art. 5 reports“), monitoring, sets of measures and river basin management plans as well as public participation – also shows the uncertainties that are still involved in the implementation of the framework directive. First results of the research project ”PartizipA“ have been incorporated into the considerations this article.

Résumé

La mise en oeuvre actuelle de la Directive cadre européenne dans le domaine de l'eau – consequences et perspectives pour l'agriculture à l'exemple de la Basse-Saxe

Cet article discute les exigences de la Directive cadre européenne dans le domaine de l'eau (DCE), ses conséquences pour l'agriculture ainsi que les perspectives résultant notamment des prescriptions relatives à la participation du public, en prenant comme exemple le pays agricole de la Basse-Saxe. L'attention principale est fixée sur la réduction et la prévention de pollutions de l'eau provenant de sources diffuses. En plus des substances dites «prioritaires» (des produits phytosanitaires, par exemple), c'est la pollution causée par les nitrates qui est examinée. L'analyse des différents instruments de la DCE – état des lieux, surveillance, programmes de mesures et plans de gestion ainsi que participation du public – montre les incertitudes qu'entraîne encore la mise en oeuvre de la DCE. Les premiers résultats du projet de recherche «PartizipA» sont aussi pris en considération dans cet article.

ARTIKEL II

Kastens, Britta / Newig, Jens (2007): The Water Framework Directive and Agricultural Nitrate Pollution: Will Great Expectations in Brussels be Dashed in Lower Saxony? European Environment 17 (4): 231-246.
DOI: 10.1002/eet.446
URL: http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/abstract/114284984/ABSTRACT

ARTIKEL III

Kastens, Britta / Newig, Jens (2008): Will Participation Foster the Successful Implementation of the WFD? The Case of Agricultural Groundwater Protection in Northwest Germany. Erscheint in: Local Environment 13(1): 27-41.
DOI: 10.1080/13549830701581713
URL: http://dx.doi.org/10.1080/13549830701581713

ARTIKEL IV

Kastens, Britta / Newig, Jens (2007): Auf dem Weg zu einem flächendeckenden Gewässerschutz? Die Umsetzung der WRRL in Bezug auf landwirtschaftliche Nitratbelastungen. Erscheint in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 30 (4).[39]

[39] Druck mit freundlicher Genehmigung der Deutscher Fachverlag GmbH, Frankfurt am Main

Auf dem Weg zu einem flächendeckenden Gewässerschutz? Die Umsetzung der WRRL in Bezug auf landwirtschaftliche Nitratbelastungen

Zusammenfassung

Diffuse landwirtschaftliche Nitratbelastungen zählen zu den zentralen Problemen im Gewässerschutz, denen mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie und der neuen Grundwasserrichtlinie begegnet werden soll. Der Beitrag untersucht diese aktuellen Regelungen sowie ihren bisherigen Umsetzungsprozess in Deutschland in Hinblick auf ihre Eignung zur Reduzierung der Nitratbelastungen in Grund- und Oberflächengewässern. Die Untersuchung zeigt, dass die neuen Richtlinien gegenüber dem bisher geltenden Gemeinschaftsrecht teilweise höhere Standards festschreiben, die entsprechende Reduzierungen der Nitratbelastungen der Gewässer vorantreiben dürften. Jedoch eröffnen der prozedurale Charakter der EU-Gewässerschutzpolitik sowie rechtliche Unklarheiten regulative Interpretations- und Handlungsspielräume, die bei der Erfolgsbewertung des Umsetzungsprozess auf unteren politischen Ebenen von entscheidender Bedeutung sind. Insbesondere die uneinheitliche Operationalisierung von Nitratgrenzwerten hat bei der Umsetzung der WRRL in Deutschland zu erheblichen Schwierigkeiten geführt, die auch bei der Aufstellung flussgebietsbezogener Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme Hemmnisse erwarten lassen.

1 Einleitung und Problemaufriss

Seit nunmehr sechs Jahren ist die EG-Wasserrahmenrichtlinie[i)] (WRRL) in Kraft, und erste rechtliche wie auch praktische Schritte wurden unternommen, um ihr übergeordnetes Ziel – den „guten Zustand“ in fast allen europäischen Gewässern – zu erreichen. Nachdem die bundes- und landesrechtlichen Umsetzungen der WRRL weitgehend abgeschlossen sind, geht es nun um die praktische Etablierung der vorgegebenen Handlungsinstrumente. Die gemäß Art. 5 WRRL geforderte Bestandsaufnahme, deren Berichte bis zum März 2005 an die Europäische Kommission zu liefern waren[ii)], hat gezeigt, dass 60% der Oberflächengewässer und 52% der Grundwasserkörper in Deutschland den guten Zustand wahrscheinlich nicht erreichen (BMU 2005: 10 f.). Neben morphologischen Defiziten bei Oberflächengewässern sind es vor allem diffuse Stoffeinträge, vorrangig durch Nitrat aus der Landwirtschaft, die die Zielerreichung erschweren

(ebd.: 11). Abgesehen von lokalen Gewässerverschmutzungen, z.B. des Trinkwassers, ist die Nitratbelastung vor allem auch im Kontext des Meeresumweltschutzes von großer Bedeutung. Nach wie vor ist die anthropogene Nährstoffbelastung der Nordsee hoch und die resultierenden Eutrophierungseffekte stellen ein erhebliches ökologisches Problem dar (SRU 2004a, Rn. 93).

Ziel des Beitrags ist es, zu untersuchen, inwiefern die WRRL und ihre derzeitige Umsetzung in Deutschland zur Reduzierung der Nitratbelastungen in Grund- und Oberflächengewässern geeignet sind. Die zentrale Frage lautet, ob und wenn ja, in welcher Form die Vorgaben der WRRL höhere Standards gegenüber vorangegangenen europäischen Regelungen festschreiben. Dabei werden rechtliche Unklarheiten in Bezug auf andere Regelungen, wie etwa die Nitratrichtlinie [iii)] (NitratRL) und die Grundwasserrichtlinie [iv)] (GWRL), berücksichtigt.

Insbesondere das europäische Gewässerschutzrecht war lange Zeit von einer Vielzahl unterschiedlicher Normen geprägt, was zu einer starken Zersplitterung dieses Rechtsbereichs geführt hat (Breuer 2000: 542; Appel 2001: 129). Mit der WRRL soll der Gewässerschutz stärker einheitlich geregelt werden, wobei mehrere bestehende Richtlinien aufgehoben werden. Andere bleiben zwar bestehen, werden jedoch über Verweisungen mit der WRRL verknüpft. Dies gilt z.B. für die im Jahr 1991 verabschiedete NitratRL, deren Ziel die Verringerung landwirtschaftlicher Nitrateinträge ist. Als emissionsbezogene Richtlinie gibt sie verbindliche Werte für landwirtschaftliche Nitrateinträge v.a. in Form von Gülle vor. Die Richtlinie enthält auch einen immissionsbezogenen Grenzwert von 50mg/l Nitrat im Grundwasser, bei dessen Erreichen die Mitgliedstaaten so genannte nitratgefährdete Gebiete ausweisen müssen. Der Wert ist aber kein verbindliches Qualitätsziel, sondern lediglich ein Orientierungswert für die Ausweisung der genannten Gebiete und er gilt auch nur dann, wenn keine Maßnahmen im Sinne des Art. 5 NitratRL getroffen werden (Anh. I Teil A Nr. 2 NitratRL). Die NitratRL ist zudem eine verbindliche Maßnahme nach Art. 11 Abs. 3a) WRRL (i.V.m. Art. 10 und Anhang VI Teil A WRRL). Die WRRL soll damit einerseits sicherstellen, dass die Mitgliedstaaten die neben der WRRL geltenden Richtlinien zum Gewässerschutz einhalten (v. Keitz 2006: 256). Andererseits zählt die WRRL selbst als „Qualitätsrichtlinie“, die durch den Verweis auf emissionsbezogene Richtlinien wie die NitratRL[v)] Emissions- und Immissionsziele in sich vereint (ebd.). Neben dem Verweis auf bereits bestehende Richtlinien enthält die WRRL so genannte Eröffnungsklauseln für das Erstellen weiterer Gewässerschutzrichtlinien, wie z.B. der GWRL. Da bei Verabschiedung der WRRL in Bezug auf Grundwasserschutzziele keine Einigung zwischen EU-Parlament und Rat erzielt werden konnte, sollten gemäß Art. 17 WRRL die Konkretisierungen zum Grundwasserschutz über eine Grundwasser-Tochterrichtlinie erfolgen (SRU 2004a, Rn. 436). Dies ist mit der GWRL Ende 2006 mit großer zeitlicher Verspätung geschehen. Die GWRL enthält neben Qualitätswerten für Nitrat und Pestizide auch Vorgaben zur Immissionsbewertung.

Neben dem Bezug der WRRL zu anderen Gewässerschutzrichtlinien kommt im vorliegenden Artikel der Operationalisierung der Umweltziele durch die Bundesländer in Deutschland eine erhebliche Bedeutung zu, denn hier bestehen durchaus regulative Spielräume. Aus der Strenge der Festlegung von Zielwerten für Nitrat lässt sich eine erste Erfolgsaussicht der späteren Reduzierungsergebnisse des Nährstoffs in den Gewässern ableiten. Dabei zeigt sich, dass die Operationalisierung von Nitratgrenzwerten bei der bisherigen Umsetzung der WRRL in den Bundesländern keineswegs einheitlich erfolgt ist, was im Hinblick auf ihre Vergleichbarkeit sowie das Harmonisierungsbestreben des europäischen Gewässerschutzes zu Schwierigkeiten führen dürfte. Auch die ersten Schritte der Maßnahmenplanung, wie sie durch Verankerung in den Landeswassergesetzen und die Etablierung von Pilotprojekten bereits eingeleitet wurden, erlauben eine erste Abschätzung für einen erfolgreichen flächendeckenden Gewässerschutz in Deutschland. Fragen der Eignung bestimmter Maßnahmen spielen hier ebenso eine Rolle wie auch die Möglichkeiten zur Kontrolle von rechtlichen Vorgaben.

2 Gemeinschaftsrechtliche Anforderungen an diffuse Nitratbelastungen

Die Umweltziele für Grund- und Oberflächengewässer sind in Art. 4 i.V.m. Anhang V WRRL geregelt. Neben einem generellen Verschlechterungsverbot für alle Gewässer wird für Oberflächengewässer der gute chemische und ökologische Zustand, für Grundwasser der gute chemische und mengenmäßige Zustand bis zum Jahr 2015 gefordert. Verbindliche Grenzwerte für Nährstoffgehalte in Grund- und Oberflächengewässern finden sich in der WRRL jedoch nicht.

Für Oberflächengewässer sind die Qualitätskriterien für Nitrat aus dem in Art. 4 Abs. 1 i.V.m. Anhang V WRRL geforderten guten ökologischen Zustand abzuleiten, der neben biologischen Qualitätskriterien auch nach hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Faktoren bemessen wird. Zu letzteren gehören neben klassischen Kenngrößen wie Nährstoffwerten, Sauerstoffgehalt und pH-Wert z.B. auch Grenzwerte für Arsen, Chlorverbindungen und Cyanid.[vi)]Konkret zu den Nährstoffbedingungen heißt es in Anhang V Nr. 1.2.1 WRRL: „Die Nährstoffkonzentrationen liegen [beim guten Zustand] nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.“ Somit kann die Einhaltung der biologischen Qualitätskriterien Maßnahmen nach sich ziehen, die auf eine Nährstoffreduzierung abzielen, wenn die Nährstoffbedingungen im Gewässer als ursächlich für die Nichterreichung biologischer Qualitätsziele angenommen werden (Kastens und Newig 2005: 467 f.). Die Operationalisierung der Bemessungswerte für Nitrat in Oberflächengewässern wird, wie auch der Leitfaden 13 der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie[vii)] zur Umsetzung der WRRL ver-

deutlicht, innerhalb der Mitgliedstaaten erfolgen müssen (EU 2003: 15), indem dort Nitratgrenzwerte zur Beurteilung des guten Zustands der Oberflächengewässer festgelegt werden.

Für Grundwasserkörper könnten sich Anforderungen an Nährstoffreduzierungen aus dem Ziel des guten chemischen Zustands gemäß Art. 4 i.V.m. Anhang V Nr. 2.3.2 WRRL ergeben. Konkretisierungen zum Grundwasserschutz sollen laut Art. 17 WRRL mit der Grundwasserrichtlinie (GWRL) erfolgen. Die GWRL legt für Nitrat flächendeckend einen Grenzwert von 50 mg/l fest (Anhang 1 GWRL). Er beschreibt damit einen bereits durch die Nitratrichtlinie etablierten, von betroffenen Akteuren der Landwirtschaft jedoch hauptsächlich mit der WRRL in Zusammenhang gebrachten[viii)], Grenzwert.

Ursprünglich hatten einige Länder, wie z.B. Dänemark und Großbritannien gefordert, dass die Qualitätsnorm von 50 mg/l für alle Grundwasserkörper mit Ausnahme der gemäß der Nitratrichtlinie ausgewiesenen nitratempfindlichen Gebiete gelten sollte. In Deutschland wäre damit der Grenzwert für Nitrat in einen Orientierungswert umgewandelt worden, denn hier sind keine einzelnen nitratempfindlichen Gebiete ausgewiesen, sondern es wurde durch Gebrauch von Art. 3 Abs. 5 NitratRL mit der Düngeverordnung[ix)] ein Aktionsprogramm für das gesamte Staatsgebiet erlassen.[x)] In der Konsequenz wäre eines der größten der in der Bestandsaufnahme zur WRRL identifizierten Grundwasserprobleme nicht durch die GWRL, sondern durch die NitratRL geregelt worden, deren Umsetzung und Maßnahmen trotz 15 Jahre langen Bestehens bisher nicht zu den gewünschten Erfolgen geführt haben (Rechenberg 2006b: 228). Während diese Ausnahmeklausel für Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen noch im Entwurf der GWRL von 2003 enthalten war, einigten sich die Delegierten von EU-Ministerrat und Parlament im Oktober 2006 neben weiteren Änderungen auf die Streichung der Ausnahmeklausel.

Art. 5 GWRL fordert zudem – gemäß der Vorgabe in Art. 4 Abs. 1 WRRL – eine Umkehr aller signifikanten und anhaltend steigenden Trends der Schadstoffkonzentration im Grundwasser. Ob derartige Trends vorliegen, wird im Rahmen der Überwachung gemäß Art. 8 i.V.m. Anhang 5 Nr. 2.4 WRRL ermittelt (Anhang IV Teil A Abs. 1 GWRL). Laut Anhang IV Teil B Abs. 1 GWRL ist der Ausgangspunkt für die Trendumkehr für alle Schadstoffe bei Erreichen von höchstens 75% des jeweiligen Grenzwerts erreicht. Im Fall von Nitrat bedeutet dies eine Trendumkehr bei 37,5 mg/l. Gegenüber den Qualitätsnormen hat die Regelung zur Trendumkehr jedoch einen geringeren Grad an Verbindlichkeit. Während der gute chemische Grundwasserzustand an die Kriterien des Anhang V, Nr. 2.3.2 WRRL gebunden ist, wird die Trendumkehr in Art. 4b Abs. iii WRRL als zusätzliche Maßnahme zur Verhinderung der Verschlechterung der Grundwasserqualität aufgeführt. Bewegen sich also ansteigende Konzentrationen noch unterhalb der festgelegten Qualitätsnormen, wird der gute

chemische Zustand dennoch nicht verfehlt (Rechenberg 2006a: 207; Knopp 2003: 9).

Bedeutsam für die Reduzierung der Nitratbelastungen in Deutschland ist zudem Art. 7 Abs. 2 WRRL. Dieser fordert von den Mitgliedstaaten, dass jeder Wasserkörper gemäß Absatz 1 nicht nur die Ziele nach Art. 4 WRRL einschließlich der gemäß Ar. 16 WRRL auf Gemeinschaftsebene festgelegten Qualitätsnormen, erreicht, sondern dass das gewonnene Wasser unter Berücksichtigung des angewandten Wasseraufbereitungsverfahrens und gemäß des Gemeinschaftsrechts auch die Anforderungen der Trinkwasserrichtlinie[xi)] erfüllt. Entsprechend Art. 7 Abs. 3 WRRL sorgen die Mitgliedstaaten für den erforderlichen Schutz der ermittelten Wasserkörper, „um eine Verschlechterung ihrer Qualität zu verhindern und so den für die Gewinnung von Trinkwasser erforderlichen Umfang der Aufbereitung zu verringern“.

Die TrinkwasserRL legt für Wasser, das für den menschlichen Gebrauch gedacht ist, einen Qualitätsstandard für Nitrat von 50mg/l fest. In den vergangenen Jahren wird dabei in vielen Bundesländern stärker auf einen vorsorgenden Trinkwasserschutz gesetzt, der sich im Rahmen von Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Gewässermanagement etabliert hat (näheres siehe Kapitel 2) So werden in den Trinkwasserschutzgebieten z.B. freiwillige vertragliche Vereinbarungen zwischen Landwirten und Wasserversorgern getroffen. Die WRRL bezieht sich jedoch nicht nur auf Trinkwasserschutzgebiete, sondern betrachtet explizit den gesamten Gewässerkörper. Unter Beibehaltung des Vorsorgegrundsatzes müsste der Trinkwassergrenzwert für Nitrat somit auf den gesamten Gewässerkörper Anwendung finden, sofern aus diesem Trinkwasser gewonnen wird. Für einige Bundesländer, wie z.B. Niedersachsen, dürfte dieser Umstand aufgrund der dezentralen Struktur der Wasserversorgung über 80% aller Grundwasserkörper betreffen.[xii)]

Die Dringlichkeit einer Reduzierung diffuser Nitratbelastungen ergibt sich nicht zuletzt auch aus der Verfehlung der in den völkerrechtlichen Abkommen zum Meeresumweltschutz vereinbarten Nährstoffreduzierungen. Dabei konnten die in Hinblick auf die Ende der 1980er-Jahre im Rahmen des OSPAR[xiii)] - und des Helsinki-Übereinkommens[xiv)] wie auch der Internationalen Nordseeschutzkonferenz[xv)] vereinbarten Reduktionen der Stickstoffeinträge um jeweils 50 % bis zum Jahr 1995 nicht erreicht werden (SRU 2004a, Rn. 6 u. 100). Konsequenzen i.S.v. Vertragsverletzungsverfahren ergeben sich jedoch aufgrund der in Hinblick auf die Nitratbelastungen rechtlichen Unverbindlichkeit der politischen Empfehlungen und Vereinbarungen im völkerrechtlichen Meeresschutz nicht. Dies gilt auch für die in der Folgezeit getroffenen Übereinkommen mit der Vorgabe bis 2010 zu einer gesunden Meeresumwelt ohne anthropogene Eutrophierung zu gelangen.[xvi)]

Der Schutz von Nord- und Ostsee durch die WRRL vor landseitigen Nährstoffeinträgen erfolgt mittelbar durch den Geltungsbereich der WRRL von einer Seemeile ab Küstenlinie. Darüber hinaus verlangen Erwägungsgrund 21 sowie Art. 1 WRRL, dass Bewirt-

schaftungspläne und Maßnahmenprogramme auch zum Schutz der Hoheits- und Meeresgewässer beitragen sollen. Hieraus ergibt sich, dass „für Stickstoff und Phosphat nicht allein auf den Zustand der Binnengewässer und des küstennahen Bereichs abzustellen ist, sondern – parallel zu den Schadstoffeinleitungen – die Begrenzungen von Nährstoffeinträgen an der Empfindlichkeit der Meere insgesamt zu orientieren sind“ (SRU 2004a, Rn. 349).

Zusammenfassend scheint den gemeinschaftsrechtlichen Neuerungen zu Nitratgehalten in *Oberflächengewässern* auf den ersten Blick keine erhebliche Bedeutung zuzukommen. So müssen die Mitgliedstaaten zwar Qualitätsziele für Nitrat festlegen, um dieses als ergänzendes Kriterium zu den biologischen Faktoren als Bewertungskriterium für den guten ökologischen Zustand nutzen zu können, jedoch hätte ein europaweit geltender Grenzwert für Nitrat in Oberflächengewässern zu mehr Rechtssicherheit geführt. Durch die Berichterstattung wäre der Erfolg oder Misserfolg bei der Nitratreduzierung in den Mitgliedstaaten verhältnismäßig leicht kontrollierbarer gewesen, wodurch ein verstärkter Handlungsdruck zu Gunsten einer flächendeckenden Reduzierung der Nitratbelastungen in Oberflächengewässern zu erwarten gewesen wäre. Andererseits stellt die WRRL auf die Zielerreichung des guten Zustands in Hinblick auf das gesamte ökologische System der Oberflächengewässer ab, und gerade der Bezug zur Biologie wird als Fortschritt für den Gewässerschutz bewertet. Da die biologischen Parameter jedoch stark habitatabhängig sind, können je nach Gewässertyp auch unterschiedliche Nitratwerte als tragfähig gelten, um den guten ökologischen Zustand zu gewährleisten. Dies impliziert jedoch auch, dass Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung ergriffen werden müssen, wo zu hohe Nitratbelastungen die Einhaltung der biologischen Qualitätskriterien gefährden. Insofern scheint es durchaus sinnvoll, auf einen europaweiten Nitratgrenzwert zu verzichten und den Mitgliedstaaten bei der Festlegung von Referenzbedingungen jeweiliger Gewässertypen auch die Zielkonkretisierungen für Nitrat zu überlassen. Die Ausführungen machen deutlich, dass die Reduzierung von Nitrat in Oberflächengewässern für die Umsetzung der WRRL ein wesentliches Erfolgskriterium ausmacht. Dies wird nicht zuletzt auch durch die in der Richtlinie ausgedrückten Bedeutung des Meeresumweltschutzes ersichtlich, so dass – entgegen des ersten Anscheins – die WRRL einen deutlichen Fokus auf die Reduzierung von Nitratbelastungen in Oberflächengewässern legt und so der effektiven Reduzierung von Nitratbelastungen Vorschub leistet.

Anders als für Oberflächengewässer wird für *Grundwasserkörper* mit der GWRL ein klarer Nitratgrenzwert von 50mg/l festgelegt. Es ist jedoch fraglich, inwieweit eine Bezugnahme auf diesen Wert, der sowohl als Trinkwassergrenzwert als auch als Orientierungswert der NitratRL seit längerem besteht, tatsächlich das richtige Signal für den Grundwasserschutz gibt. So werden 50mg/l für Nitrat mitunter als zu hoch beurteilt, da sich diese vornehmlich an den gesundheitlichen Kriterien für Trinkwasser orientieren, nicht aber die Eutrophierungswirkungen in den vom Grundwasser gespeisten Oberflä-

chengewässern berücksichtigen und insofern auch keinen „guten Grundwasserzustand“ beschreiben können (Rechenberg 2006a: 199). Der natürliche Nitratgehalt des Grundwassers beträgt laut Umweltbundesamt maximal bis zu 10 mg/l (UBA 1994: 144). Mit einem Grenzwert von 50 mg/l würden Grundwasserschäden somit lediglich unter Nutzungsaspekten, nicht jedoch in Hinblick auf die Gewässerökologie beurteilt und bewirtschaftet werden. Für das Ziel einer effektiven Reduzierung von Nitratbelastungen sind die von der GWRL vorgeschriebenen 50mg/l dennoch als erfolgversprechend zu bewerten, da hiermit, anders als mit der NitratRL, ein verbindlicher Grenzwert und nicht lediglich ein Orientierungswert etabliert wurde. Zugleich bezieht sich der Wert nicht nur auf einzelne Schutzgebiete, wie es in der Trinkwasserschutzrichtlinie der Fall ist, sondern auf alle Grundwasserkörper. Zudem kann bei ansteigenden Trends bereits ein Grenzwert von 37,5mg/l Nitrat ausschlaggebend sein, um Maßnahmen zur Nitratreduzierung einzuleiten. Wenn auch die Verbindlichkeit der Trendumkehr ab 37,5mg/l gegenüber dem Grenzwert von 50mg/l geringer einzustufen ist, erfolgt doch eine stärkere Sensibilisierung für steigende Nitratbelastungen, die ein „Auffüllen“ bis zum eigentlichen Grenzwert erschweren werden.

3 Umsetzungsschritte im deutschen Landesrecht in Bezug auf landwirtschaftliche Nitratbelastungen

Gemäß Art. 24 Abs. 1 Satz 1 WRRL musste die Richtlinie bis zum 22. Dezember 2003 durch die Mitgliedstaaten in nationales Recht umgesetzt werden. Der Bundesgesetzgeber ist dieser Forderung mit dem 7. Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 18.6.2002[xvii)] gefolgt. Er hat damit – gemäß der ihm nach Art. 75 Abs. 1 Nr. 3 GG zukommenden Rahmengesetzgebungskompetenz – die wesentlichen Eckpunkte in das WHG übernommen sowie die von der WRRL geforderten Gesetzgebungsaufträge an die Landesgesetzgeber weitergereicht. Inzwischen wurden auch alle Landesgesetze angepasst, wobei die meisten Gesetzgeber den von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erarbeiteten Musterbausteinen zur Änderung der Landeswassergesetze gefolgt sind.[xviii)]

Rechtliche Neuerungen in Hinblick auf eine Reduzierung von Nitratkonzentrationen finden sich in den novellierten Landeswassergesetzen und -verordnungen zur Umsetzung der WRRL kaum. Gleichwohl wird der Nitratproblematik bei der Umsetzung der WRRL in den Bundesländern durchaus Bedeutung beigemessen, die sich jedoch weniger in den rechtlichen Regelungen als vielmehr in der exekutiven Umsetzung zeigt. Dabei eröffnet die WRRL gerade in Hinblick auf die Konkretisierung der Qualitätsziele für die Wasserkörper Interpretations- und Handlungsspielräume.[xviv)]

3.1 Bewertungskriterien für Nitratbelastungen

3.1.1 Oberflächengewässer

Gemäß Anhang II Nr. 1.1 ii WRRL wurden bundesweit unterschiedliche Fließgewässertypen identifiziert, die die Grundlage für die Bewertung des ökologischen Gewässerzustands nach naturraumspezifischen Lebensgemeinschaften darstellen. Für jeden dieser insgesamt 24 Fließgewässertypen wurden Referenzbedingungen entsprechend der normativen Beschreibung des sehr guten ökologischen Zustands nach Anhang II Nr. 1.3 und Anhang V Nr. 1.2 WRRL festgelegt und so genannte Steckbriefe verfasst. Diese charakterisieren den jeweiligen Typ anhand seiner biologischen, morphologischen und abiotischen Qualitätskomponenten und enthalten zusätzliche Angaben zur Hydrologie und Wasserbeschaffenheit einschließlich der chemisch-physikalischen Leitwerte. Grenz- oder Orientierungswerte für den jeweiligen natürlichen Nitratgehalt finden sich in den Steckbriefen jedoch nicht. Zwar hat die LAWA für die Umsetzung der WRRL die Erarbeitung von Grenzwerten zu Nitratgehalten in Oberflächengewässern angekündigt, diese Werte werden jedoch eher den Charakter von Orientierungswerten haben, um die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten zu unterstützen (LAWA 2006: 1)

Viele Länder folgen bei der Bewertung der Nitratbelastungen in Oberflächengewässern der bestehenden chemischen Gewässergüteklassifikation (LAWA 1998), auf die auch in den themenbezogenen Arbeitspapieren der LAWA-Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (LAWA 2003b) verwiesen wird. Diese legt für einen guten Gewässerzustand im Sinne der WRRL die Stufen II (Einhaltung der Zielvorgabe) bzw. II-III (bis zweifacher Wert der Zielvorgabe) fest. Dabei sind bei der Stufe II-III bis zu 6 mg Gesamtstickstoff pro Liter zugelassen, was etwa 27 mg Nitrat pro Liter entspricht. Die eigentliche Zielvorgabe der LAWA (Stufe II) mit 3 mg Gesamtstickstoff pro Liter (entspricht ca. 13 mg Nitrat) ist entsprechend anspruchsvoller. Während in einigen Bundesländern, z.B. in Bayern und Thüringen, die Stufe II-III für den guten Zustand angenommen wurde, legten andere Länder wie Nordrhein-Westfalen und Sachsen Anhalt hierfür die Stufe II fest (MUNLV NRW 2005*:* 129; LAWA 2004: 41). Hessen wiederum sah den guten Zustand noch bei einem Grenzwert von bis zu 11,3 mg/l Nges. gegeben (entspricht 50 mg bezogen auf Nitrat) (HMULV 2004, Kap. 1.1.4: 129) In Baden-Württemberg wiederum wurde der Grenzwert der Stufe II-III für einen guten Zustand angenommen, der Wert jedoch aufgrund von Verlustraten in den Wasserkörpern von 6mg/l auf 8 mg/l Nges. erhöht (LUBW 2005: 34). Auch Niedersachsen folgte zunächst der chemischen Gewässergüteklassifikation und nahm bei mehr als 3mg/l Nges. eine Zielerreichung als unwahrscheinlich an. Die Anlehnung an die Güteklassifikation wurde jedoch aufgehoben; stattdessen wird jetzt die Nitratbelastung von Oberflächengewässern von der Belastung in den mit ihnen in Verbindung stehenden Grundwasserkörpern abgeleitet (NLWKN 2005a) Auf diese Möglichkeit der Gefährdungsabschätzung von

Nitratbelastungen neben der immissionsbezogenen Bewertung nach der Gewässergüteklassifikation wurde auch in der LAWA-Arbeitshilfe hingewiesen (LAWA 2003a: 21).

In der Gesamtschau der Operationalisierung von Nitratzielwerten für Oberflächengewässer ist vor allem das länderspezifische Vorgehen auffällig. Da typenspezifische Bewertungsmaßstäbe für Nitrat in den so genannten Steckbriefen nicht aufgenommen wurden und die Grenzwertvorschläge seitens der LAWA noch ausstehen, haben sich die Länder bislang grundsätzlich an der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA orientiert. Da die Bundesländer hierbei jedoch sehr unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe für die Zielkonkretisierungen von Nitrat angesetzt haben, ist eine Vergleichbarkeit der gewählten Vorgehen in Bezug auf ihren ökologischen Anspruch nur schwer möglich. Absehbar ist jedoch, dass diese länderspezifischen Bewertungsmaßstäbe bei den Koordinierungsverpflichtungen, die sich mit der von der WRRL geforderten Betrachtung nach gesamten Gewässerkörpern ergeben, für die Umsetzung der WRRL hinderlich sein werden. Hier kommt insbesondere die Oberlieger-Unterliegerproblematik zum Tragen, indem z.B. ein weniger strikter Zielwert in einem Oberlieger-Bundesland zur Zielerreichung innerhalb eines Einzugsgebiets führen würde, während der gleiche Wert aufgrund strengerer Grenzwertsetzung im Unterlieger-Bundesland innerhalb desselben Einzugsgebiets Maßnahmen zur Nitratreduzierung erfordern könnte, die jedoch eigentlich bereits im Oberlauf des Flusses einsetzen müssten. Je unterschiedlicher also die Vorgehen innerhalb der Länder sind, desto stärker ist von späteren Koordinationshemmnissen auszugehen, die sich letztlich auch in der tatsächlichen Nitratreduzierung widerspiegeln dürften, indem ungleiche Zielfestlegungen letztlich auch in unterschiedliche Dringlichkeiten bei den Bewirtschaftungszielen münden. Hinzu kommt, dass die derzeitige Orientierung an der LAWA-Gewässergüteklassifikation nicht der fünfstufigen WRRL-Klassifizierung, sondern einer siebenstufigen Skala mit Wertungen von „anthropogen unbelastet“ bis „sehr hoch belastet“ folgt. Eine Anpassung an die Klassen der WRRL führt zu entsprechenden Schwierigkeiten und dürfte ein Grund für das länderspezifische Vorgehen sein.

3.1.2 Grundwasser

Auch das Vorgehen zur Ermittlung der Belastung durch diffuse Quellen in Grundwasserkörpern erfolgt in den Bundesländern unterschiedlich, orientiert sich jedoch im Allgemeinen an einer der sechs in der LAWA-Arbeitshilfe vorgegebenen Vorgehensweisen zur Beschreibung der Verschmutzung durch diffuse Quellen. Gemäß Art. 10 WRRL wird dabei zur Abschätzung der Nitratbelastungen eine Kombination von Immissions- und Emissionsbewertung vorgenommen.

Immissionsbetrachtung

Als Immissionsgrenzwert legt die LAWA für Nitrat 25 mg/l zu Grunde (LAWA 2003a: 45 f.). Dabei wurde der Grenzwert unter der Prämisse eines vorsorgenden Gewässerschutzes mit 50 Prozent des in gängigen Rechtsvorschriften (Nitratrichtlinie) enthaltenen Grenzwerts festgelegt. In Hinblick auf die Immissionsbewertung setzen die Bundesländer wie bei der Bewertung der Oberflächengewässer zwar unterschiedliche Maßstäbe an, diese divergierenden Grenzwerte müssen jedoch in Zusammenhang mit den jeweiligen Messverfahren gestellt werden, denn die Art der Vergleichswertermittlung ist letztlich mitentscheidend dafür, wie streng Zielfestlegungen gewählt werden.[xx)]

In vielen Ländern ergeben sich zudem Schwierigkeiten in der Messnetzdichte. So sind vor allem für viele Grundwasserkörper selbst nach Einbezug der in den Aufgabenbereich der Wasserversorgungsunternehmen fallenden Rohwasser- und Vorfeldmessstellen nicht ausreichend Messstellen für eine konsistente und belastbare Bewertung gegeben (NLWKN 2005b: 66).

In Bezug auf die immissionsbezogenen Umweltziele für Grundwasserkörper legt Art 4 GWRL das Verfahren für die Beurteilung des chemischen Zustands des Grundwassers fest. Verwirrend ist hierbei die Festlegung einer „oder“-Regelung. So ist laut Art. 4 Abs. 2 GWRL der gute chemische Zustand erreicht, wenn die Bedingungen des Anhangs V 2.3.2 WRRL eingehalten werden (Art. 4 Abs. 2 a) GWRL) *oder* „die in Anhang I aufgeführten Werte für die Grundwasserqualitätsnormen (…) an keiner Überwachungsstelle in diesem Grundwasserkörper oder dieser Gruppe von Grundwasserkörpern überschritten werden“ (Art. 4 Abs. 2 b) GWRL). Entsprechend Anhang V 2.3.2 WRRL ist der gute chemische Zustand des Grundwasserkörpers dann erreicht, wenn keine Anzeichen für Salz- oder andere Intrusionen erkennbar sind, die Qualitätsnormen der GWRL nicht überschritten sind, und die Schadstoffkonzentrationen „nicht so hoch sind, dass die in Art. 4 spezifizierten Umweltziele für in Verbindung stehende Oberflächengewässer nicht erreicht, die ökologische oder chemische Qualität derartiger Gewässer signifikant verringert oder die Landökosysteme, die unmittelbar von dem Grundwasserkörper abhängen, signifikant geschädigt werden“. In der Konsequenz würde infolge der „oder“-Regelung der GWRL der gute chemische Zustand auch dann erreicht, wenn nicht alle Maßstäbe der WRRL, sondern z.B. lediglich die die Qualitätsnormen eingehalten wären, nicht aber z.B. die Vorgaben für Salz- und andere Intrusionen oder die Umweltziele für mit dem Grundwasser in Verbindung stehende Oberflächengewässer bzw. Landökosysteme. Dies würde jedoch klar den Vorgaben der WRRL widersprechen. Die „oder“-Formulierung in der GWRL kann somit nur als rechtstechnisches Versehen zu werten sein und ist vielmehr als „und“-Verknüpfung zwischen den einzelnen Abschnitten des Art 4 Abs. 2 GWRL zu lesen.[xxi)] Nach Auskunft des BMU, wird der Bundesgesetzgeber bei der Umsetzung der GWRL in nationales Recht in Form einer entsprechenden Bundesgrundwasserschutzverordnung[xxii)] klarere Regelungen vornehmen.[xxiii)]

Konsequenzen ergeben sich damit jedoch für das Verfahren zur Ermittlung von Vergleichswerten. Die Formulierung der GWRL lässt derzeit offen, ob der Grenzwert von 50mg/l Nitrat im Jahresmittel für jede Messstelle gefordert ist, oder eine Mittlung über den gesamten Grundwasserkörper zulässig ist, was eine weniger strenge Vorschrift bedeuten würde. Während die WRRL selbst auf den gesamten Wasserkörper abstellt (also eine zusätzliche räumliche Mittelwertbildung zulässt), macht Art. 4 Abs. 2 b) GWRL deutlich, dass die Qualitätsnormen an jeder einzelnen Überwachungsstelle einzuhalten sind. Viele Länder haben sich bisher, wohl auch aufgrund der lange nur im Entwurf bestehenden GWRL, an die Lesart der WRRL gehalten und räumliche Mittelwerte gebildet. Einige haben dabei von vornherein geringere Grenzwerte angenommen, um Ergebnisverfälschungen zu vermeiden, die sich dadurch ergeben können, dass die zusätzlich zu der üblichen Jahresmittelwertbildung vorgenommene räumliche Mittlung die Messwerte auf einen kaum noch aussagefähigen Mittelwert nivelliert.

So wurde in Ländern, die Werte über den jeweiligen Grundwasserkörper gemittelt haben, ein geringerer Nitratgrenzwert von 25 mg/l festgelegt. Dies war z.B. in Nordrhein-Westfalen der Fall (MUNLV NRW 2005: 221). Auch in Hessen gilt ein Grundwasserkörper ab einem Nitratgehalt von 25 mg/l als potenziell gefährdet, jedoch nur dann, wenn auch die Summe aller Kleinsteinzugsgebiete mit Grenzwertüberschreitung mehr als 33% der Fläche des Grundwasserkörpers ausmacht (HMULV 2004, Kap. 1.2.1.6: 1). In Bayern, wo die Medianwerte der Messstellen die Grundlage bildeten, wurden ebenfalls Häufigkeitsverteilungen hinzugezogen und ein Grundwasserkörper mit „Zielerreichung unwahrscheinlich“ eingeschätzt, wenn entweder mehr als 20% der Messstellen über 40 mg/l Nitrat und gleichzeitig mehr als 10% der Messstellen über 50 mg/l Nitrat aufwiesen oder wenn mehr als 30% der Messstellen über 40 mg/l Nitrat aufwiesen (BLW 2005: 48 f.). In Niedersachsen, als letztes Beispiel, wird unter Zugrundelegung eines Nitratgrenzwerts von 50 mg/l für die zeitlich gemittelten Messwerte über Teilgrundwasserkörper gemittelt, wobei jedoch der Teilwasserkörper mit dem höchsten Mittelwert als ausschlaggebend angesehen wird. Dabei können auch geringere Immissionsgrenzwerte dazu führen, dass ein Grundwasserkörper in seiner Zielerreichung als unklar oder unwahrscheinlich eingestuft wird. Dies ist dann der Fall, wenn die potenziellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit von Deckschichtendicke sowie des Gesamtabflusses in einem ungünstigen Verhältnis stehen (NLWKN 2005a: 12).

Mit einer entsprechenden Änderung der „oder“- in eine „und“-Verknüpfung im Rahmen der noch ausstehenden Bundesgrundwasserschutzverordnung wäre gemäß Art. 4 Abs. 2 b) GWRL die Einhaltung des Grenzwerts an jeder Messstelle vorgeschrieben und damit die Mittlung über den Grundwasserkörper, wie sie derzeit in einigen Ländern vorgenommen wurde, ggf. nicht mehr möglich. Entsprechend wird die rechtliche Konkretisierung seitens des Bundesgesetzgebers auch zu Änderungen in der bisherigen Verfah-

renspraxis einiger Länder führen müssen.

Emissionsbetrachtung

Neben der immissionsseitigen Betrachtung schreibt Art. 10 WRRL eine Emissionsbetrachtung seitens der Landnutzung vor. Die verschiedenen Ansätze in der LAWA-Arbeitshilfe sehen dabei einen Grundwasserkörper als potenziell durch diffuse Schadstoffeinträge gefährdet an, wenn z.B. die Summe der Flächen mit landwirtschaftlicher Nutzung einen gewissen Teil der Gesamtfläche des Grundwasserkörpers ausmacht oder eine bestimmte flächenbezogenen Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung erreicht wird (z.B. in Form von Großvieheinheiten pro Fläche) oder bestimmte, auf die Nutzungsfläche aufgetragene Stickstoffmengen überschritten werden (LAWA 2003a: 45 ff.). Die Bundesländer folgen im Allgemeinen den Empfehlungen der LAWA für die Emissionsbetrachtung und wählen einen der Parameter bzw. eine Kombination der Parameter zur Bewertung der Belastungen. Dabei sind die Bewertungsmaßstäbe keineswegs neu. Sie fanden sich jedoch zuvor vor allem im landwirtschaftlichen Fachrecht, z.B. in der DüngeVO, die die Nitratrichtlinie in bundesdeutsches Recht umsetzt und die in § 3 Abs. 1 zulässige Höchstmengen für Gesamtstickstoff aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft von 170 kg Nges. pro Hektar und Jahr festlegt. Neu ist dabei im Zusammenhang mit der WRRL, dass die Bewertungsmaßstäbe, die bisher auf das Medium Boden bezogen waren, nun einen Bezugspunkt zum Gewässer erhalten.

Da die diffusen Nitratbelastungen in deutschen Gewässern gemäß der Bestandsaufnahmen vorrangig auf die Landwirtschaft zurückgeführt werden, ist die Verknüpfung von Gewässerqualitätszielen mit klaren Landnutzungserfordernissen wesentlich, um umfassende Bewertungen der jeweiligen Belastungssituationen vornehmen und erforderliche Maßnahmen ableiten zu können. Die explizite Forderung der WRRL nach einer immissions- wie auch emissionsseitigen Betrachtung der Gewässerbelastungen kann gerade in Hinblick auf die Reduzierung von zu hohen Nitratgehalten als Erfolg versprechend für den Gewässerschutz gelten. Gleichermaßen führt die Verschneidung von Immissions- und Emissionszielen zu einer höheren Komplexität bei der Festlegung von Bewertungsmaßstäben für Nitrat. Allein die immissionsseitige Betrachtung ist aufgrund der wie bei den Oberflächengewässern sehr länderspezifischen Operationalisierung der Nitratzielwerte für Grundwasserkörper schwer vergleichbar. Unterschiedliche Bewertungsverfahren, die teils auf den Medianwert und teils auf das arithmetische Mittel zurückgreifen und zur besseren Belastbarkeit der Daten mit prozentualen Anteilen der nitratbelasteten Messstellen verknüpfen, sind kaum überschaubar. Die Beurteilung der Verfahren auf die Strenge ihrer Zielwerte und damit die späteren Erfolgsaussichten der Reduzierung von Nitratbelastungen dürften Experten vorbehalten bleiben. Ursächlich für die Vielfalt in der Operationalisierung sind dabei wohl auch Unsicherheiten zu Bewertungsverfahren, die sich aus der um fast vier Jahre verspäteten Verabschiedung der

GWRL ergeben haben. Zusätzliche Unsicherheiten ergeben sich bezüglich der in der GWRL nicht klar genug formulierten Bewertungsverfahren für den Nitratgrenzwert. Auch die Zielvorgaben für die emissionsseitige Betrachtung von Nitratbelastungen fallen in den Bundesländern unterschiedlich aus, wobei die LAWA selbst in der Arbeitshilfe verschiedene Bewertungsvorschläge nebeneinander stellt. Wenn die Länder auch im Allgemeinen eines dieser empfohlenen Vorgehen folgen, so bleiben die Bewertungsmaßstäbe dennoch schwer miteinander vergleichbar, da sie ihrerseits bereits eine unterschiedliche Komplexität aufweisen. Bereits leichte länderspezifische Abweichungen führen zu weiterer Verwirrung. Eine möglichst zügige und leicht erfassbare Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Zielfestlegungen und Bewertungsverfahren ist jedoch nicht nur von hoher Bedeutung für die Berichterstattung, sondern entspricht auch dem Harmonisierungsbestreben der WRRL auf dem Weg zu einem europaweiten flächendeckenden Gewässerschutz.

3.2 Die Reduzierung von diffusen Nitratbelastungen im Kontext der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne

Mit der Pflicht zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen für jede Flussgebietseinheit (Art. 11 sowie 13 WRRL) sind auch in Deutschland neue Planungsinstrumente zur Verwirklichung der Umweltziele eingeführt worden. Sie stützen sich im Wesentlichen auf die Vorgaben zur Öffentlichkeitsbeteiligung nach Art. 14 WRRL (§§ 36 und 36b WHG). Während der Bewirtschaftungsplan[xxiv)] als umfassende dokumentarische Gesamtschau (Hasche 2004: 187) aller das Flussgebiet betreffende Belange zu verstehen ist und in erster Linie als Informationsinstrument sowohl für die Kommission (Knopp 2001: 248; Faßbender 2001: 248) als auch im Rahmen der Öffentlichkeitsbeteiligung (Epiney und Felder 2002) dient, ist das Maßnahmenprogramm das „zentrale und wichtigste Bewirtschaftungsinstrument im Sinne eines Handlungskonzepts zur Festlegung aller erforderlichen Maßnahmen“ (Hasche 2004: 189)[xxv)] In § 36 Abs. 2 WHG wird gemäß Art. 11 Abs. 2 WRRL zwischen grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen unterschieden. Grundlegende Maßnahmen dienen der Einhaltung geltender gemeinschaftlicher Gewässerschutzvorschriften, wie z.B. der Trinkwasserrichtlinie, der Nitratrichtlinie oder der Habitatrichtlinie[xxvi)]. Darüber hinaus können die Mitgliedstaaten ergänzende Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands ergreifen (Art. 11 Abs. 4 WRRL). Anhang VI Teil B WRRL enthält hierzu eine nicht erschöpfende Liste von Beispielmaßnahmen und nennt u.a. weitere Rechtsinstrumente, steuerliche Instrumente und Verhaltenskodizes für die gute Praxis.

Die LAWA hat gerade in Hinblick auf die Vorsorgestrategie im Vollzug des Art. 11 Abs. 3 h) WRRL, wonach bei diffusen Quellen auch Maßnahmen zur Verhinderung oder Begrenzung der Nährstoffeinleitung gehören, die Aufnahme einer Regelung zu Gewässerrandstreifen vorgeschlagen. In sieben Landeswassergesetzen wurde eine Regelung aufgenommen, jedoch in unterschiedlichem Ausmaß gestaltet. So schreiben die

Landeswassergesetze in Nordrhein-Westfalen (§ 90a LWG NRW), Schleswig-Holstein (§38a Schl.-Holst. WG) und dem Saarland (§ 56 I, IV SaarlWG) eine durchgehende Schaffung von Gewässerrandstreifen mit Anwendungsverbot bzw. -beschränkungen von Düngemitteln vor und nehmen damit bereits konkrete Maßnahmen zur Reduzierung diffuser Belastungen auf. Andere Länder wie Niedersachsen (§ 91a IV LWG Nds.) und Rheinland-Pfalz (§ 15 a LWG RLP) haben bisher nur die Möglichkeit, durch Rechtsverordnung Gewässerrandstreifen vorschreiben zu können in ihre Landeswassergesetze aufgenommen. Keine dieser Vorschriften findet sich z.B. in den Landeswassergesetzen von Bayern und Thüringen. Die meisten Landeswassergesetze bleiben so hinter dem Vorschlag der LAWA zurück, der die Festsetzung eines 10 m breiten Gewässerrandstreifens mit einem dortigen Düngeverbot vorschlägt. Jedoch kann die Entscheidung seitens der Länder über die Aufnahme einer Vorschrift zu Gewässerrandstreifen auch nach der endgültigen Festlegung der Zielvorgaben für die Gewässer erfolgen, da in vielen Fällen erst dann die Notwendigkeit und der Umfang der gesetzlichen Regelung besser beurteilt werden kann (Knopp 2003).

Hinsichtlich der Maßnahmenplanung kann schon jetzt in Deutschland auf verschiedenste Erfahrungen bezüglich konkreter Maßnahmen zurückgegriffen werden. Dies ist nicht nur sinnvoll, weil die entsprechenden Maßnahmen ihre Effektivität für den Gewässerschutz bereits unter Beweis gestellt haben. Er ist vor allem auch fachlich unabdingbar, um die Ziele der WRRL fristgerecht zu erreichen und den wohl unbestreitbar erforderlichen vorzeitigen Beginn wasserwirtschaftlicher Maßnahmen (Vogt und Guhl 2005: 10) zu unterstützen. Unter anderem wurde vom Umweltbundesamt eine Studie in Auftrag gegeben, in der eine methodische Herangehensweise zur Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen für die Umsetzung der WRRL entwickelt wurde (Interwies et al. 2004). Darin werden auch konkrete Maßnahmen in bestimmten Belastungssituationen, so auch für diffuse Nitratbelastungen, vorgeschlagen. Insbesondere gewässerschonenden Ausbringungstechniken für Wirtschaftsdünger, der Einrichtung von Gewässerrandstreifen und der Umwandlung von Acker- in Grünland wird ein erhebliches Nitratreduzierungspotenzial in Gewässern bescheinigt (ebd.: 144 ff.).

In den Bundesländern bestehen zudem weit reichende Erfahrungen zu Maßnahmen aus den so genannten Trinkwasserkooperationen, wie sie beispielsweise in Niedersachsen etabliert sind (vgl. z.B. §§ 47 und 51 NWG; siehe auch Nijkamp und Oltmer 2005; Heinz et al. 2002). In Form von freiwilligen Vereinbarungen verpflichten sich Landwirte zu grundwasserschützenden Maßnahmen und erhalten hierfür vertraglich vereinbarte Ausgleichzahlungen, die mit der Trinkwasserentnahmegebühr finanziert werden.[xxvii)] Neben den in der Umweltbundesamtsstudie (s.o.) genannten Maßnahmen, haben sich vor allem der Anbau von Zwischenfrüchten, die Förderung ökologischen Landbaus sowie Gewässerrandstreifen bei freiwilligen Vereinbarungen etabliert. Ein hoher Stellenwert kommt zudem der so genannten Zusatzberatung zu, bei der die an den Kooperationsvereinbarungen beteiligten Landwirte von einem Experten Unterstützung

für die fachgerechte Düngung erhalten.

Darüber hinaus sollen in verschiedenen Pilotprojekten die einzelnen Umsetzungsschritte zur WRRL erprobt und auf ihre Übertragbarkeit hin überprüft werden. So werden beispielsweise im Pilotprojekt WAgriCO[xxviii)] anhand zweier niedersächsischer Regionen in der Praxis bewährte Gewässerschutzmaßnahmen in einem Maßnahmenprogramm exemplarisch umgesetzt und auf ihre großflächige Umsetzbarkeit überprüft. Für die Festlegung räumlicher Prioritäten wird ein Leitfaden erstellt, der als Modell auch für den Einsatz in anderen europäischen Ländern dienen soll.

Die meisten Maßnahmen zur Nitratreduzierung in Gewässern, die nun auch in Zusammenhang mit der Umsetzung der WRRL diskutiert werden, haben ihre Wirkungen für den effektiven Gewässerschutz also bereits hinreichend bewiesen. Schwerer wiegt allerdings die Frage der Finanzierung. Bislang wurden die Maßnahmen in der Regel öffentlich gefördert, in Trinkwasserschutzgebieten gelten zudem besondere Anordnungen zu Gunsten des Grundwasserschutzes, die i.d.R. Einschränkungen in der landwirtschaftlichen Bodennutzung betreffen, um die Einhaltung des Nitratgrenzwerts von 50 mg/l sicherzustellen. Bislang konnten Landwirte in Wasserschutzgebieten bei besonderen Erschwernissen gemäß § 19 Abs. 4 WHG Ausgleichzahlungen erhalten (sog. Härtefallregelung). Die Rechtfertigung solcher Ausgleichzahlungen könnte jedoch mit der der Grundwasserrichtlinie entfallen, da sie nun flächendeckend einen Grenzwert von 50 mg/l festlegt und eine besondere Erschwernis in Trinkwasserschutzgebieten somit nicht mehr besteht (Nies et al. 2006: 124 f.).

Eine Aufnahme bestimmter Maßnahmen in die Landeswassergesetze, wie es bereits teilweise mit der Festlegung von Gewässerrandstreifen erfolgt ist, wäre grundsätzlich geeignet für eine effektive Nitratreduzierung vor allem in Oberflächengewässern. Derzeit bleiben, wie oben gezeigt, die meisten Landeswassergesetze hinter dem Vorschlag der LAWA, einen 10 m breiten Gewässerrandstreifen mit entsprechendem Düngeverbot in die Gesetzgebung aufzunehmen, zurück. Jedoch ist hier durchaus noch mit Nachbesserungen zu rechnen, denn in vielen Fällen dürfte erst nach der endgültigen Festlegung der Zielvorgabe[40]n für die Gewässer die Notwendigkeit und der Umfang der gesetzlichen Regelung von Maßnahmen besser beurteilt werden können (Knopp 2003: 14). Fraglich bleibt jedoch die flächenhafte Kontrollierbarkeit dieser Maßnahmen, die nun landsweit und nicht, wie bislang in vielen Bundesländern üblich, nur lokal in Trinkwasserschutzgebieten Anwendung finden. Gerade weil sich der kooperative Umgang zwischen Landwirtschaft und Gewässerschutz als erfolgreich herausgestellt hat, wird die ordnungsrechtliche Durchsetzung von Landnutzungseinschränkungen ihren Adressaten schwer vermittelbar sein. Gleichwohl dürften flächenübergreifende Lösungen vor allem im Sinne der Oberlieger-Unterliegerproblematik unumgänglich sein.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Diffuse Nitratbelastungen aus der Landwirtschaft stellen nach wie vor eines der dringlichsten Probleme im Gewässerschutz dar. Mit der Wasserrahmenrichtlinie und der jüngst in Kraft getretenen Grundwasserrichtlinie werden neue Maßstäbe für den Schutz der europäischen Gewässer gesetzt, die nun insbesondere auch die landwirtschaftlichen Nitrateinträge reduzieren sollen. indem Ober- und Unterlieger über administrative Grenzen hinweg enger kooperieren müssen, ist das Gewässermanagement auf der Ebene von Flussgebieten durchaus geeignet, zur effektiven Nitratreduzierung beizutragen. Der Verweis der Richtlinie auf den Meeresschutz unterstreicht die Notwendigkeit der gesamtökosystemaren Behandlung der Nitratproblematik.

Die WRRL selbst enthält jedoch insbesondere für die Nährstoffzielvorgaben in Oberflächengewässern kaum Konkretisierungen, sondern überlässt die wesentlichen Schritte zur Operationalisierung von Nitratgrenzwerten den Mitgliedstaaten. In Deutschland hat dies aufgrund der Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes zu sehr unterschiedlichen Methoden der Bewertung von Nitratbelastungen in Oberflächengewässern geführt. Kritisch zu sehen ist dabei in erster Linie die Nichtaufnahme von typenspezifischen Bewertungsmaßstäben für Nitrat in den so genannten Steckbriefen, die der Vereinheitlichung der Zielvorgaben Vorschub hätte leisten können. Mehr Klarheit lassen die von der LAWA angekündigten Vorschläge für Nitratgrenzwerte hoffen, um eine stärkere bundesweite Vereinheitlichung der Zielwerte zu erreichen. Wenn auch diese eher als Orientierungs- denn als tatsächliche Grenzwerte fungieren werden, so wäre doch zumindest das Hindernis der divergierenden Klassifizierung zur bisher angewandten chemischen Gewässergüteklassifikation behoben und somit ein gewisser Anreiz für eine stärkere bundesweite Vereinheitlichung der Zielwerte gegeben. Zudem kann sich aus den Vorgaben der LAWA ein höheres Begründungserfordernis für abweichendes Vorgehen seitens einzelner Länder ergeben.

Für eine flächendeckende Reduzierung von Nitratbelastungen im Grundwasser ist der nun durch die GWRL festgelegte Grenzwert von 50mg/l als klarer Gewinn zu beurteilen. Zwar wird zu Recht kritisiert, dass dieser Wert noch deutlich über dem natürlichen Nitratgehalt im Grundwasser liege, jedoch gelten die 50mg/l nun verbindlich und flächendeckend und nicht, wie in der NitratRL und der TrinkwasserschutzRL, lediglich als Orientierungswert bzw. nur in Bezug auf bestimmte Schutzgebiete. Gleichmaßen schlägt die GWRL mit der Regelung zur Trendumkehr, bei der im Falle ansteigender Belastungstrends bereits ein Grenzwert von 37,5mg/l Nitrat ausschlaggebend sein wird, neue Wege zur Reduzierung der Nitratbelastungen ein.

In Hinblick auf die Operationalisierung der Qualitätsziele für Nitrat ist vor allem die hohe Vielfalt in den von den Ländern angewandten Bewertungsverfahren kritisch zu

sehen. Zum einen sind die Bewertungen insbesondere für den guten chemischen Zustands des Grundwassers kaum überschaubar. Zum anderen ist bereits absehbar, dass die länderspezifischen Bewertungsmaßstäbe in Hinblick auf die von der WRRL vorgegebenen Koordinierungsverpflichtungen hinderlich sein können und im Übrigen wohl auch die Erfordernisse zur Öffentlichkeitsbeteiligung nach Art. 14 WRRL nicht eben erleichtern werden.

Die genannten Zielvorgaben definieren zugleich Höchstgrenzen für die Nutzung und Verschmutzung der Gewässer, die letztlich auch Einfluss auf die Maßnahmenplanung haben werden. Wenn bereits die Harmonisierung der Daten und Beurteilungsschritte zur Zielfestlegung von Nitrat zu erheblichen Schwierigkeiten geführt hat, so sind bei der Aufstellung gemeinsamer Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme vergleichbare Hemmnisse zu erwarten. Dabei wird es nicht nur um die Erarbeitung geeigneter Maßnahmen, sondern auch um Fragen ihrer Finanzierung gehen. Die in manchen Landeswassergesetzen verankerten Regelungen über Gewässerrandstreifen oder sonstige Düngeverbote können letztlich auch als Zeichen dafür gedeutet werden, dass die Einhaltung der guten fachlichen Praxis oder des Stands der Technik im Sinne der NitratRL künftig nicht mehr ausreichen dürfte, um die Ziele der WRRL in Hinblick auf die Verringerung von Nährstoffeinträgen zu erreichen.

Literatur

Appel, I. (2001): 'Das Gewässerschutzrecht auf dem Weg zu einem qualitätsorientierten Bewirtschaftungsregime. Zum finalen Regelungsansatz der EG-Wasserrahmenrichtlinie.' *ZUR Sonderheft 2001*: 129-37.

BLW (2005): Methodenband für die Bestandsaufnahme WRRL, Stand 31.01.2005. kein Ort.

BMU (2005) Umweltpolitik. Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Paderborn.

Bosenius, U. und F. Holzwarth (2006): Grundlagen für eine gemeinsame Strategie zur Umsetzung der WRRL in Europa. In: P. Rumm, S. von Keitz und M. Schmalholz [Hrsg.] (2005): *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 11-25.

Breuer, R. (2000): Die Europäisierung des Wasserrechts. *Natur und Recht* 22 (10): 541-49.

Caspar, J. (2001): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie: Neue Herausforderungen an einen europäischen Gewässerschutz. *DÖV* 54 (13): 529-38.

Epiney, A.; Felder, A., (2002): Überprüfung internationaler wasserwirtschaftlicher Übereinkommen im Hinblick auf die Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie. UBA-Texte 17/02. Berlin/ Freiburg.

EU (2003): *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 13 on the Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential*. Luxemburg.

Faßbender, K. (2001): Gemeinschaftsrechtliche Anforderungen an die normative Umsetzung der neuen EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht*: 241-54.

Hasche, F. (2004): *Das neue Bewirtschaftungsermessen im Wasserrecht Die Auswirkungen der Wasserrahmenrichtlinie und der IVU-Richtlinie, Umwelt- und Technikrecht (UTR), 79*. Berlin: Erich Schmidt Verlag.

Heinz, I., K. Andrews, F. Brouwer und T. Zabel (2002): Voluntary arrangements to cope with diffuse pollution from agriculture and their role in European water policy. *Water Science and Technology* 46 (6-7): 27-34.

HMULV (2004): Handbuch zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Hessen, 3. Lieferung, Stand Juni 2004. kein Ort.

Interwies, E., A. Kraemer, N. Kranz et al. (2004): *Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Art. 11 der Wasserrahmenrichtlinie. Handbuch, UBA-Texte Bd. 2/04*. Berlin.

Kastens, B. und J. Newig (2005): Die aktuelle Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Konsequenzen und Perspektiven für die Landwirtschaft am Beispiel Niedersachsens. *Berichte über Landwirtschaft* 83 (3): 463-82.

Knopp, G.-M. (2001): Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im deutschen Wasserrecht. *Zeitschrift für Umweltrecht* (6): 368-80.

Knopp, G.-M. (2003): Die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie aus Sicht der Länder. *Zeitschrift für Wasserrecht* 42 (1): 1-16.

Köck, W. und H. Unnerstall (2006): Rechtliche Umsetzung der WRRL in Bund und Ländern. In: P. Rumm, S. von Keitz und M. Schmalholz [Hrsg.] (2005): *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 27-44.

Kotulla, M. (2002): Das Wasserhaushaltsgesetz und dessen 7. Änderungsgesetz. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 21 (12): 1409-24.

Landvolk Niedersachsen (2003): 50 Mikrogramm [sic!] sind eine harte Nuss. Pressemitteilung vom 23. Mai 2003.

LAWA (1998): *Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. Chemische Gewässergüteklassifikation.* Berlin.

LAWA (2003a): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Bearbeitungsstand: 30.04.2003.

LAWA (2003b): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie- Teil 4: Themenbezogene Arbeitspapiere.

LAWA (2004): Bestandsaufnahme nach WRRL: Vorgehensweise und Ergebnisse. Bericht zum Workshop LAWA-EUF BONN III am 26. / 27. April 2004 in Siegburg. URL: http://www.wrrl-info.de/docs/Endfassung_BonnIII.pdf (20.12.2004).

LAWA (2006): Eckpunktepapier zur Überwachung der Oberflächengewässer.

LUBW (2005): Bestandsaufnahme der WRRL in Baden-Württemberg - Methodenband. 2. Überarbeitete Auflage. Karlsruhe.

MUNLV NRW (2005): Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen, Teil I: Leitfaden zur Bestandsaufnahme. Aachen, Hilden, Heinsberg, Mannheim.

Newig, J. (2005): Die Öffentlichkeitsbeteiligung nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Hintergründe, Anforderungen und die Umsetzung in Deutschland. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 28 (4): 469-512.

Nies, V., B. Rocha und A. Skupien (2006): Auswirkungen der Wasserrahmenrichtlinie und EU-Grundwasserschutzrichtlinie auf die Landwirtschaft. Welche Anforderungen stellen die geplanten Qualitätsnormen zum Schutz des Grundwassers an die landwirtschaftliche Praxis? *Agrar- und Umweltrecht* (4): 120-26.

Nijkamp, P. und K. Oltmer (2005). The Regional Self-organizing Potential in Sustainable Agriculture: An Analysis of Co-operative Agreements in Nitrate Pollution in Bavaria by Means of Rough Set Methods. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 28 (4): 441-68.

NLWKN (2005a): Flussgebietseinheit Ems. B-Bericht Mittlere Ems, Anhang I - Methodenteil, Stand 06.01.2005. Hannover, Hildesheim.

NLWKN (2005b): Grobkonzept Grundwassermonitoring. Chemischer und mengenmäßiger Zustand für Grundwasserkörper in Niedersachsen/Bremen. Anhang 2: Teilkonzept „Monitoring Immissionen“, Stand: Mai 2005. Hannover, Hildesheim.

Rechenberg, J. (2006a): Anforderungen an den Schutz des Grundwassers. In: P. Rumm, S. von Keitz und M. Schmalholz [Hrsg.] (2005): *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 199-213.

Rechenberg, J. (2006b): Die vorgeschlagene Grundwasser-Tochterrichtlinie. In: P. Rumm, S. von Keitz und M. Schmalholz [Hrsg.] (2005): *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 215-28.

Ruchay, D. (2001): Die Wasserrahmenrichtlinie der EG und ihre Konsequenzen für das deutsche Wasserrecht. *ZUR Sonderheft 2001*: 115-20.

Seidel, W. und J. Rechenberg (2004): Rechtliche Aspekte des integrativen Gewässermanagements in Deutschland. *Zeitschrift für Umweltrecht* 2004 (4): 213-21.

SRU (2004a): *Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee - Sondergutachten*. Berlin.

SRU (2004b): *Umweltgutachten 2004: Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern, Bd. 1*. Baden-Baden: Nomos.

UBA (1994): Daten zur Umwelt 1992/93. Berlin: Umweltbundesamt.

Vogt, K. und B. Guhl (2005): Monitoring als wesentliche Etappe zur weiteren Umsetzung der WRRL. *Wasser und Abfall* 3: 10-15.

von Keitz, S. (2006): Grundsätze für die Verwirklichung von Maßnahmen zum Erreichen einer „guten Gewässerqualität“. In: P. Rumm, S. von Keitz und M. Schmalholz [Hrsg.] (2005): *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 253-58.

Summary

Diffuse agricultural nitrate pollution is counted among the key problems of water protection that are to be met by the EC Water Framework Directive and the new Groundwater Directive. The article investigates these current regulations and their present implementation in Germany in terms of their suitability for the reduction of nitrate pollu-

tion in surface and groundwater bodies. The analysis shows that the new directives partially prescribe higher standards than the previously applicable European law, advancing the reduction of nitrate pollution. However, the procedural nature of the European water policy as well as legislative uncertainties provide leeway for interpretation and action that will be pivotal for the assessment of implementation success on lower administrative and political scales. The inconsistent operationalisation of nitrate limits, in particular, has caused substantial difficulties within the German implementation process, which are likely to hamper the upcoming implementation of river basin management plans and programmes of measures.

i) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserwirtschaft, ABl. EG L 327, S. 1.

ii) Sämtliche Berichte zur Bestandsaufnahme der deutschen Flussgebietseinheiten sind auf dem Internetportal www.wasserblick.net einsehbar.

iii) Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG), ABl. EG Nr. L 375, S. 1.

iv) Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, ABl. EG L 372, 27.12.2006, S. 19.

v) Neben der NitratRL sind auch die Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG) und die IVU-Richtlinie (96/61/EG – Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) genannt.

vi) Die chemisch-physikalischen Parameter sind nicht zu verwechseln mit den für den guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer zu Grunde gelegten Stoffen. Bei letzteren handelt es sich um die Liste der so genannten prioritären gefährlichen Stoffen, die europaweit festgelegt wird (Art. 16 WRRL) und die Bewertungsgrundlage für den guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer bildet.

vii)Zur Klärung der wichtigsten technischen, wissenschaftlichen und praktischen Umsetzungsfragen zur WRRL wurden auf europäischer Ebene bisher 14 Leitlinien erstellt. Im Gegensatz zur Richtlinie selbst sind diese so genannten Guidance Documents rechtlich unverbindlich, nehmen jedoch trotzdem einen erheblichen Stellenwert als Umsetzungshilfen ein. Zum Inhalt der Leitlinien siehe (Bosenius und Holzwarth 2006), zur Rechtsnatur siehe (Newig 2005: 478; Knopp 2003).

viii) So betont das Landvolk Niedersachsen, dass das immissionsbezogene Ziel von 50 mg Nitrat pro Liter für das stark landwirtschaftlich geprägte Bundesland „zu einer harten Nuss“ werde (Landvolk Niedersachsen 2003).

ix) Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) i.d.F. v. 14. 01. 2006, BGBl. I, S. 20.

x) Die Bundesregierung wurde im Jahr 2002 vom EuGH (Rs. C-161/00) wegen unzureichender Umsetzung der NitratRL verurteilt und hat daraufhin 2003 die Düngeverordnung (DüngeV) in Bezug auf die Anrechnung von Ausbringungsverlusten bei der Ermittlung der auszubringenden Wirtschaftsdüngermenge novelliert. Eine weitere schriftliche Mahnung im Januar 2004 führte zur erneuten Novellierung der DüngeV im Januar 2006, in der der Grenzwert für die Aufbringung von Dung auf Grünland von 210 auf 170 Kilogramm verringert und zusätzliche Sicherheitsmaßnahmen für steile Flächen aufgenommen wurden. Weiterhin wurden die Kernsperrfristen für das Aufbringen von Düngern verlängert.

xi) Richtlinie 80/778/EWG des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, ABl. EG Nr. L 229, S. 11 in der durch die Richtlinie 98/83/EG geänderten Fas-sung, ABl. EG Nr. L 330, S. 32.

xii) Diese Überlegung ergibt sich zwar nicht aus dem expliziten Wortlaut von Art. 7 WRRL, lässt sich

jedoch in Hinblick auf die Ziele der WRRL in diesem Sinne auslegen und wird z.B. auch vom niedersächsischen Umweltministerium entsprechend interpretiert.

xiii) Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks vom 22. September 1992, ILM 1993, S. 1069; BGBl. 1994 II, S. 1360.

xiv) Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes vom 9. April 1992, BGBl. 1994 II, S. 1397.

xv) Die Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK) ist kein völkerrechtlich verfasstes Gremium mit eigenen Zuständigkeiten oder Rechtsetzungskompetenzen, jedoch gilt das politische Forum für den Nordseeschutz als „Wegbereiter“ für Zielsetzungen, Maßnahmeprogramme und Beschlüsse der OSPAR-Kommission (vgl. SRU 2004b: Rn. 18).

xvi) OSPAR Strategy to Combat Eutrophication, 2003. In: http://www.ospar.org/eng/html/sap/welcome.html (13.10.2006); INK: Erklärung von Bergen. xvii) Fünfte Internationale Konferenz zum Schutz der Nordsee vom 20.–21. März 2002, Bergen/Norwegen. http://www.dep.no/archive/mdvedlegg/01/19/Berge037.pdf (13.10.2006).

xviii) Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) in der Fassung der Bekanntmachung v. 19.8. 2002, BGBl. I S. 3245. Zur Umsetzung der WRRL in das WHG siehe (Kotulla 2002).

xix) Bis zum 22.12.2003 hatte jedoch nur ein Teil der Bundesländer seine Landeswassergesetze novelliert. Zur Umsetzung der WRRL in Deutschland siehe (Appel 2001; Caspar 2001; Ruchay 2001; Seidel und Rechenberg 2004). Zu den Anforderungen der exekutiven Umsetzung der WRRL allgemein siehe (Köck und Unnerstall 2006).

xx) Geringere Schwierigkeiten ergeben sich hierbei für die Zielfestlegung der ergänzenden chemischphysikalischen Parameter beim guten ökologischen Zustand für Oberflächengewässerkörper. Während insbesondere neue Messstellen für die biologischen Parameter eingerichtet werden, konnte bei den chemisch-physikalischen Parametern auf die bestehenden Fließgewässerüberwachungssysteme zurückgegriffen werden.

xxi) So auch die Meinung des an den europäischen Verhandlungen zur GWRL beteiligten Vertreters des BMU, Lutz Keppner, telefonische Auskunft vom 09. Januar 2007.

xxii) Die GWRL muss innerhalb von 2 Jahren nach ihrem Inkrafttreten in nationales Recht umgesetzt sein.

xxiii) Lutz Keppner, BMU, telefonische Auskunft vom 09. Januar 2007.

xxiv) Die Inhalte der Bewirtschaftungspläne sind in Anhang VII WRRL genannt (Art. 13 IV WRRL).

xxv) Das Maßnahmenprogramm selbst ist dabei nach überwiegender Auffassung als Planungsinstrument mit behördeninterner Verbindlichkeit anzusehen, wobei in der Regel für die im Programm aufgeführten Maßnahmen selbst ein Rechtssatz erforderlich sein wird, da sie Rechte und Pflichten Einzelner begründen können oder als „zwingende materiell-rechtliche Grundsätze zu statuieren sind, bei denen die Rechtsklarheit und -sicherheit eine rechtsförmliche Umsetzung nahe legen“ (Epiney und Felder 2002: 51 ff). So auch (Knopp 2003: 10; von Keitz 2006: 255). Anders aber u.a. (Appel 2001: 136; Kotulla 2002: 1415), die die Maßnahmenprogramme als außenverbindlichen Rechtsakt ansehen.

xxvi) Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tier und Pflanzen. ABl. EG Nr. L 206, S. 1.

xxvii) Siehe z.B. Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen für Vorhaben zum Trinkwasserschutz in Wasservorranggebieten im Rahmen des Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (Kooperationsprogramm Trinkwasserschutz). Runderlass des Niedersächsischen Umweltministeriums vom 2.2.2001 – 203-01373/08/03.

xxviii) Water Resources Management in Cooperation with Agriculture.

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/master/C19122770_N18858551_L20_D0_I5231158.html 26.10.2006).

ARTIKEL V

Kastens, Britta / Newig, Jens / Pahl-Wostl, Claudia: (o. J.): Network Closedness and its Consequences for Implementing Sustainable Policies for Agriculture at the Regional Scale. Eingereicht bei: Agriculture and Human Values. Juni 2007.

Network closedness and its consequences for implementing sustainable policies for agriculture at the regional scale

Abstract

Decision-making during the regional implementation of sustainable policies is a political process that crosscuts the boundaries of different sectors and involves a wide range of governmental and non-state actors. Many actors with specific interests and resources are involved, and the process of steering towards sustainable development has to face the necessity of coordinating different actors' strategies. As a consequence, policy decisions are made within networks of governmental and private actors who act on the basis of different perceptions and who have their own strategies to influence policy outputs. Drawing on a concept by Schaap and van Twist on the closedness of networks, the paper investigates how networks of agriculture and water management show forms of social and cognitive closedness and how this will impact on the regional implementation process of an environmental policy. The Hase catchment, as one of Germany's most important livestock areas, serves as an example, with which we shall analyze the implementation of a new-generation European environmental directive, namely the Water Framework Directive. The paper explores the reasons behind this closedness, characterizing the region by particularly examining the role of veto power and framing to reflect on the concept of Schaap and van Twist. Finally, we discuss policy implications on how to overcome closedness, focusing on participatory governance.

Key words: diffuse nitrate pollution, framing, implementation, network closedness, public participation, Water Framework Directive

1 Introduction

The implementation of public policies, and of sustainable policies for agriculture in particular, often takes place at the regional and local scale (Bogason and Musso 2006). It is mainly at this scale that objectives and problem-solving activities become concrete and that implementation has to rely on the development of common goals between the state authorities in charge of implementation and policy addressees (O'Toole et al. 1999: 137 et seqs.). This holds all the more since local elites, just like national ones, may try to steer centrally set environmental policy goals towards outcomes they prefer (Flynn 2000: 78; Burby and Strong, 1997; Deyle and Smith, 1998; Groenendijk, 1998). A reasonable amount of researchers have acknowledged the influence that lower level implementers can have on policy outcomes (Steele 2001: 437; Thomas 1995: 10; Brias-

soulis 2004: 124). Moreover, it has been made clear very often that the formation and implementation of political programs are not a simple interaction of political actors and the administration. Instead, policy decision-making takes place within networks of governmental and private actors, who act on the basis of different perceptions and who have their own strategies to influence policy outcome (Klijn 2005: 329). Local elites and lobbyists typically act within cohesive networks that are vested with the ability to guide problem-solving in their own interests. Closed network structures are thus assumed to be one explanation for the failure of governmental policies and implementation processes (Kickert et a. 1999: 1). To date, little attention has been paid to the question of how these cohesive networks occur, how local and regional actors make sense of policy problems during an implementation process of sustainable policies, and how these world views channel into the final decision-making regarding implementation (Coborn 2006; Dewulf et al. 2005).

One approach to systematically explain the occurrence of and the reasons behind cohesive or closed networks is the concept of Schaap and van Twist (1999). According to this concept, closedness arises in a social dimension by excluding certain actors from interaction as well as in a cognitive dimension by excluding certain perceptions of a specific issue. The hypothesis of this paper is that these two forms of closedness have a significant impact on the regional implementation process of sustainable agricultural policy by authorizing certain policy solutions while delegitimizing others. We will investigate the regional implementation of the EC Water Framework Directive[ii)] with respect to the reduction of diffuse agricultural nitrate pollution. As a regional case study, we examine policy network structures in one of Germany's most important livestock areas – the Hase catchment. Even though the environmental impacts of nitrate pollution are severe in this region, the issue has remained surprisingly low on the public agenda. We hypothesize that social and cognitive closedness occurs due to both the veto power of the agricultural sector in this region and the predominant way in which the issue of nitrate pollution is framed by most regional actors. As a consequence, a collective frame has emerged within the region that leads the process of dealing with diffuse nitrate pollution and the implementation of the WFD into a direction mainly pursuing the region's economic interests. Economic prosperity is quite narrowly defined as the continuation of current practices in agriculture, virtually disregarding change and alternatives.

The paper is organized as follows. In the next section we will introduce Schaap and van Twist's concept by explaining the different dimensions of network closedness and the underlying reasons. Section three outlines our study methods. In section four, we will introduce the case study area and the most important actors in the region. Which forms of closedness occur in the Hase catchment will be investigated in the fifth section by analyzing statements by regional actors collected in interviews. In the sixth section, we shall try to find the reasons behind the closedness, characterizing the region by particularly examining the role of veto power and framing. The paper concludes with reflec-

tions on Schaap and van Twist's concept as well as some policy implications on how to overcome closedness where participatory processes may play an important role.

2 Conceptual framework: the closedness of networks

According to Schaap and van Twist (1999), network closedness can take place in a social and a cognitive dimension. Closedness in the social dimension is given when certain actors are excluded from interaction. Closedness in the cognitive dimension comes about when certain negotiation aspects about the issue at stake are excluded, since actors do not ascribe meaning and importance to these aspects. Table 1 shows both dimensions of closedness and gives an overview of four different forms that closedness may have. Both the social and the cognitive dimension of closedness may appear consciously or unconsciously. While conscious closedness is willing and strategic exclusion, the latter is unintended. Moreover, closedness can exist both at the network level and at the level of individual actors. Networks are "more or less stable patterns of social relations between mutually dependent actors, which form around policy program and/or cluster of means and which are formed, maintained and changed through series of games" (Klijn, 1996: 97; Koppenjan and Klijn, 2004: 69–70). Actors, on the other hand, are the nodes or objects of networks. Networks emerge due to interdependent relations of actors that require them to create interactions (Klijn 2005: 329 with further references). Schaap and van Twist stress that, depending on the analytical frame and empirical definition, separate actors do not necessarily have to be individual persons, but may also refer to an actor group, when the network is defined as a system composed of different actor groups (ibid.: 65). In this article, we will refer to this understanding of actors by defining actors as the different organizations that are concerned with the issue of diffuse nitrate pollution in the context of the WFD in our study area.

Social closedness		Cognitive closedness	
▪ **Unconscious exclusion by actors**	▪ Conscious exclusion by actors	▪ Actors' inability to perceive	▪ Actors' unwillingness to perceive
▪ **Unconscious exclusion by networks**	▪ Conscious exclusion by networks	▪ Networks' inability to perceive	▪ Networks' unwillingness to perceive

Table 1: Forms of closedness (Schaap and van Twist 1999: 65)

Schaap and van Twist suggest three causes for the different forms of closedness: the veto power actors have, the way in which actors frame a problem, situation or system, and the network culture. Concerning veto power, specific actors avert management interventions that are unacceptable to them. (ibid. 1997: 66). According to Schaap and

van Twist (ibid.), closedness due to veto power takes place consciously: at the actor level, it can occur in a social and in a cognitive dimension, when actors use their power strategically to exclude certain actors, or issues, respectively, from the negotiation process. Moreover, conscious social exclusion can also take place across the whole network. As an example, the authors name professional associations such as the Dutch medical profession, which is averse to admitting 'alternative healers' to their ranks.

The concept of frames focuses on the fact that actors' perceptions emerge and are influenced by communication and experiences with other actors. The concept of framing has found its way into various research domains, such as decision-making (e.g. Tversky and Kahneman 1986), policy-making (e.g. Schön and Rein 1994) and the social movement theory (e.g. Benford and Snow 2000). A common assumption of all frame approaches "is the notion that a problem or an interaction can be understood or constructed in different ways" (Dewulf et al. 2004b: 3 et seqs.). It is important to note that the distinction between perceptions and frames is often blurred and empirically difficult to define. Both terms refer to the image that actors have of the world that surrounds them in the context of policy–making, involving actors and networks, as well as of the policy problem and its substantive characteristics (cf. Bots et al. 2000; Bennett et al. 1989). While perceptions can be seen as rather situational, the frame is the long-term determinant that lies behind these perceptions. Like a filter system, it determines which perceptions we have in specific situations. In other words: frames function as sense-making devices to embed knowledge in a context and meaning, resulting in reasonable interpretations of the issue at stake (Dewulf et al. 2004a: 179; Putnam and Holmer 1992; Drake and Donohue 1996). In a way, closedness due to framing can thus be seen as very stabilized and narrow perceptions of a specific situation. According to Schaap and van Twist (1997: 68), framing can cause three forms of closedness: first, actors' unconscious and second, actors' conscious cognitive closedness when actors, due to their frames, are in the former case unable and/or in the latter case unwilling to perceive certain aspects of a problem, situation or system. Third, unconscious social closedness arises when actors, due to their frames, exclude other actors, "for example, because they have simply overlooked them" (ibid.: 68).

Power and framing as explanations of closedness are interdependent. Where actors are dependent on others' resources or just perceive other actors to be in a more powerful position (Hanke et al. 2002: 11 et seqs.), frames are determined by power structures. Personal obligations may be why an issue is framed in a specific way. Moreover, powerful actors may, either consciously or unconsciously, use their strength to influence others' frames. In a general sense, an actor or actor group's assumptions of power, goals and interests are not objective, but are ascribed meaning by the actor or actor group through their own frame (Schaap and van Twist 1997: 68f.).

The third cause of closedness is network culture. Schaap and van Twist differentiate

between the symbolic side of culture, involving phenomena such as traditions and ceremonies, and the social side, involving the rules of interaction and linguistic usage. The authors exclusively refer to the social aspects of network culture that are guided by discourse. Discourse determines linguistic rules, e.g. by labeling the usage of linguistic terms as intelligible or comprehensible: “Actors who wish to continue to participate in the discussion must obey the rules of discourse in order to be heard, irrespective of whether they wish to express approval or criticism” (ibid.: 71).

3 Study Methods

This study was carried out within the ‘PartizipA’ project[ii)] at the University of Osnabrück. 26 in-depth interviews with 37 representatives of different regional organizations constitute the empirical basis for this paper. Interviews were conducted with state, regional and local authorities for water management, agricultural authorities and agricultural associations, water suppliers, water boards and environmental NGOs. Additionally, seven farmers were interviewed to gain a general impression of local production structures and farmers’ positions on diffuse nitrate pollution in the region. The interviews were conducted in two phases. The first phase took place in spring/summer 2005 and was intended to give a preliminary insight into actors’ positions. The second phase in spring/summer 2006 aimed to open up the circle of interview partners and to gain a better insight into the implementation process of the WFD conducted so far. In both phases, interview partners were asked to explain how they perceive diffuse nitrate pollution in the region, where they see responsibilities and which measures, particularly in the context of the WFD, could be implemented to overcome environmental problems. Further questions in the second interview phase referred to the implementation process of the WFD in more detail, also including questions on the participatory process, which has been institutionalized according to the WFD at the regional scale. Separation into two interview phases was beneficial to scientifically accompany the implementation of the WFD over a longer phase and to open up research into learning processes on given network structures, potential changes and actors’ perceptions. Each interview lasted about 90 minutes. The interviews were recorded on tape, fully transcribed and then verified by the interview partners.

4 Introduction to the case study

Diffuse nitrate pollution has been identified as one of the principal unresolved environmental problems in Central and Western Europe (SRU 2004; Messner 2006; BMU 2001). Problem areas are particularly regions with intensive livestock farming, where the use of mineral fertilizers and manure is related to various environmental impacts, such as nitrate leaching into groundwater, eutrophication of both inland waters and oceans (Behrendt et al. 2000; Thyssen 1999), and the contamination of drinking water resources (BMU 2001).

For these agricultural regions, new challenges have arisen due to the European Water Framework Directive (WFD), which came into force in December 2000. The combined approach of stringent environmental quality goals and emission standards to achieve the 'good status' for nearly all European water bodies by the year 2015 is a core issue of the WFD (Kaika 2003). Moreover, for the first time in Europe, an explicit limit value of 50 mg/l for nitrate in groundwater bodies has been set by the Groundwater Directive[i)], which was enacted as a daughter directive of the WFD. In contrast, the WFD also follows the subsidiarity principle (see Jordan and Jeppesen 2000) and takes into account the differences between regions, allowing for the adjustment of both environmental objectives and measures to the regionally specific geographic, economic and social conditions (Petry and Dombrowsky 2007). Decision-making according to the WFD becomes a political process, crosscutting the boundaries of different sectors and involving a wide range of governmental and non-state actors. This becomes particularly apparent as the WFD also calls for different modes of public participation and stakeholder involvement to achieve the goals of European water legislation.

The case study area comprises the Hase river catchment, which is the most intensive livestock farming region of Lower Saxony in Northwest Germany. With 4.7 million animals, the area is home to 20% of German pigs (Klohn and Windhorst 2003: 51 et seqs.). The agricultural sector – including the preceding and subsequent production chain – constitutes a vital pillar of economic prosperity in the region (MI Niedersachsen 2006), causing the region to be known as the "Silicon Valley of agricultural industry" in Germany (Windhorst 2000: 4). Every second euro earned in the industrial sector is derived from the food processing industry (ML Niedersachsen 2005: 6). Especially after the Second World War, regional agriculture grew due to new selling markets in the Ruhr District and the possibility to import animal feed from overseas. Endogenous growth has caused inhabitants to identify closely with their region and its characteristic agricultural structure.

The economic success of the Hase catchment has also revealed its ecological drawbacks. Particularly the high amounts of manure from livestock farming have led to various environmental impacts: in the Hase catchment, four out of five groundwater bodies will not achieve the good chemical status stipulated by the WFD due to potential nitrate concentrations (NLWKN 2005: 33, 39). The reduction of these high nitrate intakes, and thus a gradual amelioration of ground and surface water quality, is therefore a particular challenge faced by the regional implementation of the WFD.

In Lower Saxony, the authority in charge of implementing the WFD is the *Ministry of the Environment* (MELS). Technical and operational work is delegated to the *environmental state agency* (ESA). As local water authorities, the *administrative counties* (German *Landkreise*) are essentially governmental organizations in charge of procedures under the state water legislation (BMU 2001: 11). Although they are currently not

in charge of implementing the WFD, they will become important actors when measures are implemented within their territory. In another role, they represent their constituency's interests in their administrative area, and generally feel obliged to sustain economic stability within the area.

The core of the agricultural actor network is composed of the Chamber of Agriculture and its local departments in each administrative county as well as agricultural associations. The *Chamber of Agriculture* constitutes, on the one hand, the public authority supervised by the Lower Saxon Ministry of Agriculture with official competencies such as the supervision and control of production and land use standards by agriculture (Nischwitz et al. 2002: 5). On the other hand, it is a self-administered organization that acts in the professional interests of all employers and employees in agriculture, forestry and market gardening in terms of education, advice and production support. Such double roles are generally critical, since "the closer agencies responsible for inspection duties are to their target groups, the greater the scope for 'regulatory capture'" (Flynn 2000: 78) may be. The *agricultural associations* of Lower Saxony ("*Niedersächsisches Landvolk*") constitute the non-governmental representation of regional or local agricultural interests. In contrast to the Chamber, these organizations attend to agricultural interests in a political rather than a technical sense. Due to the high degree of their structural organization and their important influence on farmers and authorities, they are important actors within the implementation of the WFD.

Two further actors are closely connected to the regional network of agriculture: first, the *water boards*, supervised by the counties, serve as "connectors between water management and agriculture" (Kastens 2003: 302). Their work exclusively embraces the maintenance of surface waters and will have an impact on groundwater protection, where activities such as managing the preservation of buffer strips lead to positive effects on nitrate reduction. As paying members of the boards, farmers have a considerable influence on their work and political orientation. Second, the regional *water suppliers* have close relations to agriculture, due to their involvement in drinking water co-operations. Notwithstanding their intense commitment to various WFD projects at the European and regional scale, regional water suppliers' principal interest lies in drinking water extraction areas, rather than in overall groundwater protection.

Finally, *environmental NGOs* have established their own regional network as a communication and co-operation platform to support the interested public in WFD issues. To this end, the network provides a website (www.wassernetz.org) and organizes seminars and workshops. 30 expert representatives have been appointed throughout Lower Saxony to become involved in regional implementation as a contact person for the water authorities and the public. While most of these representatives have a sound knowledge of water regulations and local water bodies, their expertise, and hence their influence on implementation, mainly focuses on biological and hydromorphological aspects, whereas

diffuse pollution to this date has virtually been absent from their work.

5 Forms of social and cognitive closedness in the Hase catchment

5.1 Social closedness – the actor network in the Hase catchment area and current strategies to deal with nitrate pollution

Implications on social closedness in the Hase catchment can be found by taking a closer look at the strategies established until now for dealing with nitrate pollution. Two strategies are pivotal: besides the implementation of technical measures such as manure application technologies and nitrate reduced feeding as the first strategy, the second and main strategy to reduce high nitrate intakes are so-called drinking water co-operations. From 1992, these co-operations were established between water suppliers and farmers in Lower Saxon drinking water protection areas (MU Niedersachsen, 2002). Farmers have bound themselves by contract to implement specific land use changes in favor of the reduction of agricultural nitrate pollution. To this end, they received expert advice by the Chamber of Agriculture regarding optimized fertilization. Funded by a water fee and supervised by the MELS, the concept has been highly successful, but also vastly expensive. These institutions have furthered mutual trust among participants (MU Niedersachsen 2002) and built up a network composed of water management and agricultural actors, while excluding third-party interests such as environmental groups. As a consequence, nitrate pollution has virtually exclusively been dealt with by this network. Even though the environmental state agencies and the ministry for environment in particular also pursue ecological interests due to their official position, their stance, more than in the case of environmental NGOs, is framed by matters of the agricultural sector in Lower Saxony. The drinking water co-operation is thus composed of a network of agricultural and water management actors that socially exclude the environmental NGOs.

5.2 Cognitive closedness in terms of nitrate pollution

Indications of cognitive closedness were investigated during the interviews by placing an emphasis on two main questions: first, how the problem of nitrate pollution is perceived by different actors and second, how, from their point of view, nitrate pollution in the context of the WFD should be tackled.

5.2.1 How the problem of nitrate pollution is perceived

To understand how the problem of nitrate pollution is perceived by different actors, we investigated whether there is a problem regarding the perception of agricultural nitrate pollution at all among actors and who, in their opinion, is responsible for the problem. With respect to the achievement of the WFD's goals, actors from water management in particular stressed the challenge of nitrate reduction for the region. One representative even claimed that the ambitious reduction of nitrate pollution would only be possible "*if regional agriculture is closed down*" in the catchment [ESA I]. In general, all other interview partners also demonstrated a clear awareness of water pollution, highlighting nitrate intake due to manure as a "*central problem*" [agric. chamber I] and not questioning agriculture as the main source of diffuse pollution within the region. However, the discussion on the problem's urgency and who has to take ultimate responsibility to solve regional nitrate problems do not refer to aspects immediately related to the farmers themselves. In many cases, interview partners detract from the regional nitrate problem either by emphasizing other regions with even more severe problems or by highlighting earlier times when nitrate intakes were even more severe than today:

> "*…I think, problems are even bigger in other regions where livestock farming is even more intensive* [water board]
>
> [the nitrate problem is] "*not as significant as in other regions"* [agric. ass. I]
>
> "*if we (…) try to bring to mind which form of agriculture we had in the 70s and 80s, this is not comparable with today's conditions. In those times it was certainly the case that farming took place far beyond the rules of good farming practice*" [water supplier II].
>
> "C*oncerning manure, I think one has to see the historical background. In former times (…) one was advised differently. At that time it was said, on maize you can apply manure and it won't matter how much is applied, it won't harm it. A lot helps a lot and even more might help even more and this is how farmers used to work (…). A great deal has changed in the past 15 to 20 years*" [farmer II].

Further, many actors showed the tendency to pass ultimate responsibility for solving nitrate pollution to factors outside their own regional farming system. A statement that can also be found in the literature as a classic farmers' perception (cf. Duram 2000: 47)

was that pollution of water is the unintended, but not always avoidable consequence of current farming practices. Changes to farming practices will only be possible if society is willing to pay reasonable prices for food that also cover the costs of agricultural measures to protect the environment. Most interview partners shared the opinion that economic responsibility for the reduction of nitrate pollution should remain with consumers, since they are usually unaware of the relationships between nitrate pollution and product prices for food. They state that farmers, who are forced to produce as cheaply as possible to meet consumer demands for low-priced food, lack the economic ability to change agricultural practices affecting water protection:

> "*We know exactly that everything is governed by wallets, and even if someone has 10,000 euros in there, I still doubt that he will pay more for food.*" [farmer I]

> "*A consumer who wants three chickens for five euros cannot likewise claim nitrate-free drinking water. This is impossible, incompatible. Here, consumers should also assume a duty.*" [water supplier II]

Leaving aside the question of whether this manner of dealing with the regional nitrate problem occurs unconsciously or strategically, the interview statements clearly indicate cognitive closedness within the actor network of agriculture and water management in the Hase catchment. The actors, as Schaap and van Twist (1997: 67) explain, close themselves off to specific problem definitions and problem-solving processes. In the Hase catchment, most regional stakeholders have only a fragmented perception of the ecological importance of diffuse nitrate pollution in water bodies. Environmental problems are minimized and ultimate responsibility for agricultural production structures leading to nitrate pollution are shifted to factors outside their own regional system.

A more critical perception of agricultural nitrate pollution is only held in interviews by regional environmental actors, who mainly discussed the issue by complaining about the "*dumping of manure*" [env. NGO I] in the region and state that, although awareness of the problem among farmers has increased, there are still "*quite a few [farmers] who just want to get rid of the manure*" [env. NGO II]. In general, environmental NGOs frame the issue of nitrate pollution in a wider and more international context by highlighting the global consequences of regional farming structures due to fodder imports from Brazil and the general ecological impact of intensive livestock farming.

5.2.2 Dealing with nitrate pollution in the context of the WFD

Interview partners were also asked to state what they think about the WFD and to explain their views on what needs to be done in the context of the Directive to deal with nitrate pollution. Many interview partners indicated that the WFD is top-down legislation from 'far away Brussels', which does not seem to acknowledge the former successes of water protection. Instead, it demands even greater protection for all water bod-

ies in strict time frames that appear virtually impossible to achieve in the region. By perceiving the WFD's approach to be unrealistic and inapplicable for the Hase region, interview partners express that water protection in the Hase catchment should be managed without stringent European regulation and that the economic stability of the region has to be prioritized:

"The Directive is a bit out of touch with reality in so far as it indeed presumes that there are no disturbing influences; one could close everything down immediately and then it's finished. (…) The reality is different. (…) We are not undisturbed nature. Who emulates this will fail with the WFD." [agric. ass. II]

"C*urrently, this is a very nebulous thing that is not filled with content yet.*" [admin. county]

"Nobody knows what will happen and that stokes the worst fear among the persons concerned and of course causes uncertainties." [agric. ass.]

"*When I heard what Mr. W.* [from the authority in charge] *said…natural waters are at stake…if they want to construct natural waters, this is impossible, how do they want to do this? (…) One has to reconstruct the pristine state and this is impossible. (…) One can't come and say we want to improve the whole world!*" [farmer I]

Another uncertainty stressed by many actors concerns the question of who has to pay for the implementation of nitrate reduction measures. Particularly due to restricted financial resources for potential measures to be implemented, most actors claim the need for the widespread application of exemptions to meet the objectives of the Directive without disregarding the social and economic situation of regional agriculture. The request for applying exceptions is supported by the water authorities in charge:

"T*he question is not only how behavioral changes have to take place to achieve the good status, but particularly also whether the good status is the desirable goal*" [ESA I].

Like many others, these actors frame concentration on less stringent goals and extended time scales as a chance to cope with the challenges of the WFD. Responding to the question of how to achieve the nitrate limit of 50mg/l for the region, a ministry representative [I] stated: "*by the application of exemptions*". By highlighting the lack of public financial resources as the reason for the need to apply exemptions, the water authorities also indicate that it is virtually impossible to make certain stakeholder groups assume financial responsibility.

The focus on exceptions to implement the WFD is only perceived as critical by environmental stakeholders. They raise the concern that the WFD may then only be implemented with measures that would have also been established without the WFD and would now only be attributed to the Directive. Environmental stakeholders request the

internalization of the external environmental costs caused by regional farming practices and have strong reservations about the concept of drinking water co-operations:

"W*hat a nonsense (…) that farmers are paid for not polluting. The farmers get money for not polluting water resources. Here, law should have an effect on the production, since farmers should also be obliged to meet sustainability aspects*." [env. NGO I].

However, due to the regional importance of agriculture, it seems impossible to implement measures concerning the agricultural production structure without the agreement of agricultural actors. The ability of agricultural actors to influence the implementation of the WFD is also reflected in different power frames held by interview partners. Recent applications of gain and loss frames by Wiethoff, Lewicki & Davis' (2003) show for a case on water regulation that actors who perceived themselves to be powerful also framed conflict issues as gains, whereas those with less power adopted loss frames (Dewulf et al. 2004b: 7). In our interviews, particularly representatives of environmental NGOs expressed their limited ability to adequately pursue their ecological interests, while representatives of agricultural organizations appeared far more self-confident, clearly stating that implementation of the WFD must not and cannot occur beyond agricultural interests:

"*The WFD demands specific aspects, this is logical. However, when implementation really takes place, it has to happen with agriculture and if something takes place beyond reality, this will soon become apparent, and I do not think that agricultural actors will then be keen to become involved.*"[agric. ass. II]

"*The lobby in the region is too strong; there are too many jobs dependent on it.*" [ESA III]

"*And here the administrative county is very interested that agriculture, as the economic basis, can further develop."* [admin. county]

As a consequence, most actors demand that farmers be reimbursed for all measures that could endanger their economic situation; a discussion on the internalization of external environmental costs caused by agriculture seems to be virtually impossible:

"*For us…and this is fact for the farmers (…) measures can only being carried out in a manner that does not harm the economic interests of farmers. Agriculture is just too important to act in a different way"*" [agric. ass. II]

[Measures for nitrate reduction have to be implemented] "*without causing problems to agriculture…we don't want this…we want them to be able to carry on producing and continue to gain their amounts in future*" [MELS I].

"*In principal, farmers would not have a problem with the WFD as long as the money is o.k.*" [water supplier].

Hence, measures mainly discussed with regard to the successful implementation of the

WFD refer to voluntary agreements between farmers and water management, consultation and production optimization. In the view of most actors, water resources are a public good and its protection therefore has to be a public responsibility. Justification for financial compensation is seen by the provision of a service (like, for example, the protection of groundwater resources by land-use changes) benefiting the whole of society:

"*When measures are developed to achieve a better ecological status of waters, this is not something that only farmers benefit from, this is beneficial for society, and that is the reason why they* [the farmers] *are sensible and say: we do not want to assume responsibility. And I agree with them, this is impossible.*" [water board]

"*To make sure that the WFD is not attached to an individual, it has to be paid for by society. Society has to bear this. When times come in which measures are fixed, they must not be attached to those people who happen to live in that area and have to work there.*" [admin. county]

"*The key is in the whole of society. If society says: we need agriculture, we want to keep the cultural landscape and we want clean groundwater (…) and it also says we will back and support this (…), then it is possible.*" [water supplier II]

Even those interview partners who suggested stricter legislation or raised the question of "*Why should farmers, who are already highly subsidized, be paid for not causing pollution*?" [water supplier II] likewise stressed the need for acceptance of measures among farmers, the difficult economic situation of farmers in general and/or the responsibility of society for water protection, thus doubting the success of measures that demand the greater assumption of responsibility by agricultural actors.

"*I, as a water manager, had a typical attitude: (…) we are giving them* [the farmers] *money to make sure they behave in a way in which, from a sensible point of view, they should behave anyway. Can't we achieve this in a different way, by controls or sanctions? No, we cannot achieve this differently! (…) And this is also how it has to be in the river basin districts. When something has to be done or leave there, one has to make sure that this is compatible with agricultural interests.*" [admin. county]

6 Searching for factors that influence closedness

For our example of diffuse nitrate pollution by agriculture in the Hase catchment, the previous sections provide indications of the occurrence of both social and cognitive closedness. Social closedness can be found in the way in which the reduction of nitrate pollution has been dealt with so far. The nitrate reduction strategies follow a clear agriculture-oriented approach based on technical and end-of-pipe measures on the one hand and the concept of drinking water co-operations on the other. Implementation of the latter in particular is based on an exclusive circle of actors from agriculture and water

management.

The reasons behind this social closedness do not appear to be obvious. Also, during the interviews it was not possible to clarify whether exclusion occurred at the level of the whole network or by individual actors, and whether it occurred consciously or unconsciously. According to Schaap and van Twist (1999: 67), social closedness very often refers to conscious exclusion due to power structures. It could be expected that agricultural actors use their position to steer decisions on who and who not to involve in the co-operation. Moreover, it could also be plausible that environmental NGOs have excluded themselves from the network, since they frame the problem of nitrate pollution differently to other actors. It was mainly the ministry's decision to choose on the composition of actors in the co-operations. This is because the co-operations were originally set up by the government of Lower Saxony, which provided the funding and enacted a bye-law for their institutionalization (MU Nds. 2005a). The bye-law in fact allowed other actors from environmental management to participate in the co-operations, if necessary. Nonetheless, environmental NGOs, which would be an actor group with primarily ecological interests, have never been a full member of the network. Even though environmental NGOs are well aware of the nitrate problem and have a clear position on this issue, they mainly concentrate on hydromorphological and biological aspects of water protection.

Even though we do not have clear evidence of the cause of the ministry's decision, it seems that the authorities focused on the involvement of actors who are directly interconnected with drinking water extraction areas, since the co-operation concept was limited to these areas and focused specifically on drinking water protection and not on water protection as an ecological goal in general. The actors concerned were therefore farmers as the land users, the agricultural association as their political representative, and the Chamber of Agriculture as the expert advisor on fertilization. Moreover, water suppliers were involved as the interest group for water protection and the organizations in charge of drinking water extraction. In contrast, environmental NGOs basically followed the same interests as water suppliers, namely the reduction of nitrate intake in water bodies, but they did not have the spatial reference of areas for drinking water extraction. By the time the concept of drinking water co-operations had been set up, no further benefit was expected from the involvement of environmental NGOs actors, since they did not have a stake in the form of water protection, which would also not have been covered by water suppliers.

In addition to social closedness, various indications of cognitive closedness can be found, too. Even though regional stakeholders have different specific interests in the region, most generally perceive the issue of nitrate pollution in the context of the WFD similarly to agricultural actors. In line with the arguments put forward by Schaap and

van Twist (1997: 66ff.), the reasons behind cognitive closedness in the Hase catchment have to be seen in the power of regional agriculture as well as in the way in which these actors frame the situation. As stated above, Schaap and van Twist also emphasize the interrelations between power structures and frames. We can also find evidence of this relationship in our study area. All actor groups, including agricultural ones, are well aware of the strength of agriculture, which is mainly based on the region's historical background and the development of its high economic dependency on agriculture. In particular, regions that sustain their socio-economic configuration on highly specialized and firmly established production structures often have difficulty in adapting to changing conditions (Grabher 1995 [1993]). Production patterns in these regions are accompanied by close actor networks and a tightly knitted social and administrative system that reflect the specific economic environment. While optimizing the capacities along this environment, these regions tend to lose their ability to reorganize their internal structures in order to cope with new political or structural challenges (ibid.: 264 et seqs.). The description of the actor network (see above) has illustrated the existence of strong interorganizational ties between agriculture and water management in the region. As Grabher (1995 [1993]) shows, such long-standing personal ties result in mutual orientations involving common world views regarding the given economic and environmental structures. These world views or frames determine which phenomena are perceived and which are ignored (ibid.: 262). Agricultural actors in the Hase catchment provide a frame on the urgency of the nitrate problem and on dealing with nitrate pollution in the context of the WFD in a form that clearly conform to their interests. By highlighting other regions that face even greater nutrient problems or earlier times when the nitrate problem was more severe, agricultural actors can divert attention away from the current ecological problems in their own area. Moreover, by emphasizing the role of consumers and the responsibility of the public with regard to water protection, accountability for nitrate pollution of the agricultural sector is shifted to factors located outside their own regional system. The discussion on the internalization of external environmental costs caused by regional agriculture is cognitively closed off.

While Schaap and van Twist (1997: 67 et seq.) refer to framing as a process that leads to conscious or unconscious closedness at the scale of individual actors, the interview statements show that cognitive closedness occurs among a large group of different actors in the Hase catchment. General agricultural perceptions emerge as a collective frame in the region, while all other detailed perceptions, some of which are even conflicting, appear to be overlaid by this frame. As different authors point out, actors with common cultural backgrounds and experiences are likely to share frames of a specific situation (Denzau and North 1994; Hutchins and Hazlehurst 1992; Dewulf et al. 2004b). In these cases, the interconnected relationship of actors is manifested in a common identity that in turn shapes a collective frame. Finally, the collective frames form the basis to socially construct problem definitions for the actor group's world views (Molina

Guzman 2003: 32; Benford 1997).

Most interview partners framed the urgency of the regional nitrate problem by the risk of financial loss to agriculture, which, in consequence, would lead to an economic downgrading of the whole region. As Kahneman and Tversky (1979) ascertained, a person's response to a loss is usually more extreme than that person's reaction to a gain. Since the advantages of nitrate reduction, such as an improved environment or less public criticism on intensive livestock farming, are not viewed as immediate and not judged to be an important potential economic loss for farmers, it seems plausible that most regional actors have an interest in giving the nitrate problem less weight. This loss frame is also in line with the WFD's uncertainties expressed by the different actors. Indeed, the achievement of the WFD's goals is by no means free of uncertainties. In fact, different authors have highlighted normative and knowledge uncertainties that occur with the implementation of the WFD (Newig et al. 2005; Demmke 2001: 282 et seqs.). The perceived uncertainties in the Hase catchment, however, lead to a situation in which actors fear the worst consequences for agriculture's economic stability and react by refusing to acknowledge all factors that might harm this stability. Questioning the implementation procedure and highlighting the WFD as being unrealistic for the region becomes an instrument to impose regional economic interests.

The previous clarifications of the interrelation between agriculture's power and the emergence of a collective frame clearly provide an explanation for cognitive closedness in the Hase catchment. The economic role and cultural meaning of agriculture in the region has accumulated into a powerful position of the sector that, also in a cognitive sense, dominates most other actor groups in the region. Besides power and framing, Schaap and van Twist (1997: 71 et seq.) suggest network culture as a cause of closedness, focusing on network discourse in the sense of linguistic usage. These characteristics were not investigated in our study. Analysis of the discourse would have demanded intensive participant observation at regional meetings on nitrate reduction and the implementation of the WFD. This, however, was neither empirically possible nor the aim of our study. However, we do find traditions and policy practices that provide further answers to the question of what has formed cognitive closedness. In particular, the network of drinking water co-operations involves a certain tradition on how to deal with nitrate pollution, and has deeply institutionalized strategies of nitrate reduction for the Hase catchment. These co-operations are based on 'weak' measures for nitrate reduction, such as economic incentives, voluntary agreements and consultancy. Even though implementation of such measures has proven successful in water protection, these instruments in the case of the Hase catchment have also led to a situation in which command-and-control measures or the internalization of external costs remain undisputed alternatives among most actors. Instead, the experiences made by the drinking water co-operation over the past 15 years, when farmers were reimbursed for water protection measures, have even supported the conviction that agricultural measures with ecological

benefits have to be paid for by the whole of society. As a consequence, the closed network of these co-operations established a further basis for the emergence of cognitive closedness. In conclusion, all three socio-economic structures of the region – the powerful position of agriculture and the deeply institutionalized water protection strategies established within the drinking water co-operations – have undergone a mutual reinforcement and formed the basis for the adoption of a collective frame by nearly all regional actors that corresponds with agricultural interests.

7 Conclusions and perspectives

The division in social and cognitive closedness and the clarifications of their occurrence, as suggested by Schaap and van Twist, provide a suitable basis for the analysis of networks. We found both forms of closedness in our case study area and particularly the tight interrelation between power and framing holds true for the Hase catchment. Even though we referred to network culture (as another reason for closedness) in a different way as Schaap and van Twist, linguistic usage may indeed be an interesting and challenging aspect for further investigations. Nevertheless, the reasons behind closedness, as suggested by the authors, must be assumed to be even more complex than already explained by power, frames and network culture. To fully analyze the closedness phenomenon, one often has to find the 'reasons behind the reasons', e.g. by asking where power structures come from or how specific frames occurred. Moreover, in our view, a tighter link has to be established between social and cognitive closedness, since situations are also likely in which one form of closedness appears due to the existence of the other, and where both forms are channeled into mutual reinforcement. Finally, the distinction between closedness at the network and the actors' scale, as well as between conscious and unconscious closedness, is far more difficult practically than analytically. It would be daring to interpret each actor's statement that is in the line with his or her interest as a strategic mean. Moreover, it is not easy to clarify where and how social and cognitive closedness started, especially for long established networks, and whether it occurred consciously or unconsciously. Our investigations provide only one example of the application of Schaap and van Twist's approach. Further case studies are needed to observe whether the forms of closedness and their reasons may even occur more obviously in other regions and different situations and to draw more detailed methodological conclusions from concept modification.

The question remains as to how closed networks can be opened up in order to enhance and facilitate the implementation of sustainable agricultural policies. One important option is to change the institutional network design. Institutions are the rules that regulate access to the network, positions of certain actors or the distribution of costs and benefits within the networks (Klijn 2005: 334 with further references). One option to foster change in institutional design is to develop new participatory processes in which actors in current networks are encouraged to interact with actors who have so far not

been involved in the existing coalitions. A newly institutionalized process in particular can provide the opportunity "to break open closed policy networks" and to allow new outcomes to be produced beyond contextual constraints (Mostert 2003: 185). It is certainly doubtful whether power differentials between different actors can be completely balanced in such processes. Participatory processes are always implemented within a social context, and existing inequalities are likely to be reproduced within these processes (Cooke and Kothari 2001). On the other hand, important motives behind stakeholder involvement "are to diminish the power of various societal actors by involving them in decision making" (Edelenbos and Klijn 2005: 417). Moreover, not only power structures can be opened up and balanced. There is also the chance for the current collective frame to be changed, due to new participation structures and enlargement of the content to be negotiated, which may finally lead to institutional change at the level of the actor network (Pahl-Wostl et al., in press a, b). Sense-making is social and can be shaped by interaction and negotiation (Vaughan 1996; Weick 1995; Dewulf et al. 2004a). When actors include new information into their theories, a reframing process, or in other words the reinterpretation of a situation or problem, can take place (Hanke et al. 2002: 6f.).

For the Hase catchment, institutional changes due to a newly established participatory process are currently arising upon implementation of the WFD. The WFD is the first European directive that explicitly combines substantive environmental policy goals with public participation and the integration of stakeholders and civil society in decision-making is seen as a fundamental condition for the ultimate success of the directive's implementation (Preamble 14 WFD, EU 2002). Also for the Hase catchment, a participatory process has recently been established that provides options to break up network closedness in both its social and cognitive dimension. To support the implementation of the WFD in Lower Saxony, the MELS has established 28 so-called 'area co-operations' at the local scale, one of which has been put in place for the Hase catchment (MU Nds. 2005b). The new co-operations involve three important aspects that influence the institutional design of the current network, as established in drinking water protection areas. First, area co-operations are spatially extended by referring to the whole catchment instead of exclusively to the areas for drinking water extraction. Second, the new co-operations are extended with regard to content by focusing on nitrate pollution as one of many environmental aspects. Further points to be negotiated are hydromorphological and biological criteria and aspects that are already on the agenda of the environmental NGOs. Third and finally, the circle of participants has been enlarged by including further regional organizations besides agriculture and water management, such as nature conservation, forestry and industry. This new institutional setting will not change the current network of drinking water co-operations. However, the area co-operations, as the new negotiation panels for water protection according to the WFD, will largely supersede these networks.

Moreover, it is unlikely for the Hase catchment that agricultural stakeholders will reframe their position to an extent that would give ultimate priority to the WFD's ecological targets. Nevertheless, the new negotiation process can lead to *frame enlargement* (Gray 2004: 23) among participants by supporting the opening up of narrow perception patterns and enlarging stakeholders' own and others' frames about a problem or situation. Although frame enlargement is not as strong as reframing, in which frames are completely changed or substituted, it opens up actors' world views to a wider discussion basis (Dewulf 2005: 308f.). Highlighting the ambiguities in perceptions during the participatory process can expand the discussion framework to provide opportunities for change, since more information exchange becomes more productive. The process can thus allow ideas to be generated, e.g. in terms of new solutions to WFD goal achievement, which might have not been considered previously. In this way, new communication procedures may support the break-up of captured frames and may allow social learning processes to encourage processes of reframing, finding further solutions to cope with nitrate pollution in the context of regional WFD implementation.

References

Behrendt, H., P. Huber, M. Kornmilch and B. Opitz. 2000. *Nutrient balances of German river basins. UBA-Texte, Bd. 23*. Berlin.

Benford, Robert D. (1997): An Insider's Critique of the Social Movement Framing Perspective. In: Sociological Inquiry 67 (4): 409-30.

Benford, R. and D. Snow. 2000. 'Framing processes and social movements: An overview and assessment.' *Annual Review of Sociology* (26):611-39.

Bennett, P.G., S. Cropper and C. Huxham. 1989. Modelling interactive decisions: the hypergame focus. In *Rational Analysis for a Problematic World*, ed. J. Rosenhead. Chichester: Wiley.

BMU. 2001. *Environmental Policy. Water Resources Management in Germany, Part I - Fundamentals*. Berlin.

Bogason, P. and J.A. Musso. 2006. 'The Democratic Prospects of Network Governance.' *American Review of Public Administration* 36 (1): 3-18.

Bots, P.W.G., M.J.W. van Twist and J.H.R. van Duin. 2000. *Automatic Pattern Detection in Stakeholder Networks. Proceedings of the 33rd Hawaii International Conference on System Sciences - 2000*.

Briassoulis, H. 2004. 'The Institutional Complexity of Environmental Policy and Planning Problems: The Example of Mediterranean Desertification.' *Journal of Environmental Planning and Management* 47 (1):115–35.

Burby R. J., Strong D. E. 1997. Coping with chemicals – blacks, whites, planners, and industrial pollution. Journal of the American Planning Association 63 (4): 469-480.

Coborn, C.E. 2006. 'Framing the Problem of Reading Instruction: Using Frame Analysis to Uncover the Microprocesses of Policy Implementation.' *American Educational Research Journal* 43 (3):343-79.

Cooke, B. and U. Kothari, eds. 2001. *Participation: the new tyranny?* London, New York: Zed Books.

Demmke, C. 2001. Proposals for Improving the Implementation and Enforcement of Community Law and Policy. In: *Capacity Building for Integration. European Environmental Policy: The Administrative Challenge for the Member States*. Demmke, C. and M. Unfried (eds.), Maastrict: EIPA, 269-87.

Denzau, A.T. and D.C. North. 1994. 'Shared Mental Models: Ideologies and Institutions.' *Kyklos* (47):3-31.

Deyle R. E., Smith R. A. 1998. Local government compliance with state planning mandates – the effects of state implementation in Florida. Journal of the American Planning Association 64 (4): 457-469.

Dewulf, A. 2005. Issue Framing in Multi-Actor Contexts. How people make sense of issues through negotiating meaning, enacting discourse and doing differences. Online Dissertation. URL: http://ppw.kuleuven.be/~dewulfar/phd.htm (23.05.2007).

Dewulf, A., M. Craps, R. Bouwen, T. Taillieu and C. Pahl-Wostl. 2005. 'Integrated management of natural resources: dealing with ambiguous issues, multiple actors and diverging.' *Water Science and Technology* 52 (6):115-24.

Dewulf, A., M. Craps and G. Dercon. 2004a. 'How Issues Get Framed and Reframed When Different Communities Meet: A Multi-level Analysis of a Collaborative Soil Conservation Initiative in the Ecuadorian Andes.' *Journal of Community & Applied Social Psychology* 14:177–92.

Dewulf, A., B. Grey, L. Putnam, N. Aarts, R. Lewicki, R. Bouwen and C. van Woerkum. 2004b. Disentangling approaches to framing: mapping the terrain. In *18th IACM Conference*. Seville.

Drake, L.E. and W.A. Donohue. 1996. 'Communicative framing theory in conflict resolution.' *Communication Research* (23):297-322.

Duram, L. 2000. 'Agents' perceptions of structure: How Illinois organic farmers view political, economic, social, and ecological factors.' *Agriculture and Human Values* 17:35-48.

Edelenbos, J. and E.-H. Klijn. 2005. 'Managing Stakeholder Involvement in Decision Making: A Comparative Analysis of Six Interactive Processes in the Netherlands.' *Journal of Public Administration Research and Theory* 16 (3):417-46.

EU. 2002. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 8 on Public Participation in Relation to the Water Framework Directive*. Luxemburg.

Groenendijk J. G. 1998. Local policy-making under fiscal centralism in the Netherlands: consequences for local environmental policy. Environment and Planning C – Government and Policy 16 (2): 173-189.

Hanke, R., B. Gray and L. Putnam. 2002. 'Differential Framing of Environmental Disputes by Stakeholder Groups.' *AoM Conflict Management Division Mtgs.* (13171).

Holzinger, K. 2000. 'Limits of co-operation: A German case of environmental mediation.' *European Environment* (10):293-305.

Hutchins, E. and B. Hazlehurst. 1992. Hutchins, Edwin, and Brian Hazlehurst, "Learning in the culture process. In *Artificial Life II*, eds. C.G. Langton, C. Taylor, J.D. Farmer and S. Rasmussen. Redwood City: Addison-Wesley.

Ingram, H. and A. Schneider. 1990. 'Improving Implementation Through Framing Smarter Statutes.' *Journal of Public Policy* (1):67-88.

Kahneman, D. and A. Tversky. 1979. 'Prospect theory: An analysis of decision under risk.' *Econometrica* 47 (2):263-91.

Kaika, M. 2003. 'The Water Framework Directive: A New Directive for a Changing Social, Political and Economic European Framework.' *European Planning Studies* 11 (3):299-316.

Kaufman, S., Elliott, M. and D. Shmueli. 2003. Beyond Intractability: A Free Knowledge Base on More Constructive Approaches to Destructive Conflict. Frames, Framing and Reframing. http://www.beyondintractability.org/essay/framing/?nid=1129

Kickert, W. J. M., Klijn, E.-H. and J. F. M. Koppenjahn 1999. Introduction: A Management Perspective on Policy Networks. In *Managing Complex Networks. Strategies for the Public Sector*, eds. W.J.M. Kickert, E.-H. Klijn and J.F.M. Koppenjan. London, Thousand Oaks, New Delhi: Sage Publications. 1-13.

Klijn, E.-H. (1996) 'Analysing and Managing Policy Processes in Complex Networks', *Administration and Society* 28(1): 90–119.

Klijn, E.-H. (2005): Designing and Managing Networks: Possibilities and Limitations for Network Management. *European Political Science* 4, 328- 339.

Koppenjan, J.F.M. and Klijn, E.H. (2004) Managing Uncertainties in Networks: A Network Approach to Problem-solving and Decision-making, London: Routledge.

Lewicki, R.J., B. Gray and M. Elliott, eds. 2003. *Making Sense of Interactable Environmental Conflicts. Frames and Cases*. Washington, Covelo, London: Island Press.

Messner, F. 2006. 'Applying participatory multicriteria methods to river basin management: improving the implementation of the Water Framework Directive.' *Environment and Planning C: Government and Policy* 24:159-67.

Molina Guzmán, I. 2003: Contesting the Borders of the Imagined Nation: The Frame of Religious Marginalization in Grassroots Socially Conservative Discourses about Sexuality in Public Education. In: Journal of Communication Inquiry 27 (1): 29-48.

MU Nds. 2005a. Kooperationsmodell zum Trinkwasserschutz. URL: http://www.umwelt.niedersachsen.de/ master/C780592_N11329_L20_D0_I598.html (20.06.2007).

MU Nds. 2005b. *Erlass des Umweltministeriums vom 15.03.2005. Konzept für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Geschäftsbereich des Niedersächsischen Umweltministeriums - Bildung von Gebietskooperationen*. Vol. 49. Hannover.

Newig J, C. Pahl-Wostl C and K. Sigel 2005. 'The Role of Public Participation in Managing Uncertainty in the Implementation of the Water Framework Directive.' *European Environment* 15 (6):333-43.

Nischwitz, G. 1996. *Sozioökonomische, ökologische und rechtliche Rahmenbedingungen für die Veredelungswirtschaft in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre*. Vechta.

O'Toole, L. J., Hanf, K. I and P. L. Hupe 1999. Managing Implementation Processes in Networks. In *Managing Complex Networks. Strategies for the Public Sector*, eds. W.J.M. Kickert, E.-H. Klijn and J.F.M. Koppenjan. London, Thousand Oaks, New Delhi: Sage Publications. 137-151.

Pahl-Wostl, C., M. Craps, A. Dewulf, E. Mostert, D. Tabara, and T. Taillieu. (in press a).

Social learning and water resources management. Ecology and Society.

Pahl-Wostl, C., Bouwen, R, Craps, M., Dewulf, A., Mostert, E., Ridder,D., Tàbara, D., and Taillieu, T. (in press b). The role of social learning and culture for water resources management. Ecological Economics.

Petry, D. and Dombrowsky, I. 2007. River Basin Management in Germany: Past Experiences and Challenges Ahead". In: Ecological Economics of Sustainable Watershed Management, ed. J. Erickson, F. Messner, and I. Ring, Amsterdam: Elsevier Science.

Putnam, L. and M. Holmer. 1992. Framing, reframing and issue development. In *Communication and negotiation*, eds. L. Putnam and M. Roloff. London: Sage.

Schaap, L. and M.J.W. van Twist. 1999. The Dynamics of Closedness in Networks. In *Managing Complex Networks. Strategies for the Public Sector*, eds. W.J.M. Kickert, E.-H. Klijn and J.F.M. Koppenjan. London, Thousand Oaks, New Delhi: Sage Publications. 62-78.

Schön, D. and M. Rein. 1994. *Frame reflection. Toward the Resolution of Intractable Policy Controversies*. New York: Basic Books.

SRU. 2004. *Umweltgutachten 2004: Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern, Bd. 1*. Baden-Baden: Nomos.

Thyssen, N.H. 1999. Nutrients in European ecosystems. Environmental assessment report. Copenhagen.

Tversky, A. and D. Kahneman. 1986. The Framing of Decisions and the Psychology of Choice. In *Rational Choice*, ed. J. Elster.

Vaughan, D. 1996. *The Challenger launch decision: Risky technology, culture, and deviance at NASA*. Chicago: University of Chicago Press.

Weick, K.E. 1995. *Sensemaking in organizations*. Thousand Oaks: Sage.

i) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.

ii) PartizipA (Participative Modeling, Actor and Ecosystem Analysis in Regions with Intensive Agriculture) was funded by the German Ministry of Education and Research under grant no. 07VPS10 from October 2003 until March 2007 (see www.partizipa.net)

iii) Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration.